



Revista AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica

Volúmen 1, número 4, año 2008 ISSN 0718-378X
PP

Desarrollo y aplicación de un nuevo coadyuvante-coagulante orgánico en el proceso de coagulación-floculación del lixiviado de un relleno sanitario

Development and implementation of a new adjuvant-organic coagulant in the process of coagulation-flocculation of the leachate from a landfill

JOSÉ RAMÓN LAINES CANEPA
RANDY HOWARD ADAMS SCHROEDER

ABSTRACT

The only alternative for the final disposal of solid wastes in Mexico is the sanitary landfill, but the leachate generated represents a water and soil contamination risk. This work had the purpose of determining the coagulation-flocculation potential of several mixtures made up of variable proportions of banana starch, aluminum sulfate and clays (LASA 55; LASA 73; LASAB 23530 and LASAR 23530). To evaluate the coagulation-flocculation effectiveness, controls were run with aluminum sulfate and ferric chloride. Leachate was pretreated and jar tests were performed, measuring control components as Turbidity, Color, Chemical Oxygen Demand (COD) Hydrogen Potential (pH), Total Suspended Solids (TSS) and Conductivity. Turbidity was reduced to less than 5 NTU with 75 mg/L in two treatments (LASA 55 and aluminum sulfate). The highest color removal was obtained with ferric chloride, followed by LASA 55 and aluminum sulfate, LASAB 23530 and LASA 73, the lowest being that with LASAR 23530. The mixtures based on starch plus aluminum sulfate showed a low COD removal and, in comparison with LASAR, the conventional coagulants presented a better removal. A very similar correlation was observed between TSS and conductivity. The results obtained in this work determined the feasibility of applying mixtures with coagulant properties for leachate treatment and for future tests in the treatment of industrial or municipal wastewaters.

KEY WORDS: solid wastes/ coagulant mixtures/ starch/ jar tests/

Desarrollo y aplicación de un nuevo coadyuvante-coagulante orgánico en el proceso de coagulación-floculación del lixiviado de un relleno sanitario

JOSÉ RAMÓN LAINES CANEPA
RANDY HOWARD ADAMS SCHROEDER

RESUMEN

Un problema en México, es el manejo inadecuado de residuos sólidos, una alternativa es el relleno sanitario. El lixiviado generado representa riesgo de contaminación de agua y suelo. El objetivo, fue probar el potencial de coagulación-floculación de diversas mezclas formadas con proporciones variables de almidón de plátano, Sulfato de aluminio y arcillas (LASA 55; LASA 73; LASAB 23530 y LASAR 23530). Para evaluar la efectividad de coagulación-floculación se corrieron testigos de coagulación con Sulfato de aluminio y Cloruro Férrico. Se pretrató el lixiviado, y se desarrollaron pruebas de jarras. Se midieron componentes de control: Turbiedad, Color, Demanda Química de Oxígeno (DQO), potencial de Hidrógeno (pH), Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Conductividad. Se redujo la turbiedad a menos de 5 UNT con 75 mg/L, en dos tratamientos (LASA 55 y Sulfato de aluminio). La mejor remoción de color fue la obtenida con el Cloruro férrico, seguidas por LASA 55 y el Sulfato de aluminio, LASAB 23530 y LASA 73, la peor fue LASAR 23530. Las mezclas basadas en almidón más Sulfato de aluminio efectuaron un papel pobre de remoción de DQO; a diferencia de LASAR, los coagulantes convencionales presentaron mejor remoción. En cuanto a los SST y Conductividad se observa una correlación muy similar entre ambas. Los resultados obtenidos en el presente trabajo, permitieron establecer la factibilidad de aplicar mezclas con propiedades coagulantes para el tratamiento de lixiviados o bajo pruebas futuras, en el tratamiento de aguas residuales industriales o municipales.

PALABRAS CLAVES: residuo sólido/ mezclas coagulantes/ almidón/ prueba de jarras/

José Ramón Laines Canepa. Ingeniero Industrial Químico; Maestro en Ingeniería y Protección Ambiental; Doctor en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales por la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco; Profesor Investigador de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco; Miembro del Sistema Estatal de Investigadores del Consejo de Ciencias y Tecnología del Estado de Tabasco. Josra_2001@yahoo.com.mx

Randy Howard Adams Schroeder. Biólogo (Microbiología), Universidad de Washington, Seattle; Doctor en Edafología, Universidad de California-Riverside. Profesor-Investigador de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Líder del Cuerpo Académico de Evaluación y Tecnología Ambiental. drrandocan@hotmail.com

INTRODUCCIÓN

El almacenamiento de los residuos sólidos en vertederos controlados ha permitido un gran avance en la protección del medio ambiente; no obstante, ha generado un problema anexo por la aparición de un vertido altamente contaminado, lixiviados, de difícil tratabilidad mediante tratamientos convencionales (Jiménez, 2004).

El alto poder contaminante de los lixiviados hace necesario un tratamiento adecuado, previo a su destino final. Este tratamiento dependerá del origen, composición y producción del lixiviado, mientras que la disposición final variará de acuerdo con el tratamiento recibido, como: vertido a aguas superficiales, descarga en estaciones depuradoras de aguas residuales, descarga sobre pilas de compostaje o descarga sobre el propio vertedero (Club español de residuos, 2000).

La selección del proceso de tratamiento de lixiviados, es una tarea compleja (Longsdon *et al.* 2002). No existe, por tanto, un sistema de tratamiento exclusivo para el lixiviado, por el contrario, se proponen normalmente numerosos métodos de tratamiento, que normalmente se combinan; desde el tratamiento biológico, precipitación química, adsorción con carbón activado, sedimentación, flotación y filtración (tratamientos generales), hasta los tratamientos específicos como la oxidación química, reducción química, intercambio iónico, membranas, stripping y oxidación húmeda (Bueno *et al.*, 1995).

Tchobanoglous *et al.*, (1998), mencionan que la gestión de lixiviados es clave para la eliminación del potencial que tiene un vertedero para contaminar acuíferos subterráneos. Comentan que se han utilizados varias alternativas para gestionar el lixiviado recolectado de los vertederos, incluyendo: 1) reciclaje del lixiviado, 2) evaporación del lixiviado, 3) tratamiento seguido por evacuación, y 4) descarga a los sistemas municipales para la recolección de aguas residuales.

Tradicionalmente, el sistema que más se ha utilizado hasta la actualidad es la recirculación del lixiviado al propio vertedero, que se convierte en un gigantesco digestor anaerobio para el tratamiento de los lixiviados. En 2003, en México, la Norma Oficial Mexicana 083, publicada en el Diario Oficial de la Federación, especificó en su apartado 7.3: Debe construirse un sistema que garantice la captación y extracción del lixiviado generado en el sitio de disposición final. El lixiviado debe ser recirculado en las celdas de residuos confinados en función de los requerimientos de humedad para la descomposición de los residuos, o bien ser tratados o una combinación de ambas. Este sistema aporta importantes ventajas entre las que se destacan la reducción del tiempo necesario para la estabilización del vertedero, la reducción del volumen de lixiviados por evaporación y la reducción de los costos finales de tratamiento (Pohland y Kim, 1999). Los inconvenientes más importantes que presenta este sistema son: el alto costo de mantenimiento de los sistemas de recirculación de lixiviados, emisión de olores en las balsas de almacenamiento, producción de insectos y diseño de sistemas de recolección de lixiviados para cargas hidráulicas más altas.

Muchas han sido las contribuciones en el tratamiento de los lixiviados, González y Valdivia (2001), trataron lixiviados como un aporte adicional a las aguas residuales, en un sistema de lodos activados. El proceso Biodestil como tratamiento de lixiviado en vertederos representa una solución integral a los vertidos con altas cargas contaminantes

en situaciones en las que se quiere alcanzar elevados rendimientos de depuración (Jiménez, 2004). Matarán *et al.*, (2003) utilizaron filtros inundados en el tratamiento de lixiviados procedentes de residuos sólidos urbanos. Al Air Liquide España S. A. (ALE), ha consumido oxígeno puro en dos plantas de depuración de lixiviados (Parra, 1999).

En las últimas décadas los sistemas de tratamiento de lixiviados se han perfeccionado considerablemente y se han vuelto más fiables. Muchos vertederos europeos incluyen ahora plantas bien diseñadas y construidas que permiten tratar los lixiviados de forma consistente con los niveles de limpieza específicos requeridos para cada emplazamiento (Robinson y Last, 1999).

Múltiples investigaciones de tratamientos se han realizado en los últimos años utilizando productos inorgánicos en procesos físicos químicos; Ntampou *et al.*, (2006), utilizaron una combinación de métodos físico químico (coagulación-floculación y ozonificación) para eficientizar el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Hamidi *et al.*, (2007), removieron color de un lixiviado de relleno sanitario con un proceso de coagulación-floculación. Rivas *et al.*, (2004), estabilizaron lixiviados con un proceso secuencial de coagulación-floculación más oxidación química. Tatsi *et al.*, (2003), utilizaron coagulación-floculación como pretratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Wang *et al.*, (2002) utilizaron procesos de coagulación y foto-oxidación en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Enzminger *et al.*, (1987), abordan las técnicas de tratamientos de lixiviados. Amokrane *et al.*, (1997), pretrataron lixiviados con coagulación-floculación.

