TRATAMIENTO PRIMARIO DE LIXIVIADO DE RELLENO SANITARIO MEDIANTE BIOREACTOR LAGUNA ANAEROBIA DE ALTA TASA (BLAAT®): EXPERIENCIA DE ARRANQUE A ESCALA PILOTO EN CONTEXTO TROPICAL.

Primary treatment of landfill leachate by high-rate anaerobic pond bioreactor (BLAAT®): pilot-scale starting-up experience under tropical conditions

Falcon E. Ramírez Ospina[1]
Juan Martin Vélez G.[2]
Carlos A. Madera Parra[3]

Cra 12 # 53-32 , Barrio la Base, Santiago de Cali, Departamento del Valle del Cauca. Colombia. Tel: 57-2-3808442. Móvil: 57-3017894550., e-mail: falcon.ramirez@correounivalle.edu.co

ABSTRACT
The evaluation of the pilot scale BLAAT® starting up, for primary treatment of landfill leachate, determined that removal efficiency of organic matter in terms of total COD did not exceed 26%, and the design influent COD of 986 mg L^{-1} was not reached. The behavior of dissolved organic carbon (DOC) was as variable as the COD, with high and low removal efficiencies at different times. The average organic loading rate (OLR) entering the unity was always below the design value of 2596 $gDQOm^{-3}.d^{-1}$. The BOD_5/COD relationship behavior during the last three years in the leachate generated at "President" indicates its biodegradable nature. However this relationship for the mix that fed the BLAAT® was 0.23, an indicator for the low biodegradability of the organic matter contained in it. These features, along with the low concentration of volatile fatty acids and an average pH above 8.0, suggest that the leachate used as substrate may be characterized as "mature". The average ammonium concentration in the influent was close to the design value (315 $mg.L^{-1}$) and never exceeded 500 $mg.L^{-1}$, value reported as toxic to the anaerobic digestion process. Moreover mesophilic conditions and high pH, apparently favored the sulfate reduction process over the acetogenesis and methanogenesis, which poses a problem in operation that leads to a poor performance of the reactor and may be a cause of the low efficiency for organic matter removal. In terms of nutrient content it is evident that the availability of macronutrients was not a limiting factor for the degradation of organic matter. The start of anaerobic systems is a crucial step to achieve good performances, but some of the inherent characteristics of landfill leachate (toxic substances and/or inhibitory, high complexity and variability) make difficult to achieve stable and adequate conditions of treatment through these biological systems.

KeyWords: Anaerobic reactors, BLAAT®,Landfills and Leachate Treatment.

[1] Universidad del Valle, EIDENAR, AA 25360, Cali, Colombia-Tel.57-3017894550, falcon.ramirez@correounivalle.edu.co
[2] Universidad del Valle, Cali, Colombia – Unesco IHE, Delft, Holanda.
[3] Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente.-Universidad del Valle.

TRATAMIENTO PRIMARIO DE LIXIVIADO DE RELLENO SANITARIO MEDIANTE BIOREACTOR LAGUNA ANAEROBIA DE ALTA TASA (BLAAT®): EXPERIENCIA DE ARRANQUE A ESCALA PILOTO EN CONTEXTO TROPICAL.

Resumen: La evaluación de arranque del BLAAT® a escala piloto para el tratamiento primario de lixiviados determinó que la eficiencia de eliminación de materia orgánica en términos de DQO_{Total} no superó el 26%, sin alcanzar la DQO influente diseño de 986 $mg.L^{-1}$. El comportamiento del carbono orgánico disuelto (COD) fue tan variable como la DQO, con eficiencias de eliminación altas y bajas en diferentes momentos. La tasa promedio de Carga Orgánica Volumétrica (COV) que ingresó a la unidad siempre estuvo por debajo de 2595,8gDQO/m^3.d, el valor de COV definido en el diseño. A partir del comportamiento de la relación DBO_5/DQO registrado durante los últimos 3 años en el lixiviado generado en "Presidente" indica el carácter biodegradable del mismo, sin embargo esta relación en la mezcla que alimenta el BLAAT® fue de 0,23, indicador de la baja biodegradabilidad de la materia orgánica presente; Estas características junto a la baja concentración de ácidos grasos volátiles y un pH en promedio por encima de 8,0 sugieren que el lixiviado usado como sustrato puede ser caracterizado como "maduro". La concentración promedio de amonio en el afluente estuvo cercana al valor de diseño (315 $mg.L^{-1}$) y nunca superó los 500 $mg.L^{-1}$, valor reportado como tóxicos para el proceso de digestión anaerobia. Por otra parte las condiciones mesofílicas y el elevado pH, aparentemente favorecieron el proceso de la sulfatorreducción frente a la metanogénesis y acetogénesis, lo que plantea un problema de funcionamiento que conduce al bajo desempeño del reactor y pueda ser una de las causas de la baja eficiencia de eliminación de materia orgánica. En términos del contenido de nutrientes se evidencia que la disponibilidad de macronutrientes no representó un factor limitante para la degradación de la materia orgánica. El arranque de sistemas anaerobios es una etapa crucial para alcanzar buenos desempeños, pero algunas de las características inherentes a los lixiviados (sustancias toxicas y/o inhibitorias, alta complejidad y variabilidad) de rellenos sanitarios generan dificultades para alcanzar condiciones estables y adecuadas de tratamiento mediante estos sistemas biológicos.

Palabra Clave: BLAAT®, Reactores anaerobios, Rellenos sanitarios, Tratamiento de lixiviado.

