



CENTRO DE INVESTIGACION EN MATERIALES AVANZADOS



# Tratamiento de lixiviados generados en el relleno sanitario de la Cd. de Chihuahua, Méx.

---

Tesis como requisito para obtener el grado de  
Maestro en Ciencia y Tecnología Ambiental

Presenta

**Wendy Margarita Chávez Montes**

Director de Tesis: Dr. Guillermo González Sánchez

CHIHUAHUA, CHIH.

NOVIEMBRE DE 2011

# AGRADECIMIENTOS

---

# DEDICATORIA

---

# INDICE DE CONTENIDO

---

<b>Contenido</b>	<b>Pág.</b>
Resumen	1
Abstract	2
I.    Introducción	3
II.   Antecedentes	6
1.  Rellenos sanitarios	6
2.  Lixiviados	8
2.1. Definición y antecedentes	8
2.1.1. Contaminación de aguas superficiales y subterráneas	9
2.2. Generación	9
2.2.1. Generación del gas de vertedero y composición de lixiviados	11
2.3. Balance de agua de un relleno sanitario	15
2.4. Variaciones en la composición de los lixiviados	16
2.5. Características	17
3.  Tratamiento de lixiviados	19
3.1. Recirculación	19
3.2. Evaporación de lixiviados	20
3.3. Coagulación/floculación/sedimentación	20
3.3.1. Desestabilización de partículas	21
3.4. Adsorción	23
3.4.1. Isoterma de Freundlich	24
3.4.2. Isoterma de Langmuir	25
3.5. Oxidación Química	26
3.6. Membranas	27
3.6.1. Ósmosis Inversa	28

<b>Contenido</b>	<b>Pág.</b>
4. Validación de métodos de ensayo	28
III. Planteamiento del Problema	31
IV. Hipótesis	33
V. Justificación	34
VI. Objetivo General	35
VI.I. Objetivos Específicos	35
VII. Metodología	37
VIII. Resultados y Discusión	63
IX. Conclusiones	95
X. Recomendaciones	97
XI. Literatura Citada	98

# INDICE DE FIGURAS Y TABLAS

---

<b>Figura</b>		<b>Pág.</b>
Figura 1.	Vista en sección de un relleno sanitario controlado	8
Figura 2.	Fases generales en la generación de lixiviados y gases de vertedero	14
Figura 3.	Balance de agua en un relleno sanitario	16
Figura 4.	Doble capa eléctrica	22
Figura 5.	Tren de tratamiento	39
Figura 6.	Vehículo para la recirculación de lixiviados	42
Figura 7.	Puntos de premuestreo	43
Figura 8.	Puntos de muestreo	45
Figura 9.	Laguna de evaporación norte	46
Figura 10.	Laguna de evaporación sur	47
Figura 11.	Canal de lixiviados	48
Figura 12.	Poza de recolección	49
Figura 13.	Esquema de la metodología para la determinación de metales	51
Figura 14.	Esquema de la etapa 1 - Coagulación/floculación/sedimentación	55
Figura 15.	Esquema de la etapa 2 - Adsorción	58
Figura 16.	Sistema de oxidación química	59
Figura 17.	Esquema de la etapa 3 - Oxidación química	61
Figura 18.	Sistema de membranas	62

<b>Figura</b>		<b>Pág.</b>
Figura 19.	Contenido de DQO, DBO <sub>5</sub> y nitrógeno total en los diferentes muestreos	71
Figura 20.	Medida de pH y conductividad, y contenido de ST y SDT en los diferentes muestreos	71
Figura 21.	Lixiviado tratado con 20 g/L de coagulante	72
Figura 22.	Efecto de la dosis de coagulante en la remoción de DQO	73
Figura 23.	Efecto del pH en la remoción de DQO	74
Figura 24.	Efecto de la dosis de coagulante en la primera coagulación	75
Figura 25.	Efecto de la dosis de coagulante en la segunda coagulación	76
Figura 26.	Efecto de CA y dosis	78
Figura 27.	Isoterma de Freundlich para CA Aquactive	79
Figura 28.	Isoterma de Langmuir para CA Aquactive	79
Figura 29.	Isoterma de Freundlich para CA CAGR	80
Figura 30.	Isoterma de Langmuir para CA CAGR	80
Figura 31.	Efecto de la relación molar H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> y del incremento en las dosis de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> y Fe <sup>2+</sup> en la remoción de DQO	82
Figura 32.	Efecto del incremento en las dosis de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> y Fe <sup>2+</sup> en la DQO residual a una relación molar H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> = 1.5	84
Figura 33.	Efecto del incremento en las dosis de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> y Fe <sup>2+</sup> en la DQO residual a una relación molar H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> = 3	84
Figura 34.	Desempeño del tren de tratamiento en la remoción de DQO	87
Figura 35.	Desempeño del tren de tratamiento en la remoción de DBO <sub>5</sub> y nitrógeno total	88
Figura 36.	Desempeño del tren de tratamiento en la remoción de ST y SDT	89
Figura 37.	Desempeño individual de cada etapa del tren de tratamiento en la remoción de contaminantes básicos	91
Figura 38.	Residuos sólidos vertidos en el tiempo de operación de la celda 1	92

<b>Tabla</b>		<b>Pág.</b>
Tabla 1.	Clasificación de los lixiviados	19
Tabla 2.	Elementos adicionados a las muestras fortificadas	40
Tabla 3.	Variación de dosis de coagulante	54
Tabla 4.	Características de los carbones activados	57
Tabla 5.	Variación de relación molar $H_2O_2/Fe^{2+}$ y dosis de $H_2O_2$ y $Fe^{2+}$	60
Tabla 6.	Resultados de la validación parcial de métodos de ensayo	63
Tabla 7.	Criterios de aceptación de repetibilidad y reproducibilidad	65
Tabla 8.	Caracterización de metales en premuestreo	66
Tabla 9.	Caracterización de parámetros en muestreos	68
Tabla 10.	Isotermas de Langmuir y Freundlich para los dos tipos de CA	81
Tabla 11.	Características finales del lixiviado después de cada etapa del tren de tratamiento	86



# ABREVIATURAS

---

AOPs	Proceso avanzado de oxidación
CA	Carbón activado
DBO <sub>5</sub>	Demanda biológica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
EAA	Espectroscopía de absorción atómica
ICP-OES	Espectroscopía de emisión por plasma inductivamente acoplado
LC	Límite de cuantificación
LD	Límite de detección
RSU	Residuos sólidos urbanos
SDT	Sales disueltas totales
SST	Sólidos suspendidos totales
ST	Sólidos totales

# RESUMEN

---

Los lixiviados generados en el relleno sanitario de la ciudad de Chihuahua representan un riesgo en la contaminación de aguas subterráneas y el suelo de los alrededores. En este estudio se planteó una metodología que combina métodos fisicoquímicos así como tecnologías nuevas para el tratamiento de dichos lixiviados sin recurrir a la dilución, ya que no es posible aplicar métodos biológicos a los lixiviados que se generan en rellenos sanitarios maduros. Por consiguiente, se sometió el lixiviado a un tren de tratamiento compuesto por cuatro etapas que incluyeron: a) procesos de coagulación /floculación /sedimentación mediante un coagulante inorgánico; b) adsorción con carbón activado; c) oxidación química mediante el reactivo Fenton y d) membranas de ósmosis inversa. Se consideraron las condiciones de operación óptimas en cada una de las etapas con el fin de incrementar la remoción del parámetro principal: demanda química de oxígeno (DQO). Además se hizo la caracterización de las remociones después de cada etapa del tratamiento para los siguientes parámetros básicos: demanda biológica de oxígeno ( $DBO_5$ ), nitrógeno total, sólidos totales (ST) y sales disueltas totales (SDT). Se alcanzaron remociones totales después del tren completo de tratamiento de 92, 68, 63, 46 y 45% para DQO,  $DBO_5$ , nitrógeno total, ST y SDT respectivamente.

# ABSTRACT

---

Landfill leachate generated in Chihuahua city represent a risk for groundwater and surrounding soil contamination. This study proposed a methodology that combines physical and chemical methods as well as new technologies for the treatment of such landfill leachate without dilution, although it is not possible to apply biological methods in mature landfills. Leachate was subjected to a treatment process sequence consisting of four steps including: a) coagulation /flocculation/sedimentation using an inorganic coagulant; b) activated carbon adsorption; c) chemical oxidation using Fenton's reagent and d) reverse osmosis membranes. We considered the optimum operating conditions in each stage in order to increase the removal of the main parameter: chemical oxygen demand (COD). We also characterized after each treatment stage the removal of the following main parameters: biological oxygen demand (BOD<sub>5</sub>), total nitrogen, total solids (TS) and total dissolved solids (TDS). Once the treatment process train was performed, removal achievements were 92, 68, 63, 46 y 45% for COD, BOD<sub>5</sub>, total nitrogen, TS and TDS, respectively.

# I. INTRODUCCION

---

Los rellenos sanitarios son uno de los métodos más utilizados para la disposición final de residuos sólidos en el mundo ya que han mostrado ser la forma más barata, en términos de aprovechamiento y costo para la disposición final de los residuos (Renou et al., 2008).

En México se generaron 38 325.1 mil toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU) en 2009, de los cuales, más del 60% fueron depositados en rellenos sanitarios (INEGI, 2010).

Los rellenos sanitarios liberan una amplia gama de compuestos debidos a la degradación de los residuos en todo su ciclo de vida (Ziyang et al., 2009). Los contaminantes líquidos generados en un relleno sanitario, también conocidos como lixiviados, producidos principalmente cuando un caudal de agua pasa a través de los residuos, son una amenaza para el suelo de los alrededores, para el agua subterránea e incluso para el agua superficial (Ding et al., 2001). La composición de los lixiviados es un indicador tanto del tipo como de la etapa de los procesos que ocurren dentro del relleno sanitario, siendo un conocimiento necesario para la implementación e instalación de un tratamiento factible (Foo y Hameed, 2009). Los lixiviados son caracterizados como una solución acuosa que contiene los siguientes cuatro grupos de contaminantes: materia orgánica disuelta, macrocomponentes inorgánicos, metales pesados y compuestos orgánicos xenobióticos (Christensen et al., 2001).

Se han realizado varios estudios relacionados con la contaminación de las aguas subterráneas y el suelo en los alrededores de un relleno sanitario (Reyes et al., 2008; Al-Tarazi et al., 2008). Mor et al., (2006) estudiaron el impacto en la calidad del agua subterránea en las cercanías de un relleno sanitario en Gazipur, India; encontrando que ésta fue significativamente afectada por la infiltración de los lixiviados al subsuelo. Mientras que Kassassi et al., (2008) caracterizaron muestras de suelo de un relleno sanitario clausurado en Thessaloniki, Grecia;

encontrando concentraciones de metales pesados que fueron fuertemente dependientes de los patrones de disposición de residuos municipales e industriales.

Debido a los requerimientos de calidad con respecto al agua superficial y subterránea, el tratamiento de los lixiviados se ha convertido en la mayor preocupación ambiental relacionada a los rellenos sanitarios, junto con la captación del biogás producido. En México no existen normas que regulen los niveles máximos de contaminantes en lixiviados para su descarga en cuerpos de agua o suelo. Sin embargo, países avanzados como Alemania, Estados Unidos, Francia, Hong Kong y Korea del Sur cuentan con normativas que con el paso del tiempo se han vuelto más exigentes. En la actualidad, aunque existen prácticas ingenieriles y control para la protección del medio ambiente de los alrededores de un relleno sanitario con la aplicación de tratamientos y control en la migración de los lixiviados, los resultados no han sido del todo satisfactorios (Ziyang et al., 2009). Existen varios tratamientos para los lixiviados generados en un relleno sanitario entre los cuales se encuentran los tratamientos convencionales, los cuales incluyen tratamientos biológicos, recirculación y tratamientos fisicoquímicos; en la actualidad se estudian tratamientos nuevos, los cuales aplican en general la tecnología de membranas. Sin embargo, el mayor reto en el tratamiento de los lixiviados es la aplicación de metodologías que combinan los métodos convencionales con tecnologías nuevas, ya que han mostrado tener mayor eficiencia en la remoción de los contaminantes (Renou et al., 2008).

Los tratamientos biológicos han mostrado ser efectivos cuando se aplican en lixiviados jóvenes, los cuales son ricos en ácidos grasos volátiles. Sin embargo, estos métodos no son efectivos en el tratamiento de lixiviados maduros, para rellenos de entre 5 a 10 años o mayores, debido a su baja relación  $DBO_5/DQO$  (normalmente menor a 0.3) y a su alto contenido de sustancias recalcitrantes (Cortez et al., 2009).

Los tratamientos fisicoquímicos son elegidos por remover compuestos orgánicos refractarios de alto peso molecular. Dentro de estos métodos, la coagulación/floculación/sedimentación ha resultado ser efectiva removiendo materia orgánica hidrofóbica de alto peso molecular y alto contenido aromático (Shouliang et al., 2008); además en los últimos años, los procesos de adsorción han sido reconocidos como un tratamiento efectivo y prometedor, teniendo una

notable tendencia en el uso de carbón activado, un adsorbente con un área superficial grande que posee mayor capacidad para la remoción de una amplia gama de contaminantes orgánicos e inorgánicos en medio acuoso (Foo y Hameed, 2009). Dentro de los tratamientos fisicoquímicos, otro método disponible es la oxidación Fenton, la cual ha sido ampliamente utilizada en el tratamiento de lixiviados maduros, como pre-tratamiento o post-tratamiento. Este tratamiento es considerado como una de las opciones con menor costo-eficiencia en el tratamiento de lixiviados maduros, ya que aumenta la biodegradabilidad de los contaminantes recalcitrantes, incrementa la remoción de la carga orgánica y reduce el color (Cortez et al., 2009).

El tratamiento con membranas de ultrafiltración ha mostrado ser efectivo en la remoción de macromoléculas, pero esta remoción es fuertemente dependiente del tipo de material que constituye la membrana. La ultrafiltración puede ser utilizada como herramienta para fraccionar la materia orgánica y por lo tanto poder evaluar cómo ésta influye en las características de un lixiviado específico. (Renou et al., 2008). En cuanto a la ósmosis inversa, esta sirve principalmente para eliminar sólidos totales así como sales disueltas, las cuales están presentes como aniones y cationes, por lo que también puede ayudar a disminuir la concentración de diferentes metales y metaloides.

En este estudio, se plantea un tren de tratamiento que combina los métodos convencionales con tecnologías nuevas, el cual consiste en someter el lixiviado generado en el relleno sanitario de la ciudad de Chihuahua a un proceso de coagulación/floculación/sedimentación – adsorción – oxidación química – membranas.

# II. ANTECEDENTES

---

## 1. Rellenos sanitarios

Varios estudios comparativos de las diferentes formas de eliminar los residuos sólidos urbanos han mostrado que la forma más barata, en términos de aprovechamiento y costo capital, es el relleno sanitario. Además de sus ventajas económicas, un relleno sanitario minimiza el daño ambiental y otras inconveniencias, y permite a los residuos descomponerse en condiciones controladas hasta su eventual transformación a un material relativamente inerte y estable (Renou et al., 2008).

Un relleno sanitario controlado, también conocido como vertedero, se refiere a una instalación ingenieril para la evacuación de los RSU, diseñada y explotada para minimizar los impactos ambientales y sobre la salud pública. *Vertido* es el proceso mediante el cual se depositan los residuos sólidos en un vertedero. El vertido incluye la supervisión del flujo de los residuos entrante, la colocación y compactación de los residuos, y la implantación de instalaciones para el control y la supervisión ambiental. El termino *celda* se utiliza para describir el volumen de material depositado en un vertedero durante un periodo de explotación, normalmente un día. Una celda incluye: los residuos sólidos depositados y la materia de cubierta. La *cubierta diaria* normalmente consiste en 15 o hasta 30 cm de suelo natural o materiales alternativos, como compost, que se aplican a los frentes de trabajo del vertedero al final de cada periodo de operación. Los objetivos de la cubierta diaria son: controlar el vuelo de materiales residuales; prevenir la entrada o salida del vertedero de vectores sanitarios, tales como ratas, moscas y otros, así como controlar durante la operación la entrada de agua en el vertedero. El *nivel* es una capa completa de celdas sobre una zona activa del vertedero. Normalmente, los vertederos se conforman en una serie de niveles. La *berma* (o terraza) se utiliza frecuentemente cuando la

altura del vertedero excede de 125 cm a 200 cm. Las bermas se utilizan para mantener la estabilidad de la pendiente del vertedero, para la localización de canales para el drenaje de agua superficial, y para la localización de tuberías destinadas a la recuperación del gas de vertedero. El *nivel final* incluye la capa de cubierta. *Capa de cubierta* se aplica a toda la superficie del vertedero después de concluir todas las operaciones de vertido. La cubrición final normalmente consiste en múltiples capas de tierra y/o materiales como geomembranas diseñadas para facilitar el drenaje superficial, interceptar aguas filtrantes y soportar la vegetación superficial. El líquido que se acumula en el fondo de un vertedero se conoce como *lixiviado*. En vertederos profundos, frecuentemente se recoge el lixiviado en puntos intermedios. En general el lixiviado es el resultado de la precipitación, de la escorrentía no controlada y del agua de irrigación que entra en el vertedero. *Gas de vertedero* es la mezcla de los gases que se encuentran dentro de un vertedero. La mayor parte del gas de vertedero está formado por metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), productos principales de la descomposición anaerobia de la fracción orgánica biodegradable de los RSU en el vertedero. *Recubrimientos de vertedero* son materiales (naturales y fabricados) que se utilizan para recubrir el fondo y las superficies laterales del vertedero. Los recubrimientos suelen estar formados por capas de arcilla compactadas y/o geomembranas diseñados para prevenir la migración del lixiviado y del gas de vertedero. Las instalaciones para el control del vertedero incluyen recubrimientos, sistemas para la recogida y la extracción del lixiviado, sistemas de extracción y recogida del gas de vertedero, y capas diarias y finales de cubierta (Tchobanoglous et al., 1996). La Figura 1 muestra una vista en sección de un relleno sanitario controlado.



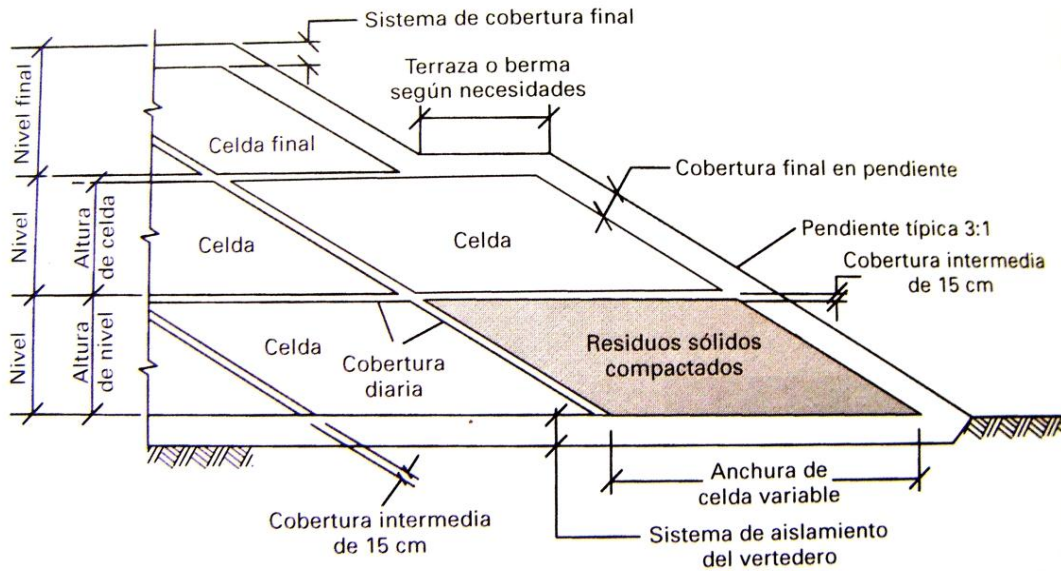


Figura 1. Vista en sección de un relleno sanitario controlado. Fuente: Tchobanoglus et al., (1996)

## 2. Lixiviados

### 2.1. Definición y antecedentes

Se pueden definir los lixiviados como el líquido que se filtra a través de los residuos sólidos y que extrae materiales disueltos o en suspensión. Los lixiviados están formados por el líquido que entra en el relleno desde fuentes externas tales como el drenaje superficial y la lluvia; y en su caso del líquido producido por la descomposición de los residuos. El lixiviado contiene diversos constituyentes derivados de la solubilización de los materiales depositados en el vertedero y de los productos de reacciones químicas y bioquímicas que se producen dentro del vertedero (Tchobanoglus et al., 1996). Los lixiviados se pueden considerar como un tipo muy específico de agua residual los cuales están compuestos por una alta carga orgánica, compuestos orgánicos solubles y constituyentes inorgánicos. Ya que los lixiviados son un tipo

tan complejo de agua residual, las tecnologías utilizadas para el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales pueden ser combinadas como trenes de tratamiento para alcanzar de una forma satisfactoria los estándares que apliquen para su descarga (Hickman, 1999).

2.1.1. Contaminación de aguas superficiales y subterráneas. Los lixiviados han sido identificados como una fuente potencial en la contaminación de aguas superficiales y subterráneas, ya que estos se pueden infiltrar a través del suelo provocando contaminación principalmente del agua si éstos no son propiamente recolectados, tratados y llevados a una segura disposición final (Tatsi et al., 2003). La contaminación del agua subterránea debidas a la infiltración en ésta de lixiviados generados en rellenos sanitarios puede ocurrir en alguna de las siguientes formas:

- La adición de  $\text{DBO}_5$  y DQO, los cuales no se encuentran presentes de una forma natural en el agua subterránea.
- El agotamiento del oxígeno disuelto.
- Contaminación por virus y bacterias.
- El incremento en el contenido de minerales (cloros, sulfatos, bicarbonato, sodio y potasio).
- La adición de metales pesados.
- La adición de compuestos orgánicos complejos (pesticidas, hidrocarburos, productos químicos industriales).
- Eutrofización (nitrógeno y fosforo).

## 2.2. Generación

La generación de lixiviados depende de la naturaleza de los residuos, es decir, su contenido de humedad y su grado de compactación. Su producción es mayor cuando es menos compactado. Hay varios factores que afectan la composición de los lixiviados, por ejemplo, la precipitación, la variación estacional del clima, el tipo y composición de los residuos que a su vez depende de la

calidad de vida de la población y la estructura del relleno sanitario, además de la edad del relleno (Ziyang et al., 2009).

Tchobanoglus et al. (1996) describe las reacciones que se producen en un relleno sanitario así como las etapas de generación de gas de vertedero y composición de lixiviados como se indica a continuación:

- Reacciones biológicas: las reacciones biológicas más importantes que se producen en los rellenos sanitarios son aquellas que afectan a la materia orgánica de los RSU, que evoluciona produciendo gas de vertedero y, eventualmente, líquidos. El proceso de descomposición biológica normalmente sucede aeróbicamente durante un corto periodo de tiempo, inmediatamente después de la evacuación de los residuos, hasta que se agota el oxígeno inicialmente presente. Durante la descomposición aerobia el gas producido es el  $\text{CO}_2$ . Una vez consumido el oxígeno, la descomposición pasa a ser anaerobia y la materia orgánica se convierte en  $\text{CO}_2$  y  $\text{CH}_4$ , y cantidades traza de amoníaco y sulfuro de hidrógeno. También se producen un gran número de reacciones bioquímicas. Por el número de interrelaciones, es difícil determinar las condiciones que existen en cualquier vertedero o porción de vertedero para un momento dado.
- Reacciones químicas: las reacciones químicas más importantes incluyen:
  - a) La disolución y arrastre en suspensión de los materiales de los residuos y de productos de conversión biológica en los líquidos que se filtran a través de los residuos.
  - b) Evaporación de compuestos químicos y de agua en el gas de vertedero.
  - c) Absorción de compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles en el material vertido.
  - d) La deshalogenación y descomposición de compuestos orgánicos.
  - e) Reacciones de oxidación-reducción que afectan a metales y a la solubilidad de las sales metálicas.

La disolución en el lixiviado de productos de conversión biológica y de otros compuestos, particularmente compuestos orgánicos, es de especial importancia porque

estos materiales pueden salir del vertedero con el lixiviado. Estos compuestos orgánicos, a continuación, pueden entrar en la atmósfera, bien a través del suelo cuando el lixiviado ha salido de un vertedero sin revestimiento, o bien a través de instalaciones descubiertas para el tratamiento del lixiviado.

- Procesos físicos: Entre los cambios físicos más importantes que se producen en los vertederos están la difusión lateral de los gases en el vertedero y la emisión de los gases al medio circundante, el movimiento del lixiviado dentro y hacia abajo del vertedero a través del suelo, y el asentamiento causado por la consolidación y descomposición del material vertido.

Mientras que se está produciendo gas dentro de un vertedero, la presión interna puede crecer, causando roturas en la cubierta del vertedero y, por lo tanto, escapes. El agua que entra en el vertedero a través de la cubierta rota puede aumentar la velocidad de producción del gas, causando todavía más roturas.

Otra inquietud importante es la migración del lixiviado. Como el lixiviado migra hacia abajo, puede llevar compuestos y materiales hasta nuevos puntos donde puedan reaccionar con facilidad. El lixiviado se introduce en los poros de aire del vertedero, interfiriendo así en la migración del gas de vertedero.