En México, de los rellenos sanitarios existentes, pocos cuentan con el tratamiento de sus lixiviados. Por consiguiente es necesario proponer procesos ambientalmente sustentables, que sean técnicamente realizables, económicamente viables y socialmente aceptables. Méndez, *et al.* (2002), determinaron la tratabilidad fisicoquímica de los lixiviados del relleno sanitario de la ciudad de Mérida, mediante el uso de columnas empacadas con carbón activado, a través de los cuáles se hizo pasar lixiviado crudo y lixiviado con pH ácido cercano a 2. Monje y Orta (2004), removieron y transformaron materia orgánica recalcitrante para estabilizar lixiviado salino de relleno sanitario.

En la actualidad, el uso de polímeros como ayudantes de coagulación y floculación está bastante extendido y es práctica corriente en muchas plantas de tratamiento de agua, principalmente de países industrializados.

En América latina en cambio, el uso se encuentra restringido debido a varios factores, entre los cuales se pueden mencionar los siguientes:

1. El costo de los polímeros (polielectrolitos) industriales es muy elevado.
2. En muchos de estos países la producción de polímeros aplicables al tratamiento es poca o inexistente y, en consecuencia las empresas de servicio se ven forzadas a depender de un producto importado, cuyo abastecimiento puede escasear en cualquier momento.
3. En otros lugares, es el nivel de desarrollo tecnológico el que no permite la rápida utilización de nuevos productos.

La solución a estos problemas es el desarrollo de nuevos productos de fácil aplicación y que pueden sustituir a los importados.

Este es el caso de los polímeros naturales que se obtienen de una variedad de plantas nativas. Generalmente, son utilizados con diferentes propósitos, pero podrían servir en muchos casos como excelentes ayudantes de coagulación o floculación. Tal es el caso del alginato de sodio, goma de tuna, almidones solubles en agua fría (pregelatinizados), goma de semillas de nirmali, pulpa de algarrobo, gelatina común, carboximetil celulosa, goma de guar, goma de red sorrela, sílica activada, lentejas, tamarindo, alhova, floccotan (Kirchmer *et al.*, 1975), Moringa oleifera (Janh y Dirar, 1979) y quitosana (Janh, 1981).

Coagulantes y floculantes típicos incluyen polímeros orgánicos naturales y sintéticos, sales de metales como el alumbre o el sulfato férrico, y metal prehidrolizados como el cloruro de polialuminio (PACI) y cloruro de polifierro(PICI) (Metcalf and Eddy, revisado por Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Los polielectrolitos se dividen en dos categorías: naturales y sintéticos. Los polielectrolitos naturales importantes incluyen polímeros de origen biológico, y los derivados del almidón, de la celulosa y alginatos. Según el signo de la carga en el momento de introducirlos en agua (negativo, positivo o neutro), se clasifican en polielectrolitos aniónicos, catiónicos, y no iónicos respectivamente.

La acción de los polielectrolitos se puede dividir en tres categorías generales. En la primera, los polielectrolitos actúan como coagulantes rebajando la carga de las partículas. Puesto que las partículas del agua residual están cargadas negativamente, se emplean polielectrolitos catiónicos. En esta aplicación, se considera que los polielectrolitos catiónicos son coagulantes primarios. La segunda forma de acción de los polielectrolitos es la formación de puentes entre las partículas. En este caso los polímeros aniónicos y no iónicos (por lo general, ligeramente aniónicos al introducirlos en agua), se adhieren a un número de puntos de adsorción de la superficie de las partículas presentes en el efluente sedimentado. El tercer tipo de acción de los polielectrolitos puede clasificarse como una acción de coagulación-formación de puentes, que resulta al emplear polielectrolitos catiónicos de alto peso molecular (Metcalf and Eddy, revisado por Tchobanoglous y L. Burton, 2000).

El almidón, es una fracción importante de un gran número de productos agrícolas, como los cereales (maíz, trigo, arroz), cuyo contenido de este carbohidrato es de 30 a 80 %; las leguminosas (frijol, chicharo, haba), con 25 a 50%; los tubérculos (papa, yuca), en los que el almidón representa entre un 60 y 90%; y algunas frutas, como el plátano y el mango, que en su estado verde o inmaduro alcanzan contenidos de almidón de hasta 70% en base seca.(Flores, *et al.*, 2004).

El almidón de plátano como tal, tiene una composición química proximal de: contenido de almidón 98.0 ± 2.00 %, proteínas 0.22 ± 0.01 %, cenizas 0.47 ± 0.02 % y grasa 0.26 ± 0.01 %. Los gránulos provenientes del almidón son de formas irregulares esféricas y alargadas, con diámetro de 12.8 a 40 μm y longitud de 16.6 a 51.7 μm . el almidón de plátano nativo, presenta una naturaleza no iónica. La figura 1, muestra los gránulos de almidón de plátano nativo tomados por microscopía electrónica de barrido, utilizados en el proceso de coagulación-floculación (Aparicio, 2003).

El almidón utilizado es una materia prima de amplia disponibilidad, debido a que en la actualidad se dejan de exportar del 30 al 50 % de plátanos (Flores *et al.*, 2004); en 2006,

la SAGARPA estimó en Tabasco, México una producción de plátanos de 665,902 toneladas. Por lo que se desecharon entre 199,771 a 332,951 toneladas. Y si el 70 % de este fruto es almidón, entonces se tendría una producción de 139,840 a 233,066 toneladas. Es importante señalar que la producción de plátano en el país está en el orden de 1'962,695 toneladas.

Figura 1. Gránulos de almidón de plátano nativo por microscopía electrónica de barrido.

Objetivos y alcances.

El objetivo de esta investigación, fue probar el potencial de coagulación-floculación de diversas mezclas formadas con proporciones variables de almidón de plátano, Sulfato de aluminio y arcillas. Para evaluar su efectividad de coagulación-floculación se emplearon muestras de lixiviado de un relleno sanitario regional, y se efectuaron testigos de coagulación mediante la aplicación de Sulfato de aluminio y Cloruro Férrico aplicados de manera convencional.

Para este proyecto de investigación se prepararon 4 mezclas basadas en el almidón de plátano: LASA 55; LASA 73; LASAB 23530 y LASAR 23530. La demostración de coagulación-floculación se efectuó con muestras de lixiviado de un relleno sanitario de rango intermedio (5 a 6 años) de operación.

Con los resultados de esta investigación, se buscó demostrar que con el uso de almidón de plátano en combinación con coagulantes inorgánicos existe una alternativa para la reducción del alto consumo de coagulantes orgánicos y un posible sustituto de los polímeros sintéticos cuyos costos son caros.

La viabilidad de esta mezcla representaría un ahorro significativo en los procesos convencionales de coagulación floculación en plantas de tratamiento de lixiviados o aguas residuales.

El desarrollo de coagulantes de bajo costo, favorecería su aplicación en el tratamiento de lixiviados, aguas residuales municipales e industriales, lo cual podría significar incrementos en la eficiencia de este tipo de tratamientos en América latina y otras regiones en vía de desarrollo.

MATERIALES Y MÉTODO

Materiales.

a) Lixiviado. Proviene del Relleno Sanitario de la Región de la Sierra, con más de 5 años en operación, ubicado en el ejido Arcadio Zentella del municipio de Teapa, Tabasco, México (N: 17°32'16.00" y W: 92°52'34.9"). Se tomaron 6 muestras simples en el cárcamo de recepción de lixiviado con intervalo de 3 horas entre toma, conformando la muestra compuesta objeto de análisis (SEMARNAT, 1996). La figura 2, muestra el momento de la toma de muestra de lixiviado en el cárcamo de recepción.

Figura 2. Toma de muestra de lixiviado..

b) Residuo agrícola. Se recolectó plátano (*Musa AAA subgrupo Cavendish*), considerado como desecho, después del proceso de envasado, en la empacadora Bronco Banano, ubicada en el municipio de Teapa, Tabasco, México (N: 17°38'47.4" y W: 92°57'53.0"). La figura 3, muestra una pila de plátano de desecho, tirada en la parte trasera de la empacadora.

Figura 3. Pila con plátanos de desechos.

c) Coagulantes inorgánicos convencionales. Se utilizaron, el Sulfato de aluminio (SA) y Cloruro férrico (CF).

d) Mezclas coagulantes a base de plátano. LASA55, LASA73, LASAB 23530, LASAR 23530.

Método.

a) Aislamiento del almidón del plátano. Se utilizó la metodología modificada de Aparicio (2003). Se pesaron y lavaron 5 kg de plátano, se pelaron y picaron en porciones de aproximadamente 2 x 1.5 cm, remojándose en un recipiente que contenía un volumen de agua de seis veces el peso de la muestra a una temperatura de 40°C. Se molieron en una licuadora a prueba de impacto, hasta su completa desintegración. Ya molida, se lavó tres veces con la misma agua utilizada para el remojo sobre un tamiz del No. 100, la fibra retenida en el tamiz se eliminó. El filtrado se fue acumulando cada vez en un recipiente donde se dejó sedimentar por aproximadamente tres horas. El sobrenadante se separó por decantación y el sedimento se dejó reposar en refrigeración durante la noche, el día siguiente se repitió la operación, eliminando el sobrenadante. El sedimento obtenido se centrifugó para separar el agua de la pasta a 850 rpm durante 15 minutos. La pasta se secó en una estufa a 40 °C por 24 horas, se pulverizó en porciones de 5 g por minuto y envasó en frascos de plástico de polietileno tereftalato (PET). La figura 4, muestra una parte del proceso de obtención del almidón de plátano en el laboratorio. La figura 5, muestra el almidón de plátano obtenido.

Figura 4. Obtención del almidón de plátano.

Figura 5. Almidón de plátano envasado.

b) Preparación de las mezclas coagulantes.

La tabla I, muestra los componentes de las mezclas coagulantes, utilizadas en la investigación.

