

# *Sistemas de tratamiento para residuos líquidos generados en laboratorios de análisis químico*

## *Treatment systems for liquid wastes generated in chemical analysis laboratories*

Recibido para evaluación: 12 de Octubre de 2011  
Aceptación: 05 de Noviembre de 2012  
Recibido versión final: 28 de Noviembre de 2012

Linda Berrio<sup>1</sup>  
Oscar Beltrán<sup>1</sup>  
Edison Agudelo<sup>2</sup>  
Santiago Cardona<sup>3</sup>

### RESUMEN

Actualmente los residuos líquidos de laboratorios de análisis químicos plantean una problemática que enfrentan distintas entidades públicas y privadas debido al manejo y la gestión integral que requieren. Este artículo revisa las diversas tecnologías de tratamientos y sus eficiencias de remoción, con el fin de establecer criterios para seleccionar el sistema y las variables adecuadas que permitan el cumplimiento de los objetivos de investigación y la sostenibilidad ambiental. La revisión inicia con una contextualización del problema y continúa con el estudio de los tratamientos para los residuos de laboratorio. Estas tecnologías se dividen en dos corrientes: tratamientos biológicos y fisicoquímicos, los cuales a su vez comprenden una gran variedad de procesos, algunos de los cuales se consideran en esta revisión.

**Palabras Claves:** sistemas de tratamiento, residuos químicos líquidos, laboratorios, tratamientos biológicos y fisicoquímicos, desechos peligrosos.

### ABSTRACT

Nowadays, handling of liquid wastes from chemical analysis laboratories is posing problems to different public and private organizations because of its requirements of an integrated management. This article reviews various treatment technologies and its removal efficiencies in order to establish criteria for selecting the system and the appropriate variables to achieve research objectives as well as environmental sustainability. Review begins with a description of the problem and continues with the study of treatments for laboratory wastes. These technologies are segregated into physicochemical and biological treatments that comprise a variety of processes, some of which are considered in this review.

**Key Words:** Treatment systems, chemical liquid wastes, laboratories, biological and physicochemical treatments, hazardous wastes.

## 1. INTRODUCCIÓN

En los laboratorios de análisis químicos se manejan gran cantidad de productos y se llevan a cabo diversas operaciones, ya sea por propósitos educativos, de investigación, consultoría o industriales, que conllevan la generación de residuos químicos líquidos. Estos residuos son variados y altamente complejos, debido a la matriz compleja que forman; por lo tanto, presentan mayor dificultad a la hora de tratarlos, en comparación con los residuos líquidos industriales o las aguas residuales domésticas, debido a la dificultad para identificar sus constituyentes (Lou, 2007). Esta limitación es

---

1. B.Sc. Ingeniería Química, Investigador, Escuela de Procesos y Energía  
liberriog@unal.edu.co  
odbeltranp@unal.edu.c

2. B.Sc. Ingeniería Química, M.Sc. Medio Ambiente y Desarrollo, Investigador, Escuela de Geociencias y Medio Ambiente, Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín  
eagudelo@unal.edu.co

3. PhD. Msc Ingeniería Ambiental, Profesor Asociado, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín. scardona@unal.edu.co

producto de los altos costos derivados de la diversidad y complejidad de los métodos de análisis que se requerirían para hacerlo (Li, 1999).

El control, tratamiento y eliminación de los residuos generados propicia adecuadas condiciones de trabajo, por lo que su gestión es un aspecto imprescindible en la organización de todo laboratorio (Gadea, 1991). El tipo de tratamiento y gestión de los residuos depende, entre otros factores, de las características y peligrosidad de los mismos, así como de la posibilidad de recuperación, de reutilización o de reciclado, que para ciertos productos resulta recomendable (Stanford University, 1998). Sin embargo, como se mencionó, los residuos pueden tener características muy diferentes y producirse en cantidades variables, aspectos que inciden directamente en la elección del procedimiento para su eliminación. De igual forma, inciden la facilidad de neutralización, la posibilidad de recuperación y reciclado, el costo del tratamiento y de otras alternativas (University of Wollongong, School of Chemistry, 2009).

Por las características presentadas, se debe llevar a cabo una segregación en la fuente teniendo en cuenta:

- Residuos No Peligrosos. Son aquellos producidos por el generador en cualquier lugar y en desarrollo de su actividad, que no presentan riesgo para la salud humana y/o el medio ambiente.
- Residuos Peligrosos. Son aquellos residuos producidos por el generador con alguna de las siguientes características: infecciosos, combustibles, inflamables, explosivos, reactivos, radiactivos, volátiles, corrosivos y/o tóxicos; los cuales pueden causar daño a la salud humana y/o al medio ambiente.
- Residuos Químicos. Son los restos de sustancias químicas y sus empaques o cualquier otro residuo contaminado con estos, los cuales, dependiendo de su concentración y tiempo de exposición tienen el potencial para causar la muerte, lesiones graves o efectos adversos a la salud y el medio ambiente (Dirección de Laboratorios, 2007; Stanford University, 1998).

A su vez, los residuos químicos líquidos presentan una clasificación de diversos grupos.

- Fármacos parcialmente consumidos, vencidos y/o deteriorados.
- Residuos de Citotóxicos.
- Metales pesados.
- Reactivos.
- Contenedores presurizados.
- Aceites Usados.
- Residuos Radioactivos.

La gestión de residuos debe tener en cuenta las exigencias de la normativa existente a escala local, estatal y mundial, y contemplar la gestión diferenciada de aquellos residuos que tienen una legislación específica, como los radiactivos, biológicos y cancerígenos (Dirección de Laboratorios, 2007). A nivel Mundial, las reglamentaciones dadas por la Organización de las Naciones Unidas (ONU), tales como el Convenio de Estocolmo y la Convención de Basilea, son las aplicadas en forma más general; en Colombia se pueden destacar la NTC 1692, Ley 1252 de 2008 y los decretos 2676 del 2000, 4126 del 2005 y 838 del 2000 ((Dirección de Laboratorios, 2007).

