

Tratamiento del lixiviado del antiguo relleno sanitario La Reserva mediante procesos Fenton y fisicoquímico

MIRELES-MUÑOZ, Héctor Emmanuel†* y PÁRAMO-VARGAS, Javier

Universidad Tecnológica de León. Blvd. Universidad Tecnológica 225, Universidad Tecnológica, San Carlos la Roncha, • 37670 León, Gto.

Recibido 3 de Octubre, 2017; Aceptado 8 de Diciembre, 2017

Resumen

Se evaluaron procesos de tratamiento del lixiviado del antiguo relleno sanitario "La Reserva", en León, Guanajuato. El lixiviado contiene altas concentraciones de DQO y cromo (2347 mg/L y 2.4 mg/L respectivamente) y es tratado con un método fisicoquímico, teniendo una remoción de DQO del 36%; por lo que se evaluaron metodologías de tratamiento enfocadas en la oxidación de la fracción orgánica y la remoción del metal; como el proceso Fenton y procesos físico-químicos de coagulación-floculación. Con el proceso de oxidación avanzada Fenton, se logró alcanzar un nivel máximo de remoción de DQO del 75.3% con las concentraciones iniciales de peróxido de hidrógeno y ion ferroso de 1500 mg/L y 200 mg/L, respectivamente. Con el tratamiento fisicoquímico se lograron remociones de DQO, de 77.3% empleando sulfato férrico y 56.2% empleando sulfato de aluminio. En relación a la remoción de cromo, los valores máximos fueron del 55.5% en el tratamiento Fenton, 90.8% empleando sulfato férrico y 68.7% con sulfato de aluminio. Estos valores se compararon con las eficiencias del tratamiento actual, remoción máxima de DQO del 31.3% y de cromo del 43.7%. La coagulación fue el principal mecanismo de remoción en ambos procesos; participando también la oxidación química en el proceso Fenton.

Fenton, oxidación avanzada, coagulación, oxidación química, fisicoquímico, lixiviado

Abstract

We performed an evaluation on the treatment of the leachate in the old landfill called "La Reserva", in Leon, Guanajuato. The leachate contains high concentrations of COD and chromium (2347 mg/L and 2.4 mg/L, respectively) and is actually treated with a physicochemical method, with a COD removal of 36.3%; therefore, we evaluated methodologies of treatment focused on the oxidation of the organic fraction and the removal of the metal; like Fenton process and physicochemical processes based on coagulation-flocculation. A maximum COD removal of 75.3% was reached with the advanced oxidation Fenton process with the initial concentrations of hydrogen peroxide and ferrous ion of 1500 mg/L and 200 mg/L, respectively. With the physicochemical treatment, the COD removal values achieved were, 77.3% using ferric sulphate and 56.2% using aluminum sulphate. In relation to the removal of chromium, the maximum values were 55.5% in the Fenton treatment, 90.8% using ferric sulfate and 68.7% with aluminum sulphate. These values were compared with the efficiencies of current treatment, which has a maximum removal for COD, of 31.3% and 43.7% of chromium. The coagulation was the main mechanism for removal in both processes; but also chemical oxidation is involved in the Fenton process.

Fenton, advanced oxidation, coagulation, chemical oxidation, physicochemical, leachate

Citación: MIRELES-MUÑOZ, Héctor Emmanuel y PÁRAMO-VARGAS, Javier. Tratamiento del lixiviado del antiguo relleno sanitario La Reserva mediante procesos Fenton y fisicoquímico. Revista de Ingeniería Tecnológica 2017. 1-4:1-12

*Correspondencia al Autor (Correo Electrónico: emmanuelmireles@gmail.com)

† Investigador contribuyendo como primer autor.

Introducción

El sitio denominado “La Reserva”, donde se ubica el antiguo relleno sanitario de la ciudad de León, Guanajuato, del mismo nombre; cuenta con una superficie de 37 hectáreas, de las cuales 25 hectáreas fueron destinadas para la disposición de los residuos, con un total de 5.5 millones de toneladas acumuladas. La Reserva se encuentra en el ejido Plan de Ayala en el suroeste de la ciudad de León encontrándose a la altura del kilómetro 7 de la carretera León–San Francisco del Rincón. El sitio funcionó durante 16 años, recibiendo al inicio de operaciones alrededor de 900 ton/día, para terminar con un ingreso de 1600 ton/día, cuando fue clausurado en mayo de 2001. El sitio se encuentra en una zona de recarga del acuífero y como no se realizaron obras de impermeabilización, hay riesgos de infiltración al subsuelo y escurrimientos superficiales dentro y fuera del sitio. Aunado a todo lo descrito anteriormente, se debe considerar que el sitio recibió residuos de origen industrial, entre los que destacan metales pesados como el cromo, el cual constituye sin duda alguna, un gran riesgo ambiental, ya que, en condiciones anaerobias, como son las que prevalecen en el sitio, los metales pesados presentes en dichos residuos, se solubilizan más fácilmente, potencializando su movilización al subsuelo.

En el año 2005 se llevó a cabo la construcción de una planta de tratamiento de lixiviado, una fosa de captación de lixiviado y una plancha de secado de lodos. Esta planta inicio su operación a partir de febrero del 2012, opera por lotes y cada lote es de un volumen de 40 m³. Tratando diariamente 80 m³ de lixiviado por turno, con una eficiencia de remoción de DQO del 36%. Actualmente se busca, como parte de la clausura, entre otras acciones, la descarga de lixiviado tratado a un cuerpo federal y la reducción de costos de tratamiento del lixiviado.