Tabla I.- Mezclas coagulantes, utilizadas en la investigación.

Las arcillas bentónicas, la galactita y otras arcillas adsorbentes se utilizan para ayudar en la coagulación de aguas que contengan color intenso o baja turbiedad (es el caso del lixiviado en estudio). Proporcionan materia suspendida adicional al agua en la que se pueden formar los flóculos. Estas partículas floculantes son luego capaces de sedimentarse rápidamente debido al alto peso específico de la arcilla (R. Schulz y A. Okun, 1998).

c) Análisis de las características fisicoquímicas del lixiviado.

Antes del experimento.

Se mandó a analizar una muestra de lixiviado en un laboratorio certificado por la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA).

Después del experimento.

Se midieron los siguientes parámetros: color (Método estándar 2120B) y turbiedad (Método EPA 180.1, ISO 7027). Demanda Química de Oxígeno (DQO), se utilizó un sistema de medición de Hanna Instruments calificado por el Centro Nacional de Metrología (CENAM), compuesto por: fotómetro HI83099, reactor HI839800, y reactivo HI93754A-25 y HI93754B-25. pH, SST y conductividad, se utilizó un instrumento de medición Hanna.

d) Preparación del experimento.

Se hizo un pretratamiento al lixiviado, tomando como ejemplo el tren de pretratamiento del relleno sanitario de bordo poniente ubicado en el Distrito Federal, México de la siguiente manera:

Acidificación: Se añadió ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado con el fin de oxidar la materia orgánica disuelta en el lixiviado y adecuarlo de esta forma para la etapa de coagulación. El pH de control fue de 4.5.

Neutralización: Se agregó cal ($Ca(OH)_2$), para ajustar el pH hasta un rango alrededor de 7 (neutralidad).

Coagulación-floculación: Con el lixiviado pretratado, se realizó la prueba de jarras de la siguiente manera:

Se agregaron 1000 mL de lixiviado pretratado en seis vasos de precipitado, como se muestra en la figura 6.

Figura 6. Llenado de los vasos de precipitado, con lixiviados.

Se adicionaron tanto las mezclas coagulantes como los coagulantes convencionales a seis concentraciones diferentes (75, 150, 225, 300, 375 mg/L) más un testigo; cada prueba de jarras se realizó con cuatro repeticiones, con el fin de obtener datos con sustento estadístico. El mezclado, se realizó según el método de Letterman y Villegas (1976), mezcla rápida: 15 segundos a 200 rpm, con la finalidad de desestabilizar las cargas superficiales de las partículas de la materia orgánica contenida; mezcla lenta 25 minutos a 25 rpm, para promover la formación de flóculos (figura 7).

Se dejó sedimentar cada vaso por espacio de 30 minutos.

Figura 7. Prueba de jarras.

Al término de la sedimentación, se midió la turbiedad, color, DQO, pH, SST y conductividad.

e) Análisis estadístico de las variables.

Se utilizó el diseño completamente al azar para el análisis de varianza y probar la igualdad de medias entre los tratamientos; y en caso de existir diferencias entre tratamientos se realizó una prueba de medias por el método de Tukey (Olivares, 1994).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. Resultados de análisis de muestra de lixiviados.

La muestra de lixiviado se tomó en el mes de septiembre (precipitación mensual de 534 mm), en una región con una precipitación anual de 3424.1 mm. La temperatura ambiente al momento de tomar la muestra fue de 26°C.

En la tabla II, se muestran los análisis de la composición del lixiviado realizada por la EMA (Entidad Mexicana de Acreditación).

Tabla II.- Resultados del análisis químico del lixiviado

De acuerdo a los resultados mostrados en la tabla anterior, se tiene que plantear la posibilidad de una fuerte dilución ocasionadas por las lluvias intensas durante el periodo de muestreo, ya que algunos parámetros conservativos como SST y Fósforo, muestran valores menores a los reportados en la literatura por Tchobanoglous *et al.*, (1998).

B. Pruebas de efectividad de mezclas coagulantes.

Con el propósito de evaluar, la funcionalidad de las mezclas coagulantes planteadas en este estudio, se efectuaron pruebas de jarras, que permitieran comparar la efectividad de coagulación de las mezclas con base en almidón de plátano, sobre los lixiviados recolectados en el relleno sanitario. La efectividad se evaluó, bajo criterios comparativos en relación a los resultados obtenidos por la coagulación obtenida por el Sulfato de aluminio o el Cloruro férrico.

Para medir los resultados de la prueba de coagulación-floculación se utilizaron parámetros, que convencionalmente se utilizan en pruebas de coagulación para agua potable, dado que son económicas, rápidas de efectuar, y por que el pretratamiento aplicado permitía obtener un comportamiento similar a este tipo de coagulación.

C. Análisis de resultados obtenidos.

Remoción de turbiedad.

En relación a la remoción de turbiedad, en dos productos se redujo la turbiedad a menos de 5 UNT con 75 mg/L, uno fue con el coagulante convencional de Sulfato de aluminio y el otro con la mezcla coagulante LASA55 (Tabla III y figura 8).

Tabla III.- Turbiedad media de los productos utilizados en el proceso de coagulación-floculación

Figura 8. Reducción en turbiedad, empleando coagulantes convencionales y mezclas coagulantes

El Análisis de Varianza para los datos de turbiedad a concentración de 75 mg/L indica diferencias altamente significativas ($P \leq 0.01$) entre tratamientos. La prueba de Tukey, confirma que los tratamientos de sulfato de aluminio y LASA55 se comportan de manera similar y diferente a los demás tratamientos (Tabla IV).

Tabla IV- Resultado de la comparación de medias de Turbiedad

Las mediciones de turbiedad obtenidas con el sulfato de aluminio (1.83 UNT) y el producto LASA 55 (3.32 UNT) a una concentración de 75 mg/L, se encuentran cerca del límite del agua filtrada (1 UNT), según la United States Environmental Protection Agency (1993). El proceso de remoción de partículas de 94 % y 90 % para el sulfato de aluminio y el LASA 55 respectivamente son comparables con el 97% de reducción de turbiedad obtenidos por Amokrane *et al.*, (1997), que utilizaron como coagulantes al cloruro férrico y sulfato de aluminio así como floculantes aniónicos, catiónicos y polímeros no aniónicos.

Remoción de color.

La mejor remoción de color con una dosis de 75 mg/L fue la obtenida con el Cloruro Férrico (60%), sin embargo, las siguientes mejores remociones fueron las obtenidas por LASA 55 (42%), y el Sulfato de aluminio (44%); seguidas en rangos cercanos por dos mezclas coagulantes LASAB 23530 (39%) y LASA 73 (37%). La peor remoción fue la generada por el uso de LASAR 23530 (26%), dado su contenido de arcilla, que pudo haber propiciado un color adicional (figura 9).

Figura 9. Reducción en color, empleando coagulantes convencionales y mezclas coagulantes

El Análisis de Varianza para los datos de color a concentración de 75 mg/L, indican diferencias altamente significativas ($P \leq 0.01$). Los análisis en relación a la

comparación de medias de Tukey, confirma que hay 2 grupos que se comportan de manera similar: 1) LASA55, LASA 73 y LASAB 23530; 2) Sulfato de aluminio, LASA 55 y LASAB 23530 y dos productos incomparable, la mezcla LASAR 23530 y el Cloruro férrico (tabla V).

Tabla V- Resultado de la comparación de medias de color

Remoción de DQO y pH residual.

En los análisis para evaluar remoción de DQO, se obtuvieron resultados variados (figura 10); dado que de manera inversa a la remoción de color y turbiedad, las mezclas basadas en almidón más sulfato de aluminio efectuaron un papel pobre para remover DQO; sin embargo la mezcla LASAR (con arcilla activada) mostró una mejor capacidad de remoción.

Los coagulantes puros (Sulfato de aluminio y Cloruro férrico), presentaron mejores niveles de remoción que cualquiera de las mezclas coagulantes. Esto puede explicarse de la manera siguiente: 1) Si bien las mezclas remueven DQO sólo lo hacen con la fracción particulada, lo cual explica de manera correlativa la remoción de turbidez y color. 2) la mezcla con arcilla activada puede efectuar proceso de adsorción, que significan una capacidad adicional de remoción de DQO o partículas coloidales.

La DQO excedente removida tanto por el Cloruro férrico, como por el Sulfato de aluminio se explica como un factor de oxidación química de materia orgánica disuelta dado los menores pH, que se causan por la adición de estos compuestos, se incluye la gráfica de pH para observar como se comportaron los valores con la adición de las mezclas y productos coagulantes considerados en el proyecto (figura 11).

Figura 10. Reducción de DQO, empleando coagulantes convencionales y mezclas coagulantes

Figura 11. pH residual al emplear coagulantes convencionales y mezclas coagulantes

Comparando las dos gráficas anteriores, se puede establecer una fuerte correlación entre pH resultante de cada compuesto y el porcentaje de remoción obtenido.

Ntampou *et al.*, (2006), logró reducir un 72% de DQO a una concentración de 180 mg/L utilizando 7mM de Hierro más 11 mM de aluminio en el proceso de coagulación-floculación y posteriormente aplicando ozonificación. Tatsi *et al.*, (2003), logró reducciones hasta de un 80%, con cloruro férrico pero estabilizando previamente el lixiviado con cal. Wang *et al.*, (2002), removió 24% de DQO utilizando 1000 mg/L de cloruro férrico, aumentando esta remoción a 31% irradiando la muestra por 4 horas (foto-oxidación), y controlando el pH a 3; con 500 mg/L de cloruro férrico y el mismo tiempo de irradiación logró remoción hasta de un 64%. Monje y Orta (2004), lograron remoción de DQO de un 67% utilizando sulfato férrico como coagulante, el 33% de remanente fue removido con ozono. LASAR 23530 tuvo remociones de 11% a dosis de 150 mg/L, con una mezcla cuya composición es 65 % material orgánico y 35% Sulfato de aluminio.