### 2.2.1. Generación del gas de vertedero y composición de lixiviados

- Etapa I. Ajuste Inicial

Los componentes orgánicos biodegradables de los RSU sufren descomposición microbiana mientras se colocan en el vertedero y poco después. Se produce descomposición biológica bajo condiciones aerobias, porque hay cierta cantidad de aire atrapado dentro del vertedero. La fuente principal de organismos, aerobios y anaerobios, responsables de la descomposición de los residuos es el material del suelo que se utiliza como cubierta diaria y final.

- Etapa II. Fase de Transición

Desciende el oxígeno y comienza a desarrollarse condiciones anaerobias. Mientras el vertedero se convierte en anaerobio, el nitrato y el sulfato, que pueden servir como receptores de electrones en reacciones de conversión biológica, a menudo se reducen a gas nitrógeno y sulfuro de hidrógeno. El comienzo de condiciones anaerobias se puede supervisar midiendo el potencial de reducción-oxidación que tiene el residuo. Las condiciones de reducción suficientes para producir la reducción del nitrato y sulfato se dan aproximadamente entre -50 a -100 milivoltios. El metano se produce cuando los valores del potencial de reducción-oxidación están dentro del rango de -150 a -300 milivoltios. Mientras sigue bajando el potencial de reducción-oxidación, los miembros de la comunidad microbiana responsables de la conversión del material orgánico de los RSU en metano y CO<sub>2</sub> empiezan su proceso, con la conversión de material orgánico complejo en ácidos orgánicos y otros productos intermedios.

El pH del lixiviado comienza a caer debido a la presencia de ácidos orgánicos y al efecto de las elevadas concentraciones de CO<sub>2</sub> dentro del vertedero.

- Etapa III. Fase de acidogénesis

Se acelera la actividad microbiana iniciada en la fase de transición con la producción significativa de ácidos orgánicos y pequeñas cantidades de gas hidrógeno. El pH del lixiviado frecuentemente caerá hasta un valor de 5 o menos, por la presencia de ácidos orgánicos y por elevadas concentraciones de CO<sub>2</sub> dentro del vertedero. La DBO<sub>5</sub>, DQO y la conductividad del lixiviado se incrementará significativamente durante esta fase debido a la disolución de ácidos orgánicos en el lixiviado.

- Etapa IV. Fase de metanogénesis.

Un grupo de microorganismos que convierten el ácido acético y el gas hidrógeno producidos por los formadores de ácidos en la fase ácida en metano y CO<sub>2</sub>, llegan a ser más predominantes. Son estrictamente anaerobios y se llaman metanogénicos. La formación de

metano y ácido se produce simultáneamente, aunque la velocidad de formación de ácidos es considerablemente más reducida.

Como los ácidos y el gas hidrógeno se han convertido en metano y  $\text{CO}_2$ , el pH dentro del vertedero subirá a valores más neutros, en el rango de 6.8 a 8. A continuación el pH del lixiviado subirá y se reducirán las concentraciones de  $\text{DBO}_5$  y DQO y el valor de la conductividad del lixiviado. Con valores más altos de pH, menos constituyentes inorgánicos quedan en disolución y, como resultado, la concentración de metales pesados presentes en el lixiviado se reducirá.

- Etapa V. Fase de maduración

Se produce después de convertirse el material inorgánico biodegradable en metano y  $\text{CO}_2$ . Mientras la humedad sigue migrando a través de los residuos se convierten porciones de material biodegradable que anteriormente no estaban disponibles. La velocidad de generación del gas de vertedero disminuye significativamente porque los nutrientes disponibles se han separado con el lixiviado durante las fases anteriores, y los sustratos que quedan en el vertedero son de degradación lenta.

Los principales gases de vertedero que han evolucionado son metano y  $\text{CO}_2$ . También puede encontrarse  $\text{N}_2$  y  $\text{O}_2$  según las medidas de sellado. Durante esta fase el lixiviado a menudo contendrá ácidos húmico y flúvico que son difíciles de degradar biológicamente.

La Figura 2 muestra la esquematización de las fases de generación de gases de vertedero y composición de lixiviado.

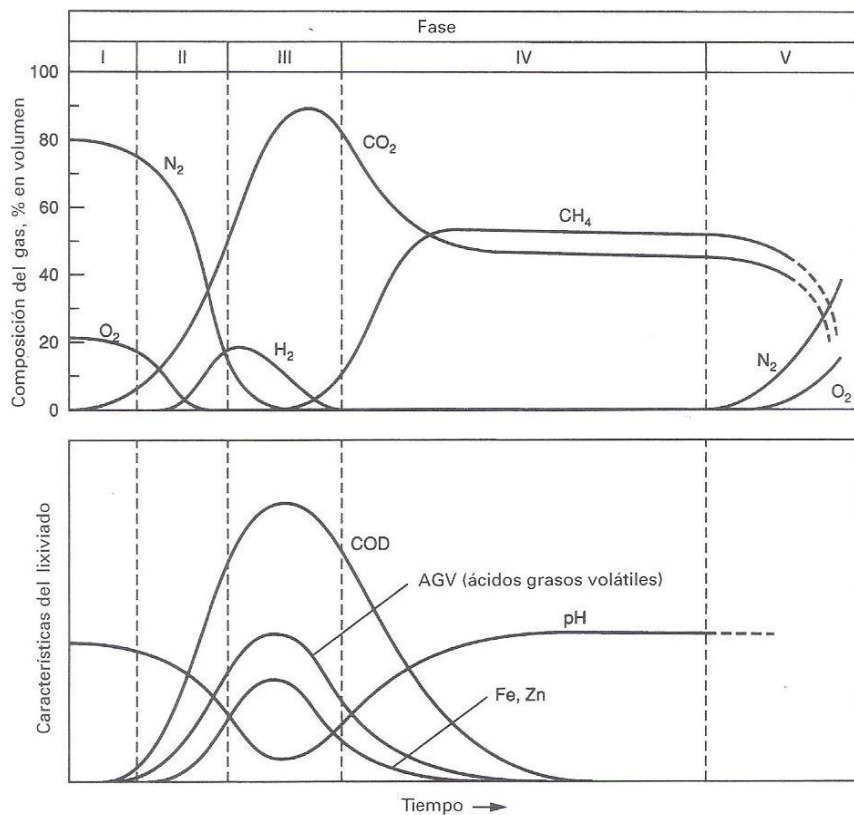


Figura 2. Fases generales en la generación de gases de vertedero (I = ajuste inicial, II = fase de transición, III = fase ácida, IV = fermentación del metano y V = fase de maduración). Fuente: Tchobanoglus et al., (1996).

La duración de las fases varía según la distribución de los componentes orgánicos en el vertedero, la disponibilidad de los nutrientes, el contenido de humedad de los residuos, el paso de la humedad por el relleno y el grado de compactación inicial.

Al filtrarse el agua a través de los residuos sólidos en descomposición, se lixivian en solución materiales biológicos y constituyentes químicos (Tchobanoglus et al., 1996).

### 2.3. Balance de agua de un relleno sanitario.

Los residuos sólidos, particularmente en un relleno sanitario, funcionan como una esponja muy grande. Cuando el agua entra el relleno es retenida por los residuos sólidos. El incremento en las infiltraciones de agua al relleno sanitario obliga al agua que ya existe dentro del relleno a moverse de forma lateral y hacia abajo. No toda el agua de la precipitación entra al relleno sanitario. Una parte de la precipitación se pierde por escurrimientos, evaporación y transpiración. La cantidad de agua que entra al relleno sanitario es llamada *balance de agua* y es expresada mediante la fórmula siguiente:

$$WB = P - (R + E + T) \quad \text{Ecn. 1}$$

Donde P es la precipitación, R es el escurrimiento del agua de las lluvias, E es la evaporación y T la transpiración. La cantidad de agua que entra al relleno sanitario está disponible para la formación del lixiviado. Esta expresión no toma en cuenta el agua que es utilizada en la formación de los gases de vertedero, el agua retenida por los residuos sólidos (20 a 25% de contenido de humedad), ni el agua perdida en forma de vapor. El agua que entra al relleno sanitario, el agua consumida por la formación de los gases de vertedero y el vapor de agua son almacenados en el relleno sanitario por los residuos sólidos y el material de cubierta. La cantidad máxima de agua que puede ser retenida o almacenada por el relleno sanitario en contra de la fuerza de gravedad es llamada *capacidad de campo*. La capacidad de campo es influenciada por el grado de compactación del relleno sanitario y la sobrecarga de los niveles de residuos. Eventualmente, la capacidad de campo es excedida por el agua que es retenida por los residuos sólidos y migra en forma de lixiviados (Hickman, 1999). La Figura 3 ilustra el balance de agua en un relleno sanitario.



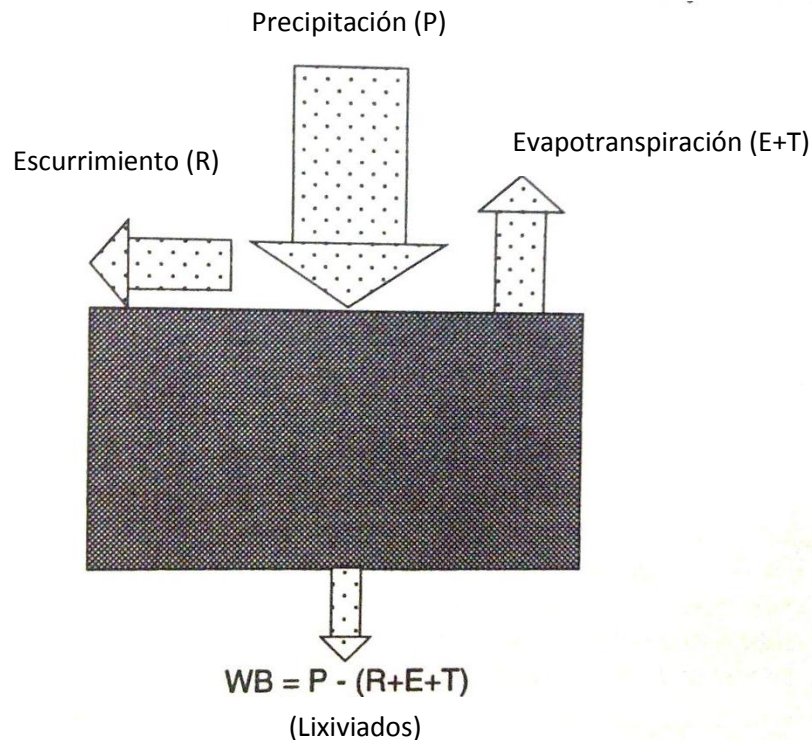


Figura 3. Balance de agua en un relleno sanitario. Fuente: Hickman, 1999.

#### 2.4. Variaciones en la composición de los lixiviados

Hay que resaltar que la composición química de los lixiviados variará mucho según la antigüedad del vertedero y la historia previa al momento del muestreo. La biodegradabilidad del lixiviado variara con el tiempo. Se pueden supervisar los cambios en la biodegradabilidad del lixiviado mediante el control de la relación DBO<sub>5</sub>/DQO. Inicialmente, las relaciones estarán en el rango de 0.5 o más. Las relaciones en el rango de 0.4 a 0.6 se tomaran como un indicador de que la materia orgánica en los lixiviados es fácilmente biodegradable. En los vertederos antiguos, la relación DBO<sub>5</sub>/DQO está a menudo en el rango de 0.05 a 0.2. La relación cae

porque los lixiviados procedentes de vertederos antiguos normalmente contienen ácidos húmicos y fúlvicos, que no son fácilmente biodegradables (Tchobanoglus et al., 1996).

## 2.5. Características

Las características de los lixiviados se representan comúnmente por los parámetros básicos: DQO, DBO<sub>5</sub>, relación DBO<sub>5</sub>/DQO, pH, conductividad, ST, SDT, SST, nitrógeno total y metales pesados.

- DQO. El parámetro más crítico para el tratamiento de lixiviados es la DQO. La DQO es considerada como la cantidad total de la reducción de materiales en muestras acuosas. Es conocido poco acerca de la contribución exacta de cada componente al total del valor de la DQO debido a la complejidad de los lixiviados de un relleno sanitario. Sin embargo, es necesario investigar la composición de la DQO en los lixiviados ya que puede ayudar a mejorar la comprensión de la distribución, comportamiento ambiental y destino de cada componente individual (Tchobanoglus et al., 1996). Las diferencias en los valores de DQO pueden deberse a: el diseño del relleno sanitario, la composición de los RSU, las características del sitio y la edad del relleno sanitario (Qarani et al., 2010). Las pruebas de DQO miden el carbón orgánico total con excepción de ciertos compuestos aromáticos, tales como el benceno, el cual no es oxidado completamente con la reacción. La prueba de DQO es una reacción de oxidación-reducción, la cual reduce sustancias tales como sulfuros, sulfitos y ion férrico (Bernard et al., 1987).
- DBO<sub>5</sub>. Es el parámetro más utilizado en la caracterización de la contaminación de agua residual y agua superficial. La determinación de DBO<sub>5</sub> involucra la medición de oxígeno disuelto usado por los microorganismos durante la oxidación bioquímica de la materia orgánica (Qarani et al., 2010).
- Relación DBO<sub>5</sub>/DQO. La relación DBO<sub>5</sub>/DQO indica la edad del lixiviado. Generalmente la relación DBO<sub>5</sub>/DQO para un lixiviado joven es más alta que el de un lixiviado maduro derivado de una estabilización. Una baja relación DBO<sub>5</sub>/DQO indica que el lixiviado es

estable y difícil de degradar biológicamente. Por lo tanto, las técnicas fisicoquímicas son recomendadas en el tratamiento de lixiviado estable (Qarani et al., 2010).

- pH. El pH de un lixiviado varía de acuerdo a la edad del lixiviado. Tal como lo describe Tchobanoglus et al., (1996) el pH del lixiviado disminuye hasta 5 o menos por la presencia de ácidos orgánicos durante la fase acida, incrementando después hasta un valor de 8 durante la fase de maduración.
- Conductividad eléctrica. La conductividad eléctrica en medios líquidos (disolución) está relacionada con la presencia de sales en solución, cuya disociación genera iones positivos y negativos capaces de transportar energía eléctrica si se somete el líquido a un campo eléctrico.
- ST. La división de los contaminantes en SDT y SST es fundamental ya que muchos tratamientos solo son efectivos contra uno de ellos. Los sólidos que pasan a través de un filtro apropiado son definidos como los SDT, mientras que los sólidos que son retenidos por el filtro son los SST (Mogens et al., 2000).

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

En la Tabla 1 se muestra la clasificación y características de los lixiviados de acuerdo a la edad del relleno sanitario.

Tabla 1. Clasificación de los lixiviados. Fuente: Hickman, 1999.

Características	Joven	Intermedio	Maduro
Edad (años)	<5	5-10	>10
pH	6.5	6.5-7.5	>7.5
DQO (mg/L)	>10000	4000-10000	<4000
DBO <sub>5</sub> /DQO	>0.3	0.1-0.3	<0.1
Compuestos orgánicos	80% ácidos orgánicos	5-30% ácidos orgánicos + compuestos húmicos y fulvicos	Compuestos húmicos y fulvicos
Metales pesados	Bajo-medio		Bajo
Biodegradabilidad	Importante	Medio	Bajo

### 3. Tratamiento de lixiviados

Los tratamientos convencionales de lixiviados pueden ser clasificados en 3 grupos principales: a) transferencia de lixiviados: recirculación y tratamiento combinado con aguas residuales, b) biológicos: aerobia y anaerobia, y c) métodos fisicoquímicos: oxidación química, adsorción, precipitación química, coagulación/floculación, sedimentación y extracción con aire. Los tratamientos biológicos son comúnmente empleados en el tratamiento de lixiviados jóvenes, mientras que los métodos fisicoquímicos son mayormente usados en el tratamiento de lixiviados maduros.

#### 3.1. Recirculación

Regresar los lixiviados a la parte más alta del relleno sanitario ha sido muy utilizada en los años pasados ya que es una de las opciones disponibles de tratamiento menos costosas (Renou et al., 2008). Cuando se recircula el lixiviado, se diluyen y atenúan los compuestos producidos por

la actividad biológica, y por otras reacciones químicas y procesos físicos que se producen dentro del vertedero. Por ejemplo, los ácidos orgánicos sencillos presentes en el lixiviado se convertirán en  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ . Por la subida del pH dentro del vertedero cuando se produce  $\text{CH}_4$ , los metales se precipitarán y serán retenidos dentro del vertedero. Un beneficio extra del reciclaje de los lixiviados es la recuperación del gas de vertedero que contiene  $\text{CH}_4$ . Normalmente la tasa de producción del gas es mayor en sistemas para la recirculación de lixiviado. Para evitar la emisión incontrolada de gases de vertedero cuando se recicla el lixiviado para su tratamiento, se debería equipar el vertedero con un sistema para la recuperación del gas. Finalmente será necesario recoger, tratar y evacuar el lixiviado residual. En vertederos grandes, quizás será necesario proporcionar instalaciones para el almacenamiento de los lixiviados (Tchobanoglus et al., 1996). Sin embargo, Renou et al. en el 2008 argumentan que la recirculación de los lixiviados puede tener efectos adversos cuando se recirculan grandes cantidades de éstos ya que se puede presentar efectos de saturación, encharcamientos y condiciones ácidas. Cuando existe saturación de lixiviados al recircularse, éstos pueden impedir la migración de los gases de vertedero lo que conlleva a un aumento en la presión interna del vertedero propiciando condiciones de operación inseguras.

### 3.2. Evaporación de lixiviados

Uno de los sistemas más sencillos para la gestión de lixiviados implica el uso de estanques recubiertos para la evaporación de lixiviados. El lixiviado que no se evapora se riega por encima de las porciones completadas del vertedero. En lugares lluviosos, la instalación para el almacenamiento de lixiviados se cubre durante el invierno con una geomembrana, para excluir aguas de lluvia. Se evacua el lixiviado acumulado mediante evaporación durante los meses cálidos del verano, destapando la instalación de almacenamiento y regando el lixiviado sobre las superficies del vertedero en activo o ya lleno.

### 3.3. Coagulación/floculación/sedimentación

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

### 3.3.1. Desestabilización de partículas

Una suspensión coloidal se forma cuando una sustancia es insoluble en el medio y sus partículas son muy pequeñas y se dispersan en él. Ciertas sustancias orgánicas se consideran solubles pero no forman soluciones reales, sino dispersiones coloidales. Por su tamaño tan pequeño, el área superficial con relación a su masa es muy grande, como resultado de esta gran área predominan los fenómenos de superficie. La masa de las partículas coloidales es tan pequeña que los efectos gravitacionales no tienen importancia. Toda partícula coloidal está eléctricamente cargada, la carga varía su magnitud de acuerdo a la naturaleza del material coloidal y puede ser positiva o negativa. La estabilidad de los coloides depende de su carga eléctrica. Los de signo igual se repelen y no dejan formar aglomerados de muchas partículas. Por su gran superficie, los coloides son adsorbentes poderosos. La adsorción preferencial o selectiva, donde se adsorben algunas clases de partículas según su carga, es la base fundamental de la estabilidad de algunas dispersiones coloidales. Las partículas coloidales poseen un exceso de carga superficial, adquirida mediante procesos de ionización de varios grupos funcionales o de adsorción de otros iones presentes en el medio de dispersión. Este exceso de carga superficial afecta a la distribución de iones del entorno, de modo que los iones de signo distinto son atraídos hacia la superficie mientras que los del mismo signo son repelidos. Este fenómeno termodinámico, da lugar a una distribución de carga alrededor de la partícula cuya estructura adopta la forma de doble capa eléctrica como se ilustra en la Figura 3.

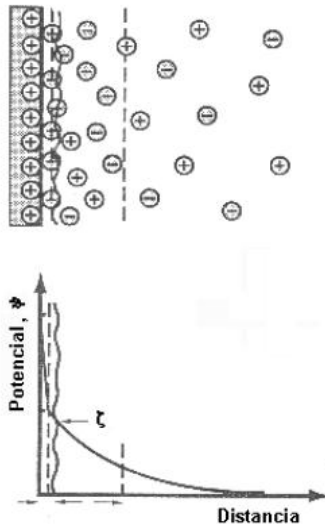


Figura 4. Doble capa eléctrica

Se le denomina doble capa puesto que puede considerarse formada por dos regiones con propiedades claramente diferenciadas: una primera región más próxima a la superficie, formada por iones firmemente ligados a esta y relativamente de poco espesor, denominada capa rígida, y una segunda capa más extendida, en donde el efecto termodinámico permite un movimiento iónico más dirigido denominado capa difusa y que realmente constituye una atmosfera iónica. El potencial eléctrico en la superficie de separación de ambas capas,  $\varphi_0$ , viene determinado por las características de los iones adsorbidos en la capa rígida, la cual puede cambiar con la naturaleza del medio. Puede demostrarse que, a lo largo de la capa difusa, el potencial eléctrico disminuye aproximadamente de modo exponencial con la distancia  $r$ . Lo anterior puede ser representado mediante la siguiente ecuación.

$$\varphi(r) = \varphi_0 \exp(-kr) \quad \text{Ecn. 2}$$

La capa difusa puede comprimirse apreciablemente al aumentar la concentración de electrolito, disminuyendo así la estabilidad de la partícula coloidal frente a posibles procesos de agregación, lo que facilita la aparición de procesos de coagulación/floculación/sedimentación. El coloide coagula cuando la compresión de la doble capa alcanza un tamaño crítico tal que hace que predominen las fuerzas de atracción sobre las fuerzas de repulsión entre las partículas. La desestabilización de partículas puede ser alcanzada por tres mecanismos: (1) compresión de la doble capa por la adición de un electrolito, (2) adsorción y neutralización de la carga y (3) cambio en la concentración de los iones que determinan el potencial (Eckenfelder, 1989).

#### 3.4. Adsorción

El proceso de adsorción consiste, en términos generales, en la captación de sustancias solubles presentes en la interfase de una solución. Esta interfase puede hallarse entre un líquido y un gas, un sólido, o entre dos líquidos diferentes. El tratamiento del agua residual con carbón activado (CA) suele estar considerado como un proceso de refinado de aguas que ya han recibido un tratamiento biológico normal. En este caso, el carbón se emplea para eliminar parte de la materia orgánica disuelta. Asimismo, es posible eliminar parte de la materia particulada también presente, dependiendo de la forma en que entran en contacto el carbón y el agua. El proceso de adsorción tiene lugar en tres etapas: macrotransporte, microtransporte y sorción. El macrotransporte engloba el movimiento por advección y difusión de la materia orgánica a través del líquido hasta alcanzar la interfase líquido-sólido. Por su parte, el microtransporte hace referencia a la difusión del material orgánico a través del sistema de macroporos (>50 nm) del carbón activado hasta alcanzar las zonas de adsorción que se hallan en los microporos (<2 nm) y submicroporos de los gránulos de carbón activado. La adsorción se produce en la superficie del gránulo y en sus macroporos y mesoporos (2-50 nm), pero el área superficial de estas zonas del CA es tan pequeña comparada con el área de los micro y submicroporos, que la cantidad de material adsorbido en ellos se considera despreciable. El uso del término sorción se debe a la dificultad de diferenciar la adsorción física de la adsorción química, y se emplea para



describir el mecanismo por el cual la materia orgánica se adhiere al CA. El equilibrio se alcanza cuando se igualan las tasas de adsorción y desorción, momento en el que se agota la capacidad de adsorción del carbón. La capacidad teórica de adsorción de un determinado contaminante por medio del carbón activado se puede determinar calculando su isoterma de adsorción. La cantidad de adsorbato que puede retener un adsorbente es función de las características y de la concentración del adsorbato y de la temperatura. En general, la cantidad de materia adsorbida se determina como función de la concentración a temperatura constante, y la función resultante se conoce con el nombre de isoterma de adsorción. Las fórmulas más frecuentemente empleadas para el tratamiento de los datos experimentales de la isoterma fueron desarrolladas por Freundlich, por Langmuir, y por Brunauer, Emmet y Teller (Isooterma BET). De las cuatro formulaciones, la más empleada para describir las características de adsorción del carbón activado empleado en el tratamiento de aguas residuales son las isotermas de Freundlich y Langmuir. Las isotermas de adsorción son esenciales para la descripción de como la concentración de adsorbato interactúa con el medio de adsorción y son útiles para optimizar el uso de un medio como adsorbente. Por lo tanto, las ecuaciones empíricas de los modelos de isotermas de Freundlich y Langmuir son importantes para la interpretación y predicción de los datos de adsorción.

#### 3.4.1. Isooterma de Freundlich.

Asume que la adsorción de adsorbato ocurre en una superficie heterogénea con adsorción por multicapa y la cantidad de adsorbato adsorbido incrementa infinitamente con el incremento de la concentración. La ecuación de Freundlich está dada de la siguiente manera:

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad \text{Ecn. 3}$$

donde  $K_F$  es un indicador de la capacidad de adsorción, y  $1/n$  es la intensidad de adsorción. La expresión lineal de la isoterma de Freundlich nos dará las constantes  $K_F$  y  $1/n$ . La ecuación 3 describe la forma lineal de la isoterma de Freundlich.