Marco teórico

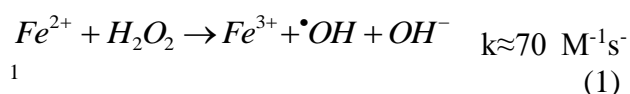
Los lixiviados, son líquidos que se forman por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contienen en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden infiltrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos. Pueden ocasionar la contaminación del suelo y de cuerpos de agua, provocando su deterioro; por lo que representan un riesgo potencial a la salud humana y de los demás organismos vivos. Dada su gran diversidad de contaminantes, es necesario tratarlos; existiendo diferentes tipos de tratamiento como los procesos de oxidación avanzada y el tratamiento fisicoquímico.

Los procesos de oxidación avanzada son aquéllos basados en la generación y acción de especies fuertemente oxidantes, siendo los más comunes los que usan los radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$). El radical ($\bullet\text{OH}$) tiene un alto poder oxidante ($E^\circ = 2.8 \text{ V}$, ENH), solamente menor que el flúor, como puede verse en tabla 1. Su potencial de oxidación es mayor que otros oxidantes químicos, como el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y el permanganato de potasio (KMnO_4) (Isarain-Chávez et al., 2010). Es capaz de oxidar todos los compuestos orgánicos, ya sea en forma parcial o total hasta CO_2 y H_2O , y a los correspondientes iones inorgánicos. Es un oxidante no selectivo, para el cual, sin embargo, hay algunos compuestos refractarios como el ácido oxálico, oxámico y el acético (Bigda, 1995; Hermosilla, Cortijo, & Huang, 2009). La formación de estos ácidos carboxílicos, limita la eficiencia de estos procesos de tratamiento, particularmente el oxámico que es el más recalcitrante (García-Segura & Brillas, 2011).

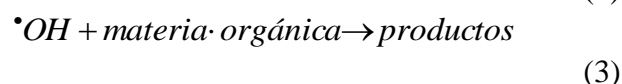
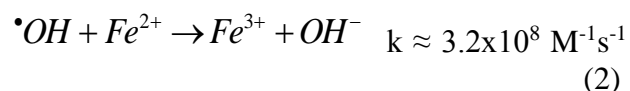
Oxidante	Potencial normal de reducción, E°(V) vs ENH
F ₂	3.03
•OH	2.8
O ₃	2.07
H ₂ O ₂	1.77
MnO ₄ ⁻	1.67
Cloro	1.36
O ₂	1.23

Tabla 1 Potenciales de reducción

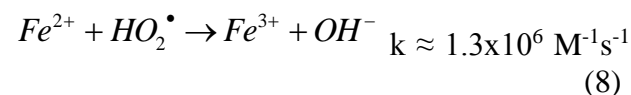
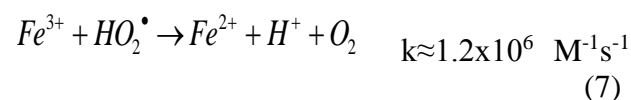
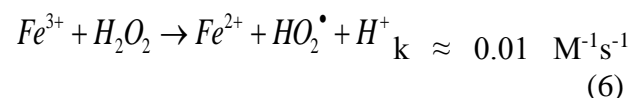
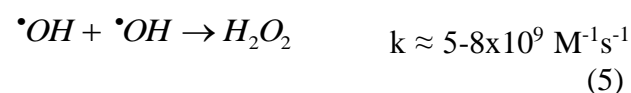
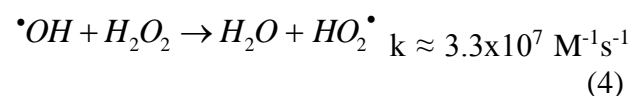
El proceso Fenton, es el proceso químico más común de oxidación avanzada, donde se generan los radicales hidroxilo (•OH), a partir de la reacción de Fenton entre iones Fe²⁺ y peróxido de hidrógeno (H₂O₂), en solución ácida (pH óptimo entre 2.8 y 3); como lo muestra la reacción 5 (Babuponnusami & Muthukumar, 2014; Blanco, Torrades, De la Varga, & García-Montaño, 2012; Neyens & Baeyens, 2003; Reyna et al., 2011). A pH mayores de 3, se da la precipitación química del hidróxido férrico; mientras que a pH ligeramente menores a 3, se tiene una condición autocatalítica del hierro (Méndez-Díaz, Sánchez-Polo, Rivera-Utrilla, Canonica, & von Gunten, 2010; Umar, Aziz, & Yusoff, 2010) que hace viable el proceso Fenton.



Los radicales hidroxilo, pueden reaccionar con iones ferrosos o con compuestos orgánicos (reacciones 6 y 7) (Babuponnusami & Muthukumar, 2014; Neyens & Baeyens, 2003; Umar et al., 2010).



Se puede dar también la reacción entre los radicales hidroxilo y el peróxido de hidrógeno, para producir otros radicales o combinarse entre ellos para producir peróxido de hidrógeno, además de otras que se refieren a continuación (reacciones 8 a 12) (Babuponnusami & Muthukumar, 2014; Fan et al., 2009; Neyens & Baeyens, 2003). Estas reacciones y sus velocidades de reacción deben considerarse, por las reacciones de competencia que pueden establecerse.