Variación en SST y Conductividad.

Las figuras 12 y 13, muestran el comportamiento de SST y Conductividad respectivamente. Conforme a los comportamientos de las gráficas se puede observar una correlación muy similar entre ambas variables, lo cual puede indicar que el mayor componente de los SST se encuentra en fase disuelta, como producto tanto de la eliminación de partículas como de las cantidades adicionales de sales generadas por el pretratamiento.

De hecho, comparando los valores iniciales de la muestra de lixiviado sin tratamiento (4200 uS/cm), contra los valores promedio de la gráfica, se puede observar un incremento neto de 2000 a 3000 uS/cm, para todos los tratamientos. Esto podría ser un resultado secundario causado por el pretratamiento químico de la muestra antes de la coagulación dada la adición de ácido y sosa cáustica en el proceso de acidificación y neutralización.

Figura 12. Variación de SST empleando coagulantes convencionales y mezclas coagulantes

Figura 13. Valores de Conductividad, empleando coagulantes convencionales y mezclas coagulantes

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados obtenidos en el presente trabajo, permitieron establecer la factibilidad de aplicar mezclas con propiedades coagulantes para el tratamiento de lixiviados o bajo pruebas futuras, en el tratamiento de aguas residuales industriales o municipales.

El propósito de este trabajo era evaluar la viabilidad de la coagulación-floculación con mezclas preparadas a base de almidón de plátano-sulfato de aluminio y arcillas, que por su menor costo económico pudieran ser una opción de tratamiento físico en regiones en vías de desarrollo.

Con base en las pruebas efectuadas se pueden establecer las siguientes conclusiones y recomendaciones:

1. Las mezclas con mayor proporción de almidón sin arcilla, fueron más efectivas para la remoción de color y turbiedad para los lixiviados tratados en este estudio. Las mezclas coagulantes que generan esta condición serían útiles de estudiar para su aplicación como un pretratamiento, previo a procesos de foto oxidación en lixiviados, dada la buena remoción de turbiedad y color demostrados.

2. Las mezclas que contenían arcilla activada fueron ligeramente más eficiente para la remoción de DQO, probablemente por la remoción adicional de fracciones susceptibles de ser adsorbidas de la DQO. Este tipo de mezcla podría ser optimizada mediante la adición de compuestos con arcilla pero en rangos de pH óptimos que favorezcan una mejor coagulación.
3. El pretratamiento aplicado a la muestra de lixiviados para este estudio, si bien permitió remover una fracción importante del color inicial y de la turbiedad, significó un aporte adicional de sales disueltas que se reflejaron tanto en la concentración de SST como en la conductividad de los tratamientos de coagulación aplicados. En el futuro se podrían efectuar las pruebas sustituyendo este pretratamiento por procesos de oxidación basados en el uso de ozono o ultravioleta.
4. Esta línea de investigación representa una oportunidad de evaluar el uso potencial de coagulantes orgánicos o mezclas de bajo costo económico como alternativa al uso tradicional de coagulantes inorgánicos como el sulfato de aluminio, cloruro férrico y polímeros inorgánicos, que representan una fuerte erogación económica en Tabasco, debido a las cantidades tratadas de aguas superficiales en plantas de tratamientos (501' 120,000 L/d) y a los lixiviados que se generarán por la implementación de nuevos rellenos sanitarios, anualmente se gastan para los sistemas de tratamiento de aguas superficiales de \$3'942,000.00 a 14'782,500.00 por año, y \$ 4'015,000.00 por año en polímeros inorgánicos.
5. El plátano como materia prima para la obtención del almidón que se pretende utilizar es el que no reúne los estándares de calidad y que normalmente se disponen de manera inadecuada como un residuo, por lo que el pago por este material sería nulo para el industrial y el generador de residuos, se vería beneficiado al tener un plan de manejo ambientalmente adecuado de sus residuos.
6. En cuanto al transporte del almidón, se reducirán los costos por envío debido a que la materia prima está disponible en la región.

REFERENCIAS

Amokrane A., Comel C. y Veron J. (1997). *Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation*. *Water Research*. Volume 31. Issue 11. November. Pages 2775-2782.

Aparicio T. M. (2003). *Caracterización fisicoquímica de los almidones nativos y modificados de yuca (Manihot esculenta Crantz), camote (Ipomeae batata (L) Lam) y plátano valery (Musa cavendish)*. Tesis Doctoral. Instituto Tecnológico de Veracruz. P. 118-119.

Bueno J. L., Sastre H., Lavin A. G., Fernández S. y Cuervo M. (1995). *Contaminación e ingeniería ambiental. Tomo IV. Degradación del suelo y tratamiento de residuos*. F. I. C. Y. T. Madrid.

Club español de residuos. (2000). *Leachate Treatment: Principles and options. Curso superior sobre gestión y diseño de vertederos*.

Enzminger. J. D., Robertson D., Ahlert R. C. y Kosson D. S. (1987). *Treatment of landfill leachates*. *Journal of Hazardous Materials*. Volume 14. Issue 1. P. 83-101.

Flores E., García F., Flores E. Nuñez M., González R., Bello-Pérez L. (2004). Rendimiento del proceso de extracción de almidón a partir de frutos de plátano (*Musa paradisiaca*). Estudio en planta piloto. *Acta Científica Venezolana*. Volumen 55. P. 86-90.

González S. y Valdivia C. (2001). *Tratamiento de los lixiviados de un vertedero en un sistema de lodos activados*. XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. P. 1-11.

Hamidi A., Salina A., Mohd N., Faridah., Asaari A. y Mohd S. (2007). *Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes*. *Bioresource Technology*. Volume 98. Issue 1. January. P. 218-220.

ISO 7027. (1990) (E). *International Organization for Standardization" 2nd edition. Switzerland*.

Jahn S., H. Dirar. (1979). Studies on natural water coagulants in the Sudán, with special reference to moringa oleifera seeds. *Water SA*. 5(2). Sudáfrica. P. 90-97.

Janh S. (1981). *Tradicional water purification in tropical developing countries*. Alemania Occidental.

Jiménez R. J. (2004). *Tratamiento de lixiviados en vertederos*. *Revista residuos*.

J. Kirchmer C., Arboleda J. Castro M. (1975). Polímeros naturales y su aplicación como ayudantes de floculación. CEPIS. Perú. P. 6.

Letterman R., Villegas, R. (1976). *Optimizing Flocculator Power Input*. *Environmental Engineering Division Journal*. American Society of Civil Engineers. 102:EE2:251.

- Longsdon G., Hess A y Horsley M. (2002). *Guía para la selección de procesos de tratamientos de agua*. Mc. Graw Hill Profesional. España. 1ª edición. P. 131.
- Matarán A., Ramos A., Moreno B., y Zamorano M. (2003). *Utilización de filtros inundados en el tratamiento de lixiviados procedentes de vertederos de residuos sólidos urbanos*. Revista residuos.
- Méndez R. I., Medina E., Quintal C., Castillo E. R. y Sauri M. R. (2002). *Tratamiento de lixiviados con carbón activado*. Ingeniería. P. 19-27.
- Metcalf and Eddy. Revisado por Tchobanoglous G., L. Burton F., Stensel H. D. (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. McGraw-Hill. Boston. P. 479.
- Metcalf and Eddy. Revisado por Tchobanoglous G., L. Burton F. (2000). *Ingeniería de Aguas Residuales*. McGraw-Hill. México. P. 356.
- Método EPA 180.1. (1983). *"Turbidity (Nephelometric) Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes*. Environmental Protection Agency (EPA), USA. Environmental Monitoring as Supporting Laboratory. Office of Research and Development. Cincinnati.
- Método Estándar 2120. (1998). *Color aparente. Comparación visual*. APHA-AWWA_WEF. 20th edición.
- Monje I., Orta M. (2004). *Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation-ozonation coupling processes*. *Water Research*. Volume 38. Issue 9. Mayo. P. 2359-2367.
- Norma Oficial Mexicana 083. SEMARNAT. (2003). *Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos urbanos y de manejo especial*. México. P. 8.
- Ntampou X., Zouboulis A. I. y Samaras P. (2006). *Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates*. *Chemosphere*. Volume 62, issue 5. February. P. 722-730.
- Olivares S. E. 1994. *Paquete de diseños experimentales*. Versión 2.5. Facultad de Agronomía de la UANL.
- Parra P. (1999). *Depuración de lixiviados con oxígeno en vertederos de RSU*. Revista Residuos. No. 48. P. 38-40.
- Pohland F. G. and Kim J. C. (1999). *In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors*. *Water Science Technology*, vol 40, n° 8. P. 203-210.
- Rivas J., Beltrán F., Carvalho F., Acedo B. y Gimeno O. (2004). *Stabilized leachates: sequential coagulation-flocculation + chemical oxidation process*. *Journal of Hazardous Materials*. Volume 116. Issue 1-2. Diciembre. P.95-102.

Robinson H., Last S. (1999). *Tecnología punta en el tratamiento de lixiviados en europa*. Revista residuos. No. 46. P. 70-73.

R. Schulz C., A. Okun D. (1998). Tratamiento de aguas superficiales para países en desarrollo. Editorial Limusa. México. P. 89.