Introducción:

Los rellenos sanitarios continúan siendo la técnica de disposición final de residuos sólidos (RS) mayormente utilizada en países en desarrollo (Renou *et al*., 2008). A pesar de las muchas ventajas, la generación de lixiviados (LX) altamente contaminados con significativas variaciones de flujo y composición química constituyen su mayor desventaja. En Latinoamérica de las 295.000 $T.d^{-1}$ de residuos sólidos domiciliarios generados en 2010, sólo el 23% recibieron una disposición sanitaria adecuada y únicamente el 2,2% de estos RS fueron formalmente recuperados (OPS, 2010). Esta tecnología de disposición trae como consecuencia problemáticas de gran impacto para el ambiente y la salud, dado que esta tecnología de disposición por sí sola no es la solución más adecuada, si no se mejoran las estrategias de manejo y aprovechamiento de los residuos; evitando costos al no tener que enviar los RS a rellenos sanitarios (Marmolejo *et al*., 2011) y así disminuir los impactos de esta tecnología; situación que empeora con la inoperancia y el inadecuado funcionamiento de los rellenos sanitarios. En Colombia acorde con un reporte de la Procuraduría General en el 2004, se determinó que el 73% de los rellenos de ese entonces, vertían los LX sin tratamiento a las fuentes hídricas (PGN., 2004) y esta situación tiende a ser más crítica dado el aumento de los volúmenes de lixiviados, asociados posiblemente por el incremento del número de rellenos sanitarios de carácter regional como consecuencia de políticas gubernamentales (Política de Desarrollo Nacional., 2010-2014).

La composición de los lixiviados se caracteriza por una alta variedad de sustancias, tales como materia orgánica, amonio, metales pesados que son persistentes en la naturaleza, compuestos recalcitrantes, xenobióticos y una diversidad de compuestos tóxicos e inhibitorios (Obersteiner et al., 2007; Renou et al., 2008; De Feo and Malvano, 2009). En términos de la calidad del lixiviado, se observa que varía significativamente con el tiempo y depende mucho del tipo de relleno sanitario, cabe resaltar que los lixiviados de los rellenos sanitarios de los países en desarrollo presentan concentraciones mucho mayores de DBO, amoníaco, metales y sustancias precipitables que aquellos de países desarrollados (Giraldo E., 2005; Öman y Junstedt., 2008.)

La selección más adecuada para el tratamiento del lixiviado varía en función de diferentes características entre las que se destacan, la edad del relleno y la composición química del LX. Parámetros como la concentración de amonio, materia orgánica biodegradable y no biodegradable, pH, alcalinidad, cloruros, presencia de metales pesados, entre otros factores importantes, determinan cuál es la tecnología más adecuada para tratar este residuo líquido. En el caso de las tecnologías biológicas es de especial importancia los altos contenidos de materia orgánica fácilmente biodegradable, que se tiene en los RS en los países en desarrollo (Giraldo E., 2012).
El tratamiento anaerobio como depuración primaria de lixiviados se ha utilizado desde los años 70.Dentro de las tecnologías usadas se encuentran las lagunas anaerobias y reactores anaerobios de alta tasa, como los reactores de Manto de Lodos de Flujo Ascendente UASB (Renou et al., 2008), donde la literatura reporta eficiencias de eliminación en términos de DQO entre el 60% y 90%, de igual manera existe una extensa literatura técnico – científica sobre las aplicaciones de las diferentes tecnologías conocidas para el tratamiento de aguas residuales que se han probado para el tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios, sin embargo algunos avances recientes ha permitido que el desarrollo de la tecnología anaerobia sea más simple, universal y adaptable. En ese sentido, el bioreactor la Laguna Anaerobia de Alta Tasa (BLAAT®) que es un reciente desarrollo científico y tecnológico que combina las altas eficiencias de eliminación del reactor anaeróbico de flujo ascendente conocido como UASB, pero con la simplicidad constructiva y funcional de una laguna anaerobia convencional. La disminución en los tiempos de retención hidráulicos conlleva a una mayor economía por menor requerimiento de tierra y un menor costo de construcción comparado con otros sistemas. Por otra parte la configuración del sistema permite la recuperación del biogás producido en la zona de mezcla y reacción, el cual normalmente se pierde en las lagunas anaerobias convencionales, permitiendo reducir así la emisión de estos gases y contribuir con la disminución de la huella de carbono. Adicionalmente la energía contenida en el metano puede ser recuperada y aprovechada. (Peña M., 2002; Peña *et al*., 2002; Peña *et al*., 2003).

El arranque es un factor definitivo en el funcionamiento y puesta en marcha de la tecnología anaerobia, Su objetivo es poner a punto la ecología del sistema para adaptarlo a las condiciones específicas del sustrato y las limitaciones del mismo entregando un efluente con los mejores estándares de calidad posibles (Guerrero et al., 2012). En sistemas anaerobios usualmente se requieren largos periodos para llegar a la estabilización, debido a que la tasa de crecimiento de este tipo de microorganismos es más lenta que la de los aerobios, disminuyendo aún más con un sustrato como el LX que contienen todos los mayores grupos de contaminantes entre los que se destacan sustancias tóxicas e inhibidores. Este documento busca compartir las experiencias obtenidas en el arranque del BLAAT® dentro del relleno sanitario "Presidente", bajo condiciones reales propias de la operación de un relleno, así como las variabilidades climáticas y de los lixiviados generados.
El proyecto es parte de la investigación doctoral titulada "Eco-tecnología para la biorremediación de lixiviados de rellenos sanitarios: Acople tecnológico de laguna anaerobia de alta tasa; humedal construido de flujos subsuperficial y laguna de algas de alta tasa"; el presente trabajo tiene como objetivo evaluar el arranque o puesta en marcha del reactor: Laguna anaerobia de alta tasa a escala piloto para el tratamiento primario de los LX del relleno sanitario municipal de Presidente, ubicado en el municipio de San Pedro, Valle del Cauca.