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad \text{Ecn. 4}$$

Por lo tanto,  $K_F$  y  $1/n$  pueden ser determinadas por el intercepto y la pendiente de la gráfica  $\log q_e$  contra  $\log C_e$ . La magnitud del exponente  $1/n$  es un indicador de lo favorable de la adsorción. Valores  $1/n > 1$  representan una adsorción favorable.

#### 3.4.2. Isoterma de Langmuir.

Asume solo una molécula de soluto por sitio activo, y también asume un número definido de sitios. La isoterma de Langmuir describe  $q_e$  (mg de adsorbato adsorbido por gramo de adsorbente) y  $C_e$  (la concentración de adsorbato en la solución en equilibrio) como se indica en la ecuación 4.

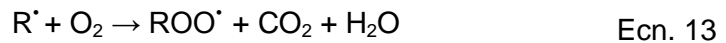
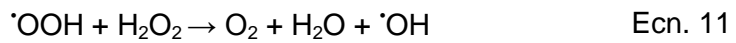
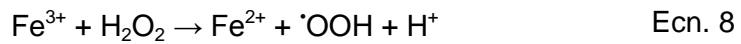
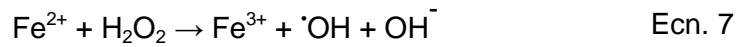
$$q_e = \frac{QbC_e}{(1+bC_e)} \quad \text{Ecn. 5}$$

en donde el coeficiente  $Q$  representa la máxima capacidad de adsorción en mg/g y  $b$  es la constante de Langmuir en L/mg. Las constantes en la isoterma de Langmuir se pueden determinar graficando  $1/q_e$  contra  $1/C_e$ , la ecuación 4 se puede reescribir de la siguiente manera en su forma lineal (Abdul et al., 2010).

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{Q} + \frac{1}{QbC_e} \quad \text{Ecn. 6}$$

### 3.5. Oxidación Química

Los procesos de oxidación química han sido ampliamente utilizados en la descomposición de compuestos orgánicos peligrosos (Qiang et al., 2003). El peróxido de hidrogeno ( $H_2O_2$ ) en la presencia de un catalizador (ej. Fe) genera radicales hidroxilo ( $\cdot OH$ ) los cuales reaccionan con el material orgánico reduciéndolo de acuerdo al siguiente mecanismo de reacción:



El  $Fe^{3+}$  producido es un coagulante potente para la remoción de constituyentes de alto peso molecular por la adsorción en los flóculos formados de  $Fe(OH)_3$  a un pH neutro (Jiang et al., 2011). Las aplicaciones costo-eficiencia de la oxidación química sugieren una oxidación parcial

de los compuestos orgánicos refractarios para hacerlos más biodegradables. La oxidación con  $\text{H}_2\text{O}_2$  es comúnmente realizado a pH de 3.5 ya que corresponde a la tasa máxima de formación de radicales libres en los sistemas  $\text{H}_2\text{O}_2\text{-Fe}^{2+}$ , donde  $\text{Fe}^{2+}$  (conocido también como reactivo Fenton) es utilizado como catalizador (Eckenfelder, 1989).

### 3.6. Membranas

La filtración es definida como la separación de dos o más componentes de un fluido basados principalmente en la diferencia de tamaños. El papel principal de una membrana es actuar como una barrera selectiva. Esto permite el paso de ciertos componentes y la retención de otros en una mezcla de compuestos. Por lo tanto, ya sea el permeado o la fase retenida se enriquecen en uno o más componentes. En este sentido, la membrana se puede definir como la región discontinua interpuesta entre dos fases, o como la fase que actúa como barrera para prevenir el movimiento de masa regulando o restringiendo el paso de una o más especies a través de ella. La membrana puede estar en fase gaseosa, líquida o sólida o combinaciones de estas. Las membranas pueden ser clasificadas por a) la naturaleza de la membrana – natural o sintética; b) la estructura de la membrana – porosa o no porosa, sus características morfológicas o como membranas líquidas; c) la aplicación de la membrana – separación en fase gaseosa, gas-líquido, líquido-líquido, etc.; d) mecanismo de acción de la membrana – de adsorción y difusa, intercambio de iones, osmótica, o no selectiva (inerte). Las membranas pueden también modificar las especies del permeado física o químicamente (con intercambio iónico o membranas biofuncionales), conducir una corriente eléctrica, evitar el empapamiento (ej. En aplicaciones empacadas o revestidas), o regular la tasa de permeado (en una tecnología de descarga). Por lo tanto, las membranas pueden ser pasivas o reactivas, dependiendo de la habilidad de alterar la naturaleza química de las especies en el permeado. Los grupos iónicos y los poros de la membrana le confieren propiedades permeables o semipermeables (Cheryan, 1998).

### 3.6.1. Osmosis inversa.

Esta tecnología es utilizada en la remoción de altas concentraciones de sólidos disueltos. La osmosis inversa esencialmente “filtra” los sólidos disueltos en el agua forzando a pasar el agua a través de una membrana mediante la aplicación de una fuerza que excede la presión osmótica de los componentes disueltos en la solución (Droste 1997).

## 4. Validación de métodos de ensayo.

El objetivo de la validación de un método analítico es asegurar que las mediciones futuras en un análisis de rutina estarán cercanas al valor real del contenido de analito en una muestra determinada (González y Herrador, 2007). Validar un método es investigar si el propósito de un método analítico es alcanzado, esto es, obtener el resultado analítico con un nivel aceptable de incertidumbre (Taverniers et al., 2004). Aproximaciones clásicas de la validación de un método consisten en revisar el desempeño de un método con un valor de referencia (González y Herrador, 2007). En la práctica, la validación de un método se lleva a cabo al evaluar una serie de características del desempeño del método tales como incertidumbre, sesgo, repetibilidad, reproducibilidad, intervalo lineal y de trabajo, límite de cuantificación (LC), límite de detección (LD), robustez, selectividad, sensibilidad y recuperación (Taverniers et al., 2004).

El LD es la menor cantidad que puede ser distinguida del fondo con un nivel de confianza especificado. Para un resultado analítico que es muy cercano al nivel del blanco, se plantea la duda de si el valor corresponde a valores aleatorios del blanco o a la presencia real del analito. La señal de fondo es producida por el blanco y exhibe ruido. El LD corresponde a una señal  $K$  veces la desviación estándar ( $S$ ) del ruido del fondo. De acuerdo a la guía para la validación de métodos de ensayo emitida por el organismo argentino de acreditación  $k$  es igual a 3 ( $LD = 3 S$ ). Los valores por encima del LD pueden ser atribuidos a la presencia del analito y los valores por debajo del LD son indicativos de la ausencia del analito en cantidades detectables.

El LC es la menor cantidad que puede ser determinada cuantitativamente con una incertidumbre asociada, para un dado nivel de confianza. De acuerdo a la guía para la validación de métodos de ensayo emitida por el organismo argentino de acreditación K es igual a 10 (LC = 10 S). El LD y LD se calculan de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$X_L = X_{bl} + KS \quad \text{ec. 14}$$

donde  $X_L$  es el LD o LC según sea el caso,  $X_{bl}$  es la media de las mediciones del blanco, K es el factor numérico de acuerdo al nivel de confianza deseado y S es la desviación estándar de las mediciones del blanco.

La repetibilidad es la proximidad de la concordancia entre los resultados de las mediciones sucesivas del mismo mensurando, con las mediciones realizadas con la aplicación de la totalidad de las siguientes condiciones: mismo procedimiento de medición, mismo observador, mismo instrumento de medición utilizado en las mismas condiciones, mismo lugar, la repetición dentro de un periodo corto de tiempo.

La reproducibilidad es la proximidad de la concordancia entre los resultados de las mediciones del mismo mensurando, con las mediciones realizadas haciendo una variación en las condiciones de medición. La repetibilidad y la reproducibilidad se calculan de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$R = t_\alpha \sqrt{2} S \quad \text{ec. 15}$$

donde R es la repetibilidad o reproducibilidad según sea el caso,  $t_\alpha$  es el estadístico t (1.96 al 95% de confianza) y S la desviación estándar de los blancos.

El sesgo es la diferencia entre la media de poblaciones de la distribución que caracteriza la cantidad medida y el valor verdadero, el cual se calcula de acuerdo a la siguiente ecuación.

$$Sesgo = \mu - \tau \quad \text{ec. 16}$$

donde  $\mu$  es la media limitante y  $\tau$  es el valor verdadero.

El porcentaje de recuperación es la fracción de analito adicionada a la muestra fortificada previa al análisis. El porcentaje de recuperación se calcula de la siguiente manera.

$$\%R = \frac{C_F - C_U}{C_A} * 100 \quad \text{ec. 17}$$

donde %R es el porcentaje de recuperación,  $C_F$  es la concentración del analito medida en la muestra fortificada,  $C_U$  es la concentración del analito medida en la muestra sin fortificar y  $C_A$  es la concentración del analito adicionada.

# III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

---

Durante las pasadas décadas, el crecimiento de la población mundial ha sido exponencial, con cambios notables en los hábitos de consumo de la población, así como en el uso de los recursos y el continuo desarrollo de industrias, lo que ha resultado en la generación acelerada de residuos municipales e industriales, incrementando significativamente la cantidad de residuos que se llevan a disposición final. Uno de los métodos de disposición final de los residuos más utilizados en el mundo son los rellenos sanitarios. Debido al contenido de humedad de los residuos y la infiltración pluvial al vertedero se producen lixiviados los cuales poseen concentraciones de DQO, DBO<sub>5</sub> y NT extremadamente altas. La infiltración de los lixiviados al agua subterránea y a los sistemas acuíferos representa un riesgo potencial a la salud pública así como a los ecosistemas relacionados por las siguientes razones:

- El agua subterránea se mueve lentamente en comparación a la infiltración de los lixiviados y su capacidad de auto-purificarse está limitada.
- Es más difícil tratar el agua subterránea una vez que está contaminada.
- El agua es un recurso finito.

El actual relleno sanitario de la ciudad de Chihuahua cuenta con un sistema de recirculación de lixiviados como tratamiento implementado en la clausura de la celda 1. Sin embargo, éste tratamiento representa implicaciones de seguridad e higiene para los trabajadores del lugar, ya que al dejar expuestos los lixiviados en las lagunas de evaporación, canales, y poza de recolección existe riesgo de derrames al excederse su capacidad por la captación de lluvias



torrenciales con la consecuente contaminación del suelo, riesgo de debilitamiento de las estructuras, tanto por percolación continua del líquido desde la parte superior hasta el basamento, así como por la creación de burbujas de los gases de vertedero en las cavernas que va generando el paso del líquido. No existe sistema de captación de gases de vertedero en este relleno, por lo cual, los escapes de estos gases se da de forma natural e incontrolada.

# IV. HIPOTESIS

---

El tren de tratamiento coagulación/floculación/sedimentación - adsorción – oxidación química - membranas es un proceso fisicoquímico efectivo para la remoción de hasta el 90% del valor inicial de demanda química de oxígeno (DQO) en lixiviados sin diluir, generados en el relleno sanitario de la Cd. de Chihuahua, México.

# V. JUSTIFICACION

---

Es un reto hoy en día la adecuada combinación de las distintas tecnologías disponibles para el tratamiento de lixiviados que brinden una remoción óptima de contaminantes, teniendo como marco de referencia la norma NMX-001-ECOL-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas en aguas y bienes nacionales, para contribuir a la disminución de los efectos adversos en la contaminación del agua así como los impactos negativos al medio ambiente, y por lo tanto a los ecosistemas relacionados. Dado que los tratamientos biológicos no son factibles para la remoción de carga orgánica para lixiviados generados en rellenos sanitarios maduros, como es el caso del relleno sanitario de la ciudad de Chihuahua, se deben aplicar métodos fisicoquímicos los cuales han sido ampliamente estudiados en la última década por su efectiva remoción en los contaminantes básicos tales como DQO, sólidos totales y metales. A la fecha existen cientos de rellenos en México que no cuentan con un sistema o plan de tratamiento de los lixiviados generados. Incluso los rellenos sanitarios diseñados y construidos conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003 ( que establece las especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial) no están exentos de presentar riesgo de infiltración de lixiviados al subsuelo, por lo que debe tenerse una mentalidad de tratamiento y descarga con cumplimiento de parámetros establecidos por la normatividad.

# VI. OBJETIVO GENERAL

---

Remover la demanda química de oxígeno (DQO) a niveles mayores del 90% con respecto a la concentración inicial presente en los lixiviados sin diluir del relleno sanitario de la Cd. de Chihuahua, México, por medio del tratamiento combinado coagulación/floculación/sedimentación - adsorción - oxidación química – membranas.

## VI.I. OBJETIVOS ESPECIFICOS

---

1. Validación parcial de métodos de ensayo para determinación de metales y metaloides, así como de DQO.
2. Llevar a cabo un muestreo de lixiviados en 3 periodos de tiempo.
3. Caracterizar los lixiviados para los parámetros relevantes: DQO, DBO<sub>5</sub>, nitrógeno total, ST, SDT, SST, pH, conductividad eléctrica, metales y metaloides.
4. Optimizar tratamiento de coagulación/floculación/sedimentación, con base en la remoción de DQO y el volumen de residuos generados haciendo variaciones de dosis de coagulante y pH inicial del lixiviado.
5. Optimizar tratamiento de adsorción, con base en la máxima remoción alcanzada de DQO haciendo variaciones de tipo de CA y dosis de CA.

6. Llevar a cabo el tratamiento de oxidación Fenton con parámetros óptimos basados en literatura, con base en la remoción de DQO, haciendo variaciones de la relación molar  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$  y la dosis.
7. Evaluar el desempeño de la remoción de ST, SDT con membranas de osmosis inversa.

# VII. METODOLOGÍA

---

## 1. Estrategia metodológica

Se plantea una metodología que incluye la validación parcial de los métodos para la determinación de DQO y metales, así como un muestreo de lixiviados en etapas que permita estudiar la variación en la composición de los lixiviados con respecto al tiempo por medio de su caracterización. También se propone un tren de tratamiento mediante la aplicación de métodos fisicoquímicos ya que éstos procesos han mostrado ser efectivos en la reducción de sólidos suspendidos, partículas coloidales, material flotante, color y compuestos tóxicos (Renou et al., 2008). El tren de tratamiento consiste en 4 etapas, el cual incluye dos coagulaciones consecutivas (etapa 1) a partir de un coagulante inorgánico, seguido por una adsorción mediante carbón activado (etapa 2), para a continuación aplicar oxidación química mediante reactivo Fenton (etapa 3), y finalmente un tratamiento con membranas de ósmosis inversa (etapa 4). La Figura 4 muestra un diagrama de flujo del tren de tratamiento.

Como primer etapa se propone el tratamiento mediante coagulación /floculación /sedimentación ya que ha sido utilizado como pretratamiento o primer etapa de un tren de tratamiento en lixiviados generados en rellenos sanitarios maduros para reducir los compuestos orgánicos no biodegradables (Tatsi et al., 2003; Renou et al., 2008; Leiknes 2009) y sólidos suspendidos (Guida et al., 2007); para de esta forma refinar la carga de contaminantes para no saturar el CA empleado en la segunda etapa del tratamiento.

El tratamiento de adsorción ha sido utilizado como tratamiento efectivo para la remoción de compuestos recalcitrantes (Kurniawan et al., 2006; Faur et al., 2002; Nah et al., 2009), el cual se propone como etapa 2 del tren de tratamiento con el objetivo de disminuir los compuestos

orgánicos disponibles y así evitar un mayor consumo de reactivos en el tratamiento de oxidación química, ya sea los reactivos utilizados para llevar a cabo la oxidación o bien, el uso de ácido para disminuir el pH de los lixiviados.

El proceso de oxidación química también conocido como proceso avanzado de oxidación (AOPs por sus siglas en inglés) está basado en la generación de radicales hidroxilo ( $\cdot\text{OH}$ ) los cuales oxidan una amplia gama de contaminantes orgánicos de una forma rápida y no selectiva (Benatti et al., 2006). Este proceso avanzado de oxidación fue propuesto como una tercera etapa del tren de tratamiento después de disminuir al máximo la cantidad de carga orgánica con el propósito de tener una mejor manipulación del lixiviado al propiciar las condiciones óptimas de operación tales como el  $\text{pH} = 3$ , ya que en este valor de pH se tiene la mayor tasa de generación de radicales  $\cdot\text{OH}$ .

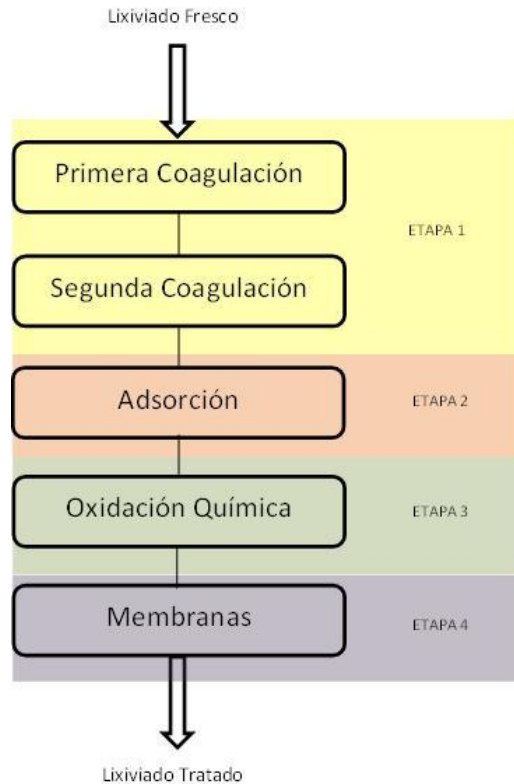


Figura 5. Tren de Tratamiento

## 2. Validación de Métodos de Ensayo

### 2.1. Determinación de Metales por Espectroscopia de Absorción Atómica (EAA).

Se realizó una validación parcial para la determinación de metales (Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Zn, Al, Se, Hg y As) por EAA, para los siguientes parámetros: LD, LC, porcentaje de recuperación, sesgo, repetibilidad y reproducibilidad. Se empleó un espectrofotómetro de absorción atómica marca GBC, modelo Avanta.

- LD y LC. Se prepararon 10 blancos colocando 100 mL de agua destilada en vasos de precipitado de 250 mL.



- Porcentaje de recuperación. Se prepararon 10 muestras fortificadas adicionando las cantidades que se muestran en la Tabla 2 de los metales a determinar a partir de soluciones madre marca J.T. Baker de 1000 mg/L, realizando las diluciones correspondientes para obtener las concentraciones deseadas:

Tabla 2. Elementos adicionados a las muestras fortificadas

Elemento	Concentración adicionada	Unidades
Ba	1	mg/L
Ca	3	mg/L
Cd	0.1	mg/L
Cr	1	mg/L
Cu	0.1	mg/L
Fe	2	mg/L
Mn	1	mg/L
Ni	0.4	mg/L
Zn	1	mg/L
Al	2	mg/L
Se	1	µg/L
Hg	8	µg/L
As	2	µg/L

- Repetibilidad, reproducibilidad y sesgo. Se prepararon 10 muestras fortificadas del mismo modo en que se prepararon para la determinación de porcentaje de recuperación, variando el día en el que se prepararon.

Los blancos y las muestras fortificadas se llevaron a digestión de acuerdo al método EPA 3010A para digestión de muestras acuosas y extractos para el análisis de metales por EAA o Espectrometría de Emisión por Plasma Inductivamente Acoplado (ICP-OES), como se describe en la sección 4.1.1. *Método de digestión.*

## 2.2. Determinación de DQO por Espectroscopia UV-Vis.

Se realizó una validación parcial para la determinación de DQO con el propósito de obtener los siguientes parámetros: porcentaje de recuperación, repetibilidad y sesgo por el método 8000 de la EPA (USEPA Reactor Digestion Method), a través de tubos de reacción marca HACH del rango 20-1500 ppm como se indica en la sección 4.2. *Determinación de DQO*. Se prepararon 10 muestras fortificadas adicionando una concentración de 60 mg/L a partir de una solución madre marca J.T. Baker de 1000 mg/L, realizando las diluciones necesarias para obtener la concentración deseada. Luego se procedió a la determinación colorimétrica por medio de un Espectrofotómetro UV-Vis marca HACH, modelo DR/4800-60, el cual se describe en el punto 4.2.1. *Determinación colorimétrica*.

## 3. Muestreo de lixiviados

### 3.1. Descripción del sitio

El actual relleno sanitario de la ciudad de Chihuahua entró en funcionamiento en Octubre de 1993. Se encuentra ubicado en la latitud 28°41'12.53" N y longitud 105° 59'32.28" O a 200 m de la calle "Valle del Rosario" y a 2,140 m del kilómetro 6 de la carretera "Chihuahua-Aldama", en terrenos expropiados al ejido de Tabalaopa. Tiene una longitud de 750 m de largo por 800 m de ancho. El lugar está acondicionado para aceptar todo tipo de residuos sólidos, siempre y cuando éstos no estén catalogados como peligrosos. Cuenta con dos celdas para el vertido de los residuos.

- Celda 1. Esta celda entró en operación en Octubre de 1993 y fue clausurada en Septiembre de 2010. Este estudio se enfoca en los lixiviados generados en la celda 1, la cual estuvo en operación durante 18 años, recibiendo un promedio de 300 toneladas

diarias al inicio de operación, 600 toneladas diarias después de 5 años, 1000 toneladas diarias después de 10 años y en sus últimos años de operación se recibieron 1200 toneladas diarias. La celda mide 350 m de ancho por 700 m de largo y tiene una altura de aproximadamente 30 m. Tiene una profundidad de 12 m la cual fue revestida solamente con una cubierta de 40 cm de material calichoso para evitar la infiltración de los lixiviados generados al subsuelo. La cubierta final de la celda tiene un espesor de 30 cm de material calichoso y 20 cm de cerámica triturada provista por la empresa Interceramic. Cuenta con un sistema de recolección de lixiviados mediante el cual, los lixiviados fluyen por gravedad hasta una poza de recolección ubicada en la parte más baja de la celda. Como sistema de tratamiento de lixiviados se implementó la recirculación de los mismos mediante un vehículo acondicionado con un tanque de 2000 L, por medio del cual se bombean los lixiviados de la poza de recolección y posteriormente se vierten en dos lagunas de evaporación ubicadas en la parte más alta de la celda. El vehículo para transportar los lixiviados se muestra en la Figura 6.



Figura 6. Vehículo para la recirculación de lixiviados

- Celda 2. Entró en operación en Septiembre de 2010. La celda mide 250 m de ancho por 700 m de largo. Sin embargo, sólo la mitad del terreno está habilitado para recibir residuos. La celda tiene una profundidad de 17 m cuya base fue revestida con una capa de arcilla de 30 cm, una capa de geomembrana y geotextil así como una capa de 40 cm de arena para evitar la infiltración de los lixiviados generados al subsuelo. Cuenta con un sistema de recopilación de lixiviados mediante tuberías ubicadas en el fondo de la celda. Actualmente se recibe un promedio de 1200 toneladas diarias.

### 3.2. Premuestreo

Se realizó un premuestreo de lixiviados en el mes de julio de 2010, época en la cual la celda 1 se encontraba en operación. Se tomaron muestras simples con un volumen mínimo de 1 L en cada uno de los puntos principales donde se presentaba acumulación de lixiviados. La Figura 7 muestra los puntos de premuestreo.



Figura 7. Puntos de premuestreo. Fuente: Google Earth

### 3.2.1. Puntos de muestreo

- PreM01. Canal de lixiviados en ladera occidental del segundo nivel. Ubicado en Latitud 28°41.951' N, Longitud 106°02.248' W.
- PreM02. Canal de lixiviados en ladera sur en primer nivel. Ubicado en Latitud 28°42.118' N, Longitud 106°02.365' W.
- PreM03. Poza de retención de lixiviados en ladera sur en primer nivel. Ubicado en Latitud 28°42.141' N, Longitud 106°02.350' W.
- PreM04. Poza de retención de lixiviados en ladera sur en primer nivel. Ubicado en Latitud 28°42.174' N, Longitud 106°02.332' W.
- PreM05. Arroyuelo no controlado de lixiviados en zanja sur. Ubicado en Latitud 28°41.856' N, Longitud 106°02.074' W.
- PreM06. Poza de retención de lixiviados en ladera sur occidental. Ubicada en Latitud 28° 41.850' N, Longitud 106 ° 02.101' W.

Se formó una muestra compuesta tomando 50 mL de las muestras simples. Se homogenizó y se procedió a la determinación de DQO como se describe en el punto 4.2. *Determinación de DQO*, el mismo día de la toma de muestra. Las muestras simples fueron preservadas mediante la adición de HNO<sub>3</sub> concentrado marca J.T. Baker al 70% a un pH < 2. Las muestras PreM02, PreM03, PreM06 se digirieron con el método descrito en el punto 4.1.1. *Método de digestión* y se llevaron a laboratorio de análisis químicos del Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV) para hacer determinación de metales por ICP-OES con el método QCS-27.