Los procedimientos para la eliminación de los residuos son varios y el que se apliquen unos u otros, depende de los factores citados anteriormente; no obstante los más utilizados son:

- Vertido. Recomendable para residuos peligrosos y no peligrosos, una vez reducidos mediante neutralización o tratamiento adecuado.
- Incineración. Los residuos son quemados y reducidos a cenizas. Es un método muy utilizado para eliminar desechos de tipo orgánico y biológico.
- Recuperación. Consiste en efectuar un tratamiento al residuo que permita recuperar algún o algunos elementos, por ejemplo los metales pesados.
- Reutilización-Reciclado (Stanford University, 1998; University of Wollongong, School of Chemistry, 2009).

Al día de hoy, en Colombia se está llevando un proceso de construcción de planes de gestión integral de residuos para las entidades generadoras, y se observa que gran parte de ellas optan por la incineración, como la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín (Dirección de Laboratorios, 2007), la Universidad de Antioquia (López, 2008) y Laboratorios FUNAT<sup>1</sup>. Otras contratan agentes externos para la disposición final del total de sus residuos, como la Universidad Pedagógica Nacional (Universidad Pedagógica Nacional, 2009). En cambio, por ejemplo la Universidad del Norte (Arias, 2009) se encuentran implementando actividades que implican un manejo eficiente de materiales con el fin de minimizar la cantidad de residuos finales. La Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín (Dirección de Laboratorios, 2007), además de la incineración, posee un acompañamiento de grupos de investigación para realizar un doble-encapsulamiento para algunos desechos, por ejemplo los reactivos vencidos y/o para residuos que no posean métodos disponibles alternativos en la región. Finalmente, otras entidades realizan una reducción y precipitación convencional de metales pesados (Mañunga, 2010).

Esta última es una tecnología convencional para el tratamiento de metales pesados en solución. Las precipitaciones con hidróxidos, carbonatos y sulfuros son las más comunes. Los lodos generados por la precipitación química tienen una estructura flexible, precipita lentamente, presenta dificultad a la filtración y se disuelve fácilmente en ácido. Por tanto, debe ser solidificado antes de ser depositado en un vertedero. Sin embargo, la solidificación aumenta el tamaño del lodo y así, este proceso es inútil en las zonas donde los rellenos sanitarios son escasos (Lou, 2007).

Por estas razones, a nivel mundial se han realizados avances no solo en el tratamiento de desechos con contenido de metales sino de forma general en residuos líquidos, y uno de estos es el Proceso Ferrita, aplicado recientemente en Japón (Lou, 2007), el cual es una técnica efectiva y con muchas ventajas en comparación con la precipitación química. También, se puede encontrar los procesos de encapsulación de mercurio (Randall, 2004), procesos biológicos y procesos de oxidación avanzada.

A continuación se exponen los principios de cada uno de estos procesos y algunos resultados obtenidos por diversos autores teniendo en cuenta la caracterización del residuo; así mismo, cómo se deben clasificar los residuos en el laboratorio para su posterior tratamiento. Es de aclarar que, a pesar que anteriormente se explicó que los desechos industriales y domésticos no son tan complejos en comparación con los residuos de laboratorio de análisis químicos, en el desarrollo de cada uno de los procesos propuestos se relacionan resultados de lixiviados de rellenos sanitarios, principalmente debido a la falta de literatura que analice los residuos de interés, y por la similitud que puedan presentar estos en ciertas características para el tratamiento.

## 2. SISTEMAS DE TRATAMIENTOS

El sistema de tratamiento a utilizar depende de los compuestos que integran el residuo de laboratorio. Razón por la cual la clasificación de estos desechos en sus distintos grupos, (compuestos halogenados, metales pesados, mercurio, aceite y otros) es de vital importancia al momento de seleccionar el tratamiento adecuado.

En presencia de metales pesados, exceptuando el mercurio, se propone el uso del proceso ferrita y, para la particularidad, la implementación de métodos de encapsulación. Para los demás se presenta un abanico de posibilidades que, en general, se segmentan en dos corrientes: procesos biológicos y procesos fisicoquímicos.

### 2.1. Tratamientos Biológicos

Los tratamientos biológicos, dentro de los cuales existe gran variedad, son métodos económicamente eficaces para la remoción de compuestos orgánicos biodegradables. Sin embargo, los problemas con las altas concentraciones de sólidos suspendidos en los efluentes ocasionan que estos procesos sean cuestionados debido a fenómenos de crecimiento disperso; estos causan pérdida de los organismos que se encuentran en crecimiento lento, como nitrificantes o los organismos que son capaces de eliminar los contaminantes biodegradables con cinética baja. Además, la nitrificación biológica también es difícil de obtener debido a la alta salinidad y la presencia de grandes cantidades de compuestos inhibidores (Welandar, 1988).

---

1. Información suministrada por vía entrevista. Contacto: Diego Osorio, Director Técnico.

Los tratamientos biológicos pueden ser clasificados como procesos aeróbicos, anaeróbicos y anóxicos, los cuales son usados para la remoción de compuestos biodegradables (Welander, 1988). En algunos tipos de tratamiento se obtiene una remoción baja de DQO debido a la alta Demanda Química de Oxígeno (DQO) inicial que presenta el desecho, lo que permite a su vez que el procedimiento anaeróbico sea más ventajoso comparado con el aeróbico (Dollerer, 1996). Estos tratamientos han sido muy investigados, y se reportan que se manejan diferentes temperaturas (entre 11°C y 24°C) con eficiencias de remoción de DQO entre el 80% y 90% (en la Tabla 1 se observan algunas eficiencias de remoción obtenidas de la literatura) siempre y cuando se utilicen reactores que alternen los procesos aeróbicos y anaeróbicos a una misma muestra (Kettunen, 1996).

El tratamiento biológico, a pesar de ofrecer eficiencias de remoción aceptables, ocurre en tiempo de reacción muy largo, por lo cual en la actualidad es comúnmente acoplado con otras tecnologías con el fin de reducir este tiempo y mejorar las eficiencias de eliminación.