Metodología:

La investigación se desarrolla en las instalaciones del relleno sanitario de "Presidente", ubicado en el municipio de San Pedro, (3°56`01.54" N y 76°26`26.05"O) Valle del Cauca, Colombia y el cual está operando desde el año 1998, en la actualidad se disponen aproximadamente 490 toneladas por día de residuos sólidos domésticos, generando entre 2 y 5 $l.s^{-1}$ lixiviado (Bugaseo, 2009); En el relleno se presenta un presentación media anual de 1100mm , una temperatura promedio de 23°C y las fuentes superficiales de agua son escasas. Este proyecto es financiado por la Universidad del Valle y el Instituto UNESCO-IHE a través de la convocatoria UPaRF Categoría III, del programa DUPC.

El BLAAT® consta de una cámara de mezcla (CM) (tubo de diámetro 0,452 m por 4,5m de profundidad) por la cual pasa el lixiviado de manera ascensional a través de un manto de lodos y de una zona de sedimentación que permite sedimentar los sólidos (ZS) y la biomasa que pasa a esta zona (Madera C., 2010). El sistema trabajo bajo régimen continuó y fue alimentado a gravedad, con una carga hidráulica superficial de diseño (CHS) de 11,76 $m^3/m^2.d$ y una carga orgánica volumétrica (COV) de diseño 2595,8gDQO/m^3.d. El dimensionamiento y parámetros de diseño de la unidad se presentan en la Tabla 1 y esquematizado en la Figura 1.

Tabla 1. Características generales del bioreactor Laguna Anaerobia de Alta Tasa (BLAAT®)

PARÁMETRO	VALOR	UNIDAD
Caudal de diseño	2,00	m^3/d
TRH	16	h
Diámetro (CM)	0,452	m
Profundidad (CM)	4,50	m
Largo (ZS)	1,20	m
Ancho (ZS)	0,5	m
Profundidad (ZS)	1,1	m
Volumen efectivo	1,36	m^3

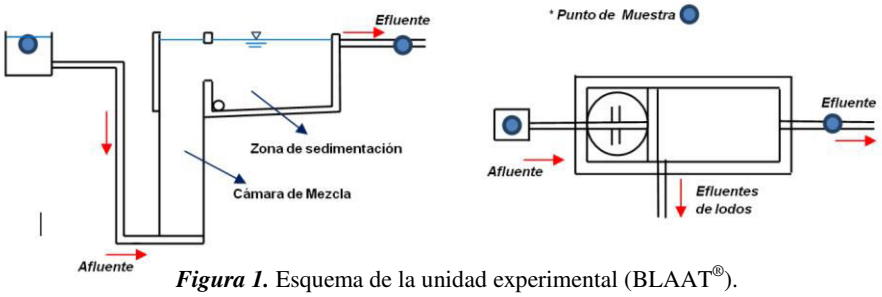

Figura 1. Esquema de la unidad experimental (BLAAT®).

El inóculo usado fue la combinación de 3 lodos sembrados en tres etapas. El primer inóculo se obtuvo de un reactor UASB que trata LX de un relleno sanitario joven cercano, buscando utilizar un lodo aclimatado a un sustrato similar como lo recomienda la literatura. El segundo lodo se extrajo de un reactor UASB que trata las aguas residuales domésticas de un municipio cercano y el último inóculo fue la mezcla de lodos provenientes de un reactor UASB y de una laguna facultativa que conforman el sistema de tratamiento para el afluente de un matadero municipal. En las dos primeras fases se inoculó la unidad con proporciones iguales de mezcla, adicionando en cada una un total de 300L de lodo que equivalentes al 40% del volumen de la zona de mezcla del BLAAT®. En la tercera inoculación se redujo el volumen de lodo sembrado a 150L, debido a la mejor densidad del lodo extraído y a la presencia del volumen de lodo adicionado previamente. El objetivo de esta mezcla fue tener una gran diversidad de comunidad microbiana. A la mezcla de inóculo final se le determinaron las características en cuanto a Sólidos Suspendidos Volátiles (66.800,0mg.L^{-1}), Sólidos Suspendidos totales (157.057,0mg.L^{-1}) y AME (0,1024 g DQO-CH4/g SSV).

El lodo extraído para la primera inoculación estaba altamente diluido. Mediante una prueba de sólidos sedimentables se verificó que el componente sólido sólo era 100ml/L, es decir que de los 300 L sembrados aproximadamente sólo 30 L corresponden a lodo. Después de la siembra, el sistema se dejó en modo batch en una mezcla de 300L de inóculo con 300L de agua. El seguimiento a la unidad se realizó a través de la medición del COD y la DQO en el sobrenadante de la cámara de mezcla a 20 centímetros de profundidad. Después de 3 semanas de análisis no se notó ningún cambio en la composición de la mezcla, además de no haber evidencias visuales de actividad microbiana. Por este motivo se decidió adicionar un nuevo inóculo. El segundo inóculo se sembró un mes más tarde. El reactor UASB del cual se extrajo el inóculo ha trabajado de manera continua durante más de una década tratando aguas residuales domésticas, presentando buenas eficiencias de remoción. En el momento de la extracción del lodo se observó un lodo con buenas propiedades de consistencia y sedimentabilidad a diferencia del primer inóculo. Para mejorar la calidad del inóculo sembrado, se aplicó el proceso denominado como *presión selectiva* (Alphenaar et al., 1993), en el cual se combinan Tiempos de Retención Hidráulica (TRH) cortos y altas velocidades de ascenso para posteriormente seleccionar naturalmente las partículas de lodo con las mejores propiedades de sedimentabilidad (Rodríguez. J.A., 2001). Esto se logró incrementando las velocidades ascensionales de manera gradual, sometiendo el sistema a tres escenarios de flujo diferentes (ver Tabla 2). Los tiempos de aplicación de cada velocidad ascensional fueron determinados a partir de los Sólidos Sedimentables encontrados en el efluente, al igual que la velocidad ascensional máxima recomendada por la literatura para lodos floculentos que es de 0,9 m.h^{-1}.