Los radicales hidroxilo pueden oxidar los compuestos orgánicos (RH), por los mecanismos mencionados previamente. Los iones férricos generados pueden formar hidroxocomplejos férricos, cuyas especies predominantes son en orden de importancia, las siguientes: [Fe(H₂O)₅(Umar et al.)]²⁺ y [Fe(H₂O)₄(Umar et al.)₂]⁺ (Gallard, De Laat, & Legube, 1999). Estas reacciones son muy rápidas y el equilibrio se alcanza en unos segundos, luego de mezclar el Fe²⁺ y el H₂O₂ (De Laat & Gallard, 1999)

Estos hidroxocomplejos férricos dan al proceso Fenton la capacidad de coagulación, capturando sólidos suspendidos finos y formando en conjunto flóculos que terminan precipitando (Kang & Hwang, 2000; Sheng H. Lin, Lin, & Leu, 1999; Neyens & Baeyens, 2003; Peres, Beltrán de Heredia, & Domínguez, 2004; Üstün, Solmaz, Morsünbül, & Azak, 2010). Los factores principales son el ya comentado pH, la relación molar $[\text{Fe}^{2+}]/[\text{H}_2\text{O}_2]$ que con valores menores de 1 favorece la oxidación química y la temperatura, cuyo valor se recomienda en general sea menor de 45°C. Hay estudios como el de (Deng & Englehardt, 2006) que refieren la utilidad de los procesos tipo Fenton para el tratamiento de lixiviados, con remociones de DQO entre el 50 y 70%.

Por otro lado, el tratamiento fisicoquímico, se basa en la remoción de contaminantes en forma de flóculos. Sus etapas principales son la floculación y la coagulación. El fundamento es la desestabilización de coloides, que se lleva a cabo a través de especies coagulantes por adsorción o bien a través de inmersión dentro de los precipitados de hidróxidos o carbonatos (Weber, 1979). Las partículas desestabilizadas, se unen y forman flóculos, que por efecto de barrido crecen al precipitarse. Las variables principales son el pH y las dosis del coagulante y floculante; las cuales se determinan experimentalmente.

Materiales y métodos

Materiales y reactivos

La muestra de lixiviado se tomó a la entrada de la planta de tratamiento del mismo y se mantuvo en refrigeración a 4 °C.

Se usó sulfato ferroso, ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), marca KEM, 99% de pureza; oxisulfato de titanio (IV) – ácido sulfúrico ($\text{O}_5\text{STi} \cdot x\text{H}_2\text{SO}_4$), Fluka analytical, 27-31% H_2SO_4 ; peróxido de hidrógeno, H_2O_2 , marca Karal, 29-32% de pureza; acetato de amonio, $\text{CH}_3\text{COONH}_4$, 98% de pureza; ortofenantrolina: $\text{C}_{12}\text{H}_8\text{N}_2\text{H}_2\text{O}$, 100% de pureza; ácido sulfúrico, H_2SO_4 , 97.8% de pureza; ácido ascórbico, $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$, 99% de pureza; sulfato mercúrico, HgSO_4 , 98% de pureza; sulfato de plata, Ag_2SO_4 , 98% de pureza; dicromato de potasio, $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, 99% de pureza; sulfato ferroso amoniacal hexahidratado, $[\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}]$, 98.5-100 % de pureza y agua destilada. En las pruebas de tratamiento fisicoquímicas se usó sulfato de aluminio marca ESPEQUIM al 7.5%, sulfato férrico marca ESPEQUIM al 48%, hidróxido de calcio marca CALHIDRA al 80% de pureza, policloruro de aluminio marca PYSITEC al 17% y poliacrilamida hidrolizada marca PYSITEC.

Equipo

La conductividad y el pH fueron medidos con un equipo multiparamétrico marca HACH y la turbidez fue medida con un equipo Hanna Instruments modelo HI 93703. Las mediciones colorimétricas se hicieron con un espectrofotómetro de UV visible CARY 50. Para la DQO se usó un reactor de DQO marca Hanna Instruments, y en las pruebas de jarras de tratamiento fisicoquímico se usó un equipo de agitación múltiple marca TEMSA.

Metodologías de análisis

El lixiviado fue tratado sin alteración alguna por los métodos de prueba estudiados. En tanto que las muestras de monitoreo de la fase experimental, fueron primeramente preparadas para su análisis, filtrando a través de un filtro de fibra de vidrio Whatman A.

La determinación de la concentración de especies iónicas de hierro se hizo por el método de la fenantrolina (A. P. H. Association, Association, Federation, & Federation, 1915; A. W. W. Association, 1915; Farias, Albizzati, & Alfano, 2009), basado en la presencia del ión ferroso en solución y la reducción del ión férrico a ferroso. Esta medición se hizo por una metodología Ultravioleta-Visible a una longitud de onda de 508 nm, basada en la formación de un complejo rojo-naranja. Para la determinación del hierro total, se agregó un poco de ácido ascórbico para la reducción del ión férrico a ferroso; mientras que la concentración de ión férrico se obtuvo restando la concentración de ión ferroso a la total. En el caso del H_2O_2 , su concentración se calculó también por espectrofotometría de UV a una longitud de onda de 406 nm, usando oxisulfato de titanio en una proporción muestra: oxisulfato de 10:1. La DQO se determinó por el método de reflujó (A. P. H. Association et al., 1915), corrigiendo sus valores con la ecuación de (Kang, Cho, & Hwang, 1999), por la presencia de H_2O_2 residual. Finalmente, el cromo se determinó por absorción atómica con un equipo marca VARIAN.

