

Mejoramiento de la Calidad de Lodos Anaerobios. Influencia de la Adición de Cloruro Férrico

Patricia Torres*
Antonio Cardoso**
Olga Rojas***

* Ph.D. Profesora Asociada - Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente - Facultad de Ingeniería - Universidad del Valle - Santiago de Cali, Colombia.
E-mail: patoloz@univalle.edu.co.

** Ingeniero Sanitario - Estudiante MSc. Universidad de Florida - USA
E-mail: cardoso_antonio@hotmail.com

*** MSc. Investigadora - Universidad del Valle, Santiago de Cali, Colombia.
E-mail: orojasch@telesat.com.co

RESUMEN

El período de arranque de reactores anaerobios es una etapa crítica y relativamente lenta debido a que debe desarrollarse una población microbiana suficiente y equilibrada que frecuentemente determina la eficacia de operación del reactor. La actividad de la biomasa depende de muchos factores; con relación a los micronutrientes, la deficiencia de uno puede limitar el proceso biológico y las bacterias metanogénicas han demostrado una dependencia crítica por el hierro.

Fue evaluada la influencia de la adición continua de cloruro férrico sobre el mejoramiento de un lodo usado como inóculo para el arranque de un

Fecha de recepción: Noviembre 21 de 2003
Fecha de aprobación: Abril 30 de 2004

reactor anaerobio. El lodo provenía de un reactor Anaerobio de Flujo Ascendente y Manto de Lodos - UASB que trataba aguas residuales domésticas y presentaba características de lodo floculento con bajas actividad metanogénica y sedimentabilidad. La dosis de cloruro férrico fue 4.83 mg/l, equivalente a una concentración de hierro de 0.50 mg/l.

Fueron usados dos reactores, el primero fue utilizado como control (Reactor R1) y al segundo (Reactor R2) se le adicionó cloruro férrico de manera continua. En ambos reactores se alcanzó Carga Orgánica Volumétrica - COV hasta de 6.40 kg DQO/m³.d y velocidad ascensional de 8.55 cm/h. Comparado con el reactor control (R1), el reactor R2 fue menos susceptible, presentando eficiencias de remoción de DQO mejores en tiempos más cortos. Adicionalmente, la calidad del lodo al final del arranque fue mejor tanto en términos de Actividad Metanogénica como de sedimentabilidad.

La estrategia de mejoramiento de la calidad de lodos anaerobios usada, mostró su viabilidad y efectos favorables sobre la calidad de lodos de pobres características usados como inóculos para el arranque de reactores anaerobios.

Palabras Clave: Arranque; Cloruro Férrico; Micronutrientes; Tratamiento Anaerobio; UASB.

ABSTRACT

The start-up period of anaerobic reactors is a critical and relatively slow step since it has to develop a sufficient and well-balanced microbial population that frequently determines the operation's efficiency of the reactor. The biomass activity depends on many factors; with relation to the micro-nutrients, the lack of one can limit the biological process; and methanogenic bacteria have also shown a critical dependence on iron.

The influence of the continuous addition of ferric chloride on the improvement of a sludge used as inoculum at the start-up of an anaerobic reactor

has been evaluated. The sludge came from an anaerobic UASB reactor used for treating domestic sewage and presenting the characteristics of a flocculent sludge, with low methanogenic activity and settleability. The ferric chloride dosage of 4.83 mg/l was equivalent to a soluble iron concentration of 0.5 mg/l.

Two reactors were used, the first one was utilized as control (R1) and on the second (R2 reactor) ferric chloride was continuously added. Both reactors achieved an organic rate load - ORL up to 6.40 kg COD/m³.d and an up-flow velocity of 8.55 cm/h. Compared with the control reactor (R1), the R2 reactor was less susceptible, with better COD removal efficiencies, in shorter times. Additionally, the sludge quality at the end of the start-up was better in terms of methanogenic activity and settleability.

The strategy used to improve the sludge quality, showed its viability and favorable effects on the sludge quality of poor characteristics used as inocula to start-up anaerobic reactors.