Después de aplicar la presión selectiva, el BLAAT® se dejó en modo batch con lixiviado crudo diluido durante 14 días, periodo para el cual se alcanzó una remoción del 30% de DQO en el sobrenadante del reactor con respecto a la inicial. Las muestras del sobrenadante fueron puntuales y tomadas durante los días que duro en modo batch, para cada muestra se determinó la DQO_{Total}, $DQO_{Filtrada}$, COD, pH, temperatura, conductividad eléctrica, potencial redox,

AGV´s y en espacial la alcalinidad total y bicarbonática. Dado que no se alcanzaron las eficiencias de eliminación esperadas, se tomó la decisión de adicionar un nuevo inóculo de un sistema de tratamiento de un matadero municipal, el cual consiste de un reactor UASB y una laguna facultativa. Este lodo ha sido usado en otros estudios a escala de laboratorio dentro de la universidad y presenta una alta actividad microbiana, la cual se evidenció visualmente en el momento de la extracción mediante el burbujeo en la superficie de la laguna. Después de la inoculación con 40L de lodo provenientes del reactor UASB y 110L de la Laguna, la unidad se dejó en estado Batch durante una semana.

La fase de arranque se inició con una alimentación continua del sistema en condiciones de carga baja, la cual se fue aumentando gradualmente hasta tratar alcanzar el COV de diseño (2595,8gDQO/m^3.d.). Para la preparación de la mezcla que alimentó el reactor, se tuvo en consideración que los altos niveles de tóxicos e inhibitorios en el lixiviado crudo, principalmente altos contenidos de amoníaco y de minerales disueltos pueden generar problemas para el desarrollo de los microorganismos metanogénicos. Se decidió realizar una dilución del lixiviado, elaborando un mezcla con: a) *Lixiviado crudo* tomado de una canaleta justo después de pasar por el aforador hidráulico que determina el caudal total de lixiviados del relleno, en procura de tomar el lixiviado más fresco posible a diferencia de ser tomado de alguna de las lagunas de almacenamiento; b) *Agua de recirculado*, la cual ha pasado por el BLAAT® y por 4 humedales subsuperficiales construidos horizontalmente en paralelo con un TRH de 7 días cada uno, sembrados con 3 especies vegétales nativas tropicales de interés fitoremediador,; c) *Agua de permeado*, es el agua proveniente del efluente de la planta de tratamiento de lixiviados del relleno de tecnología con osmosis inversa, con una capacidad máxima de tratamiento de 9 $L.s^{-1}$ y su calidad es apta para uso en riego agrícola acorde con la legislación Colombiana Esos 3 compontes de la mezcla se proporcionaron de acuerdo a un balance de masa en términos de $gDQO.d^{-1}$, que se iba precisando con el tiempo conforme se obtenían datos diarios de DQO de cada uno de los componentes. En la Tabla 3. Se describe la fase de operación.

Tabla 3. Fase de arranque, duración y eficiencias de eliminación de materia orgánica.

Condición de Carga [%]	**Días de Operación [d]**	**Eficiencias de Eliminación [%]**		
		DQO Total	**DQO Filtrado**	**COD**
25	5	54,0	36,0	41,0
50	12	37,0	29,3	18,9
75	4	35,3	25,8	34,8
100	90	26,0	11,8	21,9

Resultados y discusiones:

C*onsideraciones hidráulicas*

Esta variable es de vital importancia en la operación del rector y tiene un efecto directo sobre el comportamiento de la biomasa dentro del mismo, en donde no conviene el aplastamiento del lodo por disminuciones prolongadas de caudal, ni tampoco de favorecer la pérdida del lodo con altos caudales, igualmente debe tenerse en cuenta que las variaciones de caudales y cargas orgánicas bruscas en sistemas como los reactores de manto de lodos suspendido pueden fácilmente desestabilizar el proceso (Giraldo E., 2012). Inicialmente el comportamiento hidráulico del sistema a gravedad fue inestable, con bajas de caudal en promedio de 70% del caudal definido, situación generada posiblemente por la alta presencia de solidos discretos (arenas) presentes en el lixiviado que favorecen la obstrucción del sistema, condición que se resolvió instalando pequeña bomba sumergible que permitió mantener el caudal lo más constante posible a nuestro contexto, lo cual controló la reducción de caudal lográndose una estabilidad del caudal afluente al sistema, alcanzado el valor promedio a las condiciones de diseño del sistema las cuales corresponde a un caudal de 1,4$L.min^{-1}$ y una velocidad ascensional de 0,5$m.h^{-1}$, condición que se encuentra dentro del rango recomendado para lodos floculentos (0,4 - 0,9 $m.h^{-1}$) (van Haandel, 1994). Así mismo el sistema hidráulico de la bomba permitió la homogenización de los componentes de la mezcla dentro del tanque.