Sistemas de tratamiento

Los tratamientos de oxidación avanzada Fenton se llevaron en un sistema por lotes, con un reactor de capacidad de 1 L, agitación de 350 rpm y temperatura constante de 23 °C. Por otro lado, las pruebas fisicoquímicas se llevaron por lotes en un equipo de jarras. En el caso del tratamiento Fenton se seleccionó un diseño factorial 3^2 , con los factores, concentración inicial de $[H_2O_2]_0$ y concentración inicial de $[Fe^{2+}]_0$ para el tratamiento Fenton. Se trabajó con 3 niveles de $[H_2O_2]_0$ y 3 niveles de $[Fe^{2+}]_0$, como se muestra en la tabla 2.

Prueba	$[H_2O_2]_0$ (mg/l)	$[Fe^{2+}]_0$ (mg/l)
1-1	600	100
1-2	600	150
1-3	600	200
1-4	1100	100
1-5	1100	150
1-6	1100	200
1-7	1500	100
1-8	1500	150
1-9	1500	200

Tabla 2 Diseño de experimentos del tratamiento Fenton

La dosis óptima del $[H_2O_2]_0$ fue calculada a partir del balance estequiométrico, el cual establece una relación entre la DQO (oxígeno necesario para oxidar químicamente la muestra) y el agente oxidante. La relación es de 1g de DQO igual a 0,03125 mol O_2 , igual a 0,0625 mol H_2O_2 (Blanco et al., 2012). Por otro lado, en el caso de las pruebas fisicoquímicas, primero se determinó el pH óptimo y luego la dosis óptima.

Resultados

Tratamiento Fenton

La caracterización del lixiviado arrojó los siguientes valores medios: pH de 8.6, conductividad de 10.9 mS/cm, 2.4 mg Cr/L y 2347 mg/L de DQO. El H_2O_2 residual tiene un aporte de DQO en los resultados de las pruebas, por lo que fue necesario realizar la corrección de su interferencia, mediante la ecuación 1 y 2 (Kang et al., 1999).

$$f = 0.4706 - 4.06 \times 10^{-5} \times 10^{-5} [H_2O_2]$$

$$DQO \left(\frac{mg}{L} \right) = DQO_m - [H_2O_2] f [H_2O_2]$$

Las más altas eficiencias de remoción de DQO se obtuvieron con las siguientes condiciones: a) $[\text{H}_2\text{O}_2]_0$ de 1100 mg/, $[\text{Fe}^{2+}]_0$ de 150 mg/L, con un porcentaje de remoción de 70.6%, b) $[\text{H}_2\text{O}_2]_0$ de 1500 mg/, $[\text{Fe}^{2+}]_0$ de 150 mg/L, con un porcentaje de remoción de 75.3% y c) $[\text{H}_2\text{O}_2]_0$ de 1500 mg/, $[\text{Fe}^{2+}]_0$ de 200 mg/L, con un porcentaje de remoción de 70.7%. La gráfica de figura 1, muestra la variación de la demanda química de oxígeno disuelta residual (DQO_d) con el tiempo. Se puede observar que el máximo nivel de remoción de DQO, del 75%; corresponde a una DQO_d residual de 580 mg/L. Hay una reducción importante de este parámetro en los primeros 2.5 minutos y la variación continúa siendo notoria hasta los 20 minutos; mientras que, en la parte restante, permanece casi constante; comportamiento similar al reportado por Blanco et al, para agua residual textil, alcanzando una condición estable entre 30 y 40 min. Esto es importante pues se relaciona con el tiempo de retención, parámetro que en diseño determina el tamaño de las unidades. Este comportamiento, indica que se ha llegado a una condición donde los compuestos presentes no son ya susceptibles de remover por este proceso.

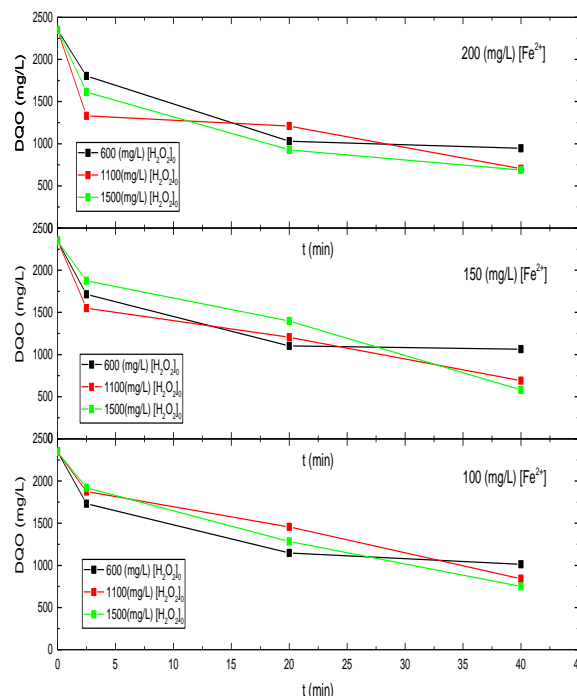


Figura 1 Variación de DQO disuelta residual con respecto al tiempo de reacción de ensayos Fenton

Este comportamiento de la DQO y la explicación referida es congruente con el comportamiento de la concentración de peróxido residual, la cual se muestra en la gráfica de figura 2. Hay una reacción de descomposición rápida del peróxido en los primeros 2.5 minutos y teniendo pequeños cambios en el resto del tiempo. Considerando el comportamiento observado de la DQO, estos cambios finales en la concentración de H_2O_2 , se deben a procesos competitivos como la autodescomposición y la reducción del Fe^{3+} (ecuaciones 4 y 7). El porcentaje de descomposición del peróxido es alto, superior al 89.9%.