SEMARNAT. (1996). *Norma Oficial Mexicana 001. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*.

Tatsi A. A., Zouboulis A. I., Matis K. A. y Samara P. (2003). *Coagulation-floculation pretreatment of sanitary landfill leachates*. *Chemosphere*. Volume 53. Issue 7. November. P. 737-744.

Tchobanoglous G. Theisen H. A. Vigil S. (1998). *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. Volumen I. Mc. Graw Hill. España. P. 469, 495.

United States Environmental Protection Agency. (1993). *Determination of Turbidity by Nephelometry, Revisión 2.0, Method 180.1*. Cincinnati, OH. Environmental Monitoring Systems Laboratory.

Wang Z., Zhang Z., Lin Y., Deng N., Tao T. y Zhuo K. (2002). *Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process*. *Journal of Hazardous Materials*. Volume 95. Issue 1-2. P. 153-159.

Desarrollo y aplicación de un nuevo coadyuvante-coagulante orgánico en el proceso de coagulación-floculación del lixiviado de un relleno sanitario

JOSÉ RAMÓN LAINES CANEPA
RANDY HOWARD ADAMS SCHROEDER

RESUMEN

Un problema en México, es el manejo inadecuado de residuos sólidos, una alternativa es el relleno sanitario. El lixiviado generado representa riesgo de contaminación de agua y suelo. El objetivo, fue probar el potencial de coagulación-floculación de diversas mezclas formadas con proporciones variables de almidón de plátano, Sulfato de aluminio y arcillas (LASA 55; LASA 73; LASAB 23530 y LASAR 23530). Para evaluar la efectividad de coagulación-floculación se corrieron testigos de coagulación con Sulfato de aluminio y Cloruro Férrico. Se pretrató el lixiviado, y se desarrollaron pruebas de jarras. Se midieron componentes de control: Turbiedad, Color, Demanda Química de Oxígeno (DQO), potencial de Hidrógeno (pH), Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Conductividad. Se redujo la turbiedad a menos de 5 UNT con 75 mg/L, en dos tratamientos (LASA 55 y Sulfato de aluminio). La mejor remoción de color fue la obtenida con el Cloruro férrico, seguidas por LASA 55 y el Sulfato de aluminio, LASAB 23530 y LASA 73, la peor fue LASAR 23530. Las mezclas basadas en almidón más Sulfato de aluminio efectuaron un papel pobre de remoción de DQO; a diferencia de LASAR, los coagulantes convencionales presentaron mejor remoción. En cuanto a los SST y Conductividad se observa una correlación muy similar entre ambas. Los resultados obtenidos en el presente trabajo, permitieron establecer la factibilidad de aplicar mezclas con propiedades coagulantes para el tratamiento de lixiviados o bajo pruebas futuras, en el tratamiento de aguas residuales industriales o municipales.

PALABRAS CLAVES: residuo sólido/ mezclas coagulantes/ almidón/ prueba de jarras/

José Ramón Laines Canepa. Ingeniero Industrial Químico; Maestro en Ingeniería y Protección Ambiental; Doctor en Ciencias en Ecología y Manejo de Sistemas Tropicales por la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco; Profesor Investigador de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco; Miembro del Sistema Estatal de Investigadores del Consejo de Ciencias y Tecnología del Estado de Tabasco. Josra_2001@yahoo.com.mx

Randy Howard Adams Schroeder. Biólogo (Microbiología), Universidad de Washington, Seattle; Doctor en Edafología, Universidad de California-Riverside. Profesor-Investigador de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Líder del Cuerpo Académico de Evaluación y Tecnología Ambiental. drrandocan@hotmail.com

INTRODUCCIÓN

El almacenamiento de los residuos sólidos en vertederos controlados ha permitido un gran avance en la protección del medio ambiente; no obstante, ha generado un problema anexo por la aparición de un vertido altamente contaminado, lixiviados, de difícil tratabilidad mediante tratamientos convencionales (Jiménez, 2004).

El alto poder contaminante de los lixiviados hace necesario un tratamiento adecuado, previo a su destino final. Este tratamiento dependerá del origen, composición y producción del lixiviado, mientras que la disposición final variará de acuerdo con el tratamiento recibido, como: vertido a aguas superficiales, descarga en estaciones depuradoras de aguas residuales, descarga sobre pilas de compostaje o descarga sobre el propio vertedero (Club español de residuos, 2000).

La selección del proceso de tratamiento de lixiviados, es una tarea compleja (Longsdon *et al.* 2002). No existe, por tanto, un sistema de tratamiento exclusivo para el lixiviado, por el contrario, se proponen normalmente numerosos métodos de tratamiento, que normalmente se combinan; desde el tratamiento biológico, precipitación química, adsorción con carbón activado, sedimentación, flotación y filtración (tratamientos generales), hasta los tratamientos específicos como la oxidación química, reducción química, intercambio iónico, membranas, stripping y oxidación húmeda (Bueno *et al.*, 1995).

Tchobanoglous *et al.*, (1998), mencionan que la gestión de lixiviados es clave para la eliminación del potencial que tiene un vertedero para contaminar acuíferos subterráneos. Comentan que se han utilizados varias alternativas para gestionar el lixiviado recolectado de los vertederos, incluyendo: 1) reciclaje del lixiviado, 2) evaporación del lixiviado, 3) tratamiento seguido por evacuación, y 4) descarga a los sistemas municipales para la recolección de aguas residuales.

Tradicionalmente, el sistema que más se ha utilizado hasta la actualidad es la recirculación del lixiviado al propio vertedero, que se convierte en un gigantesco digestor anaerobio para el tratamiento de los lixiviados. En 2003, en México, la Norma Oficial Mexicana 083, publicada en el Diario Oficial de la Federación, especificó en su apartado 7.3: Debe construirse un sistema que garantice la captación y extracción del lixiviado generado en el sitio de disposición final. El lixiviado debe ser recirculado en las celdas de residuos confinados en función de los requerimientos de humedad para la descomposición de los residuos, o bien ser tratados o una combinación de ambas. Este sistema aporta importantes ventajas entre las que se destacan la reducción del tiempo necesario para la estabilización del vertedero, la reducción del volumen de lixiviados por evaporación y la reducción de los costos finales de tratamiento (Pohland y Kim, 1999). Los inconvenientes más importantes que presenta este sistema son: el alto costo de mantenimiento de los sistemas de recirculación de lixiviados, emisión de olores en las balsas de almacenamiento, producción de insectos y diseño de sistemas de recolección de lixiviados para cargas hidráulicas más altas.

Muchas han sido las contribuciones en el tratamiento de los lixiviados, González y Valdivia (2001), trataron lixiviados como un aporte adicional a las aguas residuales, en un sistema de lodos activados. El proceso Biodestil como tratamiento de lixiviado en vertederos representa una solución integral a los vertidos con altas cargas contaminantes

en situaciones en las que se quiere alcanzar elevados rendimientos de depuración (Jiménez, 2004). Matarán *et al.*, (2003) utilizaron filtros inundados en el tratamiento de lixiviados procedentes de residuos sólidos urbanos. Al Air Liquide España S. A. (ALE), ha consumido oxígeno puro en dos plantas de depuración de lixiviados (Parra, 1999).

En las últimas décadas los sistemas de tratamiento de lixiviados se han perfeccionado considerablemente y se han vuelto más fiables. Muchos vertederos europeos incluyen ahora plantas bien diseñadas y construidas que permiten tratar los lixiviados de forma consistente con los niveles de limpieza específicos requeridos para cada emplazamiento (Robinson y Last, 1999).

Múltiples investigaciones de tratamientos se han realizado en los últimos años utilizando productos inorgánicos en procesos físicos químicos; Ntampou *et al.*, (2006), utilizaron una combinación de métodos físico químico (coagulación-floculación y ozonificación) para eficientizar el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Hamidi *et al.*, (2007), removieron color de un lixiviado de relleno sanitario con un proceso de coagulación-floculación. Rivas *et al.*, (2004), estabilizaron lixiviados con un proceso secuencial de coagulación-floculación más oxidación química. Tatsu *et al.*, (2003), utilizaron coagulación-floculación como pretratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Wang *et al.*, (2002) utilizaron procesos de coagulación y foto-oxidación en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Enzminger *et al.*, (1987), abordan las técnicas de tratamientos de lixiviados. Amokrane *et al.*, (1997), pretrataron lixiviados con coagulación-floculación.

En México, de los rellenos sanitarios existentes, pocos cuentan con el tratamiento de sus lixiviados. Por consiguiente es necesario proponer procesos ambientalmente sustentables, que sean técnicamente realizables, económicamente viables y socialmente aceptables. Méndez, *et al.* (2002), determinaron la tratabilidad fisicoquímica de los lixiviados del relleno sanitario de la ciudad de Mérida, mediante el uso de columnas empacadas con carbón activado, a través de los cuáles se hizo pasar lixiviado crudo y lixiviado con pH ácido cercano a 2. Monje y Orta (2004), removieron y transformaron materia orgánica recalcitrante para estabilizar lixiviado salino de relleno sanitario.

En la actualidad, el uso de polímeros como ayudantes de coagulación y floculación está bastante extendido y es práctica corriente en muchas plantas de tratamiento de agua, principalmente de países industrializados.

En América latina en cambio, el uso se encuentra restringido debido a varios factores, entre los cuales se pueden mencionar los siguientes:

1. El costo de los polímeros (polielectrolitos) industriales es muy elevado.
2. En muchos de estos países la producción de polímeros aplicables al tratamiento es poca o inexistente y, en consecuencia las empresas de servicio se ven forzadas a depender de un producto importado, cuyo abastecimiento puede escasear en cualquier momento.
3. En otros lugares, es el nivel de desarrollo tecnológico el que no permite la rápida utilización de nuevos productos.