E*liminación de materia orgánica*

Se puedo observar durante la fase de arranque la caída en la eficiencia de eliminación de la DQO total al aumentar las concentraciones de DQO en el afluente siguiendo la metodología ya descrita, de un promedio de 500 $mg.L^{-1}$ a un promedio de 730 $mg.L^{-1}$, la unidad parece no haber soportado el cambio en la carga de la mejor manera lo cual se ve

reflejado en las bajas y fluctuantes eficiencias de reducción, las cuales no superan 26% en términos de DQO_{Total}. Sin embargo, tampoco en ningún momento se alcanzó el valor de DQO de diseño a la entrada del reactor que corresponde a 986 $mg.L^{-1}$, lo cual permite descarta un problema por sobrecarga orgánica del sistema de acuerdo a lo establecido en el diseño experimental.
La eficiencia en la eliminación del Carbono Orgánico Disuelto (COD) fue tan variable como la DQO, con altas eficiencias en algunos momentos y bajas en otros, a diferencia de una pequeña etapa donde se puedo observar una eficiencia relativamente constante, el valor promedio en el efluente fue de 266,94 $mg.L^{-1}$. Debido a la complejidad del sustrato analizado y las diferentes fuentes de carbón orgánico que puede contener no se puede hacer una correlación estequiometrica entre el COD y la DQO filtrada, aunque en algunos puntos sí existe similitud entre las proporciones en los valores de entrada y salida de estos dos parámetros. El comportamiento de la carga orgánica volumetría (COV) que está ingresando a la unidad tanto de la DQO_{Total} y $DQO_{Filtrada}$ en el reactor se comporta de manera similar con una tendencia creciente, sin embargo por debajo de la carga de diseño 2595,8gDQO/m^3.d.

En cuanto a la relación DBO_5 /DQO, en los últimos 3 años el rango de variación para el lixiviado crudo de "Presidente" fluctuó entre 0,28 y 3,06, indicando el carácter biodegradable del mismo (Bugaseo, 2009). La biogegradabilidad de un lixiviado esta fuertemente relacionada con la edad del relleno, la relación DBO_5/DQO es un indicativo de la biogegradabilidad del LX, relaciones entre 0,4 y 0,6 son tomadas como un indicativo de que la materia orgánica presente en el lixiviado es de fácil biogegradabilidad, sin embargo en lixiviados con características de "maduros" la relación típica de DBO_5 /DQO está entre 0,05 y 0,2, debido que en un relleno sanitario "maduro" típicamente contiene ácidos húmicos y fúlvicos, que no son fácilmente biodegradables a diferencia los AGV´s y donde presenta altos contenidos en rellenos sanitarios jovenes (Tchobanoglous et al, 1993), durante el desarrollo de la fase de arranque se encontró una la relación media de DBO_5 /DQO de la mezcla que alimenta el BLAAT® en 0,23 lo que sugiere que el lixiviado usado presenta características de "maduro" dado que la fracción de materia orgánica susceptible de a ser degradada biológicamente es baja y aparentemente inadecuada para el tratamiento biológico.

Inhibitorios:

La medición del nitrógeno en el rector anaerobio es de relevancia dado que es un inhibidor principalmente en la fase de la metanogénesis¸ el NH_3-N es un inhibidor de microorganismo en la forma no ionizada, esta concentración de NH_3 se determina por la reacción del equilibrio entre el amoniaco (NH_3) y amonio, dependiendo en gran medida del pH promedio y en menor grado de la temperatura (Chernicharo, 2005). En el caso del lixiviado diluido del relleno de "Presidente" la forma predominante de nitrógeno fue la amoniacal, en la forma de ion amonio y de nitrógeno amoniacal no ionizado o amónico libre, la proporción de amónico libre en función del pH y temperatura promedio es de 17,25% y para el caso máximo de temperatura y pH la proporción es de 36,27 %. En la literatura, se reporta que la inhibición de amoniaco se produce en el rango de 1500-3000 $mg.L^{-1}$ a pH> 7,4, mientras que a concentraciones superiores a 3000$mg.L^{-1}$ el amoniaco se afirmó que era tóxico, independientemente del pH (Calli et al., 2005), (Lui J. *et al*., 2012). Se puede inferir, a partir de los datos, que la concentración de amonio a la entrada está cercana a el valor de diseño (315 $mg.L^{-1}$) y que nunca ha superado los 500 $mg.L^{-1}$ lo cual todavía está por debajo de los niveles que se pueden considerar tóxicos para el sistema. La proporción de NH_4/NTK también se mantiene próxima al 90%, mientras que el nitrógeno orgánico tuvo promedio de 67,8 $mg.L^{-1}$.

El pH es un parámetro de gran impacto ya que su valor y estabilidad dentro del reactor anaerobio depende el desarrollo de la actividad metanogénica que es altamente vulnerable a los cambios de pH comparada con las demás poblaciones presentes, a pH por debajo de 6,3 o por encima de 7,8 la metanogénesis disminuye significativamente (van Haandel, 1994), sin embargo el afluente siempre presento valores por encima de este rango con un promedio de 8,3 und, observándose que lo datos en la entrada de la BLAAT® son mucho más variables que la salida y en comparación con los datos del lixiviado crudo se encuentra por encima del promedio de éste que es de 8,1 unidades, éste incremento es debido al agua de permeado usada en la mezcla que alimenta el BLAAT® cuyo pH promedio es de 9,0 unidades. Dado que el pH de la unidad se mantuvo muy cercano al máximo rango, la actividad de las bacterias productoras de metano pudo ser afectada notoriamente, lo que plantea un problema de funcionamiento que conduce al bajo desempeño del reactor y pueda ser una de las causas de la baja eficiencia de remoción de materia orgánica.