### 3.3. Muestreo

El muestreo de lixiviados se llevó a cabo en 3 etapas las cuales abarcaron los meses de abril, mayo y junio. Se tomaron muestras simples de por lo menos 5 L de los 4 puntos principales donde se presentaba acumulación de lixiviado para así formar una muestra compuesta. La Figura 8 ilustra la ubicación de los 4 puntos en los que se recolectaron los lixiviados. Una vez

tomada la muestra se homogenizó y se transportó al laboratorio. A partir de la muestra compuesta se tomó al menos 1 L para preservarse con HNO<sub>3</sub> concentrado marca J.T. Baker al 70% para la determinación de metales, y al menos 2 L para preservarse con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado J.T. Baker al 97.7% ambos hasta obtener un pH < 2. Las muestras fueron almacenadas a 4°C. Se procedió a la caracterización de la muestra compuesta como se indica en la sección 4. *Caracterización de lixiviados.*



Figura 8. Puntos de muestreo. Fuente: Google Earth

### 3.3.1. Puntos de muestreo

- Punto 1. Laguna de evaporación norte. Ubicada en latitud 28°42'4.26"N, longitud 106° 2'12.15"O a 25 m sobre el nivel del terreno. Cuenta con barreras de contención físicas hechas de material poco permeable. Se observa poca profundidad. En esta laguna se deposita una parte de los lixiviados extraídos de la poza de recolección. Es notorio el

desprendimiento de  $\text{CH}_4$  así como la infiltración de los lixiviados hacia el interior de la celda. La Figura 9 muestra una fotografía de la laguna de evaporación norte.



Figura 9. Laguna de evaporación norte

- Punto 2. Laguna de evaporación sur. Ubicada en latitud  $28^{\circ}42'0.30''\text{N}$ , longitud  $106^{\circ}2'10.62''\text{O}$  a 23 m sobre el nivel del terreno. Al igual que la laguna de evaporación norte, cuenta con barreras de contención físicas hechas de material poco permeable. Se observa poca profundidad. En esta laguna se deposita una parte de los lixiviados extraídos de la poza de recolección. Es notorio el desprendimiento de  $\text{CH}_4$  así como la infiltración de los mismos a hacia el interior de la celda. La Figura 10 muestra una fotografía de la laguna de evaporación sur.



Figura 10. Laguna de evaporación sur

- Punto 3. Canal de lixiviados. Hecho a partir de la excavación de una zanja alrededor de la celda 1 en forma de espiral, a un lado del camino por el cual transita el vehículo con el cual se recirculan los lixiviados. En este canal se captan los escurrimientos de lixiviados, el cual los conduce hasta la poza de recolección. La Figura 11 muestra dos fotografías del canal de lixiviados.





Figura 11. Canal de lixiviados. a) Vista desde el camino para el tránsito de vehículos b) Vista ampliada del canal

- Punto 4. Poza de recolección. Ubicada en latitud  $28^{\circ}41'55.70''N$ , longitud  $106^{\circ}2'2.60''O$ . Es el punto principal donde se acumulan los lixiviados. Se observa gran cantidad de RSU que cubren los lixiviados. La Figura 12 muestra una fotografía de la poza de recolección.



Figura 12. Poza de recolección

## 4. Caracterización de lixiviados

### 4.1. Determinación de metales por EAA.

#### 4.1.1. Método de digestión.

La digestión de las muestras se llevó a cabo de acuerdo al método EPA SW-846 3010A para digestión de muestras acuosas y extractos para el análisis de metales por EAA o ICP-OES, el cual consistió en tomar 100 mL de las muestras previamente preservadas con ácido en vasos de precipitado y se añadieron 3 mL de  $\text{HNO}_3$  concentrado (marca J.T. Baker al 70%) a cada muestra. Se cubrió cada vaso con un vidrio de reloj y se colocaron en parrillas de calentamiento

y agitación marca Barnstead International modelo SP46925 y marca Coning modelo PC-620D. Se evaporó cada muestra a un volumen mínimo de 5 mL asegurándose de no alcanzar la ebullición. Se adicionaron 3 mL de HNO<sub>3</sub> concentrado y se continuó con el calentamiento hasta que las muestras se tornaron de un color amarillo claro. Se adicionó 10 mL de HCl 1:1 y se continuo con el calentamiento durante 15 min. La solución de HCl 1:1 se preparó mediante la adición en partes iguales de agua destilada y HCl concentrado marca J.T. Baker al 38%. Las muestras se retiraron de la parrilla y se esperó a que las muestras se enfriaran. Una vez frías las muestras se filtraron con papel filtro No. 2 de la marca Whatman y se ajustó el volumen de cada muestra mediante la adición de agua destilada hasta obtener un volumen final de 100 mL.

#### 4.1.2. Calibración.

Se preparó una curva de calibración para cada metal a partir de estándares con concentraciones en el rango apropiado, tomando como valor menor el LC descrito en la sección 1. *Validación de métodos de ensayo* dentro de los resultados. Los estándares de cada metal se prepararon a partir de soluciones madre marca J.T. Baker en la misma matriz ácida en la que se encontraban. El coeficiente de correlación de la curva de calibración fue de por lo menos 0.995.

4.1.3. Modalidad flama aire-acetileno. En esta flama se determinaron los metales Mn, Fe, Zn, Cd, Cu y Zn.

4.1.4. Modalidad flama óxido nitroso-acetileno. En esta flama se determinaron los metales Ca, Al, Cr y Ba. En el caso de Ca, Al y Ba, se adicionó 0.09532 g de KI (marca J.T Baker grado reactivo analítico) a 25 mL de la muestra para eliminar interferencias.

4.1.4.1. Generador de hidruros. Dentro de la modalidad flama óxido nitroso-acetileno se utilizó la técnica de generador de hidruros para la determinación de Se y As mediante el aditamento de generador de hidruros marca GBC modelo HG-3000.

4.1.5. Vapor frío. Con esta técnica se determinó Hg mediante el aditamento de generador de hidruros utilizado en la sección 4.1.4.1. *Generador de hidruros*. Se añadió una gota de n-octano en el separador líquido gas para evitar la formación de espuma dentro del separador.

La Figura 13 ilustra una esquematización de la metodología que se siguió para la determinación de metales.

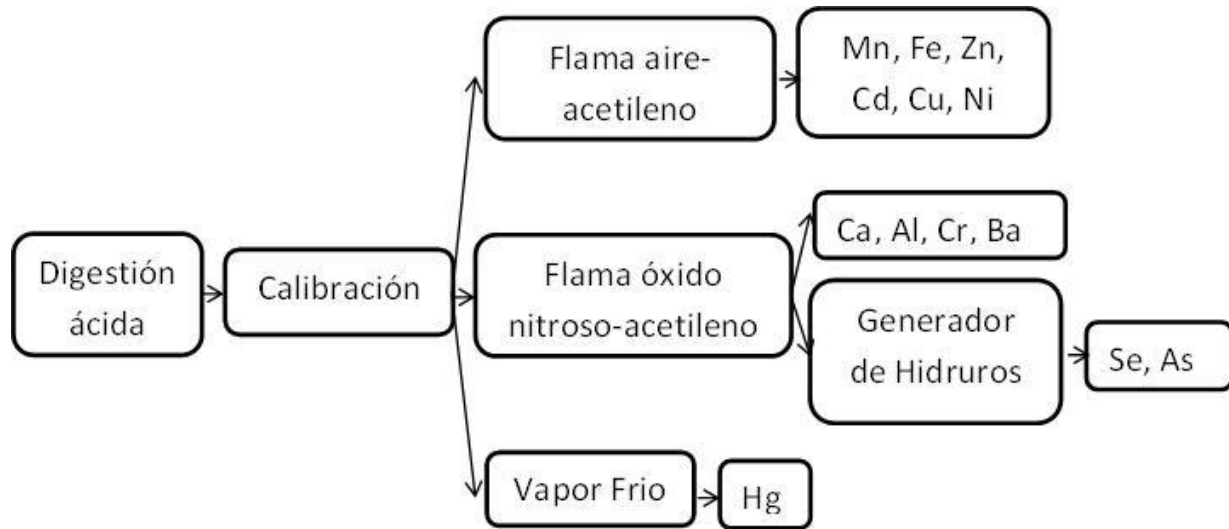


Figura 13. Esquema de la metodología para la determinación de metales

4.2. Determinación de DQO. Se empleó el método 8000 de la EPA (USEPA Reactor Digestion Method) el cual consistió en colocar 2 mL de las muestras en viales de reacción de DQO marca HACH del rango de 20-1500 mg/L manteniendo los viales en un

ángulo de 45°. Se invirtieron los viales 10 veces para asegurar la mezcla de la muestra con los reactivos. Se colocaron los viales en un reactor de DQO marca HACH modelo 45600 a 150° C durante 2 h. Se retiraron los viales del reactor permitiendo que estos alcanzaran temperatura ambiente. Se procedió con la determinación colorimétrica.

4.2.1. Determinación colorimétrica. Se empleó un espectrofotómetro UV-Vis marca HACH modelo DR/4000. Se utilizó el programa HACH 2720 DQO 1500 mg/L con una longitud de onda de 620 nm.

4.2.2. Calibración. Se preparó una curva de calibración a partir de estándares con concentraciones en el rango apropiado. Los estándares se prepararon a partir de una solución madre de 1000 mg/L marca J.T. Baker.

4.3. Determinación de ST, SDT y SST. Se empleó el método descrito en la norma NMX-AA-034-SCFI-2001. Este método consistió en colocar cápsulas de porcelana y crisoles Gooch (previamente se introdujo un papel de fibra de vidrio marca Whatman) en un horno de secado marca Shell lab modelo CE3F a 100° C hasta alcanzar peso constante. Se retiraron del horno las cápsulas y los crisoles y se colocaron en un desecador hasta alcanzar temperatura ambiente. Una vez a temperatura ambiente se registró el peso de las cápsulas y los crisoles. Se colocó dentro de cada capsula 50 mL de la muestra. En los crisoles se filtró 30 mL de la muestra con la ayuda de una bomba de vacío. Las cápsulas y los crisoles se colocaron de nuevo en el horno de secado hasta alcanzar peso constante a una temperatura de 100°C. Una vez a peso constante se retiraron del horno y se colocaron en un desecado hasta alcanzar temperatura ambiente. Se registró el peso de las cápsulas y los crisoles.

4.4. Medición de pH y conductividad. El pH se midió con un medidor de mesa pH/MV marca Thermo electron modelo Orion 3-star plus benchtop. La conductividad se determinó con un conductímetro marca Corning modelo Checkmate II.

4.5. Determinación de DBO<sub>5</sub> y nitrógeno total. Estos parámetros se determinaron en el laboratorio de análisis de agua y alimentos de la Universidad Autónoma de Chihuahua, con base a la norma NMX-AA-028-SCFI-2001 para la determinación de DBO<sub>5</sub> en aguas naturales, residuales y residuales tratadas; y a la norma NMX-AA-099-SCFI-2006 para la determinación de nitrógeno de nitritos en aguas naturales y residuales.

## **5. ETAPA 1. Coagulación/floculación/sedimentación**

5.1. Pruebas preliminares.

5.1.1. Variación de dosis de coagulante. En todos los experimentos de la etapa 1 se empleó coagulante inorgánico POLY + CAT N901, proporcionado por la JMAS proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales norte de la cd. de Chihuahua. Los experimentos de variación de dosis de coagulante se llevaron a cabo con una modificación al Método ASTM D 2035 – 80 Standard Practice for Coagulation-Flocculation Jar Test of Water, el cual consistió en colocar 100 mL de lixiviado en parrillas de calentamiento y agitación magnética marca Barnstead International modelo SP46925 y marca Corning modelo 45600. Se inició la agitación a una velocidad de 120 rpm. Se adicionaron dosis de coagulante en el rango 2 a 40 g/L a partir de una solución de 200 g/L como se ilustra en la Tabla 3 manteniendo la agitación durante un minuto. Se ajustó la velocidad de agitación a 20 rpm durante

20 min. Se detuvo la agitación y se esperó 30 min para que los flóculos formados sedimentaran. El líquido sobrenadante fue separado y utilizado para la determinación de DQO como se indica en la sección 4.2. *Determinación de DQO.*

Tabla 3. Variación de dosis de coagulante

Dosis (g/L)	Volumen adicionado de coagulante (mL)
2	1
4	2
10	5
15	7.5
20	10
25	12.5
30	15
40	20

5.1.2. Variación de pH. Los experimentos se llevaron a cabo de acuerdo al Método ASTM D 2035 – 80 Standard Practice for Coagulation-Flocculation Jar Test of Water en un equipo tradicional de las jarras marca Phipps&Bird modelo PB-700 el cual consta de 6 jarras con capacidad de 2 L cada una. Se colocó 1 L de lixiviado en 3 jarras y se llevaron a pH 6.5 y 5.7 mediante la adición de una solución de HNO<sub>3</sub> 7 M. Esta solución se preparó tomando 10 mL de HNO<sub>3</sub> concentrado marca J.T. Baker al 70% aforados en 100 mL con agua destilada. Se mantuvo el lixiviado de una de las jarras con el pH original. Se inició la agitación con una velocidad de 120 rpm. Se adicionó a cada variación de pH una dosis de 8 g/L de a partir de una solución de 200 g/L, manteniendo la agitación durante un minuto. Se ajustó la velocidad de agitación a 20 rpm y se mantuvo durante 20 min. Se detuvo la agitación y se esperó 30 min para que los flóculos sedimentaran. El líquido sobrenadante fue separado y utilizado

para la determinación de DQO como se indica en la sección 4.2. *Determinación de DQO*.

En esta etapa, el tratamiento de coagulación/floculación/sedimentación consiste en someter el lixiviado a dos coagulaciones sucesivas con el fin de alcanzar una mayor remoción de DQO. Los experimentos de la primera y segunda coagulación se llevaron a cabo en un equipo tradicional de las jarras descrito en la sección 5.1.2. *Variación de pH*. La Figura 14 ilustra un esquema de la etapa 1.

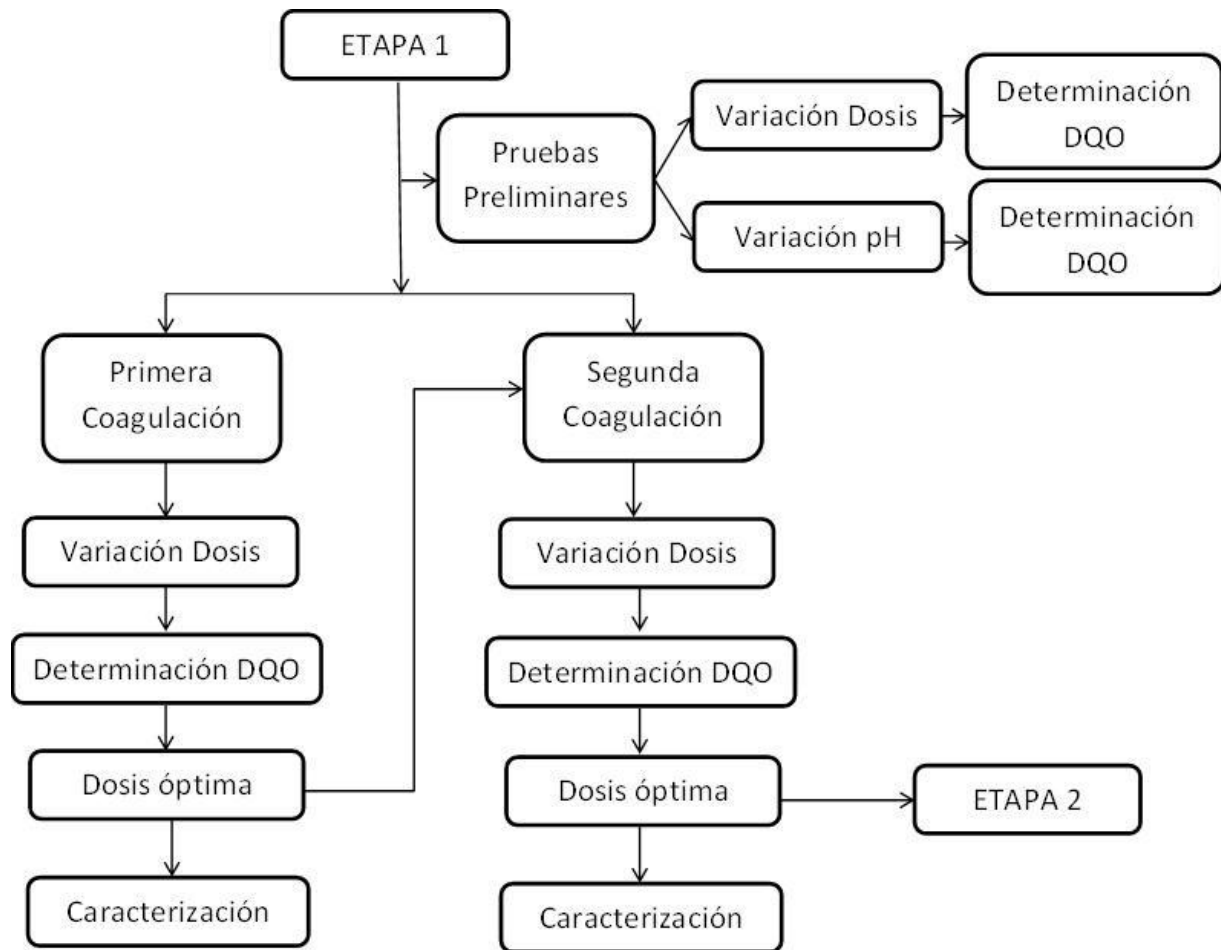


Figura 14. Esquema de la etapa 1 – Coagulación/floculación/sedimentación



## 5.2. Primera coagulación.

La muestra fue removida del refrigerador y se esperó hasta alcanzar temperatura ambiente. Se colocaron 2 L de lixiviado en cada jarra. Se colocaron las jarras en las paletas y se comenzó la agitación rápida. Se adicionó el volumen necesario de coagulante a partir de una solución de 200 g/L para obtener dosis de 6, 8, 10 y 14 g/L, utilizando las dos jarras restantes para obtener un duplicado de las dosis de 8 y 14 mg/L. Después del periodo de sedimentación se registró el volumen que ocupaban los flóculos sedimentados y el líquido sobrenadante fue separado para la determinación de DQO como se indica en la sección 4.2. *Determinación de DQO*. La dosis óptima fue conservada para llevarse a una segunda coagulación y para su caracterización como se indica en la sección 4. *Caracterización de lixiviados*.

## 5.3. Segunda coagulación.

Se colocaron 2 L del lixiviado tratado con la dosis óptima de la primera coagulación en cada jarra. Se colocaron las jarras en las paletas y se comenzó la agitación rápida. Se variaron las dosis de coagulante de 6, 8, 10 y 14 g/L, utilizando las dos jarras restantes para obtener un duplicado de las dosis de 8 y 14 mg/L. Después del periodo de sedimentación se registró el volumen que ocupaban los flóculos sedimentados y el líquido sobrenadante fue separado para la determinación de DQO como se indica en la sección 4.1.1. *Determinación de DQO*. El líquido sobrenadante de la dosis óptima fue conservado para continuar con la segunda etapa del tratamiento y para su caracterización como se indica en la sección 4. *Caracterización de lixiviados*.

## 6. ETAPA 2. Adsorción

### 6.1. Variación de tipo de carbón activado.

Se utilizaron dos tipos de CA. CA Clarimex Aquactive y CA CAGR. Las características principales de los carbones fueron determinadas en el equipo automatizado Quantachrome Autosorb I. Los parámetros texturales obtenidos se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Características de los carbones activados

Parámetro	Aquactive	CAGR
Área superficial (m <sup>2</sup> /g)	874.6	709.3
Volumen total de poros (cm <sup>3</sup> /g)	0.4586	0.7207
Volumen de microporos (cm <sup>3</sup> /g)	0.3566	0.2848
Volumen de mesoporos (cm <sup>3</sup> /g)	0.102	0.4359
Relación mesoporo/microporo	0.2860	1.5305

### 6.2. Variación de dosis de carbón activado.

Los experimentos se llevaron a cabo en vasos de precipitado donde 350 mL del lixiviado se mezclaron con la cantidad apropiada de cada tipo de CA en el rango de 20 a 60 g/L durante 8 horas mediante parrillas de calentamiento y agitación magnética marca Barnstead International modelo SP46925 y marca Corning modelo 45600. Se tomaron alícuotas para la determinación de DQO como se indica en la sección 4.2. *Determinación de DQO*, en los tiempos 30 min, 1, 2, 4 y 8 horas. Los datos obtenidos en estos experimentos se utilizaron para construir las isotermas de adsorción.

La etapa 2 del tren de tratamiento consistió en utilizar el lixiviado proveniente de la etapa 1 para someterlo a las condiciones óptimas de variación de carbón, dosis y tiempo que mostraban tener una mejor remoción de DQO. La Figura 15 ilustra un esquema de la etapa 2.

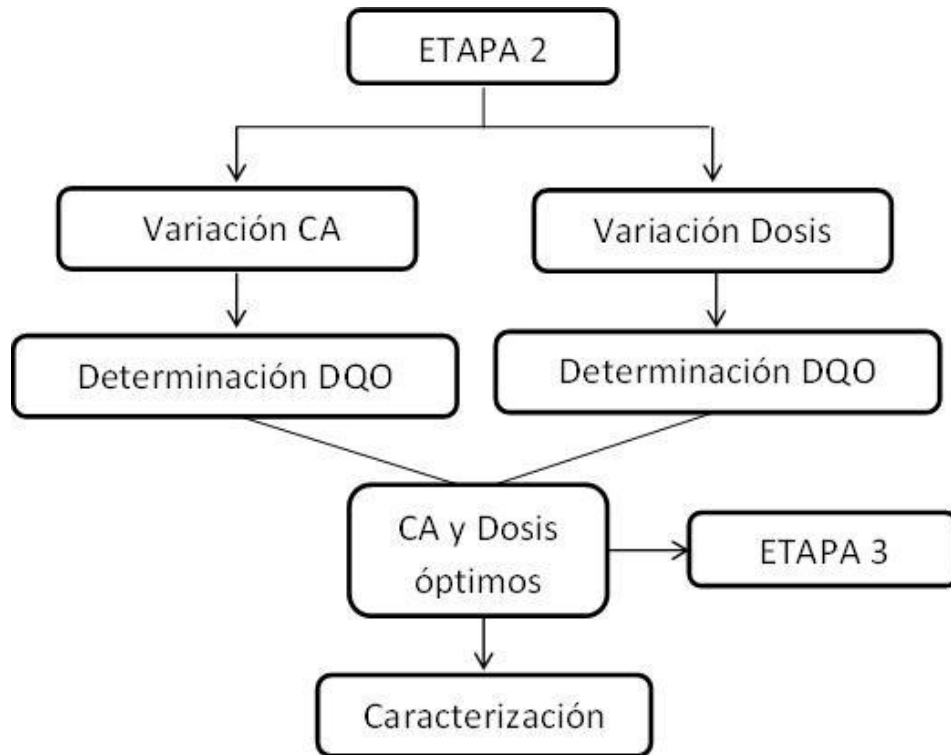


Figura 15. Esquema de la etapa 2 - Adsorción

## 7. ETAPA 3. Oxidación Química.

### 7.1. Variación de la relación molar $H_2O_2/Fe^{2+}$ .

Se utilizaron relaciones molares  $H_2O_2/Fe^{2+} = 1.5$  y  $3$ . Los experimentos de oxidación Fenton se llevaron a cabo a temperatura ambiente ( $25^\circ C$ ) y presión atmosférica ( $877$  mbar) en una

parrilla de calentamiento y agitación magnética marca Corning modelo 45600 con monitoreo de pH constante por medio de un medidor de mesa pH/MV marca Thermo Electron modelo Orion 3-star plus benchtop, como se observa en la Figura 16. El pH fue ajustado a 3 usando una solución de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  2 M. Esta solución ácida fue preparada a partir de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado marca J.T. Baker al 97.7%. La dosis de  $\text{Fe}^{2+}$  fue alcanzada mediante la adición de la cantidad necesaria de  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  marca J.T. Baker grado reactivo analítico. Un valor conocido de una solución de  $\text{H}_2\text{O}_2$  marca J.T. Baker al 30% (v/v) fue adicionado en un solo paso. La agitación se mantuvo durante 2 horas, tomando alícuotas cada 30 min. Cada alícuota así como el sistema al término del tiempo de reacción (2 h) se llevaron a un pH > 6 mediante la adición de una solución de NaOH 2 M para detener la reacción. La agitación se detuvo y se permitió que el hierro oxidado como  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  precipitara. El líquido sobrenadante fue separado para la determinación de DQO como se describe en la sección 4.1.1. *Determinación de DQO*.



Figura 16. Sistema de oxidación química

## 7.2. Variación de dosis de $\text{H}_2\text{O}_2$ y $\text{Fe}^{2+}$ .

A partir de un valor inicial de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y  $\text{Fe}^{2+}$  para cada relación molar, se hicieron incrementos de 1.5 y 2 veces el valor inicial como se ilustra en la Tabla 5.

Tabla 5. Variación de relación molar  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$  y dosis de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y  $\text{Fe}^{2+}$

Dosis	Relación molar $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+} = 1.5$		Relación molar $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+} = 3$	
	$\text{H}_2\text{O}_2$ (mL)	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (g)	$\text{H}_2\text{O}_2$ (mL)	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (g)
VI	6.45	12.26	6.45	6.13
1.5 VI	9.675	18.39	9.675	9.195
2 VI	12.9	24.52	12.9	12.26

El tratamiento de la etapa 3 consistió en utilizar el lixiviado proveniente de la etapa 2 y llevarlo a oxidación química con la relación molar y dosis que presentaron mayor remoción de DQO, en el tiempo en el que se alcanzaba un equilibrio. El líquido sobrenadante fue separado y llevado a centrifugación a 2000 rpm durante 10 minutos en una centrifuga marca Solbat modelo C-600. El líquido obtenido después de la centrifugación fue separado y llevado a caracterización como se indica en la sección 4. *Caracterización de lixiviados*. La Figura 17 describe esquemáticamente la etapa 3.