Analizando las gráficas de las figuras 1 y 2, se encuentra que al aumentar la concentración de $[\text{H}_2\text{O}_2]_0$, aumenta la remoción de DQO.

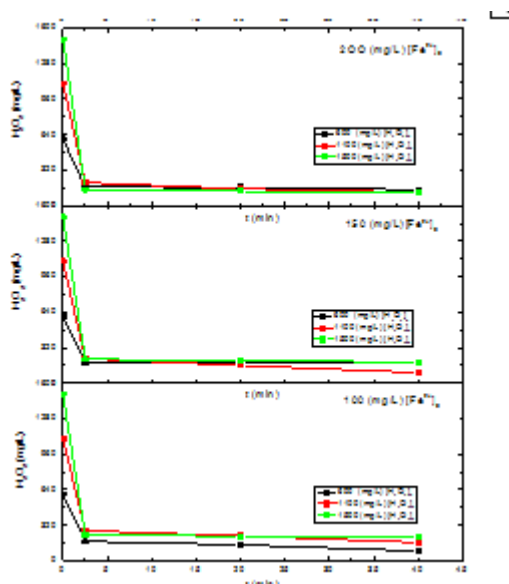


Figura 2 Variación de la concentración de H₂O₂ residual en el tratamiento Fenton

Por otro lado, el comportamiento del Fe²⁺ es muy importante, pues cataliza la reacción Fenton, que produce el radical hidroxilo; el cual es el responsable de la oxidación de la materia orgánica presente en el lixiviado. Este ión también interviene en procesos fisicoquímicos de remoción, al cambiar a Fe³⁺, reaccionando con las partículas coloidales, precipitándolas y formando lodo (Deng & Englehardt, 2006; Sheng H Lin & Lo, 1997). La tabla 3, muestra los valores de las concentraciones finales de las especies de hierro.

Fe (mg/L)								
[H ₂ O ₂] ₀ (600 mg/L) 6-3			[H ₂ O ₂] ₀ (1100 mg/L) 7-3			[H ₂ O ₂] ₀ (1500 mg/L) 8-3		
Fe ²⁺	Fe ³⁺	Fe _t	Fe ²⁺	Fe ³⁺	Fe _t	Fe ²⁺	Fe ³⁺	Fe _t
[Fe ²⁺] ₀ = 100 mg/L								
53	67	14	57	76	19	61	75	14
[Fe ²⁺] ₀ = 150 mg/L								
62	70	7	77	86	9	53	72	19
[Fe ²⁺] ₀ = 200 mg/L								
60	70	10	87	86	1	60	70	10

Tabla 3 Concentraciones residuales de especies de hierro del tratamiento Fenton.

Los datos muestran que la concentración de la especie Fe³⁺ es la menor de las 3, lo cual es congruente con lo observado en las pruebas de tratabilidad. En ellas se observó la formación de lodo, resultado de un proceso de coagulación-floculación. El hierro en su forma oxidada, precipita, arrastrando material coloidal (Lau, Wang, & Fang, 2001; Umar et al., 2010; Zhang, Wu, & Li, 2012). Por otro lado, la concentración de Fe²⁺ es todavía importante con valores superiores a 50 mg/L. Estos valores, junto con los ya comentados de H₂O₂ residual, hacen viable aún el proceso Fenton con la consecuente generación de radicales; lo cual se da; pero ya estos radicales no afectan a los compuestos presentes. Esto confirma que lo que se da son las ya referidas reacciones competitivas y de autodescomposición del H₂O₂.

La información muestra que hay dos mecanismos que intervienen en la remoción de la DQO, la oxidación química y la coagulación. Esto se confirmó determinando para el lixiviado tratado, la demanda química de oxígeno total DQO_t y la disuelta DQO_d en el caso de la mejor condición ([H₂O₂]₀ = 1500 mg/L y [Fe²⁺]₀ = 150 mg/L). La diferencia entre la DQO_i y la DQO_t permitió estimar la remoción por oxidación química y la remoción por coagulación se estimó considerando la DQO_t y la DQO_d (Deng, 2007). Así, del 75% total de remoción, la oxidación removió el 10% y la coagulación el 65%.

En relación al diseño de experimentos, el estudio fue realizado con un intervalo de confianza del 95%, obteniendo un valor de R² de 81.4593%, que indica una buena correlación del modelo elegido. El diagrama de Pareto estandarizado para la DQO (figura 3), muestra que las concentraciones [Fe²⁺]₀ y [H₂O₂]₀ son factores significativos en el proceso. El [H₂O₂]₀ tiene un mayor efecto; por ello sus cambios tienen un efecto importante en la eficiencia.