**Tabla 1.** Resumen de las condiciones de reacción para remoción de compuestos biodegradables aplicando Tratamientos Biológicos

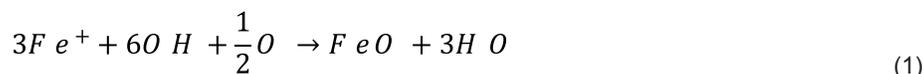
Muestra	Condiciones de Reacción	Eficiencia de Remoción	Referencias
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por tratamiento aeróbico	Flujo de aire de 0.21 L/h, Carga 7000 mgDQO/L	76 % de DQO por 30 horas	(Welander, 1988)
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por tratamiento aeróbico	pH 7, Temperatura de 20-25°C	51.3% del Carbono orgánico total por 35 días	(Uygur, 2004)
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por tratamiento aeróbico	pH 12-13, Temperatura de 21°C	46-64 % de DQO por 6.25 días	(Yang, 2008)
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por tratamiento aeróbico	pH 6.8-7.4, Temperatura de 24°C	75 % de DQO por 2.75 días	(Kettunen, 1996)
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por tratamiento aeróbico	pH 9.1 y Temperatura de 25°C	62 % de DQO por 0.5 días	(Iaconi, 2006)
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por tratamiento anaeróbico	Temperatura de 24°C, Carga 10 KgDQO/(m <sup>3</sup> día)	75% de DQO por 10 horas	(Dollerer, 1996)
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por tratamiento alternado aeróbico - anaeróbico	Temperatura de 25°C, pH 7-7.5	75% de DQO por 21 horas	(Bull, 1983)
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por tratamiento alternado aeróbico - anaeróbico	Temperatura de 32°C	35-98% de DQO por 12 días	(Iaconi, 2006)
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por tratamiento aeróbico	Carga orgánica 1.1 kgDQO/(m <sup>3</sup> día) utilizando biofiltro	80% de DQO	(Iaconi, 2006)

## 2.2. Tratamientos Fisicoquímicos

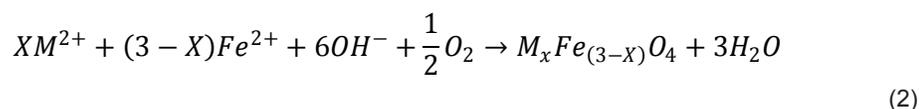
### 2.2.1. Proceso ferrita

El proceso ferrita (PF) remueve una variedad de metales pesados en soluciones, permitiendo obtener una concentración remanente extremadamente baja (Erdem, 2004). El lodo que se produce por el proceso es compacto y de fácil separación; a la vez, también cumple con los estándares de Procedimientos Característicos de Toxicidad en lixiviados (Huang, 2006). De igual forma, estos lodos son estables y presentan un magnetismo suave, por lo cual pueden ser reciclado como material magnético y, a su vez, pueden ser utilizados como catalizador para el tratamiento de alcohol isopropílico y monóxido de carbono en gases residuales (Huang, 2006).

El proceso ferrita fue desarrollado principalmente para producir magnetita por síntesis húmeda, la cual se describe con la reacción (1)



Si la solución contiene otros metales en forma de iones, ocurre de igual forma (2)



Esta última reacción es la que se lleva a cabo en el tratamiento de metales pesados en residuos líquidos.

Existen tres factores que son determinantes en el comportamiento del proceso ferrita (Lou, 2009) y (Chen, 2008) estos son

- El uso de un pH entre 9-11
- La temperatura de reacción debe exceder a 70°C con el fin de que se formen cristales de ferrita grandes y no incluya otra fase cristal mixta.
- Las dosis de Fe<sup>2+</sup> debe ser normalmente 5-10 veces mayor que la cantidad total de metal para asegurar la calidad de la ferrita. De igual forma, se debe proporcionar aireación para garantizar el oxígeno necesario para la reacción química; la literatura referencia que un suministro de 1L/min de aire es suficiente para mantener la reacción.

Existen dos tipos de proceso ferrita, el convencional y el extendido, pero la aplicación de cada uno depende de las concentraciones que se tienen que manejar de metales. Con concentraciones muy altas se debe trabajar con el proceso ferrita extendido, por el contrario se maneja el PF convencional.

En la Tabla 2 se pueden observar algunos resultados aplicando proceso ferrita a efluentes ricos en metales, además de la combinación de este con otros procesos con el fin de mejorar su eficiencia.

Metales	Condiciones de Reacción	Eficiencia de Remoción	Referencia
Extracción de Cobre por Proceso Ferrita y Reacción hidrotérmica	Temperatura de 200°C, pH de 8.5, 1.57 g de Fe/g de lodo seco	Entre 76% peso y 84% peso por 4 horas de reacción	(Tu, 2007)
Remoción de Cromo (III) por Proceso Ferrita	Temperatura de 50°C, pH de 9, Relación de Fe <sup>2+</sup> /Cr <sup>3+</sup> de 16	Alrededor del 100% por 60 minutos	(Tu, 2010)
Remoción de 10 metales distintos por Proceso Ferrita Convencional-Residuos de Laboratorio	Temperatura de 90°C, flujo de FeSO <sub>4</sub> 0.2 mol/L, pH de 9, Aireación de 3 L/min	Hasta del 70% para algunos metales por 40 minutos	(Lou, 2009)
Remoción de 10 metales distintos por Proceso Ferrita Mejorado-Residuos de Laboratorio	Dos etapas. Primera etapa: Temperatura de 90°C, FeSO <sub>4</sub> 0.2 mol/L, pH de 9, Aireación de 3 L/min. Segunda Etapa: Mismas condiciones, exceptuando FeSO <sub>4</sub> intermitente 10ml cada 5 minutos.	Hasta del 100% para algunos metales por 40 minutos	(Lou, 2009)
Remoción de Cobre aplicando Proceso Ferrita combinado con Método Fenton	Múltiples Etapas Primera Etapa: pH de 2, Fe <sup>2+</sup> de 500mg/L, H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> de 3000mg/L. Segunda Etapa: Temperatura 70°C, pH de 9, Fe/Metal de 10. Tercera Etapa: Temperatura de 90°C, pH de 9, Fe/Metal de 10. Cuarta Etapa: Temperatura de 80°C, pH de 10, Fe/Metal de 10	Alrededor del 99.4% por 1 hora	(Huang, 2006)
Remoción de Cromo por Proceso Ferrita	Temperatura de 70°C, pH de 9, Fe <sup>2+</sup> /Metal 20:1, Aireación 4L/min	Hasta 70% por 1 hora	(Huang, 2006)
Remoción de Cobre por Proceso Ferrita combinada con lixiviación ácida e intercambio químico.	Temperatura de 80°C, pH de 10, Aireación 3L/min, Fe/Metal de 5	Mayor del 95% durante 30 minutos	(Huang, 2006)