En cuanto a los sulfatos se puedo observar que con los 6,1 $mg.L^{-1}$ en promedio que ingresaron a la unidad en la fase de arranque, tuvieron una eficiencia de eliminación media del 63% en el BLAAT®, posiblemente se deba a la

competencia entre las rutas de sulfatorreducción, metanogénesis y acetogénesis por el sustrato, la cual está determinada por las bases termodinámicas y cinéticas de las mismas, así como de las condiciones ambientales. Estas bases predicen si los microorganismos sulfatorreductores pueden predominar sobre los organismos metanogénicos y los acetogénicos (Rinzema y Lettinga 1988), en el caso del tratamiento del lixiviado diluido del relleno de "presidente" con una temperatura promedio de 27,7 °C y con máxima de 34,1 °C es decir a condiciones mesofílicas y un elevado pH (>8,0) se favoreció el proceso de reducción del sulfato frente a la metanogénesis, mientras que a valores de pH próximos a la neutralidad (6,7-7,3), la literatura demuestra que los grupos metanogénicos resultan más competitivos. En diversos trabajos realizados con reactores mesofílicos (30-35°C,) se ha observado que a pH alcalino la actividad de las bacterias sulfato reductoras acetotróficas, creciendo en acetato, se ve fuertemente incrementada, mientras que a valores de pH por debajo de 7,7, las sulfatorreductoras acetotróficas son inhibidas por el H_2S disuelto en la fase líquida (Visser *et al.* 1993) (Hidalgo M. y García P. 2005). Por otra parte es importante resaltar que con la presencia de metales pesados en reactores en condiciones de sulfatorredución y en los que la eliminación conjunta del sulfato y metales, produce sulfuros metálicos como precipitados insolubles y la metanogénesis estaría parcial o totalmente inhibida (Omil *et al* 1997) (Gallegos *et al*., 2010).

***N**utrientes:*

Durante la fase de arranque la unidad reporto una eficiencia del 21,2% de eliminación de fosfatos, con un afluente medio de 8,0 $mg.L^{-1}$, es importante considerar que la remoción de fósforo es posiblemente a la formación y precipitación de compuestos insolubles dado un pH superior a 8,0 en el afluente y en menor medida por la incorporación microbiana de fósforo en la digestión anaerobia que ha sido reportada como aproximadamente 1/5 a 1/7 de la establecida para el nitrógeno (Chernicharo, 2005). La mayoría de los microorganismos son capaces de usar ortofosfato inorgánico, el cual puede ser incorporado por las células en crecimiento mediante fosfatasas. En cuanto al requerimiento de nutrientes se expresan mejor de acuerdo a las relaciones entre sus concentraciones y las necesidades para el crecimiento bacteriano según la materia orgánica expresada en términos DQO disponible para remoción, tal como se muestran en la tabla 4, se evidencia que la disponibilidad de los macronutrientes no represento un factor limitante para la degradación de la materia orgánica.

Tabla 4. Proporción de nutrientes disponibles en el afluente del BLAAT®

PROPORCIÓN	PROMEDIO AFLUNTE	RECOMENDADO	REFERENCIA
DQO:N:P	105:12:1	300:5:1	Amataya (1996) Aiyuk et al. (2004)
C:N:P	72:13:1	400:5:1	Alpheenar et al. (1993) Thaveesri (1995)
DQO:N	131:1	Min 70	Brunetti et al. (1983)
DQO:P	72:1	Min 350	Brunetti et al. (1983)

***P**arámetros de control*

Los parámetros de control típicos y de interés en tecnologías de tratamiento anaerobio, también se avaluaron durante la fase de arranque, en el caso de los AGV's son tóxicos para la metanogénesis, solamente en la forma no ionizada. A pH neutro, los AGV's están mayoritariamente (>99%) en la forma ionizada, cuando el pH disminuye, estos están menos disociados, es decir son tóxicos (Zegers, 1987), condición que no se presenta para valores de pH superiores 8,0 und, en donde los AGV's se encuentran en forma de sales disueltas en el agua por lo que no se espera riesgo de acidificación del reactor, en cuanto su eficiencia de eliminación por el paso del BLAAT® se presentó un promedio estable de 21,9%. Por otra parte la alcalinidad total del afluente tuvo un promedio de 2721,6 $mg.L^{-1}$ y no se presentó diferencia significativa con respecto a efluente, mientras que la alcalinidad bicarbonatica permaneció casi constante por el paso del reactor con un valor medio en el afluente de 1773,7 $mg.L^{-1}$.El Índice Buffer (IB) es usado típicamente en el tratamiento anaerobio de aguas residuales de fácilmente acidificables, un IB entre 0,2 – 0,3 indica que reactor estable, IB < 0.2 que el reactor subalimentado y un IB 0,35: reactor empieza a acidificarse, (Ripley et al.,1986), otros autores recomiendan que el IB debe estar alrededor de 0.4 (Pérez y Torres, 2008), el IB calculado promedio para la LAAT es de 0,14, lo cual indicaría una subalimentación del reactor, este un factor de baja relevancia dadas las características del lixiviado.

***C**aracterísticas del lodo:* En cuanto al monitoreo del lodo, se puedo observar que presentaron aparentemente buenas características en cuanto se refiere a su relación SSV/SST durante el periodo de arranque de la LAAT, con un promedio de 0,46 sin embargo con una tendencia leventemente decreciente. En términos de la Actividad

Metanogénica Especifica (AME), con la cual se puede cuantificar la actividad de la población metanogénica, además de ofrecer otras aplicaciones como evaluar el comportamiento de la biomasa bajo el efecto de compuestos potencialmente inhibidores y determinar la toxicidad relativa de compuestos químicos presentes en lixiviado. La determinación de la AME se realizó para 3 muestras tomadas al inicio y dos más durante el arranque con espaciamiento temporal de un mes entre ellas; En cada muestra se estudiaron 4 escenarios: Lodo, Lodo + nutrientes, Lodo + lixiviado y Lodo+Lixiviado+Nutrientes, en los se observa que el lodo en todas las 3 muestras que el escenario Lodo + lixiviado la AME fue 0 mLCH4/g SSV, lo que indica que el LX ejerce un papel inhibitorio sobre la actividad microbiana, mostrando que esta es otra causa de la baja eficiencia de eliminación de materia orgánica del reactor.