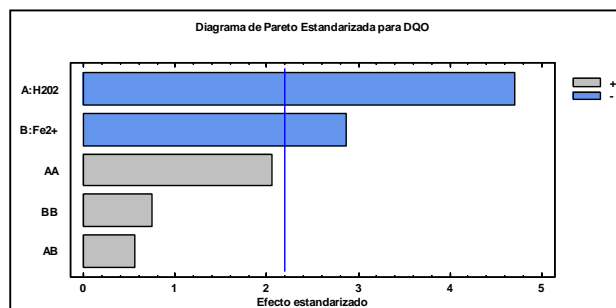


Figura 3 Diagrama de Pareto estandarizado para tratamiento Fenton

Por otro lado, el gráfico de efectos (figura 4), permite observar un comportamiento curvo de la variación de $[DQO]_d$ residual; reduciéndose al inicio con el aumento de la concentración de $[H_2O_2]_0$, alcanzando su menor valor antes de llegar a la concentración de 1500 mg/L.

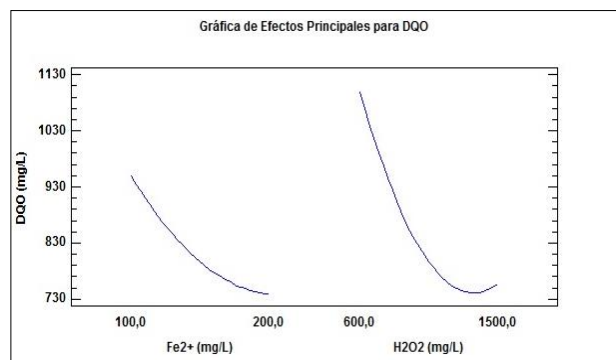


Figura 4 Gráfica de efectos principales para tratamiento Fenton

Este comportamiento curvo puede deberse a que en condiciones de exceso hay más H_2O_2 residual que significa en sí mismo un cierto valor de DQO y su información puede ser útil para el diseño de su aplicación real, permitiendo bajar los costos de tratamiento; esto es, no forzosamente una situación de máxima concentración de reactivos es la más adecuada. En relación a la $[Fe^{2+}]_0$, al aumentar su valor, se tiene una mejor eficiencia; esto es una menor DQO_d residual.

Tratamiento fisicoquímico

Sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$)

En estas pruebas se consideraron factores como: generación de lodo, velocidad de sedimentación, velocidad de resuspensión de lodo y porcentaje de remoción de turbidez. En este caso se logró un porcentaje de remoción máximo de DQO del 49.4% a pH 6 y 250 mg/L de $Al_2(SO_4)_3$.

Sulfato férrico ($Fe_2(SO_4)_3$)

En este tratamiento se hizo primero un ajuste de pH a 9, con cal, buscando remover metales como el cromo. Posteriormente se hizo el tratamiento con el sulfato férrico, si realizar ajustes de pH, solamente variando la dosis del reactivo y al final en cada prueba se usó acrilamida como floculante. La mejor remoción fue con una dosis de 900 mg/L de $Fe_2(SO_4)_3$; obteniendo una DQO final de 533 mg/L, significando una remoción del 77%.

Pruebas con policloruro de aluminio

Este tratamiento es el que actualmente se realiza, por lo que solo se repitieron sus condiciones, obteniendo una DQO final de 1613 mg/L, que corresponde a un porcentaje de remoción del 31%. En la gráfica de la figura 5, se muestran las concentraciones finales de las mejores pruebas de cada caso.

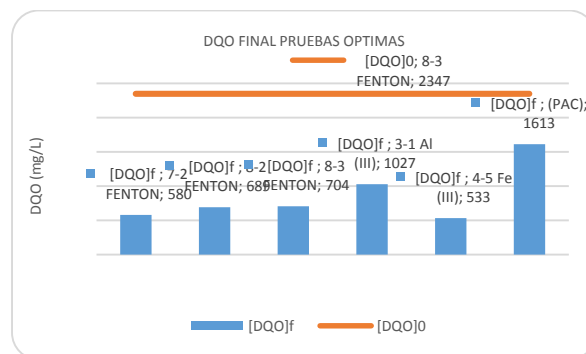


Figura 5 Concentraciones finales de DQO por prueba

El proceso Fenton no es capaz de lograr una completa mineralización de todos los contaminantes orgánicos, pero sí un incremento de la biodegradabilidad. Algunos de los compuestos identificados como resistentes a la reacción Fenton son: ácidos orgánicos de cadena corta (acético, oxálico, fórmico, maleico, fumárico), algunos aldehídos, cloroformo y acetona (Blanco et al., 2012). El tratamiento llevado a cabo a través de Fe (III) resultó ser el más efectivo en todos los parámetros, aunque muy similar al Fenton que también alcanzó una eficiencia del 75%.

Remoción de cromo

En relación a la remoción de cromo, el proceso Fenton, presentó una baja eficiencia, dado su pH de trabajo, cercano a 3; condición en la cual este metal se halla predominantemente como Cr^{3+} , especie caracterizada por su solubilidad. Así, como puede verse en la gráfica de figura 6, el porcentaje de remoción de cromo total por el proceso Fenton es menor que las metodologías fisicoquímicas, pero mayor que el tratamiento actual. Esta diferencia con los procesos fisicoquímicos es baja, en relación al sulfato de aluminio y alta comparando con el sulfato férrico; pero puede acortarse, pues el ajuste posterior del pH del lixiviado tratado, permite una remoción extra de cromo.