**Tabla 2.** Resumen de las condiciones de reacción para remoción de metales aplicando Proceso Ferrita

### 2.2.2. Encapsulación de Mercurio

Debido a los usos industriales y comerciales del mercurio se requieren técnicas fiables para la gestión de residuos contaminados con este elemento, pues las operaciones históricas han llevado a una importante contaminación y a la generación de más residuos peligrosos (Randall, 2004). El mercurio es un elemento inorgánico que no puede ser destruido, pero se puede convertir en formas menos solubles con el fin de reducir la migración en el medio ambiente luego de su eliminación. Las tecnologías de encapsulamiento pueden implicar una combinación de encerramiento físico a través de la solidificación y la estabilización química con la precipitación, adsorción u otras interacciones (Fuhrmann, 2002).

Existen dos formas de encapsular: micro-encapsulación y macro-encapsulación. La primera consiste en mezclar los residuos junto con el material que encierra, antes de la solidificación (Faucette, 1994). La segunda radica en verter el material que encierra sobre y alrededor de una gran masa de residuos, como le evidenció (Singh, 1998) con residuos de escombros (vidrio triturado contaminado con mercurio, entre otros) utilizando como material de encapsulamiento fosfato cerámico.

Una gran cantidad de autores obtuvieron diversos rendimientos, entre los cuales se puede destacar, con micro-encapsulación, Faucette (1994) quién obtuvo un 33.3% de inmovilización, Darnell (1996) con un 40%, Carte (1995) entre el 60-78% y Wagh (2001) con el 20%. Con macro-encapsulación se puede recalcar Singh (1998) con 35% y Mattus (1998) con un 50% de inmovilización. Cada uno de estos procedimientos de encapsulación se realizaron con diferentes materiales, como por ejemplo polímero de sulfuro, asfalto, polietileno, elastómeros sintéticos, resinas poliéster y mezcla carbón/cemento (Randall, 2004).

El objetivo principal del método de encapsulamiento es inmovilizar físicamente los residuos para prevenir el contacto con agentes lixiviantes como el agua (Randall, 2004).

### 2.2.3. Adsorción con Carbón Activado

Los procesos de adsorción son fenómenos de superficie, en donde una mezcla de fluidos (gas y/o líquido) es atraída a la superficie del sólido adsorbente y se crean vínculos a través de interacciones físicas o químicas (Morawe, 1995). Actualmente, el carbón activado granular o el carbón activado en polvo son muy utilizados debido a que presentan una gran superficie porosa, termo-estabilidad, baja reactividad ácido/base, una estructura de poro controlable y gran capacidad para la eliminación de una amplia variedad de contaminantes orgánicos e inorgánicos disueltos en medio acuoso o gaseoso (Daifullah, 2004; Chingo, 2005; Li, 2008). En la Tabla 3 se resumen algunos resultados obtenidos en investigaciones.

Adsorbato	Porcentaje de Remoción (%)	Referencia
DQO	38	(Aghamohammoadi, 2007)
DQO	49	(Song, 2009)
Amoniaco	16	(Song, 2009)
DQO	75	(Kargi, 2004)
Amoniaco	44	(Hur, 2000)
Fosfatos	44	(Hur, 2000)
DQO	87	(Li, 2008)
DQO	49	(Kargi, 2003)
Amoniaco	78	(Kargi, 2004)
Color	50	(Kargi, 2004)
DQO	19,1	(Daifullah, 2004)
DQO	91	(Daifullah, 2004)
Color	55-70	(Chingo, 2005)
DQO	38	(Chingo, 2005)
DQO	90	(Kurniawan, 2006)

**Tabla 3.** Resumen de los porcentajes de remoción de distintos adsorbatos utilizando carbón activado

### 2.2.4. Procesos de Oxidación Avanzada

Una gran variedad de procesos fisicoquímicos y biológicos han sido estudiados para el tratamiento de efluentes líquidos, sin embargo estos poseen limitantes de acuerdo en las características que posean estos efluentes.

Los procesos de oxidación avanzada han sido reportados como una tecnología potente capaz de degradar una amplia variedad de compuestos refractarios. De igual forma, la literatura ha demostrado que estos procesos pueden alcanzar una eficiencia considerablemente alta en comparación con tecnologías fisicoquímicas (Cortez, 2011). Es por esto que algunos de estos procesos se consideran para el tratamiento de residuos de laboratorios y se describen a continuación.

- Proceso Fenton

El proceso Fenton es una reacción entre el Peróxido de Hidrogeno ( $H_2O_2$ ) y el ión Ferroso ( $Fe^{2+}$ ), que produce radicales hidroxilo (ecuación (3)), el cual es un fuerte oxidante capaz de oxidar y degradar diversos compuestos orgánicos (Deng, 2006). La degradación de estos compuestos y los tipos de productos obtenidos depende principalmente de la reacción que tengan con los radicales hidroxilos. Estos atacan los contaminantes orgánicos y los destruyen hasta obtener dióxido de carbono, agua y sales inorgánicas como producto finales (Huang et al, 1993).