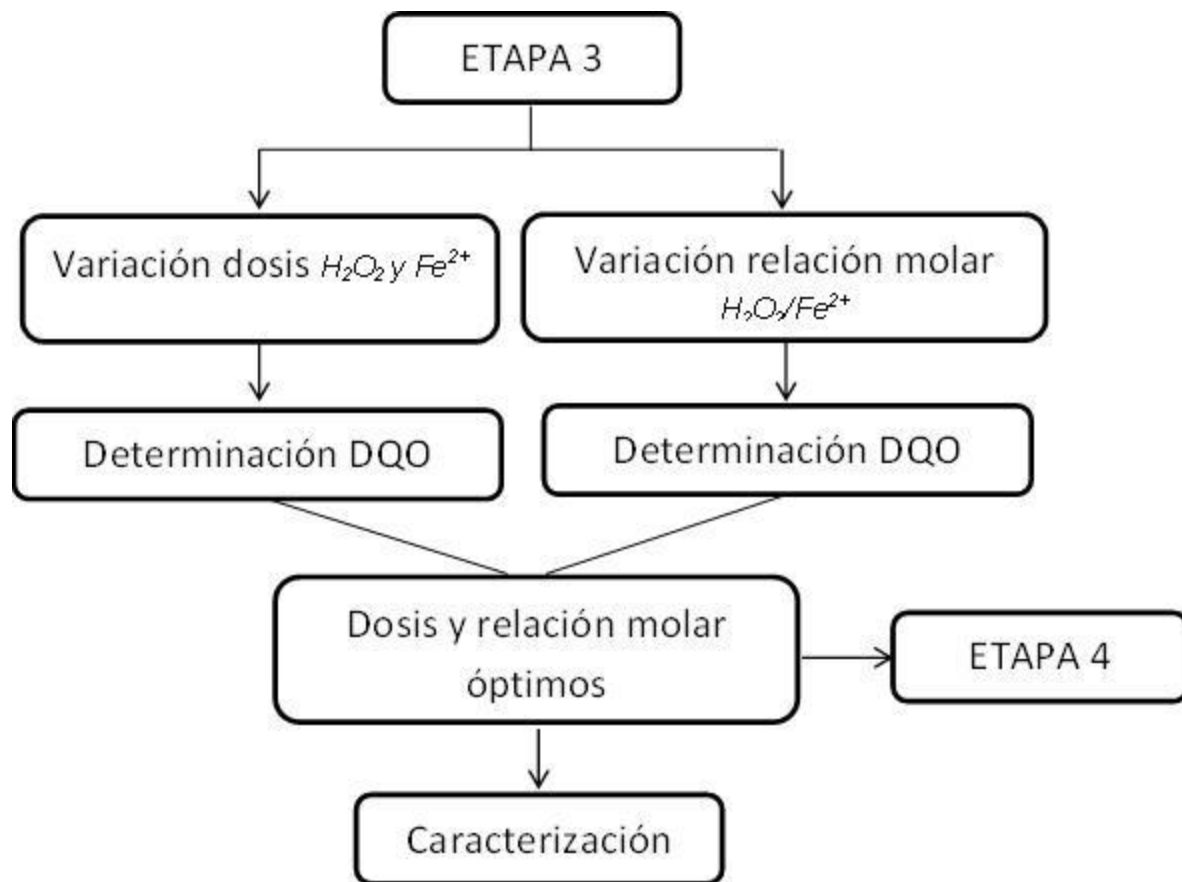


Figura 17. Esquema de la etapa 3 - Oxidación química

## 8. ETAPA 4. Membranas

Se utilizó una membrana sintética de triacetato de celulosa producida en el laboratorio de química analítica III de la facultad de ciencias químicas de la UACH. La membrana tiene un largo de 20 cm y ancho de 15 cm, con un área de operación de 170 cm<sup>2</sup>. Se utilizó un equipo marca GE Osmonics. Las membranas se pusieron a hidratar durante 24 horas con agua destilada. La

presión utilizada en la operación de la membrana se encontraba en el rango de 200 - 300 psi. El sistema utilizado se ilustra en la Figura 18.

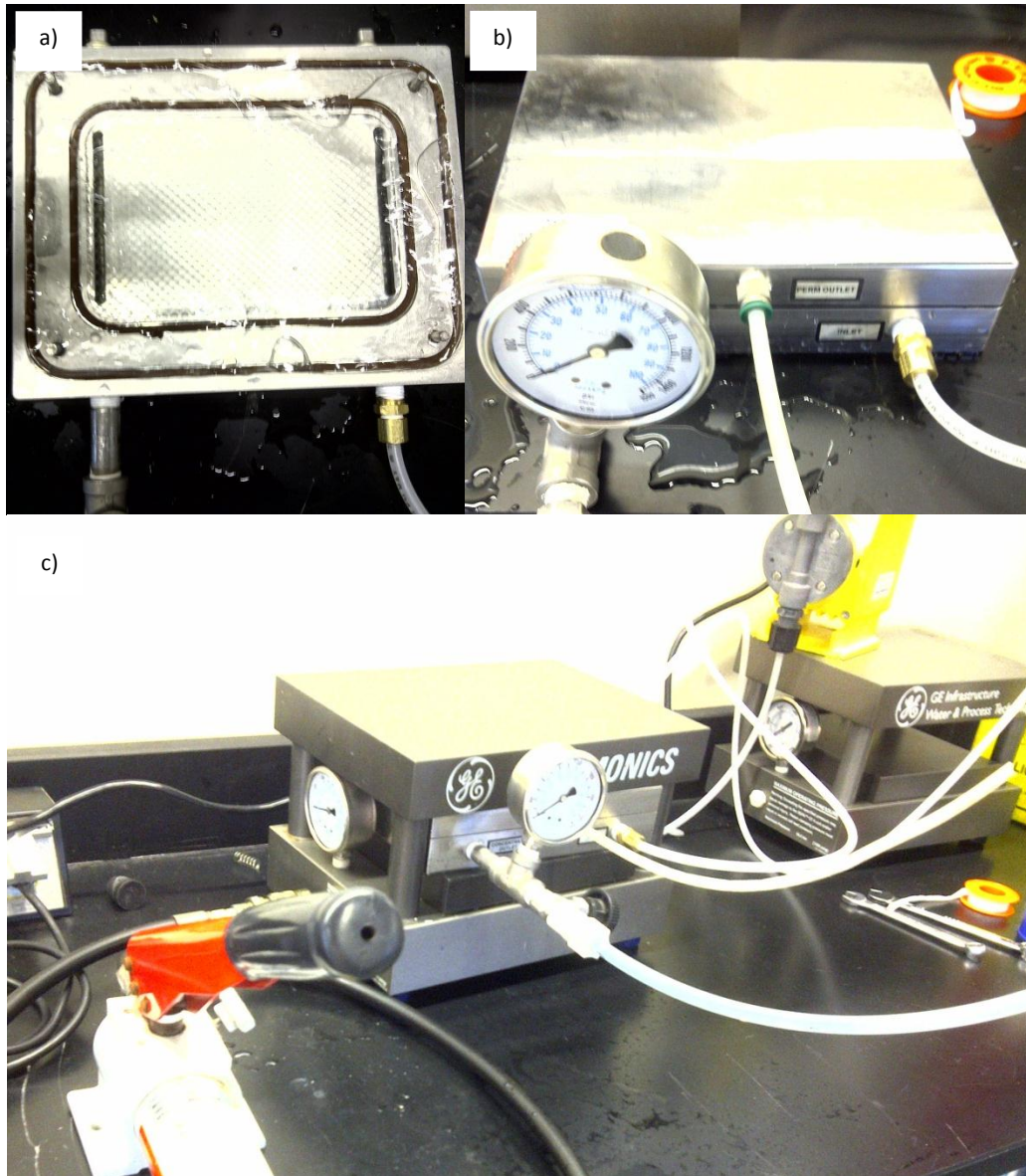


Figura 18. Sistema de membranas. a) Portamembrana, b) Celda de membrana y c) Sistema completo

# VIII. RESULTADOS Y DISCUSION

---

## 1. Validación de métodos de ensayo

En esta investigación, como en otros estudios, ha sido de gran importancia la determinación de los siguientes parámetros: LD, LC, repetibilidad, reproducibilidad, sesgo y porcentaje de recuperación.

Los resultados de la validación se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. Resultados de la validación de métodos de ensayo

Parámetro	LD	LC	Repetibilidad	Reproducibilidad	Sesgo	% Recuperación
DQO			0.002		0.429	102
Cr	0.105	0.307	0.123	0.151	0.100	109
Fe	0.144	0.257	0.130	0.129	-0.341	107
Mn	0.042	0.129	0.055	0.058	-0.027	97
Cu	0.017	0.037	0.009	0.009	0.001	94
Ba	0.180	0.474	0.149	0.238	-0.005	94
Ni	0.016	0.037	0.058	0.068	0.047	111
Al	0.492	1.106	0.253	0.257	0.039	91
Ca	1.247	2.391	0.482	0.481	0.459	90
As	0.508	1.032	0.429	0.632	-0.016	99
Se	0.451	1.058	0.885	0.885	0.235	112
Hg	3.597	7.410	2.839	2.722	-1.831	56
Zn	0.020	0.043	0.051	0.055	0.052	104
Cd	0.008	0.014	0.005	0.006	0.002	101



El LD es la menor cantidad que puede ser distinguida del fondo con un nivel específico de confianza, mientras que el LC es la menor cantidad que puede ser determinada cuantitativamente con una incertidumbre asociada, para un dado nivel de confianza. En este estudio se utilizó un nivel de confianza de 3 S y 10 S para el LD y LC respectivamente, donde S es la desviación estándar de las muestras. Los niveles de confianza están basados en la guía para la validación de métodos de ensayo emitida por el organismo argentino de acreditación. Los LD y LC dependen de cada elemento que se analizó.

La repetibilidad es la proximidad de la concordancia entre los resultados de las mediciones sucesivas del mismo mensurando con las mediciones realizadas con la aplicación de la totalidad de las siguientes condiciones. En este estudio las condiciones fueron: mismo procedimiento de medición, mismo observador, mismo instrumento de medición, mismo lugar de trabajo y con repetición dentro de un periodo corto de tiempo.

La reproducibilidad es la proximidad de la concordancia entre los resultados de las mediciones del mismo mensurando con las mediciones realizadas haciendo una variación en las condiciones de medición. La variación a las condiciones para este estudio fue el tiempo de preparación de las muestras.

La Tabla 7 muestra criterios de la aceptación de los parámetros de repetibilidad y reproducibilidad.

Tabla 7. Criterios de aceptación de repetibilidad y reproducibilidad

Parámetro	Repetibilidad	Reproducibilidad	Criterio de aceptación (%)
DQO	0.002		
Cr	0.123	0.151	23
Fe	0.130	0.129	0
Mn	0.055	0.058	6
Cu	0.009	0.009	-2
Ba	0.149	0.238	60
Ni	0.058	0.068	18
Al	0.253	0.257	2
Ca	0.482	0.481	0
As	0.429	0.632	47
Se	0.885	0.885	0
Hg	2.839	2.722	-4
Zn	0.051	0.055	8
Cd	0.005	0.006	17

Si la reproducibilidad está por debajo del 10% de la repetibilidad, se considera que la reproducibilidad es aceptable y existe compatibilidad entre las diferentes condiciones que fueron evaluadas, tal es el caso de Fe, Mn, Cu, Al, Ca, Se, Hg, y Zn. Si la reproducibilidad está entre el 10% y el 30% de la repetibilidad se considera que la reproducibilidad entre las diferentes condiciones puede ser aceptable, tal es el caso de Cr, Ni y Cd. Si la reproducibilidad está por arriba del 30% de la repetibilidad, se debe de mejorar el sistema de medición como es el caso de Ba y As.

El sesgo es la diferencia entre la media de poblaciones de la distribución que caracteriza la cantidad medida y el valor verdadero. Los resultados revelan valores absolutos cercanos al cero lo que indica que la diferencia entre el valor verdadero y la media de las muestras fue mínima.

El porcentaje de recuperación es la fracción de analito adicionada a la muestra fortificada previa al análisis. Se obtuvieron porcentajes de recuperación en el rango de 90-115% excepto para el Hg (56%). Esto se explica porque las concentraciones que se manejaron para este

elemento estuvieron en el orden de  $\mu\text{g/L}$  y siendo un elemento muy volátil se obtuvo un porcentaje de recuperación muy bajo.

## 2. Muestreo de lixiviados

### 2.1. Premuestreo

El premuestreo se llevó a cabo cuando el relleno sanitario se encontraba en operación, y el sistema de recirculación de lixiviado no se había implementado. La DQO y pH de la muestra compuesta fue 8670 mg/L y 8.26 respectivamente. Los elementos que se encontraron en concentraciones detectables de acuerdo al método QS-27 por ICP-OES así como sus concentraciones se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Caracterización de metales en premuestreo

Parámetros (mg/L)	PreM02	PreM03	PreM06	Promedio
Ba	1.51	1.65	1.78	1.65
Cd	0.01	0.01	ND	0.01
Cr	4.69	2.67	1.91	3.09
Cu	0.10	0.07	0.02	0.06
Fe	13.40	9.22	9.47	10.69
Mn	0.72	1.21	0.61	0.85
Ni	0.63	0.50	0.44	0.52
Si	7.24	5.20	25.34	12.59
Sr	2.60	3.47	2.78	2.95
Ti	4.38	2.49	2.79	3.22
Tl	1.34	2.04	2.75	2.04
V	0.29	0.09	ND	0.19
Zn	1.56	1.06	0.89	1.17
Ca	240.38	289.78	136.18	222.12
Mg	0.72	1.21	0.61	0.85

En general, para todos los metales no se observan diferencias significativas entre los puntos de muestreo. Sin embargo, el Si y Ca muestran un cambio apreciable en la concentración en los diferentes muestreos. Esto se puede explicar porque los residuos no fueron depositados de manera homogénea a lo largo del ciclo de vida del relleno sanitario, por lo cual, la escorrentía debida a las lluvias o al propio contenido de humedad de los residuos se dio de manera localizada.

## 2.2. Muestreo

En la Tabla 9 se muestra las características de los lixiviados de los muestreos que se llevaron a cabo en 3 etapas, así como los límites máximos permisibles de contaminantes básicos para descargas de aguas residuales en bienes nacionales (uso de riego agrícola) de acuerdo a la norma NMX-001-ECOL-1996. Los límites máximos permisibles establecidos por la norma son en base a promedios mensuales.

Tabla 9. Caracterización de parámetros en muestreos

Parámetros	Unidades	Norma	1er Muestreo	2do Muestreo	3er Muestreo
DQO	mg/L		29040.13	19515.95	20932.78
DBO <sub>5</sub>	mg/L	150.00	1344.00	828.00	693.00
DBO <sub>5</sub> /DQO			0.05	0.04	0.03
Nitrógeno Total	mg/L	40.00	2702.50	2022.47	2102.18
ST	g/L		44.49	30.37	35.71
SDT	g/L		44.44	30.24	35.39
SST	g/L	0.15	0.48	0.13	0.32
pH			8.04	8.14	8.16
Conductividad eléctrica	mS/cm		46.10	37.7	41.10
Ca	mg/L		159.67	78.60	93.20
Fe	mg/L		5.09	8.59	11.28
Mn	mg/L		1.01	0.28	0.23
Hg	µg/L	10.00	18.46	23.03	29.97
Se	µg/L		2.36	3.65	5.29
As	mg/L	0.20	0.11	0.29	0.29
Cu	mg/L	0.40	0.41	0.09	0.06
Zn	mg/L	10.00	1.89	0.56	0.98
Cd	mg/L	0.20	ND	ND	ND
Ni	mg/L	2.00	0.80	0.44	0.50
Cr	mg/L	1.00	5.82	1.97	2.89
Ba	mg/L		4.43	2.17	2.42
Al	mg/L		11.43	5.56	9.44

La DQO se encuentra en el rango 19500-29000 mg/L. Valores similares se encontraron en Faxian, China, por Weijing y Xuejun en el 2010. Estos valores de DQO indican que los lixiviados generados en el relleno sanitario de la ciudad de Chihuahua se encuentran en la fase de generación de metano. En este estudio, se observó que los valores de DQO fueron considerablemente altos. En México, existe la norma NMX-001-ECOL-1996 la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes básicos para descargas de aguas residuales en bienes nacionales. Sin embargo, esta norma no regula la DQO.

Se observa una disminución de la DBO<sub>5</sub> a lo largo de los muestreos, teniendo un valor máximo de 1344 mg/L en el primer muestreo y un valor mínimo de 693 mg/L en el último muestreo, esto indica que la recirculación de lixiviados que se implementó en la clausura de la celda 1 ha

sido de ayuda en la estabilización del lixiviado, ya que cuando se recircula este líquido se promueve la actividad biológica, a la par que otras reacciones químicas y procesos físicos que se producen dentro del vertedero. Por ejemplo, los ácidos orgánicos sencillos presentes en el lixiviado se convertirán en  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ . Estos valores concuerdan con los valores encontrados por Renou et al., en 2008 para lixiviados maduros, es decir, recolectados en rellenos sanitarios con una vida mayor a 10 años. Valores más altos a lo establecido por la norma (150 mg/L) también han sido reportados por Qarani et al., en 2010.

La relación  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  se encuentra en el rango de 0.03-0.05. La biodegradabilidad del lixiviado varía con el tiempo. Se pueden supervisar los cambios en la biodegradabilidad del lixiviado mediante el control de la relación  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$ . Para rellenos sanitarios jóvenes las relaciones estarán en el rango de 0.5 o más. Las relaciones en el rango de 0.4 a 0.6 se toman como indicador de que la materia orgánica en los lixiviados es fácilmente biodegradable. En los vertederos antiguos, la relación  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  está a menudo en el rango de 0.05 a 0.2. La relación cae porque los lixiviados procedentes de vertederos antiguos normalmente contienen ácidos húmicos y fúlvicos, que no son fácilmente biodegradables (Qarani et al., 2010). Por lo tanto, el valor de la relación  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  encontrado ( $<0.05$ ) en los lixiviados generados en la celda 1 del relleno sanitario de la ciudad de Chihuahua es congruente con lo indicado por la literatura para vertederos con tiempo de operación mayor a 10 años.

Se observa que el nitrógeno total se encuentra en el rango de 2100-2700 mg/L. Valores más altos a lo establecido por la norma (40 mg/L) también fueron encontrados por Ziyang L. y Youcai Z. en 2007, en las lagunas del relleno sanitario de Shangahi, China.

Los ST y SDT se encontraron en el rango de 34 - 45 g/L, mientras que los SST en el rango de 0.3 - 0.5 g/L. Qarani et al., encontraron en rellenos sanitarios en la región norte de Malasia valores mayores a lo establecido por la norma (0.15 g/L para el caso de SST).

El pH de los lixiviados (rango 8.04 - 8.016) indica que se encuentra en la fase de metanogénesis, en la cual los ácidos producidos en la fase de acidogénesis se han convertido en  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$ , por lo tanto el pH dentro del vertedero subirá a valores más neutros, en el rango de 6.8 a 8. A continuación el pH del lixiviado incrementará, y se reducirán las concentraciones de  $\text{DBO}_5$  y

DQO y el valor de conductividad del lixiviado. Con valores más altos de pH, menos constituyentes inorgánicos quedan en la disolución y como resultado, la concentración de metales pesados presentes en el lixiviado también se reducirá (Tchobanoglus et al., 1996).

La conductividad de los lixiviados se encuentra en el rango de 40 - 47 mS /cm. Valores similares fueron encontrados por Ziyang L. y Youcai Z., en 2007, en rellenos sanitarios de 2 y 3 años de edad, este fenómeno apunta a que se promovió la disolución de iones en el lixiviado debido a la recirculación que implementó.

Los metales que se encontraron en concentraciones relevantes con el método QS-27 fueron Ca, Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Ni, Cr, Ba. Adicional a estos metales se analizaron Al, Se, Hg y As. Como se observa, el Hg y Cr se encontraron en concentraciones mayores a lo establecido por la norma (10 µg/L y 1 mg/L respectivamente) en todos los muestreos. El As se encontró en concentraciones mayores a lo establecido por la norma en los muestreos 2 y 3 con una concentración en ambos muestreos de 0.29 mg/L. El Cu se encontró en el límite de concentración máxima que marca la norma (0.40 mg/L). Con la recirculación que actualmente se lleva a cabo se está promoviendo una homogeneización del lixiviado.

Existen varios factores que afectan la composición de los lixiviados, tales como la edad del relleno sanitario, la precipitación, los cambios en las estaciones del año y el tipo de residuos que a su vez depende de la calidad de vida de la población. Las Figuras 19 y 20 muestran la variación en la composición de los lixiviados en los muestreos realizados.

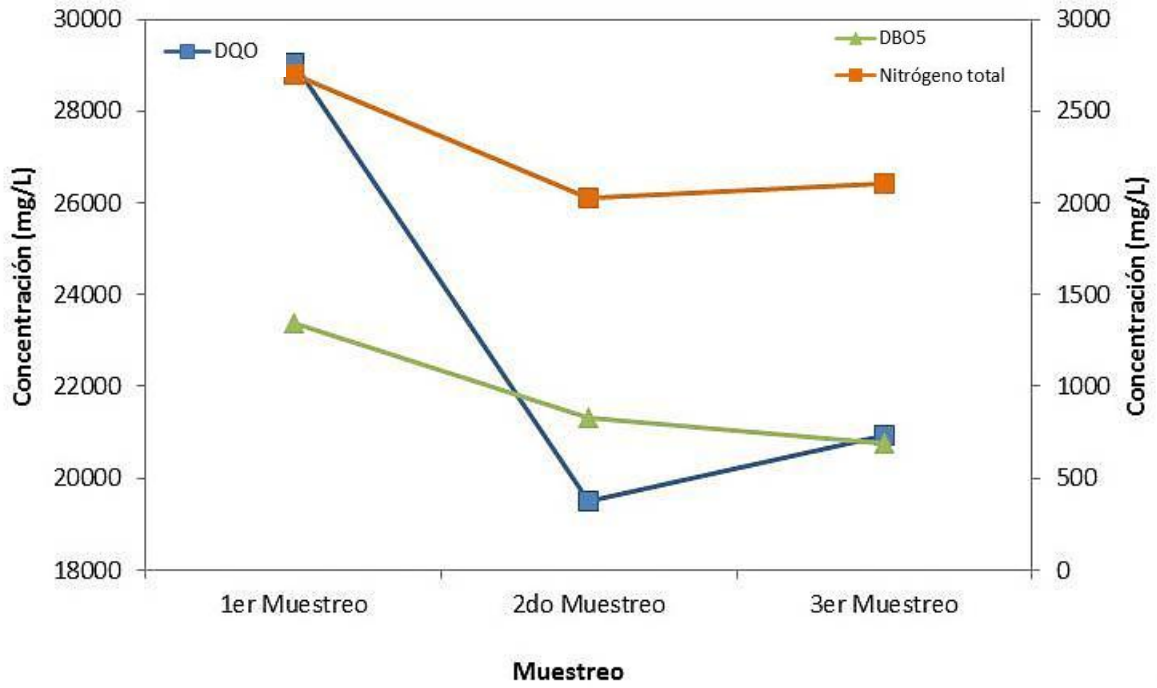


Figura 19. Contenido de DQO, DBO<sub>5</sub> y nitrógeno total en los diferentes muestreos

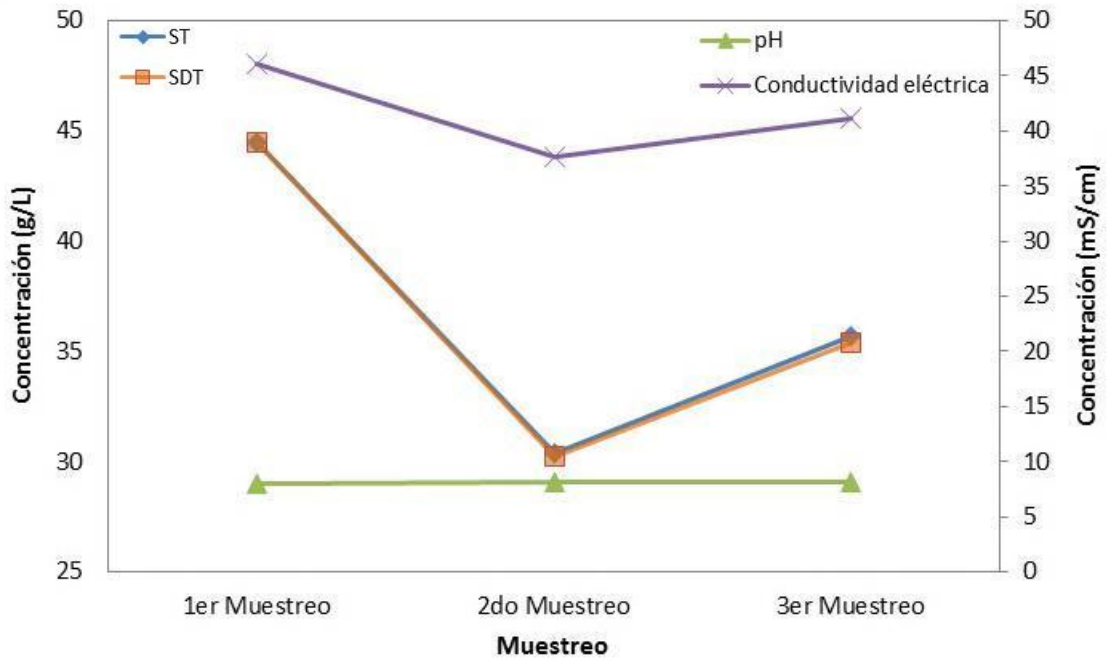


Figura 20. Medida de pH y conductividad, y contenido de ST y SDT en los diferentes muestreos



### 3. ETAPA 1. Coagulación/floculación/sedimentación.

#### 3.1. Efecto de la dosis de coagulante.

La remoción de DQO a diferentes dosis de coagulante fue investigada. Los resultados muestran que la DQO residual del lixiviado disminuyó al aumentar la dosis de coagulante. En dosis mayores de 20 g/L los flóculos no sedimentaron, como se observa en la Figura 21. Esto se le atribuye al aporte de cierta cantidad de ácido proveniente del coagulante lo cual altero el pH de la solución. Adicionalmente se formaba gran cantidad de espuma lo cual representaba un riesgo de derrame.