Key Words: Anaerobic Treatment; Ferric Chloride; Micronutrients; Star-up; UASB

1. INTRODUCCIÓN

La tecnología anaerobia es una opción viable en países de clima tropical para el tratamiento tanto de aguas residuales domésticas como industriales, ofreciendo ventajas comparativas con otros sistemas en términos de menores requerimientos de área, costos de operación y mantenimiento, posibilidad de aplicación como etapa única o inicial del sistema de tratamiento y aprovechamiento de los subproductos (biogás, lodo digerido y agua residual tratada). Estas características favorecen la concepción de un manejo integrado de los recursos hídricos.

A pesar de los aspectos favorables, la tecnología también presenta limitaciones debido a la complejidad de la microbiología del proceso (diversas etapas y poblaciones involucradas,

siendo las bacterias metanogénicas las que presentan las más bajas tasas de crecimiento) y a la poca disponibilidad de inóculos de buena calidad y en cantidad suficiente. Esta situación hace que los períodos de arranque sean relativamente largos.

Aunque se disponga de un inóculo de buena calidad, los reactores anaerobios deben ser arrancados con cuidado para garantizar el crecimiento adecuado de la población metanogénica y que el material celular generado sea eficientemente retenido en el reactor. Una característica que permite medir la capacidad y eficiencia en la retención del lodo es la sedimentabilidad, lo que la convierte en una variable importante en la evaluación de alternativas de mejoramiento de calidad de lodos anaerobios.

En Colombia no se cuenta con semillas en cantidad y calidad suficientes y apropiadas para garantizar la inoculación de reactores anaerobios, lo que dificulta la utilización de la tecnología para el tratamiento de aguas residuales tanto domésticas como industriales.

El estudio realizado evaluó el arranque de dos reactores, el primero de ellos fue usado como reactor control (R1) y el segundo (R2) tuvo adición continua de cloruro férrico con el objetivo de determinar su influencia sobre el mejoramiento de la calidad de un lodo anaerobio floculento cuyas características típicas son bajas actividad metanogénica y sedimentabilidad.

2. EL HIERRO COMO MICRONUTRIENTE ESENCIAL EN LOS PROCESOS BIOLÓGICOS ANAEROBIOS

El tratamiento anaerobio de aguas residuales, por ser un proceso biológico, requiere de nutrientes esenciales para el óptimo desarrollo de las bacterias, la síntesis de sus constituyentes celulares y la degradación eficiente de la materia orgánica presente en el agua a tratar.

Dependiendo de la cantidad requerida, los nutrientes pueden ser clasificados como macronutrientes (nitrógeno, fósforo, azufre) o micronutrientes (elementos traza: hierro, níquel, magnesio, cobalto, calcio, sodio, bario, molibdeno) siendo ambos igualmente importantes para la función celular. Los nutrientes no son la respuesta a todas las dificultades operacionales del tratamiento anaerobio, pero su presencia y disponibilidad puede conllevar a la corrección de la mayoría (Speece, 1996).

Los micronutrientes son esenciales para el buen desempeño de los microorganismos anaerobios. La actividad de la biomasa depende de muchos factores, pero la falta de uno solo de los micronutrientes puede limitar la viabilidad de tratamiento. El hierro es uno de los más importantes y a pesar de que es el cuarto elemento más abundante en la corteza terrestre, la mayoría de los organismos tienen dificultades para asimilar suficientes cantidades del metal.

Estudios realizados con micronutrientes, han permitido verificar que el *hierro*, el *níquel* y el *cobalto*, están presentes en las bacterias metanogénicas en concentraciones más elevadas que en otros microorganismos (van Haandel & Lettinga, 1994) y que el *hierro* es parte importante para la conversión del ácido acético a metano (Speece, 1985). El autor recomienda una concentración soluble de hierro en el medio de 0.50 mg/l.

La adición de cantidades adecuadas de hierro en el tratamiento de aguas residuales ha mostrado avances significativos, permitiendo la aplicación de mayores cargas orgánicas una vez se ha estimulado la actividad de los microorganismos presentes en el proceso. Se han reportado experiencias en donde se ha mejorado notablemente el desempeño de sistemas anaerobios con la adición directa de un "cóctel" que contenga 1.0 mg FeCl_3 , 0.1 mg CoCl_2 y 0.1 mg NiCl_2 por cada litro de reactor, consiguiendo la disminución de altas concentraciones de Ácidos Grasos Volátiles AGV, que venían presentándose

en los efluentes (Speece, 1996).