La solución a estos problemas es el desarrollo de nuevos productos de fácil aplicación y que pueden sustituir a los importados.

Este es el caso de los polímeros naturales que se obtienen de una variedad de plantas nativas. Generalmente, son utilizados con diferentes propósitos, pero podrían servir en muchos casos como excelentes ayudantes de coagulación o floculación. Tal es el caso del alginato de sodio, goma de tuna, almidones solubles en agua fría (pregelatinizados), goma de semillas de nirmali, pulpa de algarrobo, gelatina común, carboximetil celulosa, goma de guar, goma de red sorrela, sílica activada, lentejas, tamarindo, alhova, floccotan (Kirchmer *et al.*, 1975), Moringa oleifera (Janh y Dirar, 1979) y quitosana (Janh, 1981).

Coagulantes y floculantes típicos incluyen polímeros orgánicos naturales y sintéticos, sales de metales como el alumbre o el sulfato férrico, y metal prehidrolizados como el cloruro de polialuminio (PACI) y cloruro de polifierro(PICI) (Metcalf and Eddy, revisado por Tchobanoglous *et al.*, 2003).

Los polielectrolitos se dividen en dos categorías: naturales y sintéticos. Los polielectrolitos naturales importantes incluyen polímeros de origen biológico, y los derivados del almidón, de la celulosa y alginatos. Según el signo de la carga en el momento de introducirlos en agua (negativo, positivo o neutro), se clasifican en polielectrolitos aniónicos, catiónicos, y no iónicos respectivamente.

La acción de los polielectrolitos se puede dividir en tres categorías generales. En la primera, los polielectrolitos actúan como coagulantes rebajando la carga de las partículas. Puesto que las partículas del agua residual están cargadas negativamente, se emplean polielectrolitos catiónicos. En esta aplicación, se considera que los polielectrolitos catiónicos son coagulantes primarios. La segunda forma de acción de los polielectrolitos es la formación de puentes entre las partículas. En este caso los polímeros aniónicos y no iónicos (por lo general, ligeramente aniónicos al introducirlos en agua), se adhieren a un número de puntos de adsorción de la superficie de las partículas presentes en el efluente sedimentado. El tercer tipo de acción de los polielectrolitos puede clasificarse como una acción de coagulación-formación de puentes, que resulta al emplear polielectrolitos catiónicos de alto peso molecular (Metcalf and Eddy, revisado por Tchobanoglous y L. Burton, 2000).

El almidón, es una fracción importante de un gran número de productos agrícolas, como los cereales (maíz, trigo, arroz), cuyo contenido de este carbohidrato es de 30 a 80 %; las leguminosas (frijol, chicharo, haba), con 25 a 50%; los tubérculos (papa, yuca), en los que el almidón representa entre un 60 y 90%; y algunas frutas, como el plátano y el mango, que en su estado verde o inmaduro alcanzan contenidos de almidón de hasta 70% en base seca.(Flores, *et al.*, 2004).

El almidón de plátano como tal, tiene una composición química proximal de: contenido de almidón 98.0 ± 2.00 %, proteínas 0.22 ± 0.01 %, cenizas 0.47 ± 0.02 % y grasa 0.26 ± 0.01 %. Los gránulos provenientes del almidón son de formas irregulares esféricas y alargadas, con diámetro de 12.8 a 40 μm y longitud de 16.6 a 51.7 μm . el almidón de plátano nativo, presenta una naturaleza no iónica. La figura 1, muestra los gránulos de almidón de plátano nativo tomados por microscopía electrónica de barrido, utilizados en el proceso de coagulación-floculación (Aparicio, 2003).

El almidón utilizado es una materia prima de amplia disponibilidad, debido a que en la actualidad se dejan de exportar del 30 al 50 % de plátanos (Flores *et al.*, 2004); en 2006,

la SAGARPA estimó en Tabasco, México una producción de plátanos de 665,902 toneladas. Por lo que se desecharon entre 199,771 a 332,951 toneladas. Y si el 70 % de este fruto es almidón, entonces se tendría una producción de 139,840 a 233,066 toneladas. Es importante señalar que la producción de plátano en el país está en el orden de 1'962,695 toneladas.

Figura 1. Gránulos de almidón de plátano nativo por microscopía electrónica de barrido.

Objetivos y alcances.

El objetivo de esta investigación, fue probar el potencial de coagulación-floculación de diversas mezclas formadas con proporciones variables de almidón de plátano, Sulfato de aluminio y arcillas. Para evaluar su efectividad de coagulación-floculación se emplearon muestras de lixiviado de un relleno sanitario regional, y se efectuaron testigos de coagulación mediante la aplicación de Sulfato de aluminio y Cloruro Férrico aplicados de manera convencional.

Para este proyecto de investigación se prepararon 4 mezclas basadas en el almidón de plátano: LASA 55; LASA 73; LASAB 23530 y LASAR 23530. La demostración de coagulación-floculación se efectuó con muestras de lixiviado de un relleno sanitario de rango intermedio (5 a 6 años) de operación.

Con los resultados de esta investigación, se buscó demostrar que con el uso de almidón de plátano en combinación con coagulantes inorgánicos existe una alternativa para la reducción del alto consumo de coagulantes orgánicos y un posible sustituto de los polímeros sintéticos cuyos costos son caros.

La viabilidad de esta mezcla representaría un ahorro significativo en los procesos convencionales de coagulación floculación en plantas de tratamiento de lixiviados o aguas residuales.

El desarrollo de coagulantes de bajo costo, favorecería su aplicación en el tratamiento de lixiviados, aguas residuales municipales e industriales, lo cual podría significar incrementos en la eficiencia de este tipo de tratamientos en América latina y otras regiones en vía de desarrollo.

MATERIALES Y MÉTODO

Materiales.

a) Lixiviado. Proviene del Relleno Sanitario de la Región de la Sierra, con más de 5 años en operación, ubicado en el ejido Arcadio Zentella del municipio de Teapa, Tabasco, México (N: 17°32'16.00" y W: 92°52'34.9"). Se tomaron 6 muestras simples en el cárcamo de recepción de lixiviado con intervalo de 3 horas entre toma, conformando la muestra compuesta objeto de análisis (SEMARNAT, 1996). La figura 2, muestra el momento de la toma de muestra de lixiviado en el cárcamo de recepción.

Figura 2. Toma de muestra de lixiviado..

b) Residuo agrícola. Se recolectó plátano (*Musa AAA subgrupo Cavendish*), considerado como desecho, después del proceso de envasado, en la empacadora Bronco Banano, ubicada en el municipio de Teapa, Tabasco, México (N: 17°38'47.4" y W: 92°57'53.0"). La figura 3, muestra una pila de plátano de desecho, tirada en la parte trasera de la empacadora.

Figura 3. Pila con plátanos de desechos.

c) Coagulantes inorgánicos convencionales. Se utilizaron, el Sulfato de aluminio (SA) y Cloruro férrico (CF).

d) Mezclas coagulantes a base de plátano. LASA55, LASA73, LASAB 23530, LASAR 23530.

Método.

a) Aislamiento del almidón del plátano. Se utilizó la metodología modificada de Aparicio (2003). Se pesaron y lavaron 5 kg de plátano, se pelaron y picaron en porciones de aproximadamente 2 x 1.5 cm, remojándose en un recipiente que contenía un volumen de agua de seis veces el peso de la muestra a una temperatura de 40°C. Se molieron en una licuadora a prueba de impacto, hasta su completa desintegración. Ya molida, se lavó tres veces con la misma agua utilizada para el remojo sobre un tamiz del No. 100, la fibra retenida en el tamiz se eliminó. El filtrado se fue acumulando cada vez en un recipiente donde se dejó sedimentar por aproximadamente tres horas. El sobrenadante se separó por decantación y el sedimento se dejó reposar en refrigeración durante la noche, el día siguiente se repitió la operación, eliminando el sobrenadante. El sedimento obtenido se centrifugó para separar el agua de la pasta a 850 rpm durante 15 minutos. La pasta se secó en una estufa a 40 °C por 24 horas, se pulverizó en porciones de 5 g por minuto y envasó en frascos de plástico de polietileno tereftalato (PET). La figura 4, muestra una parte del proceso de obtención del almidón de plátano en el laboratorio. La figura 5, muestra el almidón de plátano obtenido.

Figura 4. Obtención del almidón de plátano.

Figura 5. Almidón de plátano envasado.

b) Preparación de las mezclas coagulantes.

La tabla I, muestra los componentes de las mezclas coagulantes, utilizadas en la investigación.

Tabla I.- Mezclas coagulantes, utilizadas en la investigación.

Las arcillas bentónicas, la galactita y otras arcillas adsorbentes se utilizan para ayudar en la coagulación de aguas que contengan color intenso o baja turbiedad (es el caso del lixiviado en estudio). Proporcionan materia suspendida adicional al agua en la que se pueden formar los flóculos. Estas partículas floculantes son luego capaces de sedimentarse rápidamente debido al alto peso específico de la arcilla (R. Schulz y A. Okun, 1998).

c) Análisis de las características fisicoquímicas del lixiviado.

Antes del experimento.

Se mandó a analizar una muestra de lixiviado en un laboratorio certificado por la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA).

Después del experimento.