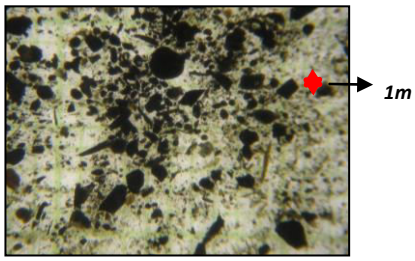

Figura 2. Vista del lodo muestra de la zona de mezcla.

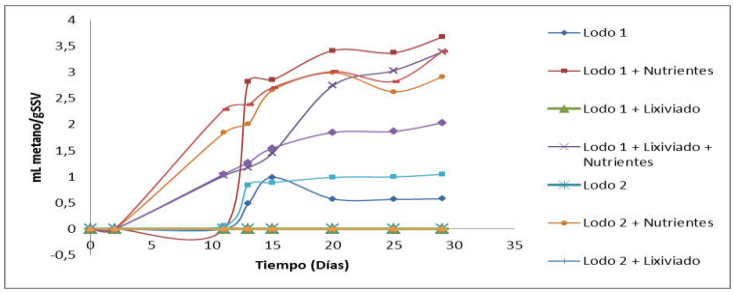

Figura 3. Comportamiento de la actividad metanogénica entre la muestra inicial (Lodo1) y la muestra intermedia (Lodo2)

Conclusiones y recomendaciones:

Se ratifica la premisa bajo la cual el arranque de sistemas anaerobios es una etapa crucial para alcanzar buenos desempeños de estas unidades para el tratamiento del residuo líquido. Algunas de las características inherentes a los lixiviados generados en los rellenos sanitarios generan dificultades para alcanzar condiciones adecuadas de tratamiento mediante estos sistemas biológicos. Dentro de estas características, la variabilidad en la carga orgánica expresada como DQO, genera dificultadas en el control de la carga orgánica volumétrica que se ingresa al sistema el cual es un parámetro de control fundamental durante el arranque de estos reactores. Adicionalmente, la alta complejidad de los lixiviados y la presencia de sustancias toxicas y/o inhibitorias, tienen un impacto negativo sobre el crecimiento de la biomasa, por lo cual se requiere de tiempos más prolongados para promover su aclimatación a este tipo de sustrato. Debido a estas condiciones propias de este residuo líquido, es necesario un control estricto y frecuente sobre los parámetros operacionales durante el arranque de estos sistemas, más que en el caso de aguas residuales con menor diversidad de componentes y características más estables en el tiempo.

Durante la investigación se ha comprobado la dificultad del tratamiento de lixiviados caracterizados como "maduros" mediante sistemas anaerobios. Dentro de las características del lixiviado "maduros" usado como sustrato en este estudio, las de mayor impacto sobre la eficiencia en el tratamiento fueron la poca disponibilidad de materia orgánica expresada como DQO y una baja proporción DBO/DQO, un indicador de la baja porción biodegradable de los orgánicos totales presentes en el lixiviado. Baja concentración de ácidos grasos volátiles, es decir poca materia orgánica rápidamente biodegradable disponible para los microorganismos y el alto pH, el cual en combinación con el alto pH del agua usada para la dilución ha imposibilitado alcanzar una condición de pH dentro del rango óptimo para la digestión anaerobia, en especial para la fase metanogénica.

El lodo empleado como inóculo en el arranque de la unidad presentó buenas condiciones de biomasa, representada en una alta concentración de sólidos y relación SSV/SST. Sin embargo, su desempeño pudo haber sido afectado por sustancias toxicas e inhibitorias presentes en el LX. La recuperación del sistema, en cuanto a la eficiencia de remoción de materia orgánica, evidencia que la biomasa presente en el sistema todavía está activa y que con el paso del tiempo se puede desarrollar y adaptar progresivamente al lixiviado empleado como sustrato. Sin embargo, es recomendable evaluar otras proporciones de mezcla de los inóculos empleados en el arranque de esta unidad, buscando promover la robustez y diversidad microbiana dentro de la biomasa.

Agradecimientos: A la Universidad del Valle; a el Instituto UNESCO-IHE y a Bugaseo S.A. E.S.P.

Referencias Bibliográficas:

Amatya, P.L., (1996). Anaerobic treatment of tapioca starch industry wastewater by bench scale upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. M.Eng. *Thesis. Asian Institute of Technology,* Bangkok, Thailand.

Aiyuk, S.E., Amoako, J., Raskin, L., Van Haandel, A., Verstraete, W., (2004a.) Removal of carbon and nutrients from domestic sewage using a low-cost, integrated treatment concept. *Water Res*. **38**, 3031–3042.

Alphenaar, P.A., Sleyster, R., de Reuver, P., (1993). Phosphorus requirement in high-rate anaerobic wastewater treatment. *Water Res*. **27**, 749–756.

Bugaseo SA ESP., (2009). Informe del sistema de tratamiento de lixiviado-Relleno sanitario de Presidente, Buga, Valle del Cauca, Colombia.