Los valores de pH tienen un efecto significativo en la degradación de los compuestos, y unas condiciones ácidas son requeridas para producir la máxima cantidad de radicales hidroxilos por la descomposición del Peróxido de Hidrogeno ( $H_2O_2$ ) catalizado por el ión Ferroso. Generalmente, el valor óptimo de pH está entre 2.5-3.0. En una reacción con un pH mayor que 5 se puede observar eficiencia de remoción, pero ocurre una disminución en la oxidación debida a una reducción en la descomposición del Peróxido de Hidrogeno y, también, a la desactivación del catalizador por la formación de complejos férricos (Cortez, 2011).

Las eficiencias de remoción de DQO reportadas en la literatura puede estar ubicadas entre el rango de 45% a 85%. Reportan un incremento en la relación  $DBO_5/DQO$ , donde con valores por debajo de 0.10 se pueden alcanzar 0.14 y hasta más de 0.60 (Guo, 2010). En la Tabla 4 se observan algunos valores de eficiencia de remoción con las correspondientes condiciones de reacción para los procesos de tratamiento Fenton, ozono y combinaciones.

Muestra	Condiciones de Reacción	Eficiencia de Remoción	Referencias
<b>Proceso Fenton</b>			
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por Electro-Fenton	pH de 3, $H_2O_2$ 2000 mg/L, Corriente continua 2 <sup>a</sup>	72% de DQO con 20 minutos	(Lin, 2000)
Lixiviado de Relleno Sanitario de China por Proceso Fenton	pH de 3, $H_2O_2$ al 30% 40 ml/L, $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 10 g/L	60.8% de DQO	(Cortez, 2011)
Lixiviado de Relleno Sanitario por Electro-Fenton y coagulación química	pH de 5, $H_2O_2$ 1000 mg/L	70.4% de DQO con 31 minutos	(Li, 2009)
Lixiviados de Relleno Sanitario por Proceso Fenton	pH de 2.5, $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$ de 1.5	80% de DQO para lixiviados jóvenes 70% para lixiviados maduros	(Gotvajn, 2011)
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por Proceso Electro- Fenton con irradiación U.V.	pH de 3, $[H_2O_2]$ de 3000mg/l, corriente de 2.5 <sup>a</sup> , Tiempo 20 min.	94% de DQO 97%de Color 96% de Fosfatos	(Altin, 2008)
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por Proceso Fenton	pH de 2.5, $[Fe^{2+}]/[H_2O_2]$ de 1/1.33	80% de DQO en 5 minutos	(Zorpas, 2010)
Lixiviados por Proceso Fenton acoplado con otros procesos	pH de 7-8, Poliacríamida 0.2% p/p	41% en 8 horas	(Gotvajn, 2009)
Lixiviados por foto-electro-Fenton	pH 3, $[H_2O_2]$ 3000 mg/L, 2.5 A	94% de DQO en 20 minutos	(Lopez, 2004)
Aguas Residuales con aceite de oliva	-	70%	(Yetilmezsoy, 2008)
Lixiviado por Proceso Fenton	pH 4, Temperatura 40-50°C, $[Fe^{2+}]$ de 0.3M, $[H_2O_2]$ de 3M	86% en 20 minutos	(Wu, 2010)
Lixiviado por Proceso Fenton	$Fe^{2+}$ 275 mg/L, $H_2O_2$ 3300 mg/L, pH 3	$DBO_5/DQO > 0.5$ por 2 horas	(Zhang, 2005)
Lixiviado por Proceso Fenton	$Fe^{2+}$ 400 mg/L, $H_2O_2$ 200 mg/L, pH 3	88.7%	(Gotvajn, 2011)
Lixiviado por Proceso Fenton	$[Fe^{2+}]$ de 100mM, $[H_2O_2]$ de 240mM, pH 3.64	71.81%	(Atmaca, 2009)
<b>Ozonización</b>			
Lixiviado de Relleno Sanitario por Ozonización y adsorción GAC	pH de 8, flujo de $O_3$ 1.6 L/min	86% de DQO con 30 minutos	(Bila, 2005)
Efluente de Planta de Tratamiento de la India por Ozonización y Biofiltración	pH de 9, Temperatura Ambiente, $[O_3]$ 10 mg/L	58.7% de DQO por 5 min	(Tripathi, 2011)
Lixiviados por Ozonización	254 nm $O_3$ y 600 mg $H_2O_2/L$	63% de DQO por 60 minutos	(Bigot, 1994)
Lixiviados por Ozonización	1.5 g/h $O_3$	-	(Welander, 1988)
Lixiviados por Ozonización	5 g/L $O_3$	$DBO_5/DQO$ 0.3	(Baig, 2001)
Lixiviados por Ozonización	1.3 g/g $O_3/DQO$	44% de DQO	(Geenens, 2000)
Lixiviados de Rellenos Sanitarios por desnitrificación y ozonización	pH de 9, Temperatura Ambiente, $[O_3]$ 112 mg/L, flujo de $O_3$ 0.5 ml/min	60% de DQO con 60 minutos	(Derco, 2002)
Lixiviados por Ozonización	1.5 g/g $O_3/DQO$	62% de DQO	(Qureshi, 2002)
Lixiviados por Ozonización	3.5 g/g $O_3/DQO$	35% de DQO	(Kurniawan, 2006)
Lixiviados por Ozonización	1.7 g/g $O_3/DQO$	66% de DQO	(Poznyak, 2008)
Lixiviado de Relleno por Ozonización y tratamiento de coagulación	pH de 8.5, Temperatura Ambiente, $[O_3]$ 23 mg/L, flujo de $O_3$ 0.5 ml/min	58% de DQO con 15 minutos de reacción	(Ntampou, 2006)
Lixiviados por Ozonización	1.11 g/g $O_3/DQO$	30% de DQO	(Ayoub, 2010)
Lixiviados por Ozonización	0.7 g/g $O_3/DQO$	67% de DQO	(Ayoub, 2010)
Lixiviados por Ozonización	3.1 g/g $O_3/DQO$	56% de DQO	(Ayoub, 2010)

**Tabla 4.** Resumen de las condiciones de reacción para la remoción de contaminantes orgánicos aplicando Procesos de Oxidación Avanzada

• **Ozonización**

El ozono es un agente oxidante muy potente capaz de reaccionar con la mayoría de las especies que contienen enlaces múltiples, pero no con los poseen enlaces sencillos a tasas altas (Yi, 1944);

posee una alta reactividad y selectividad hacia los componentes orgánicos como los compuestos aromáticos (Derco, 2002). Durante la ozonización, los compuestos orgánicos con cadenas largas pueden ser fragmentados en cadenas más cortas, favoreciendo un incremento en su bio-degradabilidad o una degradación total hasta dióxido de carbón (Cortez, 2011).