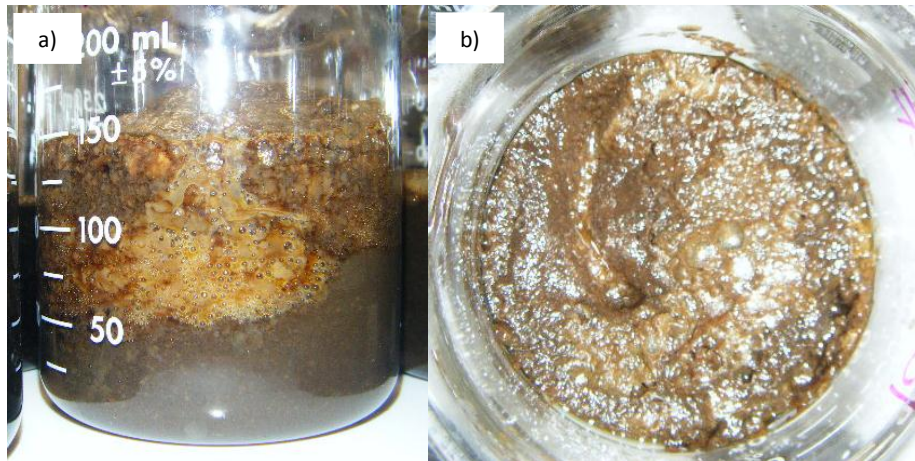


Figura 21. Lixiviado tratado con 20g/L de coagulante. a) Vista lateral b) Vista superior

El efecto de la dosis del coagulante en la DQO residual se puede observar en la Figura 22. La máxima remoción de DQO (65.94 %) se alcanzó en la dosis de 40 g/L. Sin embargo, para fines prácticos de manipulación del lixiviado se consideró utilizar dos pasos sucesivos de coagulación utilizando dosis menores a 20 g/L de coagulante en cada uno de ellos.

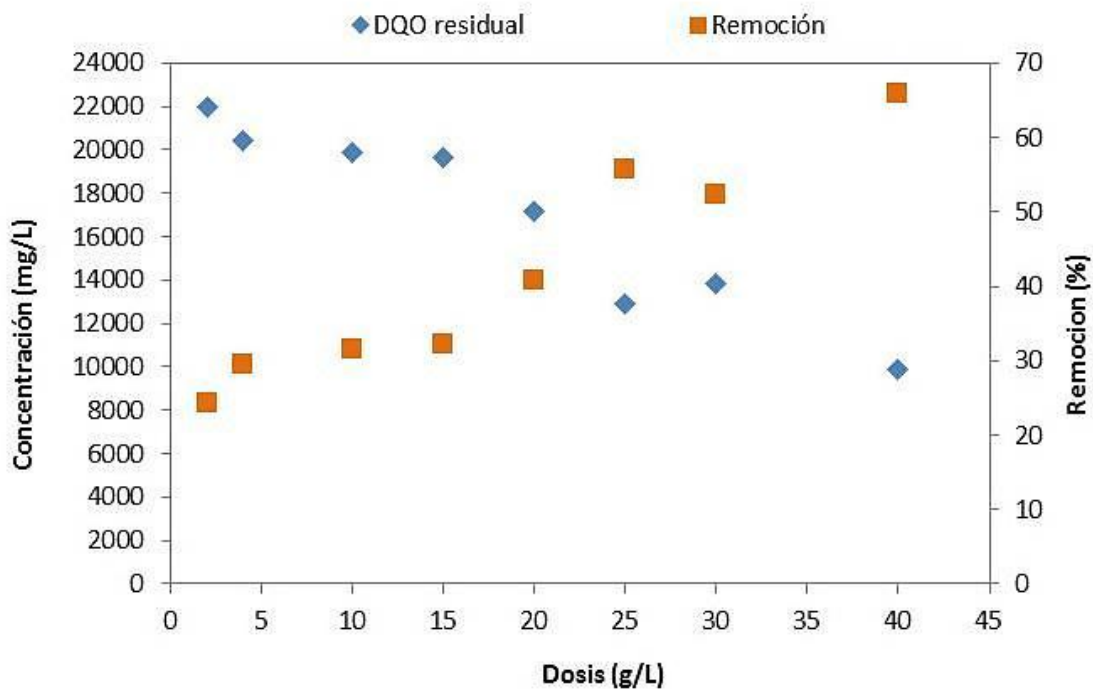


Figura 22. Efecto de la dosis de coagulante en la remoción de DQO

### 3.2. Efecto del pH.

La influencia en la remoción de DQO a diferentes valores de pH fue investigado. Los resultados muestran que para la misma dosis de coagulante (8 g/L), al disminuir el pH del lixiviado se favoreció la remoción de DQO. La mayor remoción de DQO se alcanzó al pH de 5.7. Esto se puede explicar porque a  $\text{pH} < 6$  la materia orgánica disuelta es mayormente removida por precipitación, mientras que a  $\text{pH} > 6$  las reacciones de adsorción en la superficie del coagulante predominan. Al disminuir el pH se incrementa la cantidad de protones presentes en la solución, neutralizando parcialmente la carga del coloide, lo cual favorece la formación de aglomerados mediante la agitación del sistema. Para evitar que se presentara el fenómeno de formación de espuma que se explica en el punto anterior (efecto de la dosis de coagulante) al aportar cierta acidez al lixiviado, se utilizó una solución de ácido nítrico 7 molar. Se observó, que para alcanzar los valores de pH de 6.5 y 5.7 se requirió un volumen muy grande de la solución de ácido, lo cual puede ocasionar un efecto indeseado de dilución en el lixiviado. En la Figura 23 se puede

observar que al pH de 5.7 con la dosis de 8 g/L de coagulante, se puede alcanzar una remoción de DQO de 46.8%, esto implica una remoción 15.64% mayor a la obtenida en un lixiviado con la misma dosis de coagulante con el pH original de la muestra, es decir, sin la adición de ácido. Sin embargo, la adición de ácido en el sitio representa un mayor costo y un mayor riesgo a la salud de los operarios se decidió no implementarlo en el tren de tratamiento.

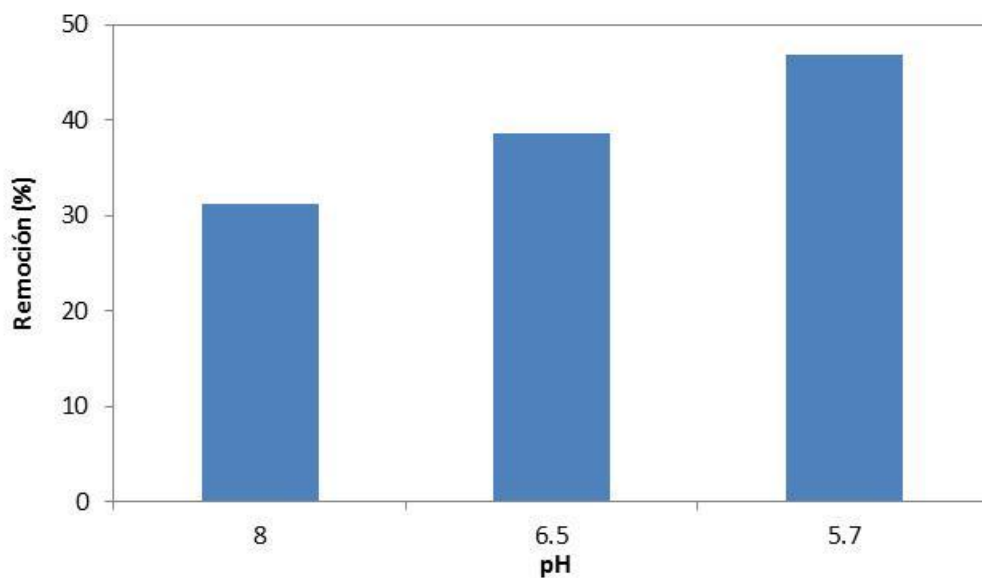


Figura 23. Efecto del pH en la remoción de DQO

### 3.3. Primera coagulación.

Los criterios para la elección de la dosis óptima fueron la remoción de DQO y el volumen de residuos (o volumen de flóculos) generados. En la Figura 24 se puede observar el comportamiento que tuvieron las diferentes dosis de coagulante en la remoción de DQO y en la generación de residuos. Como se observa, el volumen de residuos generados en las dosis de 6, 8 y 10 g/L es similar entre ellos, teniendo una diferencia notoria la dosis de 14 g/L. La generación de residuos estuvo en el rango de 125 a 375 mL/L. La remoción máxima de DQO alcanzada fue de 19% con la dosis de 14 g/L, sin embargo, ésta fue la dosis que generó mayor

cantidad de residuos. La dosis de 10 g/L tuvo una remoción de DQO de 10.08% y aproximadamente la mitad de residuos que generó la dosis de 14 g/L. Se eligió como óptima la dosis de 10 g/L por la notoria diferencia en la generación de residuos con respecto a la de 14 g/L, así como por alcanzar una remoción de DQO mayor a las dosis de 6 y 8 g/L.

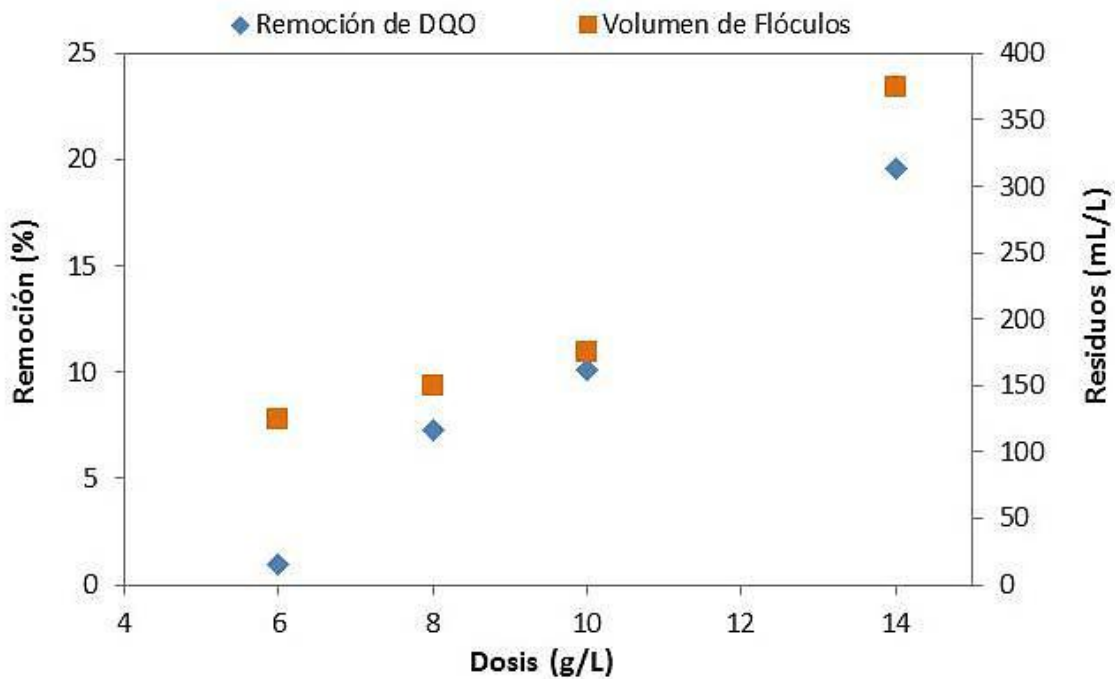


Figura 24. Efecto de la dosis de coagulante en la primera coagulación

### 3.4. Segunda Coagulación.

Los criterios para la elección fueron los mismos que para la primera coagulación. En la Figura 25 se puede observar el comportamiento que tuvieron las diferentes dosis de coagulante en la remoción de DQO y la generación de residuos. El volumen de residuos representados en la Figura 24 son los residuos acumulados de la primera y segunda coagulación. Se puede observar que la remoción acumulada máxima de DQO alcanzada fue de 40% con la dosis de 14 g/L, mientras que las dosis de 6, 8 y 10 g/L alcanzaron una remoción acumulada por debajo de 27%.

La generación de residuos estuvo en el rango de 250 a 450 mL/L, alcanzando su valor máximo con la dosis de 14 g/L al igual que sucedió en la primera coagulación. La diferencia de volumen de residuos generados por la dosis de 10 y 14 g/L fue de 350 y 450 mL/L respectivamente. Se eligió como dosis óptima la dosis de 14 g/L por la notoria diferencia en la remoción de DQO alcanzada por las diferentes dosis de coagulante (siendo aproximadamente 50% superior en la remoción total con respecto a la dosis de 10 g/L).

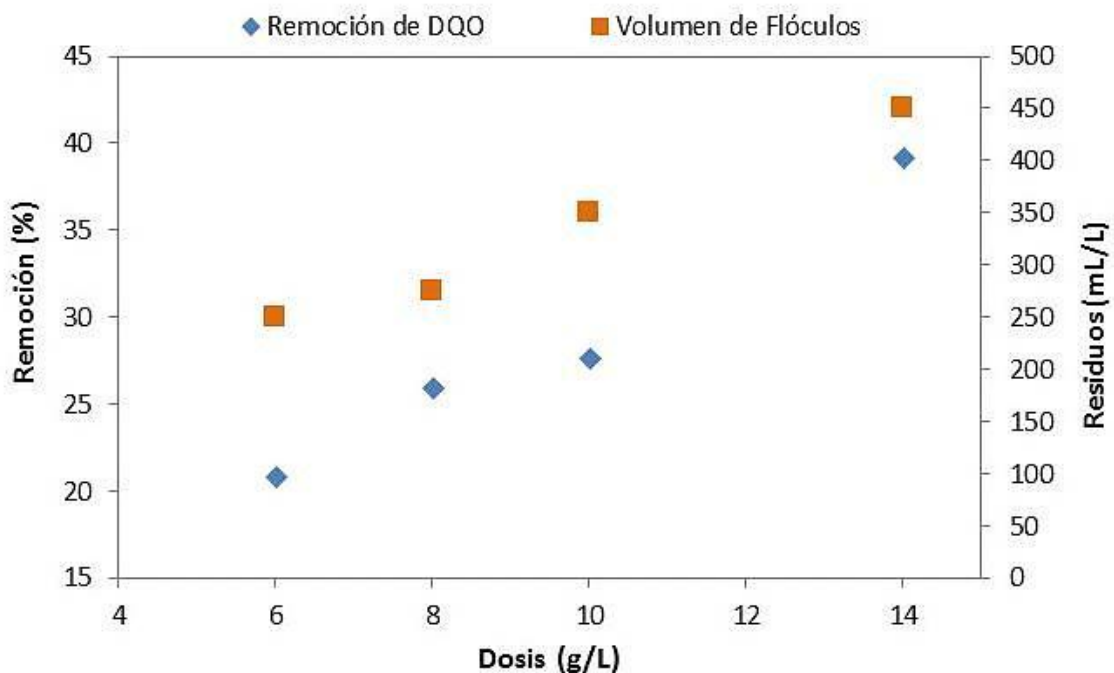


Figura 25. Efecto de la dosis de coagulante en la segunda coagulación

Existen numerosos estudios anteriores que aplican el tratamiento fisicoquímico de coagulación/floculación/sedimentación. Tatsi et al., en el 2003 evaluaron el uso de tres coagulantes como pretratamiento en la remoción de DQO de lixiviados frescos generados en el relleno sanitario de Thessaloniki al norte de Grecia, encontrando remociones de DQO menores

de 35 % con un valor inicial de DQO de 70900 mg/L. Mientras que Kurniawan et al., en el 2006 hicieron un comparativo del desempeño de los diferentes métodos fisicoquímicos en la remoción de compuestos recalcitrantes presentes en lixiviados generados en rellenos sanitarios, encontrando en el tratamiento de coagulación/floculación/sedimentación remociones de DQO menores de 56% para un valor inicial de 5690 mg/L de DQO a un pH de 4.8. Estos resultados concuerdan con los obtenidos en este estudio, como se puede observar se obtiene una mayor remoción individual (17.53%) de DQO en la segunda coagulación, ya que se parte de una DQO inicial menor (18977.89 mg/L); comparado con la remoción individual de DQO (9%) partiendo de una DQO inicial de (20932.78 mg/L), ambas coagulaciones con una misma dosis de coagulante (10 g/L). Los resultados anteriores sugieren que la eficiencia en la remoción de DQO en lixiviados depende de la concentración inicial de DQO.

#### **4. ETAPA 2. Adsorción**

##### **4.1. Efecto del tipo de carbón activado y de la dosis.**

El efecto en la remoción de DQO con dos tipos de CA y diferentes dosis de ambos fue investigado. En la Figura 26 se puede observar que la DQO residual disminuye al incrementar la dosis de CA. Sin embargo, disminuye su eficiencia en dosis a partir de 45 g/L para el CA Aquactive y 50 g/L para el CA CAGR. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Li et al., en el 2010 en su estudio “tratamiento de lixiviados estabilizados generados en rellenos sanitarios por medio del tratamiento combinado coagulación/floculación – carbón activado”, en donde demostraron que la DQO residual menor fue alcanzada con 10 g/L de CA, sin embargo en dosis mayores a 10 g/L disminuyó la eficiencia en la remoción de DQO. Esto se debe a que en esas dosis se tiene la capacidad máxima de adsorción de los CA. También se puede observar que, para una misma dosis, el CA CAGR alcanza DQO residuales menores en comparación al CA Aquactive. Esto puede ser atribuido a que posee una relación mesoporo/microporo mayor (1.5305) comparado con el CA Aquactive (0.2860), lo cual favorece la adsorción de las

moléculas. La DQO residual mínima (4352.72 mg/L) se alcanzó con la dosis de 50 g/L de CA CAGR, la cual se seleccionó como dosis óptima.

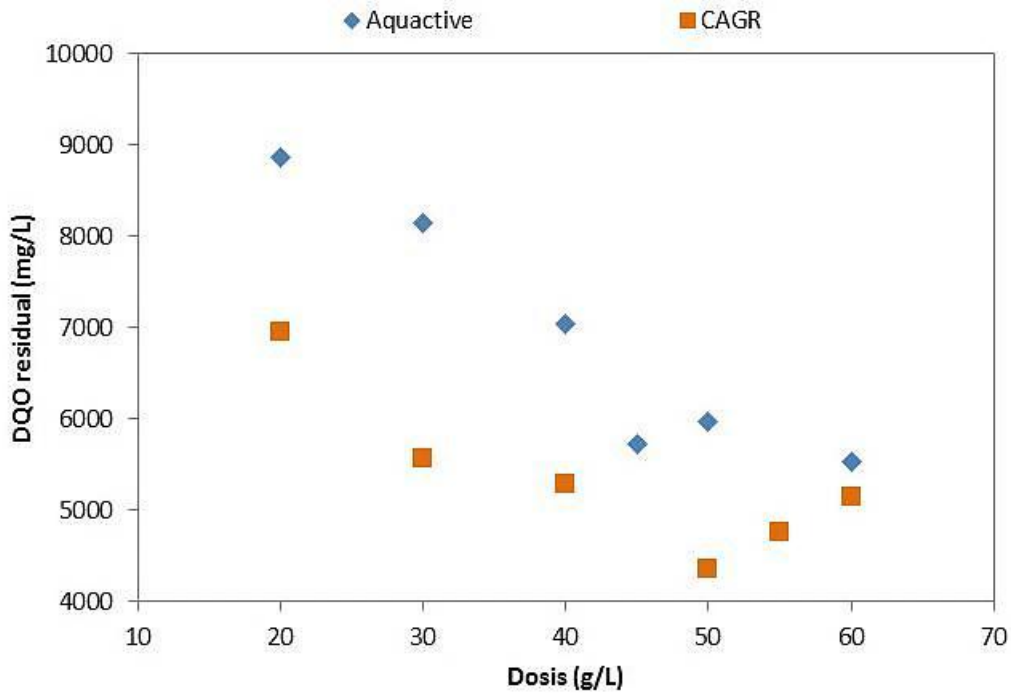


Figura 26. Efecto de CA y dosis

#### 4.2. Isotermas de adsorción.

Los modelos de isotermas de adsorción de Freundlich y Langmuir fueron utilizados para la evaluación de los resultados experimentales. Las isotermas de adsorción para ambos modelos se ilustran en las Figuras 27-30.