Brunetti, A., Boari, G., Passino, R., Rozzi, A., (1983). Physico-chemical factors affecting start-up in UASB digestors. In: Proc. of *European Symposium on Anaerobic Wastewater Treatment, Noordwijkerhout*, The Netherlands, p. **31**7

Calli B. *et al*., (2005). Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors aDepartment of Environmental Engineering, Marmara. Received 15 September 2003; accepted 16 May 2004.

Chernicharo C. A. (2005) Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. Technology & Engineering - 1460 pages.

Eugenio Giraldo., (2012) Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. *Revista de ingeniería* número **36**- enero-junio de 2012. Universidad de los andes. Colombia. páginas 44 a la 55. issn 0121-4993 / e-issn 2011-004

Gallegos, A. (2010). Competencia por sustrato durante el desarrollo de biomasa sulfatorreductora a partir de un lodo metanogénico en un reactor UASB. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, vol. **26**, núm. 2, mayo, 2010, pp. 109-117 Universidad Nacional Autónoma de México México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* ISSN (Versión impresa): 0188-4999.

Guerrero, J., Guisasola, J., Comas, I., RodrígueZ-Roda and Baeza J.A. (2012). Multi-criteria selection of optimum WWTP control setpoints based on microbiology-related failures, effluent quality and operating costs. *Chemical Engineering Journal*, **188**, 23-29.

Hidalgo M. y García P. (2005). Influencia del sulfato en la degradación anaerobia de materia orgánica, Grupo de Tecnología Ambiental. Dpto. de Ingeniería Química. Universidad de Valladolid. Revista IQ. Tratamiento de Aguas Residuales

Madera C., (2010). Eco-tecnología para la biorremediacion de lixiviados de rellenos sanitarios: acople tecnológico "laguna anaerobia de alta tasa y humedal construido de flujo sub-superficial. Universidad del Valle. Cali, Colombia.

Marmolejo L., Patricia P., Oviedo R., Garcia M., Dias. L., (2011). Análisis del funcionamiento de plantas de manejo de residuos sólidos en el norte del valle del cauca, Colombia. *Revista EIA*, ISSN 1794-1237 Número **16**, p. 163-174. Diciembre 2011. Escuela de Ingeniería de Antioquia, Medellín. Colombia

Lui J. et al., (2012) inhibitory effect of high-strengh ammonia nitrogen on bio-treatment of landfill leachate using EGSB reactor under mesophilic and atmospheric conditions. *Bioresource technology*, volume **113**, june 2012, pages 239-249.

Öman C and Junested C., (2008). Chemical characterization of landfill leaches – 400 parameters and compound's. Waste Management 28.

Omil F., Visser A., Hulshoff Pol L. Y Lettinga G. (1997) Desarrollo de biomasa sulfurogénica durante el tratamiento anaerobio de aguas con alto contenido de sulfato en reactores anaerobios de lodos granulares. Revista Afinidad, Tomo LIV. 353-471.

OPS/Organización Panamericana De La Salud., (2010). Informe de la evaluación regional de los servicios de manejo de residuos sólidos municipales en américa latina y el caribe. Washington D.C., USA

Peña Varon, M.R., (2002). Advance in primary treatment of domestic wastewater in tropical countries: Development of the high rate anaerobic pond, PhD thesis, University of Leeds, Leeds, UK.

Peña Varon, M.R., (2003). High rate anaerobic pond concept for domestic wastewater treatment: Results from pilot scale experience. Seminario internacional métodos naturales para el tratamiento de aguas residuales, Cartagena, Colombia.

Pérez, A. and Torres, P. (2008). Índices de alcalinidad para el control del tratamiento anaerobio de aguas residuales de fácilmente acidificables (Alkalinity índices for control of anaerobic treatment of readily acidifiable wastewaters. 2008). *Revista Ingeniería y Competitividad*, Universidad del Valle. **10(2)**, 41-52.

PGN/ Procuraduría General De La Nación – Colombia. (2004). Procuraduría delegada para asuntos ambientales y agrarios., Informe de seguimiento gestión de residuos sólidos en Colombia. Santafé de Bogotá D.C.

Renou, S., Givaudan J., Polain S., Dirassouyan F., Mouli P., (2008). Landfill leachate treatment: *Review and opportunity. Journal Hazardous Materials* **150**.

Rinzema A. y Lettinga G. (1988). Anaerobic treatment of sulphate-containing wastewater. En: *Biotreatment Systems* (D.L. Wise Ed.), CRC Press, Boca Ratón, Florida. pp.65-109.

Ripley, L. E., Boyle, W. C., & Converse, J. C. (1986). Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 58, 406-411

Rodríguez, J.A., Peña, M.R. and Manzi, V. (2001). Application of an innovative methodology to improve the starting-up of UASB reactors treating domestic sewage. *Water Science and Technology*, Vol. **44**, No. 4.

Tchobanoglus, G., Theisen, H., Vigil S., (1993). Integrated solid waste management: *Engineering principles and management issues*. USA. McGraw-Hill.

Thaveesri, J., (1995). Granulation and stability in upflow anaerobic sludge bed reactors in relation to substrates and liquid surface tension. Ph.D. Thesis. Ghent University, Belgium.

Van HaandeL, A. Y Lettinga G. (1994) Tratamento Anaeróbio de Esgotos. Editora EPGRAF. Campina Grande, Brasil.

Visser, A., Gao, Y. Y Lettinga, G,. (1993). Effects of pH on methanogenesis and sulphate reduction in thermophilic UASB reactors (55º). *Bioresource Technol*., **44**, 113-121.

-Zegers, F. (1987) Microbiología, arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodos UASB. Manual de curso. Universidad del Valle, CVC y Universidad Agrícola de Wageningen. Cali (Colombia)