Se midieron los siguientes parámetros: color (Método estándar 2120B) y turbiedad (Método EPA 180.1, ISO 7027). Demanda Química de Oxígeno (DQO), se utilizó un sistema de medición de Hanna Instruments calificado por el Centro Nacional de Metrología (CENAM), compuesto por: fotómetro HI83099, reactor HI839800, y reactivo HI93754A-25 y HI93754B-25. pH, SST y conductividad, se utilizó un instrumento de medición Hanna.

d) Preparación del experimento.

Se hizo un pretratamiento al lixiviado, tomando como ejemplo el tren de pretratamiento del relleno sanitario de bordo poniente ubicado en el Distrito Federal, México de la siguiente manera:

Acidificación: Se añadió ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado con el fin de oxidar la materia orgánica disuelta en el lixiviado y adecuarlo de esta forma para la etapa de coagulación. El pH de control fue de 4.5.

Neutralización: Se agregó cal ($Ca(OH)_2$), para ajustar el pH hasta un rango alrededor de 7 (neutralidad).

Coagulación-floculación: Con el lixiviado pretratado, se realizó la prueba de jarras de la siguiente manera:

Se agregaron 1000 mL de lixiviado pretratado en seis vasos de precipitado, como se muestra en la figura 6.

Figura 6. Llenado de los vasos de precipitado, con lixiviados.

Se adicionaron tanto las mezclas coagulantes como los coagulantes convencionales a seis concentraciones diferentes (75, 150, 225, 300, 375 mg/L) más un testigo; cada prueba de jarras se realizó con cuatro repeticiones, con el fin de obtener datos con sustento estadístico. El mezclado, se realizó según el método de Letterman y Villegas (1976), mezcla rápida: 15 segundos a 200 rpm, con la finalidad de desestabilizar las cargas superficiales de las partículas de la materia orgánica contenida; mezcla lenta 25 minutos a 25 rpm, para promover la formación de flóculos (figura 7).

Se dejó sedimentar cada vaso por espacio de 30 minutos.

Figura 7. Prueba de jarras.

Al término de la sedimentación, se midió la turbiedad, color, DQO, pH, SST y conductividad.

e) Análisis estadístico de las variables.

Se utilizó el diseño completamente al azar para el análisis de varianza y probar la igualdad de medias entre los tratamientos; y en caso de existir diferencias entre tratamientos se realizó una prueba de medias por el método de Tukey (Olivares, 1994).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. Resultados de análisis de muestra de lixiviados.

La muestra de lixiviado se tomó en el mes de septiembre (precipitación mensual de 534 mm), en una región con una precipitación anual de 3424.1 mm. La temperatura ambiente al momento de tomar la muestra fue de 26°C.

En la tabla II, se muestran los análisis de la composición del lixiviado realizada por la EMA (Entidad Mexicana de Acreditación).

Tabla II.- Resultados del análisis químico del lixiviado

De acuerdo a los resultados mostrados en la tabla anterior, se tiene que plantear la posibilidad de una fuerte dilución ocasionadas por las lluvias intensas durante el periodo de muestreo, ya que algunos parámetros conservativos como SST y Fósforo, muestran valores menores a los reportados en la literatura por Tchobanoglous *et al.*, (1998).

B. Pruebas de efectividad de mezclas coagulantes.

Con el propósito de evaluar, la funcionalidad de las mezclas coagulantes planteadas en este estudio, se efectuaron pruebas de jarras, que permitieran comparar la efectividad de coagulación de las mezclas con base en almidón de plátano, sobre los lixiviados recolectados en el relleno sanitario. La efectividad se evaluó, bajo criterios comparativos en relación a los resultados obtenidos por la coagulación obtenida por el Sulfato de aluminio o el Cloruro férrico.

Para medir los resultados de la prueba de coagulación-floculación se utilizaron parámetros, que convencionalmente se utilizan en pruebas de coagulación para agua potable, dado que son económicas, rápidas de efectuar, y por que el pretratamiento aplicado permitía obtener un comportamiento similar a este tipo de coagulación.

C. Análisis de resultados obtenidos.

Remoción de turbiedad.

En relación a la remoción de turbiedad, en dos productos se redujo la turbiedad a menos de 5 UNT con 75 mg/L, uno fue con el coagulante convencional de Sulfato de aluminio y el otro con la mezcla coagulante LASA55 (Tabla III y figura 8).

Tabla III.- Turbiedad media de los productos utilizados en el proceso de coagulación-floculación

Figura 8. Reducción en turbiedad, empleando coagulantes convencionales y mezclas coagulantes

El Análisis de Varianza para los datos de turbiedad a concentración de 75 mg/L indica diferencias altamente significativas ($P \leq 0.01$) entre tratamientos. La prueba de Tukey, confirma que los tratamientos de sulfato de aluminio y LASA55 se comportan de manera similar y diferente a los demás tratamientos (Tabla IV).

Tabla IV- Resultado de la comparación de medias de Turbiedad

Las mediciones de turbiedad obtenidas con el sulfato de aluminio (1.83 UNT) y el producto LASA 55 (3.32 UNT) a una concentración de 75 mg/L, se encuentran cerca del límite del agua filtrada (1 UNT), según la United States Environmental Protection Agency (1993). El proceso de remoción de partículas de 94 % y 90 % para el sulfato de aluminio y el LASA 55 respectivamente son comparables con el 97% de reducción de turbiedad obtenidos por Amokrane *et al.*, (1997), que utilizaron como coagulantes al cloruro férrico y sulfato de aluminio así como floculantes aniónicos, catiónicos y polímeros no aniónicos.

Remoción de color.

La mejor remoción de color con una dosis de 75 mg/L fue la obtenida con el Cloruro Férrico (60%), sin embargo, las siguientes mejores remociones fueron las obtenidas por LASA 55 (42%), y el Sulfato de aluminio (44%); seguidas en rangos cercanos por dos mezclas coagulantes LASAB 23530 (39%) y LASA 73 (37%). La peor remoción fue la generada por el uso de LASAR 23530 (26%), dado su contenido de arcilla, que pudo haber propiciado un color adicional (figura 9).

Figura 9. Reducción en color, empleando coagulantes convencionales y mezclas coagulantes

El Análisis de Varianza para los datos de color a concentración de 75 mg/L, indican diferencias altamente significativas ($P \leq 0.01$). Los análisis en relación a la

comparación de medias de Tukey, confirma que hay 2 grupos que se comportan de manera similar: 1) LASA55, LASA 73 y LASAB 23530; 2) Sulfato de aluminio, LASA 55 y LASAB 23530 y dos productos incomparable, la mezcla LASAR 23530 y el Cloruro férrico (tabla V).

Tabla V- Resultado de la comparación de medias de color

Remoción de DQO y pH residual.

En los análisis para evaluar remoción de DQO, se obtuvieron resultados variados (figura 10); dado que de manera inversa a la remoción de color y turbiedad, las mezclas basadas en almidón más sulfato de aluminio efectuaron un papel pobre para remover DQO; sin embargo la mezcla LASAR (con arcilla activada) mostró una mejor capacidad de remoción.

Los coagulantes puros (Sulfato de aluminio y Cloruro férrico), presentaron mejores niveles de remoción que cualquiera de las mezclas coagulantes. Esto puede explicarse de la manera siguiente: 1) Si bien las mezclas remueven DQO sólo lo hacen con la fracción particulada, lo cual explica de manera correlativa la remoción de turbidez y color. 2) la mezcla con arcilla activada puede efectuar proceso de adsorción, que significan una capacidad adicional de remoción de DQO o partículas coloidales.

La DQO excedente removida tanto por el Cloruro férrico, como por el Sulfato de aluminio se explica como un factor de oxidación química de materia orgánica disuelta dado los menores pH, que se causan por la adición de estos compuestos, se incluye la gráfica de pH para observar como se comportaron los valores con la adición de las mezclas y productos coagulantes considerados en el proyecto (figura 11).

Figura 10. Reducción de DQO, empleando coagulantes convencionales y mezclas coagulantes

Figura 11. pH residual al emplear coagulantes convencionales y mezclas coagulantes

Comparando las dos gráficas anteriores, se puede establecer una fuerte correlación entre pH resultante de cada compuesto y el porcentaje de remoción obtenido.

Ntampou *et al.*, (2006), logró reducir un 72% de DQO a una concentración de 180 mg/L utilizando 7mM de Hierro más 11 mM de aluminio en el proceso de coagulación-floculación y posteriormente aplicando ozonificación. Tatsi *et al.*, (2003), logró reducciones hasta de un 80%, con cloruro férrico pero estabilizando previamente el lixiviado con cal. Wang *et al.*, (2002), removió 24% de DQO utilizando 1000 mg/L de cloruro férrico, aumentando esta remoción a 31% irradiando la muestra por 4 horas (foto-oxidación), y controlando el pH a 3; con 500 mg/L de cloruro férrico y el mismo tiempo de irradiación logró remoción hasta de un 64%. Monje y Orta (2004), lograron remoción de DQO de un 67% utilizando sulfato férrico como coagulante, el 33% de remanente fue removido con ozono. LASAR 23530 tuvo remociones de 11% a dosis de 150 mg/L, con una mezcla cuya composición es 65 % material orgánico y 35% Sulfato de aluminio.

Variación en SST y Conductividad.

Las figuras 12 y 13, muestran el comportamiento de SST y Conductividad respectivamente. Conforme a los comportamientos de las gráficas se puede observar una correlación muy similar entre ambas variables, lo cual puede indicar que el mayor componente de los SST se encuentra en fase disuelta, como producto tanto de la eliminación de partículas como de las cantidades adicionales de sales generadas por el pretratamiento.