El ozono posee la capacidad de transformar los contaminantes en sustancias inocuas en un corto periodo de tiempo, por lo tanto este proceso es también muy utilizado para el tratamiento de efluentes líquidos. A diferencia de la cloración, la ozonización no produce ningún contaminante secundario ya que este transforma la materia orgánica en compuestos de bajo peso molecular como el ácido acético (Bila, 2005). Durante este proceso, se trabaja en condiciones alcalinas considerando el hecho que bajo estas situación se presenta una mayor actividad de ozono en comparación con las condiciones acidas (Huang, 1993). En la Tabla 4 se muestran valores de eficiencia de remoción con las respectivas condiciones de reacción.

Los procesos anteriormente mencionados ofrecen una solución alternativa a la problemática que se presentan hoy en día con la disposición final de residuos líquidos de laboratorio de análisis químicos.

### 3. CONCLUSIONES

Existen diversas tecnologías físico-químicas y biológicas para el tratamiento de residuos líquidos que provienen de laboratorios de análisis químicos. Sin embargo, la elección del tratamiento está en función del tipo de residuo, es decir de su clasificación, las necesidades de efectividad del proceso que se requieran para su disposición final, los costos de la tecnología, ventajas y desventajas.

La incineración y la disposición en rellenos de seguridad han sido los más utilizados, no obstante la humanidad se encuentra en la búsqueda de soluciones que permitan darle un final a estos residuos que no vaya en contravía con el medio ambiente, y reincorporar los materiales usados a los ciclos biogeoquímicos de la naturaleza. Por eso esta revisión constituye un documento de referencia, en el que se analizan los diferentes sistemas de tratamientos que son utilizados, actualmente, para residuos líquidos de laboratorios de análisis químicos.

Los procesos biológicos proporcionan remociones altas con costos bajos, pero en tiempos demasiados largos, caso contrario al de los procesos de oxidación avanzada, los cuales permiten obtener mejores resultados en menor tiempo, aunque por un mayor costo. Sin embargo, los tratamientos combinados y/o secuenciales pueden ofrecer los mismos efectos, mayor eficiencia, periodos de tiempos no muy amplios y costos razonables.

Se propone la separación de los contaminantes en el laboratorio por grandes grupos funcionales de la química, que pueden variar de acuerdo al tipo de laboratorio entre 5 a 8 grupos, para luego poder implementar un tratamiento secuencial para cada grupo. Cada caso es específico, por lo cual se debe abordar con criterio único; es diferente un laboratorio de análisis químico de alimentos a uno de calidad de aguas. Por las pequeñas cantidades de reactivos utilizados se pueden almacenar para su posterior tratamiento en el reactor establecido. Así mismo, se debe implementar en cada laboratorio la disminución en la generación de residuos, a partir de la creación de un plan de gestión ambiental y del ciclo de vida para cada grupo de residuos generados. Este último punto es esencial y debe establecerse primero. Segundo se deben crear los grupos de contaminantes a separar. Tercero el bodegaje de los contaminantes, y cuarto el tren de tratamiento.

### BIBLIOGRAFÍA

Aghamohammoadi N., Aziz, H., Isa, M., Zinatizadeh, A. 2007. Powdered activated carbon augmented activated sludge process for treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology. *Bioresource Technology*. - 98. - pp. 3570-3578.

Altin A. 2008. An alternative type of photoelectro-Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Separation and Purification Technology*. - 61. - pp. 391-397.

- Arias C. 2009. El uso de nuevas tecnologías en los laboratorios de química y la minimización del impacto sobre la salud y el medio ambiente. II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuo. – Barranquilla.
- Atmaca E. 2009. Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method. *Journal of Hazardous Materials*. - 163. - pp. 109-114.
- Ayoub K., Hullebusch, Cassir, M., Bermond, A. 2010. Application of advanced oxidation processes for TNT removal: A review. *Journal of Hazardous Materials*. - 178. - pp. 10-28.
- Baig S., Liechti, P. 2001. Ozone treatment for biorefractory COD removal. *Water Science Technology*. - 43. - pp. 197-204.
- Bigot V., Luck, F., Paillard, H., Wagner, A. 1994. Landfill leachate treatment: comparison of three oxidation processes using ozone. *Proceedings of the International Ozone Association Regional Conference*. - Zurich, Switzerland.
- Bila D., Montalvao, A., Silva, A., Dezolti, M. 2005. Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement. *Journal of Hazardous Materials*. - B117. - pp. 235-242.
- Bull P., Evans, R., Wechsler, R., Cleland, K. 1983. Biological technology of the treatment of leachate from sanitary landfill. *Water Resource*. - 17. - pp. 1473-1481.
- Carte M., Baker, N., Burford, R. 1995. Polymer encapsulation of arsenic-containing waste. *J. Appl. Polym. Sci.* - 58. - pp. 2039-2046.
- Chen D., Yu, Y., Zhu, H., Liu, Z., Xu, Y., Liu, Q., Qian, G. 2008. Ferrite process of electroplating sludge and enrichment of copper by hydrothermal reaction. *Separation and Purification Technology*. - 62. - pp. 297-303.
- Chingobe, P., Saha, B., Wakeman, R. 2005. Surface modification and characterization of a coal-based activated carbon. *Carbon*. - 43. - pp. 3132-3143.
- Cortez S., Teixeira, P., Oliveira, R., Mota, M. 2011. Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments. *Journal of Environmental Management*. - 91. - pp. 749-755.
- Cortez S., Teixeira, P., Oliveira, R., Mota, M. 2011. Mature landfill leachate treatment by denitrification and ozonation. *Process Biochemistry*. - 46. - pp. 148-153.
- Cortez S., Teixeira, P., Oliveira, R., Mota, M. 2010. Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*. - 182. - pp. 730-734.
- Daifullah A., Girgis, B., Gad, H. 2004. A study of the factors affecting the removal of humic acid by activated carbon prepared from biomass material. *Colloids Surface*. - A235. - pp. 1-10.
- Darnell G. 1996. Sulfur polymer cement, a final waste form for radioactive, en: T. Michael Gilliam, C. Carlton, Wiles (Eds). *Stabilization and Solidification of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes: ASTM STP 1240, vol 3, American Society for testing and Materials, West conshohocken. PA, 1996.*
- Deng Y., Englehardt, J. 2006. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*. - 40. - pp. 3683-3694.
- Derco J., Gulyasova, A., Hornak, M. 2002. Influence of ozonation on biodegradability of refractory organics in a landfill leachate. *Chem. Papers*. - 56. - pp. 41-44.
- Dirección de Laboratorios. 2007. Plan de gestión Integral de residuos peligrosos. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.
- Dollerer J., Wilderer, P. 1996. Biological treatment of leachates from hazardous waste landfill using SBBR technology. *Water Science Technology*. - 34. - pp. 437-453.
- Erdem M., Tumen, F. 2004. Chromium removal from aqueous solution by the ferrite process. *Journal of Hazardous Materials*. - B109. - pp. 71-77.