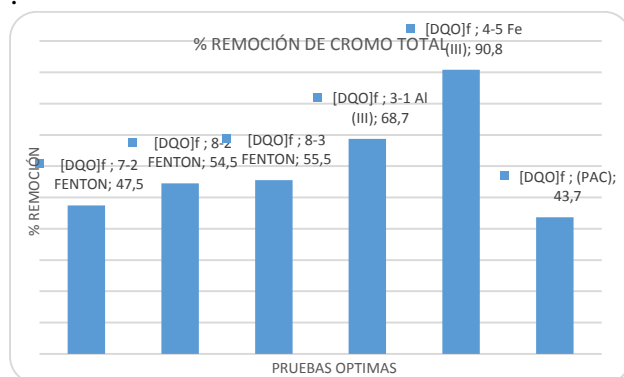


Figura 6 Porcentajes de remoción de cromo en las mejores pruebas

Se realizaron también mediciones de turbidez, que mostraron la gran eficiencia de remoción de material coloidal del proceso Fenton, como puede verse en la figura 7.

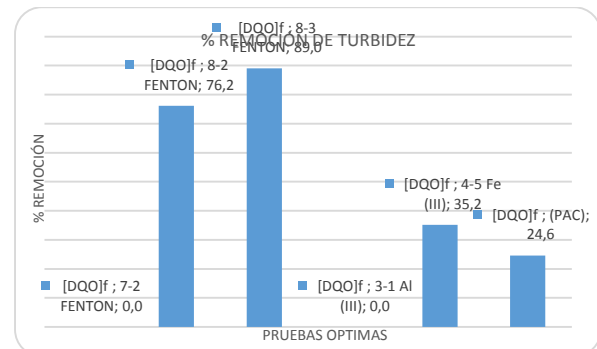


Figura 7 Remoción de turbidez de las pruebas optimas

Finalmente, en relación a la conductividad, parámetro indicador de la concentración de sales, hubo una remoción promedio del 20%.

Conclusiones

El proceso Fenton es una excelente alternativa de tratamiento para el lixiviado generado en el Antiguo Relleno Sanitario La reserva; pues se lograron resultados que rebasaron la eficiencia del 70% en la remoción de DQO gracias a los mecanismos de oxidación química y coagulación físico-química. Se observó una gran influencia del Fe^{3+} en la remoción de DQO en los dos mejores sistemas del estudio. Primeramente, en el proceso Fenton, en el cual su formación se da gracias a la oxidación del Fe^{2+} , adsorbiendo y precipitando el material coloidal y sólidos que aportan valor a la DQO del lixiviado.

Se obtuvieron valores muy altos en la remoción de la turbidez, valor influenciado por el hierro, el cual además de funcionar como catalizador del proceso en su forma Fe^{2+} , funciona como un coagulante precipitando en forma de Fe^{3+} .

La precipitación de este metal contribuye también a la reducción del cromo, aunque este proceso se vuelve poco eficiente alcanzando remociones de solo el 50% de la concentración inicial, debido a que el pH del sistema lo vuelve soluble evitando ser adsorbido o precipitado.

En el tratamiento llevado a cabo con sulfato férrico, el Fe^{3+} nuevamente desempeña un papel clave en la remoción de DQO, turbidez y cromo principalmente, al formar especies insolubles de hierro, que permiten la coagulación-floculación. Se alcanzó la mejor remoción de DQO, del orden del (77%). Aunque este sistema superó las eficiencias alcanzadas por el tratamiento Fenton, no es una opción viable debido a los altos costos de operación de \$75.2 por m^3 .

El tratamiento con sulfato de aluminio, no se considera adecuado por el bajo nivel de remoción de DQO alcanzado (49.4%) y su alto costo de operación.

El sistema de tratamiento actual opera bajo un proceso poco eficiente y con altos costos operativos (\$94.75 por m^3). Las condiciones en que opera este tratamiento fueron replicadas a nivel laboratorio dando como resultado una remoción de DQO de 31.3% y de cromo, del 43.7%; eficiencias muy bajas, comparadas con cualquiera de las demás metodologías.

El proceso Fenton es una opción viable para tratar el lixiviado generado en el antiguo Relleno Sanitario La Reserva, debido a la alta eficiencia de remoción de la DQO y la reducción de costos de tratamiento, estimada en un 50%, en comparación con el tratamiento actual.

La remoción del cromo es otro factor importante a considerar en el desempeño de este sistema, ya que a pesar de no alcanzar concentraciones altas al término del proceso Fenton, la remoción restante se puede lograr combinando la metodología usada en el proceso físico-químico, en el cual la precipitación y remoción del metal se da a un pH 9, es decir; la etapa de neutralización realizarla con cal hasta un pH 9.

Agradecimientos

Agradecemos a la Universidad Tecnológica de León y al Sistema Integral de Aseo Público de León Guanajuato por su apoyo para la realización de este proyecto.

Referencias

Association, A. P. H., Association, A. W. W., Federation, W. P. C., & Federation, W. E. (1915). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Vol. 2): American Public Health Association.

Association, A. W. W. (1915). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Vol. 2): American Public Health Association.