De hecho, comparando los valores iniciales de la muestra de lixiviado sin tratamiento (4200 uS/cm), contra los valores promedio de la gráfica, se puede observar un incremento neto de 2000 a 3000 uS/cm, para todos los tratamientos. Esto podría ser un resultado secundario causado por el pretratamiento químico de la muestra antes de la coagulación dada la adición de ácido y sosa cáustica en el proceso de acidificación y neutralización.

Figura 12. Variación de SST empleando coagulantes convencionales y mezclas coagulantes

Figura 13. Valores de Conductividad, empleando coagulantes convencionales y mezclas coagulantes

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados obtenidos en el presente trabajo, permitieron establecer la factibilidad de aplicar mezclas con propiedades coagulantes para el tratamiento de lixiviados o bajo pruebas futuras, en el tratamiento de aguas residuales industriales o municipales.

El propósito de este trabajo era evaluar la viabilidad de la coagulación-floculación con mezclas preparadas a base de almidón de plátano-sulfato de aluminio y arcillas, que por su menor costo económico pudieran ser una opción de tratamiento físico en regiones en vías de desarrollo.

Con base en las pruebas efectuadas se pueden establecer las siguientes conclusiones y recomendaciones:

1. Las mezclas con mayor proporción de almidón sin arcilla, fueron más efectivas para la remoción de color y turbiedad para los lixiviados tratados en este estudio. Las mezclas coagulantes que generan esta condición serían útiles de estudiar para su aplicación como un pretratamiento, previo a procesos de foto oxidación en lixiviados, dada la buena remoción de turbiedad y color demostrados.

2. Las mezclas que contenían arcilla activada fueron ligeramente más eficiente para la remoción de DQO, probablemente por la remoción adicional de fracciones susceptibles de ser adsorbidas de la DQO. Este tipo de mezcla podría ser optimizada mediante la adición de compuestos con arcilla pero en rangos de pH óptimos que favorezcan una mejor coagulación.
3. El pretratamiento aplicado a la muestra de lixiviados para este estudio, si bien permitió remover una fracción importante del color inicial y de la turbiedad, significó un aporte adicional de sales disueltas que se reflejaron tanto en la concentración de SST como en la conductividad de los tratamientos de coagulación aplicados. En el futuro se podrían efectuar las pruebas sustituyendo este pretratamiento por procesos de oxidación basados en el uso de ozono o ultravioleta.
4. Esta línea de investigación representa una oportunidad de evaluar el uso potencial de coagulantes orgánicos o mezclas de bajo costo económico como alternativa al uso tradicional de coagulantes inorgánicos como el sulfato de aluminio, cloruro férrico y polímeros inorgánicos, que representan una fuerte erogación económica en Tabasco, debido a las cantidades tratadas de aguas superficiales en plantas de tratamientos (501'120,000 L/d) y a los lixiviados que se generarán por la implementación de nuevos rellenos sanitarios, anualmente se gastan para los sistemas de tratamiento de aguas superficiales de \$3'942,000.00 a 14'782,500.00 por año, y \$ 4'015,000.00 por año en polímeros inorgánicos.
5. El plátano como materia prima para la obtención del almidón que se pretende utilizar es el que no reúne los estándares de calidad y que normalmente se disponen de manera inadecuada como un residuo, por lo que el pago por este material sería nulo para el industrial y el generador de residuos, se vería beneficiado al tener un plan de manejo ambientalmente adecuado de sus residuos.
6. En cuanto al transporte del almidón, se reducirán los costos por envío debido a que la materia prima está disponible en la región.

REFERENCIAS

Amokrane A., Comel C. y Veron J. (1997). *Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation*. *Water Research*. Volume 31. Issue 11. November. Pages 2775-2782.

Aparicio T. M. (2003). *Caracterización fisicoquímica de los almidones nativos y modificados de yuca (Manihot esculenta Crantz), camote (Ipomeae batata (L) Lam) y plátano valery (Musa cavendish)*. Tesis Doctoral. Instituto Tecnológico de Veracruz. P. 118-119.

Bueno J. L., Sastre H., Lavin A. G., Fernández S. y Cuervo M. (1995). *Contaminación e ingeniería ambiental. Tomo IV. Degradación del suelo y tratamiento de residuos*. F. I. C. Y. T. Madrid.

Club español de residuos. (2000). *Leachate Treatment: Principles and options. Curso superior sobre gestión y diseño de vertederos*.

Enzminger. J. D., Robertson D., Ahlert R. C. y Kosson D. S. (1987). *Treatment of landfill leachates*. *Journal of Hazardous Materials*. Volume 14. Issue 1. P. 83-101.

Flores E., García F., Flores E. Nuñez M., González R., Bello-Pérez L. (2004). Rendimiento del proceso de extracción de almidón a partir de frutos de plátano (*Musa paradisiaca*). Estudio en planta piloto. *Acta Científica Venezolana*. Volumen 55. P. 86-90.

González S. y Valdivia C. (2001). *Tratamiento de los lixiviados de un vertedero en un sistema de lodos activados*. XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. P. 1-11.

Hamidi A., Salina A., Mohd N., Faridah., Asaari A. y Mohd S. (2007). *Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes*. *Bioresource Technology*. Volume 98. Issue 1. January. P. 218-220.

ISO 7027. (1990) (E). *International Organization for Standardization" 2nd edition. Switzerland*.

Jahn S., H. Dirar. (1979). Studies on natural water coagulants in the Sudán, with special reference to moringa oleifera seeds. *Water SA*. 5(2). Sudáfrica. P. 90-97.

Janh S. (1981). *Tradicional water purification in tropical developing countries*. Alemania Occidental.

Jiménez R. J. (2004). *Tratamiento de lixiviados en vertederos*. *Revista residuos*.

J. Kirchmer C., Arboleda J. Castro M. (1975). Polímeros naturales y su aplicación como ayudantes de floculación. CEPIS. Perú. P. 6.

Letterman R., Villegas, R. (1976). *Optimizing Flocculator Power Input*. *Environmental Engineering Division Journal*. American Society of Civil Engineers. 102:EE2:251.

- Longsdon G., Hess A y Horsley M. (2002). *Guía para la selección de procesos de tratamientos de agua*. Mc. Graw Hill Profesional. España. 1ª edición. P. 131.
- Matarán A., Ramos A., Moreno B., y Zamorano M. (2003). *Utilización de filtros inundados en el tratamiento de lixiviados procedentes de vertederos de residuos sólidos urbanos*. Revista residuos.
- Méndez R. I., Medina E., Quintal C., Castillo E. R. y Sauri M. R. (2002). *Tratamiento de lixiviados con carbón activado*. Ingeniería. P. 19-27.
- Metcalf and Eddy. Revisado por Tchobanoglous G., L. Burton F., Stensel H. D. (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. McGraw-Hill. Boston. P. 479.
- Metcalf and Eddy. Revisado por Tchobanoglous G., L. Burton F. (2000). *Ingeniería de Aguas Residuales*. McGraw-Hill. México. P. 356.
- Método EPA 180.1. (1983). *"Turbidity (Nephelometric) Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes*. Environmental Protection Agency (EPA), USA. Environmental Monitoring as Supporting Laboratory. Office of Research and Development. Cincinnati.
- Método Estándar 2120. (1998). *Color aparente. Comparación visual*. APHA-AWWA_WEF. 20th edición.
- Monje I., Orta M. (2004). *Removal and transformation of recalcitrant organic matter from stabilized saline landfill leachates by coagulation-ozonation coupling processes*. *Water Research*. Volume 38. Issue 9. Mayo. P. 2359-2367.
- Norma Oficial Mexicana 083. SEMARNAT. (2003). *Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos urbanos y de manejo especial*. México. P. 8.
- Ntampou X., Zouboulis A. I. y Samaras P. (2006). *Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates*. *Chemosphere*. Volume 62, issue 5. February. P. 722-730.
- Olivares S. E. 1994. *Paquete de diseños experimentales*. Versión 2.5. Facultad de Agronomía de la UANL.
- Parra P. (1999). *Depuración de lixiviados con oxígeno en vertederos de RSU*. Revista Residuos. No. 48. P. 38-40.
- Pohland F. G. and Kim J. C. (1999). *In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors*. *Water Science Technology*, vol 40, n° 8. P. 203-210.
- Rivas J., Beltrán F., Carvalho F., Acedo B. y Gimeno O. (2004). *Stabilized leachates: sequential coagulation-flocculation + chemical oxidation process*. *Journal of Hazardous Materials*. Volume 116. Issue 1-2. Diciembre. P.95-102.

Robinson H., Last S. (1999). *Tecnología punta en el tratamiento de lixiviados en europa*. Revista residuos. No. 46. P. 70-73.

R. Schulz C., A. Okun D. (1998). Tratamiento de aguas superficiales para países en desarrollo. Editorial Limusa. México. P. 89.

SEMARNAT. (1996). *Norma Oficial Mexicana 001. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*.

Tatsi A. A., Zouboulis A. I., Matis K. A. y Samara P. (2003). *Coagulation-floculation pretreatment of sanitary landfill leachates*. *Chemosphere*. Volume 53. Issue 7. November. P. 737-744.

Tchobanoglous G. Theisen H. A. Vigil S. (1998). *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. Volumen I. Mc. Graw Hill. España. P. 469, 495.

United States Environmental Protection Agency. (1993). *Determination of Turbidity by Nephelometry, Revisión 2.0, Method 180.1*. Cincinnati, OH. Environmental Monitoring Systems Laboratory.

Wang Z., Zhang Z., Lin Y., Deng N., Tao T. y Zhuo K. (2002). *Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process*. *Journal of Hazardous Materials*. Volume 95. Issue 1-2. P. 153-159.