- Faucette A., Logsdon, B., Lucerna, J., Yudnich, R. 1994. Polymer solidification of mixed wastes at the Rocky Flats Plant. Symposium of Waste Management. - Tucson, AZ.
- Fuhrmann M., Melamed, D., Kalb, P., Adams, J., Milian, L. 2002. Sulfur polymer solidification/stabilization of elemental mercury. Waste Management. - 22. - pp. 327-333.
- Gadea E., Guardino, X. 1991. Notas Técnicas de Prevención (NTP) 276: Eliminación de residuos en el laboratorio: procedimientos generales. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el trabajo. Centro Nacional de Condiciones de trabajo. España.
- Geenens D., Bixio, B., Thoeye, C. 2000. Combined ozone-activated sludge treatment of landfill leachate. Water Science Technology. - 44. - pp. 359-365.
- Gotvajn A., Tisler, T., Zagorc-Koncan, J. 2009. Comparison of different treatment strategies for industrial landfill leachate. Journal of Hazardous Materials. - 162. - pp. 1446-1456.
- Gotvajn A., Zagorc-Koncan, J., Cotman, M. 2011. Fenton's oxidative treatment of municipal landfill leachate as an alternative to biological process. Desalination. - 275. - pp. 369-375.
- Guo J., Abbas, A., Chen, Y., Liu, Z., Fang, F., Chen, P. 2010. Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR and coagulation process. Journal of Hazardous Materials. - 178. - pp. 699-705.
- Huang C., Dong, C., Tang, Z. 1993. Advanced chemical oxidation: its present role and potential future in hazardous waste treatment. Waste Management. - 13. - pp. 361-377.
- Huang Y., Tu, C., Chien, Y., Chen, H. 2006. Effect of [Fe<sup>2+</sup>/Total Metal] on treatment of heavy metals from laboratory waste liquid ferrite process. Radiation Physics and Chemistry. - 75. - pp. 1884-1887.
- Hur J., Kim, S. 2000. Combined adsorption and chemical precipitation process for the pre-treatment. Korean J. Chem. Eng. - 4 : Vol. 17. - pp. 433-437.
- Iaconi C., Ramadori, R., Lopez, A. 2006. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. Biochemical Engineering Journal. - 31. - pp. 118-124.
- Kargi F., Pamukoglu, M. 2003. Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. Biotechnology Lett. - 25. - pp. 695-699.
- Kargi F., Pamukoglu, M. 2003. Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. Enzyme and Microbial Technology. - 33. - pp. 588-595.
- Kargi F., Pamukoglu, M. 2004. Repeated fed-batch biological treatment of pre-treated landfill leachate by powdered activated carbon addition. Enzyme Microbiology Technology. - 34. - pp. 422-428.
- Kargi F., Pamukoglu, M. 2004. Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. Bioresource Technology. - 94. - pp. 285-294.
- Kargi F., Pamukoglu, M. 2003. Simultaneous adsorption and biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operations. Process Biochem. - 38. - pp. 1413-1420.
- Kettunen R., Hoilijoki, T., Rintala, J. 1996. Aerobic and Sequential anaerobic-aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures. Bioresource Technology. - 58. - pp. 31-40.
- Kurniawan T., Lo, W., Chan, G. 2006. Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment. Journal of Hazardous of Materials. - B137. - pp. 443-455.
- Kurniawan T., Lo, W., Chan, G. 2006. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. Journal of Hazardous Materials. - B129. - pp. 80-100.
- Li H., Arai, M., Tamura, M., Matsunaga, T., Iida, M. 1999. A basic test method for the study of explosion treatment of waste chemicals from laboratories. Journal of Hazardous Materials. - A69. - pp. 129-148.
- Li H., Zhou, S., Sun, Y., FEng, P., Li, J. 2009. Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant. Journal of Hazardous Materials. - 172. - pp. 408-415.