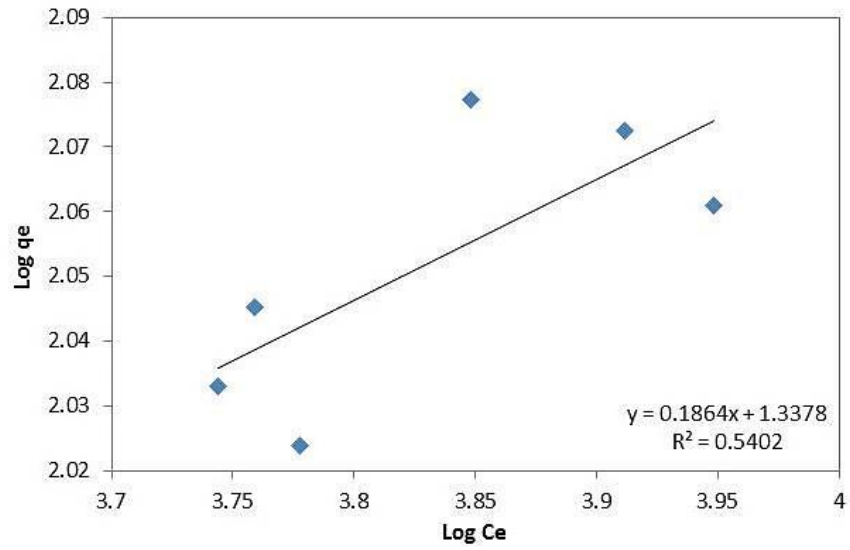


Figura 27. Isoterma de Freundlich para CA Aquactive

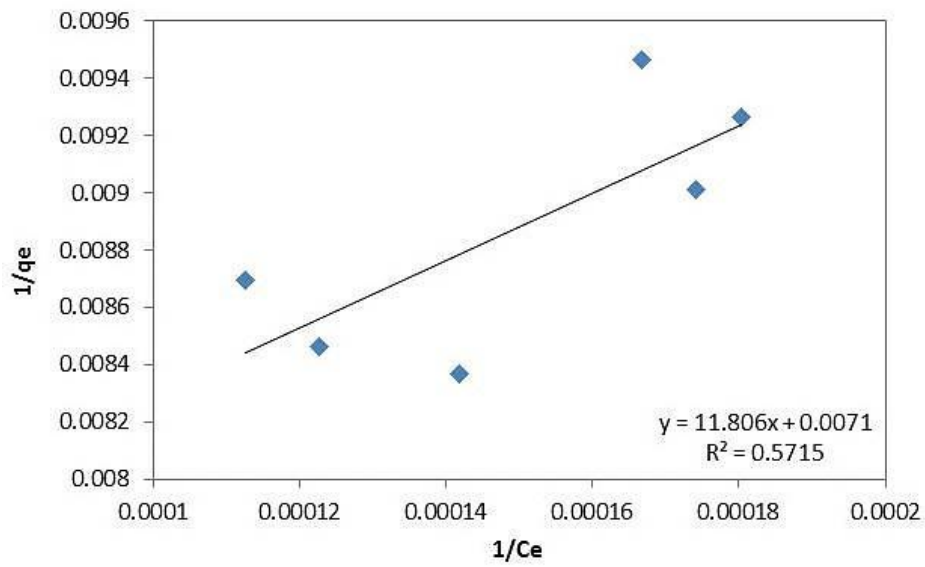


Figura 28. Isoterma de Langmuir para CA Aquactive



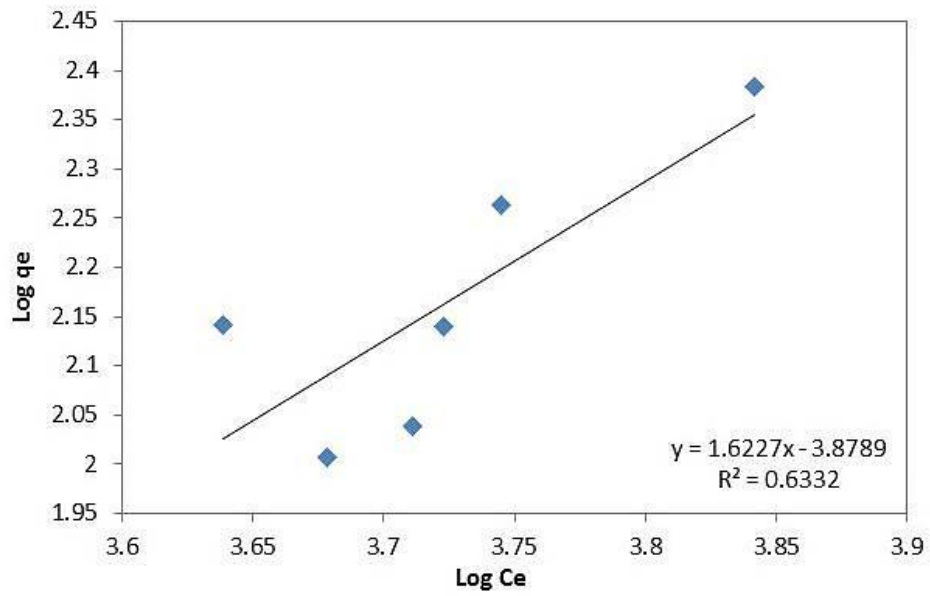


Figura 29. Isoterma de Freundlich para CA CAGR

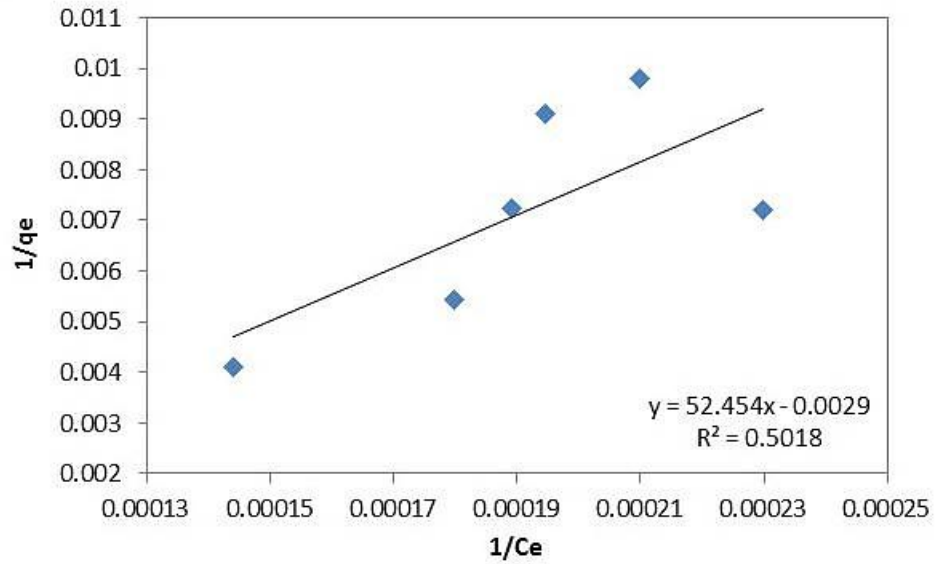


Figura 30. Isoterma de Langmuir para CA CAGR

En la Tabla 10 se presenta un resumen de las isothermas de Freundlich y Langmuir para los dos tipos de CA. En general todos los coeficientes de correlación no fueron satisfactorios los cuales estuvieron por debajo de 0.7, esto debido a que se presentó una gran variación en la concentración de DQO al equilibrio. En general, las isothermas de adsorción no son concluyentes para discutir los resultados, ya que los resultados experimentales no coinciden con los descritos por las isothermas. Esto se puede explicar a que ambos modelos fueron diseñados para describir la adsorción de un solo adsorbato en un medio adsorbente

Tabla 10. Isothermas de Langmuir y Freundlich para los dos tipos de CA

Isoterma	Aquactive	CAGR
<b>Langmuir</b>		
Ecuación de la recta	$y = 11.806x + 0.0071$	$y = 52.454x - 0.0029$
$R^2$	0.5715	0.5018
Q (mg/g)	140.845	344.8275
b (L/g)	6.01E-04	-5.53E-05
<b>Freundlich</b>		
Ecuación de la recta	$y = 0.1864x + 1.3378$	$y = 1.6227x - 3.8789$
$R^2$	0.5402	0.6332
Kf	3.810650845	48.37097772
1/n	0.1864	-1.6227

## 5. ETAPA 3. Oxidación Química

### 5.1. Efecto de la relación molar $H_2O_2/Fe^{2+}$ .

El efecto de la relación molar en la remoción de DQO fue investigado. En la Figura 31 se observa que la relación molar que alcanza la mejor remoción de DQO es  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+} = 1.5$  para sus dos variaciones de valor inicial. Está claro que a mayores dosis de  $\text{H}_2\text{O}_2$  se generan mayores radicales hidroxilo, lo cual mejora la remoción de DQO. Sin embargo, en este estudio al incrementar la relación molar  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$  disminuye la remoción de DQO. Este comportamiento se explica porque cuando uno de los dos reactivos ( $\text{H}_2\text{O}_2$  o  $\text{Fe}^{2+}$ ) es adicionado en mayor cantidad que la necesaria, ambos reactivos puede consumir  $\cdot\text{OH}$  (Ecn. 9 y 10 sección 3.5. *Oxidación Química*) reduciendo el potencial de oxidación (Jiang et al., 2011). Tekin et al. (2006), hacen un comparativo con varios autores acerca de la relación molar  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$  óptima para remover DQO en varias muestras de lixiviados y concluye que la relación molar óptima varía dependiendo del tipo de compuestos que se van a oxidar.

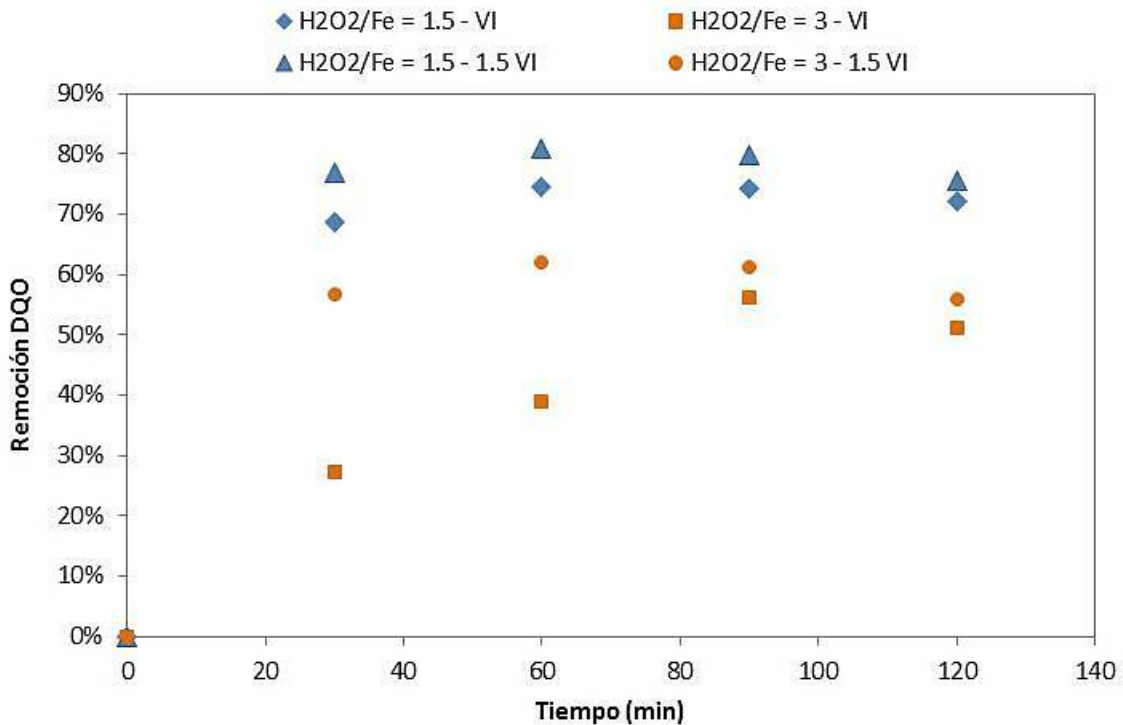


Figura 31. Efecto de la relación molar  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$  y del incremento en las dosis en la remoción de DQO

5.2. Efecto de la relación molar  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$  y del incremento en las dosis de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y  $\text{Fe}^{2+}$  en la remoción de DQO.

El comportamiento de la remoción de DQO con las dos variaciones de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y  $\text{Fe}^{2+}$  en la relación molar  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$  se ilustran en las Figuras 32 y 33. La DQO residual disminuyó con el incremento de la dosis del reactivo Fenton. Se puede observar para las dos variaciones de relación molar  $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$  que no existen diferencias significativas en las dosis de 1.5 y 2 veces el valor inicial de  $\text{H}_2\text{O}_2$  y  $\text{Fe}^{2+}$ . Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Wu et al. en el 2010 en su estudio “Remoción de compuestos húmicos presentes en lixiviados generados en rellenos sanitarios mediante oxidación Fenton”, en donde encontraron que la remoción de DQO estuvo limitada por la dosis de  $\text{Fe}^{2+}$ , disminuyendo su eficiencia con valores mayores de  $\text{Fe}^{2+}$ , y notaron que la remoción de DQO permaneció constante a partir de una dosis determinada de  $\text{Fe}^{2+}$ . En este estudio las dosis de 1.5 valor inicial y 2 veces valor inicial son muy similares. Después de los experimentos realizados se tomó como dosis óptima la de 1.5 veces valor inicial ya que representa un DQO residual menor que el valor inicial y menor consumo de reactivos que 2 veces valor inicial teniendo una remoción de DQO muy similar.

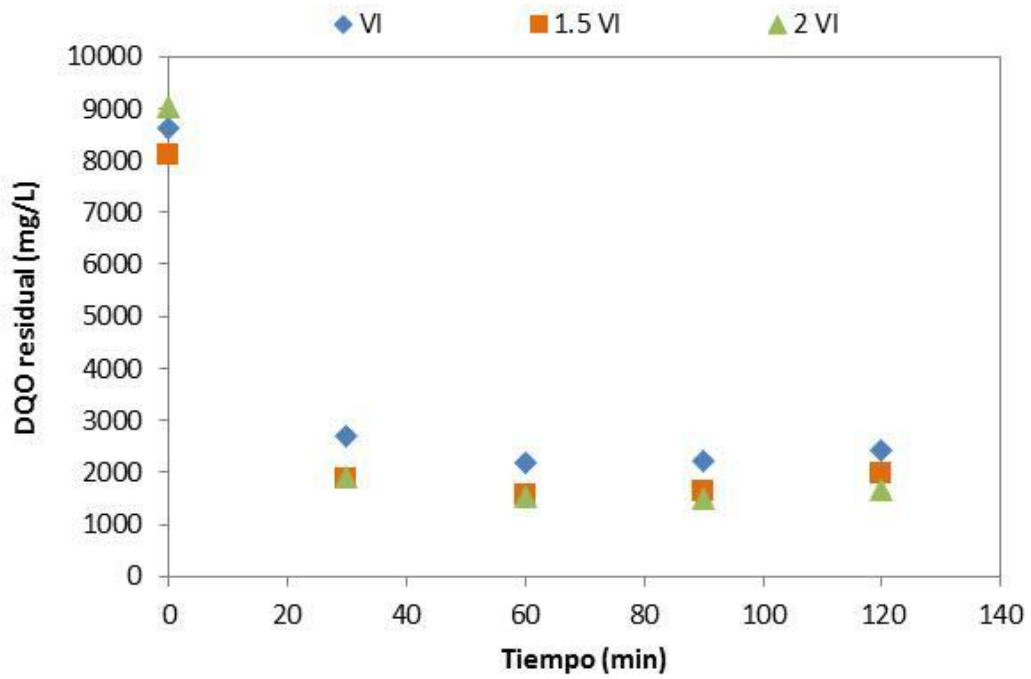


Figura 32. Efecto del incremento en las dosis de  $H_2O_2$  y  $Fe^{2+}$  en la DQO residual a una relación molar  $H_2O_2/Fe^{2+} = 1.5$

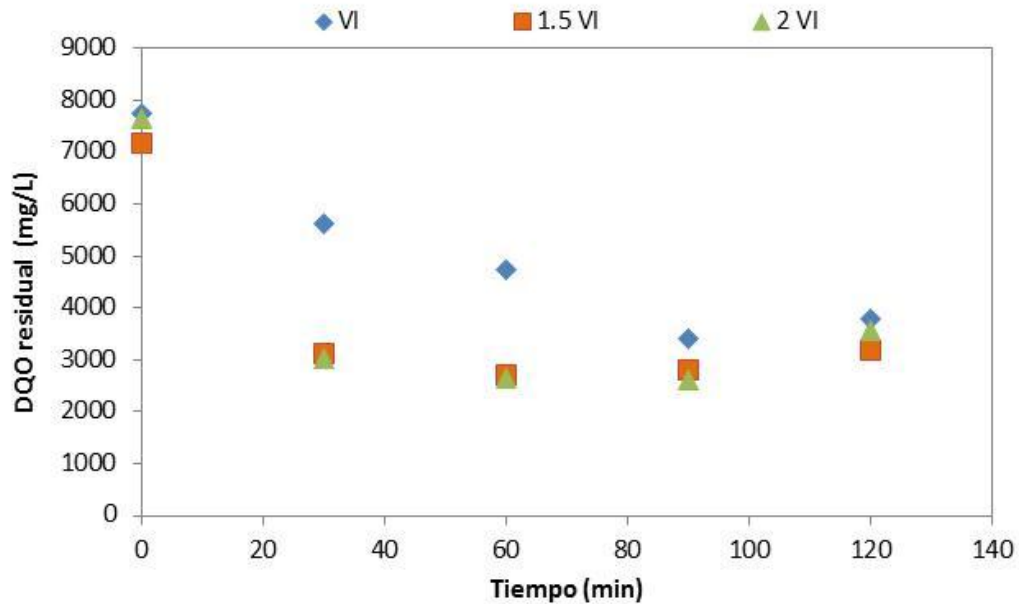


Figura 33. Efecto del incremento en las dosis de  $H_2O_2$  y  $Fe^{2+}$  en la DQO residual a una relación molar  $H_2O_2/Fe^{2+} = 3$

## **6. ETAPA 4. Membranas**

El sistema de membranas estuvo en operación durante 10 h hasta alcanzar un estado estacionario en la obtención del permeado. El flujo promedio fue de 6.035 L/m<sup>2</sup>h. La relación permeado/rechazo fue 1:6. El volumen de permeado obtenido fue de 75 mL, mientras que el volumen de rechazo de 450 mL, para un total de 525 mL de lixiviado tratado.

## **7. Desempeño del tren de tratamiento en la remoción de contaminantes básicos.**

En la Tabla 11 se muestran las características finales del lixiviado después de cada tratamiento.

Tabla 11. Características finales del lixiviado después de cada etapa del tren de tratamiento

Parámetros	Unidades	Norma	Lixiviado Fresco	1era Coagulación	2da Coagulación	Adsorción	Oxidación Química	Membranas
DQO	mg/L		20932.78	18977.89	15410.37	8387.59	1956.26	1763.52
DBO <sub>5</sub>	mg/L	150.00	693.00	618.00	543.00	186	225	220
DBO <sub>5</sub> /DQO			0.03	0.03	0.04	0.02	0.12	0.12
Nitrógeno Total	mg/L	40.00	2102.18	1926.92	1831.77	1672.12	1114.75	773
ST	g/L		35.71	32.59	29.72	26.72	37.88	19.40
SDT	g/L		35.39	32.39	29.53	23.12	37.64	19.29
SST	g/L	0.15	0.32	0.20	0.19	3.60	0.25	0.11
pH			8.16	7.74	7.15	7.57	7.23	7.74
Conductividad eléctrica	mS/cm		41.10	40.80	38.90	40.40	47.80	31.20
Ca	mg/L		93.20	46.53	18.08	12.34	9.35	5.89
Fe	mg/L		11.28	12.92	7.86	5.78	12.43	2.00
Mn	mg/L		0.23	0.71	1.13	0.50	0.38	0.14
Hg	µg/L	10.00	29.97	3.56	2.04	2.20	ND	ND
Se	µg/L		5.29	0.31	0.67	0.17	ND	ND
As	mg/L	0.20	0.29	19.56	12.25	0.35	ND	ND
Cu	mg/L	0.40	0.06	0.20	0.05	0.26	0.04	2.27
Zn	mg/L	10.00	0.98	1.35	0.68	1.31	0.05	2.46
Cd	mg/L	0.20	ND	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01
Ni	mg/L	2.00	0.50	0.55	0.43	0.31	0.08	0.17
Cr	mg/L	1.00	2.89	3.55	1.52	1.86	0.10	0.04
Ba	mg/L		2.42	1.21	0.54	3.11	0.12	0.06
Al	mg/L		9.44	56.56	41.50	47.75	0.53	0.09

### 7.1. Remoción de DQO.

El parámetro más crítico en el tratamiento de lixiviados es la DQO. El desempeño del tren de tratamiento en la remoción de DQO se ilustra en la Figura 34. En la etapa 1 se alcanzó una remoción acumulada de DQO de 26% aportando la primera coagulación y segunda coagulación una remoción acumulada de un 9 y 17% respectivamente. Ambas coagulaciones eliminaron 5522.41 mg de DQO por cada litro de lixiviado. Las etapas 2 y 3 lograron llevar la DQO desde un valor de 15410.37 hasta un valor de 1956.26 mg/L, aportando la etapa 2 una remoción de 7022.78 mg/L y la etapa 3 una remoción de 6431.33 mg/L. El tratamiento con membranas logró una remoción de DQO de solamente 192.74 mg/L por lo que no se ve significativamente

reflejado en el porcentaje de remoción acumulado. El tren de tratamiento llevó al lixiviado desde un valor inicial de DQO de 20932.78 mg/L hasta un valor final de 1763.52 mg/L.

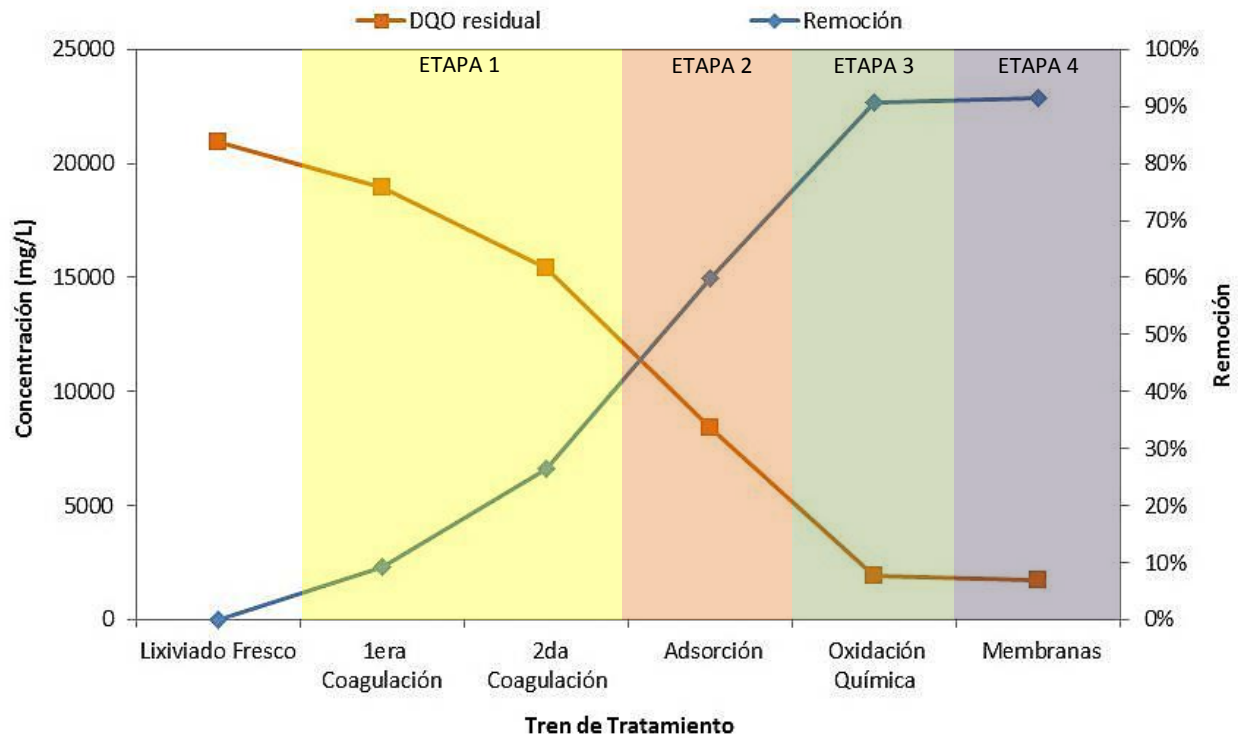


Figura 34. Desempeño del tren de tratamiento en la remoción de DQO

## 7.2. Remoción de DBO<sub>5</sub>.

La Figura 35 muestra el desempeño del tren de tratamiento en la remoción de DBO<sub>5</sub> y nitrógeno total. En la primera coagulación de la etapa 1 se alcanzó una remoción acumulada de DBO<sub>5</sub> de 11% mientras que en la segunda coagulación una remoción acumulada de DBO<sub>5</sub> de 28%. La adsorción mediante carbón activado CAGR llevo al lixiviado de una DBO<sub>5</sub> de 543 mg/L proveniente de la etapa 1 a un valor de 186 mg/L. Sin embargo este valor incrementó a 225 mg/L después de la oxidación química. Esto debido a que en esta etapa los compuestos orgánicos difíciles de degradar biológicamente se oxidan a compuestos fácilmente



biodegradables. Después de la etapa 4 la remoción de fue DBO<sub>5</sub> de 68%. El tratamiento de membranas por sí solo removió 5 mg/L de DBO<sub>5</sub> lo cual no se ve significativamente reflejado en el porcentaje de remoción final. El tren de tratamiento logró reducir la DBO<sub>5</sub> de un valor inicial de 693 mg/L a 220 mg/L.

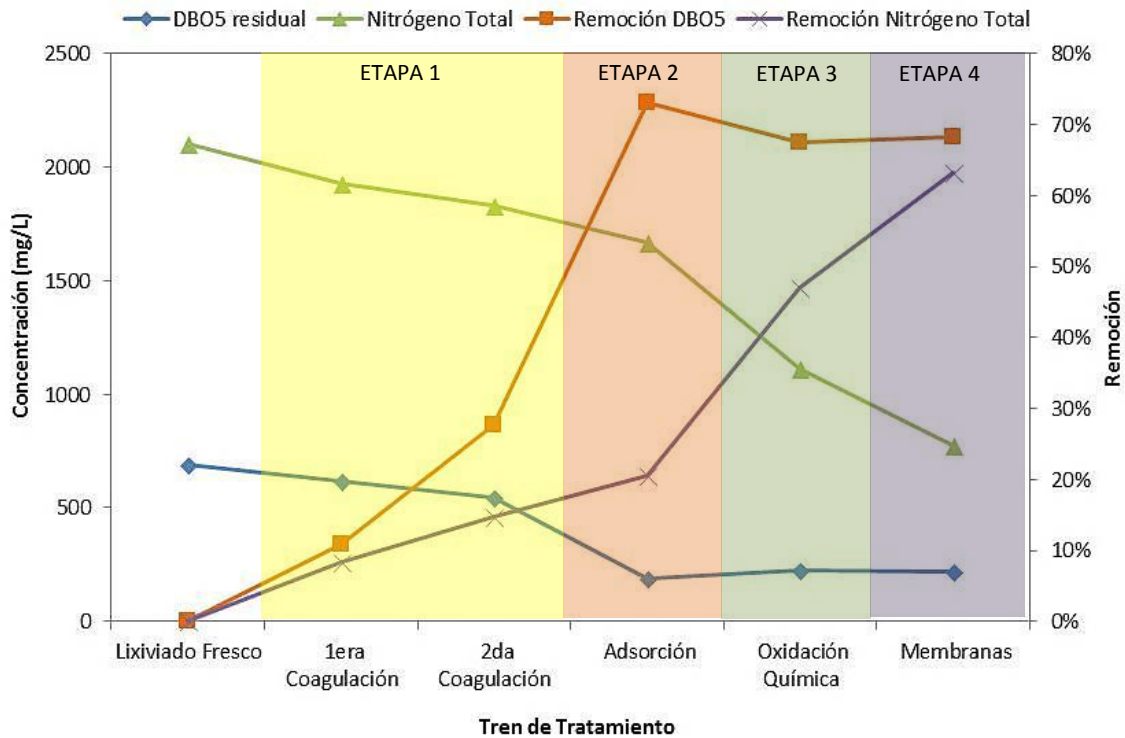


Figura 35. Desempeño del tren de tratamiento en la remoción de DBO<sub>5</sub> y nitrógeno total

### 7.3. Remoción de nitrógeno total.

La Figura 35 muestra el desempeño del tren de tratamiento en la remoción de DBO<sub>5</sub> y nitrógeno total. La etapa 1, 2, 3 y 4 tuvieron remociones de nitrógeno total de 15, 20, 47 y 63 % respectivamente. El tren de tratamiento logró reducir el nitrógeno total de un valor inicial de 2102.18 mg/L a 773 mg/L.