Babuponnusami, A., & Muthukumar, K. (2014). A review on Fenton and improvements to the Fenton process for wastewater treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), 557-572. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2013.10.011

Bigda, R. J. (1995). Consider Fenton's chemistry for wastewater treatment. *Journal Name: Chemical Engineering Progress; Journal Volume: 91; Journal Issue: 12; Other Information: PBD: Dec 1995, Medium: X; Size: pp. 62-66.*

- Blanco, J., Torrades, F., De la Varga, M., & García-Montaño, J. (2012). Fenton and biological-Fenton coupled processes for textile wastewater treatment and reuse. *Desalination*, 286, 394-399.
- De Laat, J., & Gallard, H. (1999). Catalytic decomposition of hydrogen peroxide by Fe (III) in homogeneous aqueous solution: mechanism and kinetic modeling. *Environmental Science & Technology*, 33(16), 2726-2732.
- Deng, Y. (2007). Physical and oxidative removal of organics during Fenton treatment of mature municipal landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 146(1), 334-340.
- Deng, Y., & Englehardt, J. D. (2006). Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*, 40(20), 3683-3694.
- Fan, H.-J., Huang, S.-T., Chung, W.-H., Jan, J.-L., Lin, W.-Y., & Chen, C.-C. (2009). Degradation pathways of crystal violet by Fenton and Fenton-like systems: Condition optimization and intermediate separation and identification. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1), 1032-1044. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.117
- Farias, J., Albizzati, E. D., & Alfano, O. M. (2009). Kinetic study of the photo-Fenton degradation of formic acid. *Catalysis Today*, 144(1), 117-123. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.cattod.2008.12.027
- Gallard, H., De Laat, J., & Legube, B. (1999). Spectrophotometric study of the formation of iron (III)-hydroperoxy complexes in homogeneous aqueous solutions. *Water Research*, 33(13), 2929-2936.
- García-Segura, S., & Brillas, E. (2011). Mineralization of the recalcitrant oxalic and oxamic acids by electrochemical advanced oxidation processes using a boron-doped diamond anode. *Water Research*, 45(9), 2975-2984. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.017
- Hermosilla, D., Cortijo, M., & Huang, C. P. (2009). The role of iron on the degradation and mineralization of organic compounds using conventional Fenton and photo-Fenton processes. *Chemical Engineering Journal*, 155(3), 637-646. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2009.08.020
- Isarain-Chávez, E., Arias, C., Cabot, P. L., Centellas, F., Rodríguez, R. M., Garrido, J. A., & Brillas, E. (2010). Mineralization of the drug β -blocker atenolol by electro-Fenton and photoelectro-Fenton using an air-diffusion cathode for H₂O₂ electrogeneration combined with a carbon-felt cathode for Fe²⁺ regeneration. *Applied Catalysis B: Environmental*, 96(3), 361-369. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.apcatb.2010.02.033
- Kang, Y. W., Cho, M.-J., & Hwang, K.-Y. (1999). Correction of hydrogen peroxide interference on standard chemical oxygen demand test. *Water Research*, 33(5), 1247-1251. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00315-7
- Kang, Y. W., & Hwang, K.-Y. (2000). Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process. *Water Research*, 34(10), 2786-2790.
- Lau, I. W., Wang, P., & Fang, H. H. (2001). Organic removal of anaerobically treated leachate by Fenton coagulation. *Journal of environmental engineering*, 127(7), 666-669.

- Lin, S. H., Lin, c. M., & Leu, H. G. (1999). Operating characteristics and kinetic studies of surfactant wastewater treatment by Fenton oxidation. *Water Research*, 33(7), 1735-1741. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00403-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00403-5)
- Lin, S. H., & Lo, C. C. (1997). Fenton process for treatment of desizing wastewater. *Water Research*, 31(8), 2050-2056.
- Méndez-Díaz, J., Sánchez-Polo, M., Rivera-Utrilla, J., Canonica, S., & von Gunten, U. (2010). Advanced oxidation of the surfactant SDBS by means of hydroxyl and sulphate radicals. *Chemical Engineering Journal*, 163(3), 300-306. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2010.08.002>
- Neyens, E., & Baeyens, J. (2003). A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. *Journal of Hazardous Materials*, 98(1), 33-50. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00282-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00282-0)
- Peres, J. A., Beltrán de Heredia, J., & Domínguez, J. n. R. (2004). Integrated Fenton's reagent—coagulation/flocculation process for the treatment of cork processing wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, 107(3), 115-121. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2003.09.012>
- Reyna, S., Sanchez, J. L., Bandala, E. R., Peralta-Hernández, J. M., Martínez-Huitle, C. A., & Quiroz, M. A. (2011). Comparative analysis between the biological and electrochemical methods for removal of 4-nitrophenol from aqueous media. *Sustainable Environment Research*, 21(5).
- Umar, M., Aziz, H. A., & Yusoff, M. S. (2010). Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. *Waste Management*, 30(11), 2113-2121. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2010.07.003>
- Üstün, G. E., Solmaz, S. K. A., Morsünbül, T., & Azak, H. S. (2010). Advanced oxidation and mineralization of 3-indole butyric acid (IBA) by Fenton and Fenton-like processes. *Journal of Hazardous Materials*, 180(1), 508-513. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.061>
- Weber, W. J. (1979). *Control de la calidad del agua: procesos fisicoquímicos*: Reverté.
- Zhang, H., Wu, X., & Li, X. (2012). Oxidation and coagulation removal of COD from landfill leachate by Fered–Fenton process. *Chemical Engineering Journal*, 210, 188-194.