- Li W., Zhang, L., Peng, J., Li, N., Zhu, X. 2008. Preparation of high surface area activated carbons from tobacco stems with K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> activation using microwave radiation. *Industrial Crops Production* . - 27. - pp. 341-347.
- Lin S., Chang, C. 2000. Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method. *Water Research*. - 17 : Vol. 34. - pp. 4243-4249.
- López, B., Becerra, N., Lopera, A. 2008. Plan de Gestión Integral de residuos comunes, reciclables, químicos y especiales generados en el laboratorio ciencia de los materiales. Sede de Investigación Universitaria. Universidad de Antioquia. Medellín.
- Lopez A., Pagano, M., Volpe, A., Di Pinto. 2004. Fenton's pretreatment of mature landfill leachate. *Chemosphere*. - 54. - pp. 1005-1010.
- Lou J., Chang, C. 2007. Completely treating heavy metal laboratory waste liquid by an improved ferrite process. *Separation and Purification Technology*. - Vol. 57. - pp. 513-518.
- Lou J., Huang, Y., Han, J. 2009. Treatment of printed circuit board industrial wastewater by Ferrite Process combined with Fenton Method. *Journal of Hazardous Materials*. - 170. - pp. 620-626.
- Mañunga T., Gutierrez, H., Rodriguez, J., Villarreal, A. 2010. Tratamiento de Residuos de DQO generados en laboratorio de análisis ambientales. *Ingeniería e Investigación*. - 2 : Vol. 30. - pp. 87-95.
- Mattus C. 1998. Sulfur polymer cement for macroencapsulation of mixed waste debris, in: Proceedings of the International Conference on Decommissioning and Decontamination and on Nuclear and Hazardous. - Denver, Colorado. Septiembre 13-18.
- Morawe B., Ramteke, D., Vogelpohl, A. 1995. Activated Carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate. *Chem. Eng. Process*. - 34. - pp. 299-303.
- Ntampou X., Zouboulis, A., Samaras, P. 2006. Appropriate combination of physico-chemical methods (Coagulation/Flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates. *Chemosphere*. - 62. - pp. 722-730.
- Poznyak T., Bautista, G., Chaírez, I., Córdova, R., Ríos L. 2008. Decomposition of toxic pollutants in landfill leachate by ozone after coagulation treatment. *Journal of Hazardous Materials*. - 152. - pp. 1108-1114.
- Qureshi T., Kim, H., Kim, Y. 2002. U-V Catalytic treatment of municipal solid-waste landfill leachate with hydrogen peroxide and ozone oxidation. *J. Chem. Eng*. - 10. - pp. 444-449.
- Randall P., Chattopadhyay, S. 2004. Advances in encapsulation technologies for the management of mercury-contaminated hazardous wastes. *Journal of Hazardous Materials*. - B114. - pp. 211-223.
- Singh D., Wagh, A., Tlustochowicz, M., Jeong, S. 1998. Phosphate ceramic process for macroencapsulation and stabilization of low-level debris wastes. *Waste Management*. - 1998. - 18.
- Song L., Zhao, Y., Sun, W., Lou, Z. 2009. Hydrophobic organic chemicals (HOCs) removal from biologically treated landfill leachate by powder-activated carbon (PAC), granular activated carbon (GAC) and biomimetic fat cell (BFC). *Journal of Hazardous Materials*. - 163. - pp. 1084-1089.
- Stanford University. 1998. Hazardous chemical waste management reference guide for laboratories. Department of environmental health and safety.
- Tripathi S., Tripathi, B. 2011. Efficiency of combined process of ozone and biofiltration in the treatment of secondary effluent. *Bioresource Technology*. - Vol. 102. - pp. 6850-6856.
- Tu C., Huang, Y., Tsai, C., Chin, C. 2007. In situ XANES study of removal of heavy metals from laboratory wasteliquid by the ferrite process. *Journal of Electron Spectroscopy and Related Phenomena*. 156-158. - pp. 228-231.
- Tu Y., Chang, C., You, C., Lou, J. 2010. Recycling of Cu powder from industrial sludge by combined acid leaching, chemical exchange and ferrite process. *Journal of Hazardous Materials*. - 181. - pp. 981-985.

- Universidad Pedagógica Nacional. 2009. Manual para el manejo de los residuos químicos y peligrosos en la Universidad Pedagógica. Vicerrectoría Administrativa y Financiera. Universidad Pedagógica.
- University of Wollongong, School of Chemistry. 2009. Guidelines for laboratory Waste disposal.
- Uygun A., Kargi, F. 2004. Biological nutrient removal from pretreated landfill leachate in a sequencing batch reactor. *Journal Environmental Management*. - 71. - pp. 9-14.
- Wagh A., Jeong, S. 2001. Report on in-house testing of ceramicrete technology for Hg stabilization. Internal Report to National Risk Management Research Laboratory..
- Welander U., Henrussón, T., Welander, T. 1988. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. *Water Resource*. - 4. - pp. 95-102.
- Wu Y., Zhou, S., Qin, F., Ye, X., Zheng, K. 2010. Modeling physical and oxidative removal properties of Fenton process for treatment of landfill leachate using response surface methodology (RSM). *Journal of Hazardous Materials*. - 180. - pp. 456-465.
- Yang Z., Zhou, S. 2008. The biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) bio-reactor system. *Chemosphere*. - 2008. - 72. - pp. 1751-1756.
- Yetilmezsoy K., Sakari, S. 2008. Improvement of COD and Color removal from UASB treated poultry manure waste water using Fenton's oxidation. *Journal of Hazardous Materials*. - 151. - pp. 547-558.
- Yi Q., Yibo, W., Huiming, Z. 1994. Efficacy of pre-treatment methods in the activated sludge removal of refractory compounds in coke plant. *Water Resource*. - 28. - pp. 701-707.
- Zamora R., Moreno, A., Orta de Velasquez, M., Ramirez, I. 2000. Treatment of landfill leachates by comparing advanced oxidation and coagulation-flocculation processes coupled with activated carbon adsorption. *Water Science Technology*. - 2000. - 41. - pp. 231-235.
- Zhang H., Choi, H., Huang, C. 2005. Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*. - B125. - pp. 166-174.
- Zorpas A., Costa, C. 2010. Combination of Fenton oxidation and composting for the treatment of the olive mill wastewater from the olive oil industry in Cyprus. *Bioresource Technology*. - 101. - pp. 7984-7987.