#### 7.4. Remoción de ST.

La Figura 36 ilustra el desempeño de las etapas del tren de tratamiento en la remoción de ST y SDT. La primera y segunda coagulación de la etapa 1 alcanzaron remociones de ST de 9 y 20% respectivamente, mientras que la adsorción mediante carbón activado CAGR tuvo una remoción de ST de 25 %. La etapa 3 incremento el contenido de ST de un valor de 26.72 g/L a 37.88 g/L estando por encima del valor inicial de ST (35.71 g/L). Esto se debe al aporte de sólidos mediante la adición del catalizador ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) empleado en la reacción de oxidación. La concentración final de ST después del tren de tratamiento fue de 19.40 g/L.

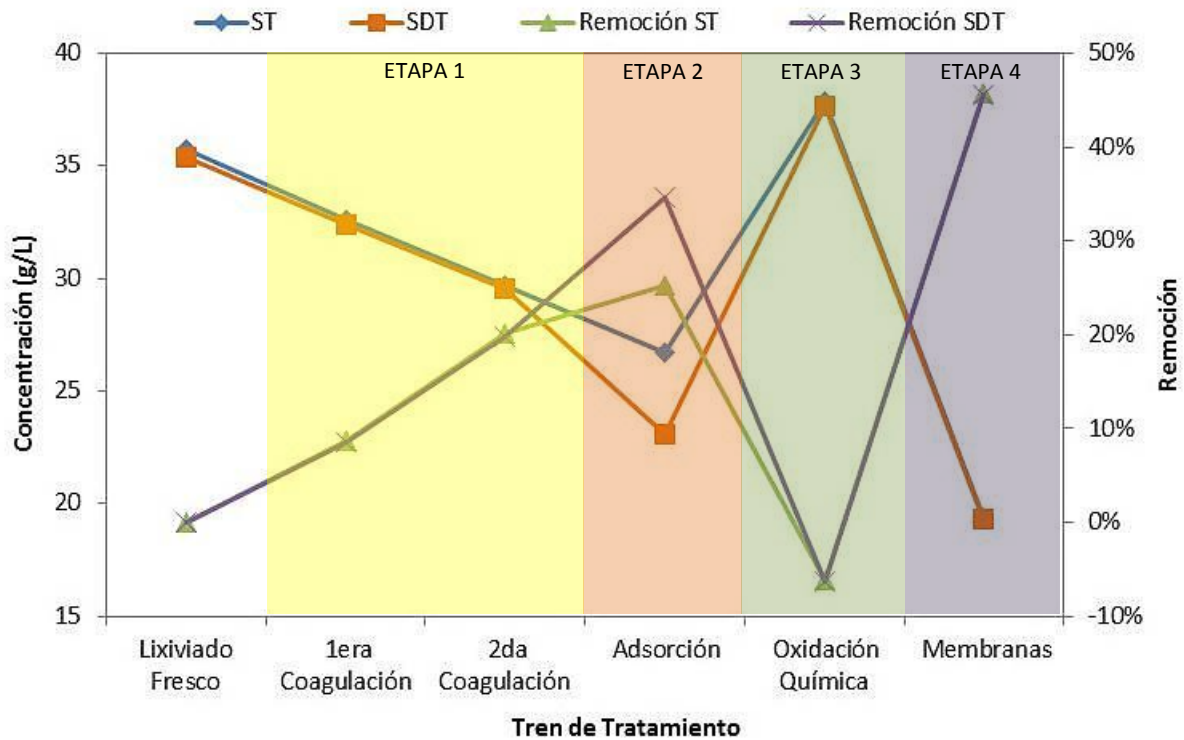


Figura 36. Desempeño de cada etapa del tren de tratamiento en la remoción de ST y SDT

#### 7.5. Remoción de SDT.

Como se ilustra en la Figura 36 las remociones de SDT es son similares a las de ST. Sin embargo, en la etapa 2 se observa una diferencia en la remoción de ambos parámetros. El tratamiento de adsorción mediante CA (etapa 2) removió una mayor cantidad de SDT en comparación a los demás tratamientos. Esto se explica ya que las moléculas disociadas son más susceptibles de adsorberse en la superficie del CA. La primera y segunda coagulación de la etapa 1 alcanzaron remociones de SDT de 8 y 20% respectivamente. El tren de tratamiento logró llevar la concentración de SDT desde un valor de 35.39 hasta un valor de 19.29 g/L.

## **8. Desempeño individual de cada etapa del tren de tratamiento en la remoción de contaminantes básicos.**

En la Figura 37 se ilustra el desempeño individual de cada etapa del tren de tratamiento en la remoción de contaminantes básicos. La etapa que representó una mayor remoción individual de DQO (77%) fue la etapa 3 de oxidación química seguida por la etapa de adsorción (46%). Las demás etapas alcanzaron remociones menores al 19%. El tratamiento que representó una mayor remoción de DBO<sub>5</sub> fue el de adsorción, alcanzándose en esta sola etapa una remoción de 66%. Los procesos de oxidación química y tecnología de membranas lograron remociones de nitrógeno total de 33 y 31% respectivamente. Las etapas 1, 2 y 3 tuvieron remociones de nitrógeno total muy similares por debajo del 10%. La etapa 4 representó la mayor remoción individual (49 %) del contenido de ST y SDT.

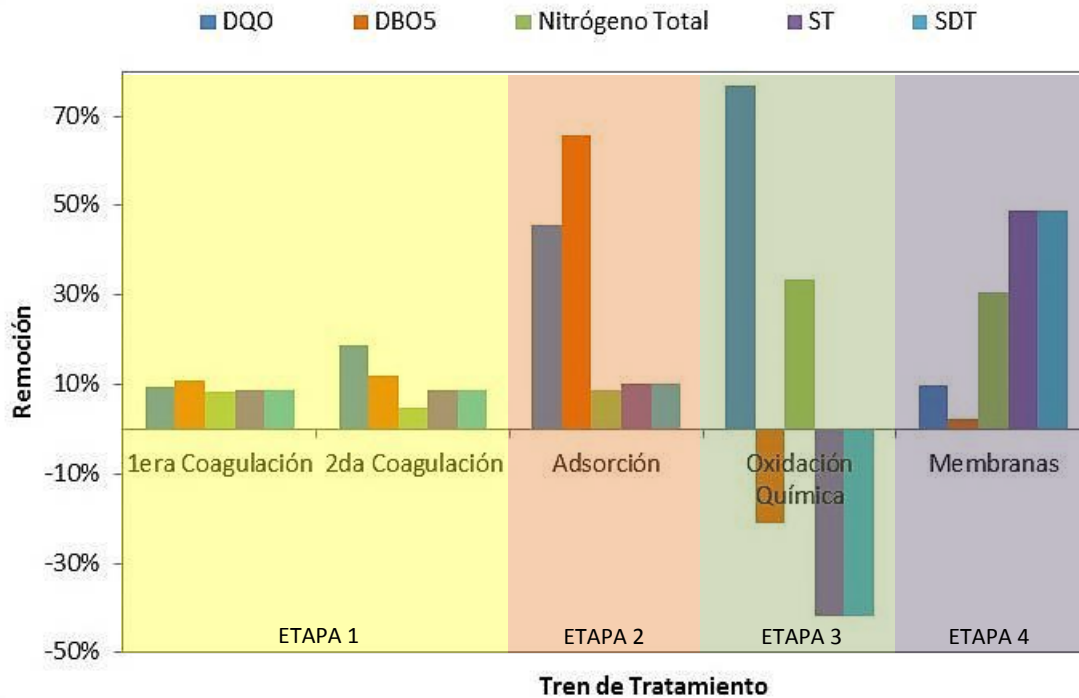


Figura 37. Desempeño individual de cada etapa del tren de tratamiento en la remoción de contaminantes básicos

Finalmente se puede decir que los resultados experimentales mostraron que la combinación de cuatro métodos fisicoquímicos puede incrementar significativamente la remoción de compuestos orgánicos recalcitrantes en lixiviados generados en el relleno sanitario de la Cd. de Chihuahua como se reflejó en la disminución de DQO al final del tratamiento. Sin embargo, el lixiviado tratado con la combinación de estos cuatro métodos posee un alto contenido de nitrógeno y sólidos totales, el cual debe ser posteriormente tratado. La selección de la combinación de métodos eficientes para el tratamiento de lixiviados generados en rellenos sanitarios depende de las características del lixiviado, los requerimientos legales para su descarga, la edad del relleno sanitario además de las fluctuaciones en la composición del lixiviado debidas a las variaciones estacionales del clima.

## 9. Consideraciones para la aplicación y operación del tren de tratamiento.

Un cálculo para estimar el volumen de lixiviados generados en el relleno sanitario de la ciudad de Chihuahua (Lozoya 2006) indica que han entrado 130.5 litros en forma de humedad por cada tonelada de los residuos sólidos vertidos en el relleno sanitario en un día de operación, de los cuales un cierto porcentaje de esta humedad es liberada al efectuarse los procesos naturales de degradación biológica y/o compactación mecánica; mientras que el resto es retenida por la capacidad de campo de los residuos sólidos, la cual es de 44% al inicio de operación del vertedero y disminuye hasta un 21% con una altura total de 45 m como es el caso de la celda 1. En la Figura 38 se muestra la cantidad de residuos depositados en el tiempo de operación de la celda 1, de acuerdo a registros del personal que labora en el relleno sanitario.

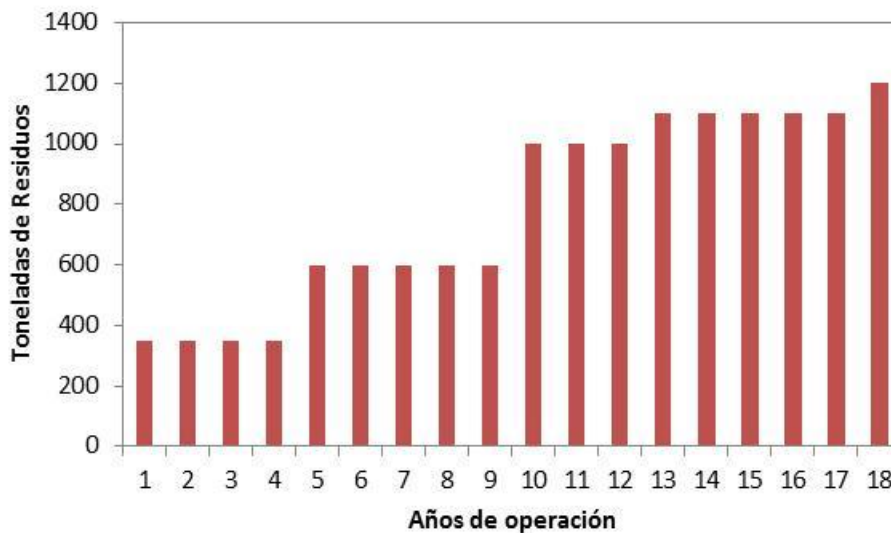


Figura 38. Residuos sólidos vertidos en el tiempo de operación de la celda 1

De acuerdo los datos de la Figura 38 en los 18 años de operación de la celda 1 se tendría aproximadamente 672 millones de litros de humedad aportados solamente por los residuos sólidos depositados a lo largo de la vida útil de la celda. Sin embargo, 235 mil m<sup>3</sup> de humedad es retenida por los residuos, y se libera gradualmente 437 mil m<sup>3</sup> en forma de lixiviados. Cabe mencionar que existen otras fuentes de humedad que no fueron contempladas tales como la precipitación y la humedad contenida en los residuos industriales. Por ejemplo, se recibieron un promedio de 350 toneladas diarias de residuos provenientes de la industria Papelera de Chihuahua S.A. de C.V., los cuales son hidratados antes de ingresar al relleno para facilitar su manejo y evitar el vuelo de partículas en el vertido de los mismos. Estos residuos hidratados (conocidos como lodos por su alto contenido de humedad) aportan aproximadamente el 80% de su peso en agua. La humedad proveniente de la precipitación y de los residuos industriales puede incrementar significativamente la cantidad de agua que entra al relleno sanitario y por lo tanto aumentar el volumen total de los lixiviados generados.

Con lo anterior se puede concluir que los lixiviados generados en un relleno sanitario a lo largo de todo su ciclo de vida representan una cantidad importante la cual debe ser tratada para alcanzar los límites máximos permisibles de acuerdo a la normatividad así como para su posterior descarga.

Una de las cuestiones más comunes e inevitables en el tratamiento de lixiviados es la producción de lodos, los cuales requieren de un plan de manejo adecuado. Sin embargo, estos lodos raramente serán considerados como un residuo peligroso lo cual conlleva a un manejo y disposición de éstos lodos viable y al alcance. Estos lodos pueden ser separados, deshidratados y confinados en un apartado “seco” del relleno sanitario, es decir, totalmente aislado de forma que no permita la infiltración de ninguna fuente de humedad.

Los costos involucrados en el diseño, construcción y consumibles tales como reactivos, para llevar a cabo el tren de tratamiento propuesto en este estudio no fueron determinados. Sin embargo, cabe mencionar que no sólo hay que considerar los gastos involucrados al tratamiento en sitio de los lixiviados, sino además hay que considerar los gastos relacionados a la remediación de los suelos aledaños así como el tratamiento del agua ya que pueden llegar a

contaminarse por la infiltración de los lixiviados. Otra consideración importante es que en otros países (EU, Alemania, Francia, Hong Kong y Korea del sur, por mencionar algunos) el tratamiento de los lixiviados es obligatorio y las regulaciones cada vez son más estrictas. Por lo tanto, es importante que en nuestro país se hagan investigaciones relacionadas al tratamiento, manejo y normatividad referentes a los lixiviados, los cuales alienten a las autoridades correspondientes a estar más involucradas así como brindar soluciones concretas en temas de contaminación que afectan a la sociedad en general.

# IX. CONCLUSIONES

---

En este trabajo se evaluó la aplicación del tren de tratamiento coagulación/floculación/sedimentación - adsorción - oxidación química – membranas, para la estabilización de lixiviados sin diluir generados en el relleno sanitario de la ciudad de Chihuahua.

La validación parcial de métodos de ensayo para determinación de metales y metaloides indica que los resultados están cercanos al valor real del contenido de analito en las muestras analizadas y establecen los valores en los que el analito puede ser distinguido del fondo así como la cantidad mínima del analito que puede ser determinada mediante EAA. Sin embargo, el Hg mostró tener un porcentaje de recuperación menor al resto de los elementos lo cual se le atribuye a la alta volatilidad del Hg en las muestras analizadas. La validación parcial de métodos de ensayo para determinación de DQO indica que los resultados están cercanos al valor real del contenido de DQO en las muestras analizadas.

El muestreo de lixiviados en 4 periodos de tiempo mostró que al implementar la recirculación de los lixiviados en la clausura de la celda 1 se fomentó la homogenización de los mismos, además de favorecer las reacciones biológicas y procesos físicos dentro del relleno sanitario contribuyendo en la estabilización del lixiviado. Sin embargo, la recirculación de los lixiviados puede presentar problemas que son inherentes a la recirculación tales como la saturación de lixiviados en los residuos sólidos al recircularse y a la vez pueden impedir la migración de los gases de vertedero lo que conlleva a un aumento en la presión interna del vertedero propiciando condiciones de operación inseguras. Por lo tanto los lixiviados deben ser llevados a un tratamiento, por lo cual las instalaciones para llevar a cabo dicho tratamiento siguen siendo necesarias.



Las características de los lixiviados para los parámetros: DQO, DBO<sub>5</sub>, nitrógeno total, ST, SDT, SST, pH, conductividad eléctrica, metales y metaloides, permitieron corroborar que la fase en la que se encontraban dichos lixiviados fue la fase de generación de metano.

En la etapa 1 del tren de tratamiento correspondiente a los procesos de coagulación/floculación/sedimentación se requirió someter el lixiviado a dos coagulaciones sucesivas con el fin de alcanzar una mayor remoción de DQO con una generación de volumen de flóculos aceptable.

El tratamiento de adsorción mostró que el carbón activado con una mayor relación mesoporo/microporo presentó un incremento en la cantidad adsorbida de los compuestos orgánicos, lo cual se manifestó en una mayor remoción de DQO.

La etapa 3 del tren de tratamiento correspondiente al proceso de oxidación química mediante el reactivo Fenton mostró que al adicionar en exceso estequiométrico alguno de los dos reactivos (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> o FeSO<sub>4</sub>•7H<sub>2</sub>O) la remoción de DQO se ve significativamente disminuida.

El desempeño de las membranas de osmosis inversa reveló que los parámetros más afectados en la remoción en esta etapa del tratamiento fueron los ST, SDT y nitrógeno total, sin presentar remociones significativas de los demás parámetros caracterizados.

# X. RECOMENDACIONES

---

Implementar un tratamiento con membranas de ultrafiltración después de la etapa de oxidación química, prosiguiendo con tratamiento biológico aerobio para disminuir los valores de nitrógeno total y DBO<sub>5</sub>.

Recircular el rechazo en el tratamiento con membranas de ósmosis inversa para disminuir el volumen de residuos generados en esta etapa del tratamiento.

Caracterizar los demás parámetros que establece la norma para descargas en ríos de uso agrícola, tales como grasas y aceites, materia flotante, sólidos sedimentables, fósforo total, cianuros y plomo.

# XI. LITERTURA CITADA

---

AL-TARAZI E., RAJAB J., AL-NAQA A. y EL-WAHEIDI M., (2008), Detecting leachate plumes and groundwater pollution at Reseifa municipal landfill utilizing VLF-EM method, *Journal of Applied Geophysics*, Vol. 65, p. 121-131.

ABDUL A., ABDUL H., AZMI M. y SHAH K., (2010), Comparison study of ammonia and COD adsorption on zeolite, activated carbon and composite materials in landfill leachate treatment, *Journal of Desalination*, Vol. 262, p. 31-35.

AZIZ A., AZIZ H., YUSOFF M., BASHIR M. y UMAR M., (2010), Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study, *Journal of Environmental Management*, p. 1-7.

BENATTI C., GRANHEN C. y APARECIDA T., (2006), Optimization of Fenton's oxidation of chemical laboratory wastewaters using the response surface methodology, *Journal of Environmental Management*, Vol. 80, p. 66-74.

BUENROSTRO O. y BOCCO G., (2003), Solid waste management in municipalities in Mexico: goals and perspectives, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 39, p. 251-263.

CORTEZ S., TEIXEIRA P., OLIVEIRA R. y MOTA M., (2009), Fenton's oxidation as post-treatment of a mature municipal landfill leachate, *Journal of World Academy of Science, Engineering and Technology*, Vol. 57, p. 87-90.

CHRISTENSEN T., KJELDEN P., BJERG P., JENSEN D., CHRISTENSEN J., BAUN A., ALBRECHTSEN H. y HERON G., (2001), Biogeochemistry of landfill leachate plumes, *Applied Geochemistry*, Vol. 16, p. 659-718.

DING A., ZHANG Z., FU J. y CHENG L., (2001), Biological control of leachate from municipal landfills, *Chemosphere*, Vol. 44, p. 1-8.

DROSTE R., (1997), Theory and practice of water and wastewater treatment, Estados Unidos, p. 222-225, Ed. John Wiley & Sons.

ECKENFELDER W., (1989), Industrial Water Pollution Control, Segunda edición, Estados Unidos, p. 302-304, Ed. McGraw Hill.

FOO K. y HAMEED B., (2009), An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process, *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 171, p. 54-60.

GUIDA M., MATTEI M., DELLA ROCCA C., MELLUSO G. y MERIC S., (2007), Optimization of alum-coagulation/flocculation for COD and TSS removal from five municipal wastewater, *Journal of Desalination*, Vol. 211, p. 113-117.

HICKMAN L., Integrated solid waste management, 1999, Estados Unidos, Ed. American Academy of Environmental Engineers Staff.

JIANG W., ZHANG W., LI B., DUAN J., LV Y., LIU W. y YING W., (2011), Combined fenton oxidation and biological activated carbon process for recycling of coking plant effluent, *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 189, p. 308-314.

KASASSI A., RAKIMBEI P., KARAGIANNIDIS A., ZABANITOU A., TSIIOUVARAS K., NASTIS A. y TZAFEIROPOULOU., (2008), Soil contamination by heavy metals: Measurements from a closed unlined landfill, *Bioresource Technology*, Vol. 99, p. 8578-8584.

KULIKOWSKA D. y KLIMIUK E., (2008), The effect of landfill age on municipal leachate composition, *Bioresource Technology*, Vol. 99, p. 5981-5985.

KURNAIAWAN T., LO W. y CHAN G., (2006), Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, *Journal of Hazardous Materials*, Vol. B129, p. 80-100.

LEIKNES T., (2009), The effect of coupling coagulation and flocculation with membrane filtration in water treatment: A review, *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 21, p. 8-12.

LI W., HUA T., ZHOU Q., ZHANG S. y LI F., (2010), Treatment of stabilized landfill leachate by a combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption, *Journal of Desalination*.

LOZOYA L., (2006), Caracterización y tratamiento de los lixiviados generados en el relleno sanitario de la ciudad de Chihuahua, Reporte técnico Centro de Investigación en Materiales Avanzados.

MATURA M., ETTLER V., JEZEK J., MIHALJEVIC M., SEBEK O., SYKORA V. y KLEMENTOVA M., (2010), Association of trace elements with colloidal fractions in leachates from closed and active municipal solid waste landfills, *Journal of Hazardous Materials*.

MOR S., RAVINDRA K., DAHIYA R. y CHANDRA A., (2006), Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site, *Journal of Environmental monitoring and assessment*, Vol. 118, p. 435-456.

NAH Y., GHAZALY M. y YANG C., (2009), Treatment of landfill leachate using palm shell-activated carbon column: Axial dispersion modeling and treatment profile, *Chemical Engineering Journal*, Vol. 146, p. 86-89.

OJEDA S. y BERAUD J., (2003), The municipal solid waste cycle in México: final disposal, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 39, p. 239-250. PATRICK J., (1995), Porosity in carbons: Characterization and applications, Halsted Press, p.

QARANI S., ABDUL H., SUFFIANI M., BASHIR M. y UMAR M., (2010), Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study, *Journal of Environmental Management*,

QIANG Z., CHANG J. y HUANG C., (2003), Electrochemical regeneration of Fe<sup>2+</sup> in Fenton oxidation processes, *Journal of Water Research*, Vol 37, p. 1308-1319.

RENOU S., GIVAUDAN J., POULAIN S., DIRASSOUYAN F. y MOULIN P., (2008), Landfill leachate treatment: Review and opportunity, *Journal of hazardous materials*, Vol. 150, p. 468-493.

REYES J., RAMIREZ J., LAZARO O., CARREON C. y MARTIN M., (2008), Assessment of groundwater contamination by landfill leachate: A case in México, *Waste Management*, Vol. 28, p. S33-S39.

SCOTH K., (1998), *Handbook of Industrial Membranes*, Second Edition, Ed. Elsevier, Ukania, p. 26-35.

SHOULIANG H., BEIDOU X., HAICHAN Y., LIANSHENG H., SHILEI F. y HONGLIANG L., (2008), Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages, *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 20, p. 492-498.

TATSI A., ZOUBOULIS A., MATIS K. y SAMARAS P., (2003), Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates, *Journal of Chemosphere*, Vol. 53, p. 737-744.

TAVERNIERS I., LOOSE M. y BOCKSTAELE E., (2004), Trends in quality in the analytical laboratory. II. Analytical method validation and quality assurance, *Journal of Trends in Analytical Chemistry*, Vol. 23, p. 535-552.

TCHOBANOGLUS G., THEISEN H. y VIGIL S., (1996), *Gestión Integral de Residuos Sólidos*, Vol. I, Ed. Mc Graw-Hill , España.

TEKIN H., BILKAY O., ATABERK S., BALTA T., CERIBASI I., SANIN F., DILEK F. y YETIS U., (2006), Use of Fenton oxidation to improve the biodegradability of a pharmaceutical wastewater, *Journal of Hazardous Materials*, Vol. B136, p. 258-265.

WEIJING G. y XUEJUN D., (2010), Degradation of landfill leachate using transpiring-well supercritical water oxidation (SCWO) reactor, *Waste Management*,

SHIMAOKA T., XIANYAN C., QIANG G. y YOUCAI Z., (2007), Characteristics and mobility of heavy metals in an MSW landfill: Implications in risk assessment and reclamation, *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 144, p. 485-491.

SHOULIANG H., BEIDOU X., HAICHAN H., SHILEI F. y HONGLIANG L., (2008), Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages, Journal of Environmental Sciences, Vol. 20, p. 492-498.

ZIYANG L., YOUCAI Z., TAO Y., YU S., HUILI C., NANWEN Z. y RENHUA H., (2009), Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages, Science of the total environment, Vol. 407, p. 3385-3391.