Además del efecto favorable del hierro sobre la población biológica, el producto es aprovechado con el fin de modificar las fuerzas de cohesión interna del lodo y disponer de una energía complementaria de floculación, aumentando artificialmente el tamaño de las partículas y consiguiendo su aglomeración en forma de flóculos, ya que se rompe su estabilidad coloidal. Este efecto mejora las características de sedimentabilidad del lodo de inóculo, permitiendo aplicar cargas mayores en el reactor sin que se presente el lavado de la biomasa activa presente en el lodo.

Dependiendo del objetivo del tratamiento, es o no necesaria la remoción de fósforo. Las sales de hierro como el cloruro férrico, dependiendo de los iones en solución y del pH del medio, pueden precipitar fósforo. Este producto precipita ortofosfato como FePO_4 al reaccionar el ion férrico con el fosfato (Mamais et al., 1994).

En países en vía de desarrollo como Colombia, sin embargo, la remoción de nutrientes no es una prioridad y los tratamientos de aguas residuales aún se enfocan fundamentalmente a la remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos. Adicionalmente, dada la vocación agrícola del país, es recomendable evaluar la opción de reuso de efluentes de PTAR con niveles significativos de nutrientes.

Algunos estudios con el uso de cloruro férrico como estimulante de procesos biológicos anaerobios son mostrados a continuación:

Hsu (1989) determinó que para alcanzar y mantener elevadas tasas de utilización de acetato no es suficiente una dosificación puntual de hierro, debiéndose aplicar al menos cada dos días. Una frecuencia de una vez por semana fue insuficiente. La aplicación puntual de una dosis de 6.2 mg/l del producto a un lodo floculento usado como inóculo de un reactor UASB, aunque mejoró la sedimentabilidad del lodo, no garantizó

la estabilidad del reactor, observándose acumulación de ácidos grasos. Esto indica que la etapa más importante del proceso biológico anaerobio, que es la transformación de acetato a metano, no fue favorecida (Salazar, 2001).

En el arranque de un reactor anaerobio, tratando agua residual en Colorado, Shen et al. (1993), consiguieron controlar la acumulación de AGVs que venía detectándose en el afluente, logrando una disminución de 4000 mg/l a 400 mg/l, con la simple adición de Cloruro Férrico y sales de Co y Ni. Una vez se detuvo la adición de sales, los AGVs volvieron a acumularse pasando de 400 mg/l a 4000 mg/l, por lo que fue necesario agregar nuevamente los compuestos químicos.

Mamais et al. (1994) observaron que con la adición de Cloruro Férrico en un reactor anaerobio en San Francisco, la alcalinidad era reducida probablemente por la precipitación de Carbonato Ferroso (FeCO_3), pero se evitaba la formación de estróvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) que estaba ocasionando la obstrucción de las tuberías en la planta de tratamiento. Los autores también observaron que el reactor presentaba una concentración de H_2S menor de 1 ppm, valor muy bajo comparado con los 100 ppm medidos cuando no hubo adición del Cloruro Férrico, lo que se debe probablemente a la formación de sulfuro ferroso ($\text{FeS}_{(P)}$).

En la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR de Río Frío en la ciudad de Bucaramanga, se adicionó FeCl_3 en los reactores UASB con el objetivo de mitigar olores. Ortega y Otero (1997), reportan dosificaciones entre 29.0 y 92.6 mg/l con caudales de aplicación entre 11 y 16 h/d, con el objetivo de obtener efluentes con presencia máxima de sulfuros de 1.0 mg/l. Con relación al lodo, se observó un aumento del volumen y una acelerada expansión del manto de lodos debido a la adición del químico, comparado con lo que normalmente ocurre en el proceso. La dosis óptima determinada fue 92.6 mg/l con un caudal de 13 a 14 h/d.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Los estudios fueron realizados en el Laboratorio de Biotecnología Ambiental del Área Académica de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidad del Valle. Los reactores UASB en escala de laboratorio fueron construidos en acrílico y de sección circular (diámetro interno 10 cm, altura de reacción 0.51 m). El Reactor 1 (R1) fue usado como control (sin adición de cloruro férrico) y al Reactor 2 (R2) se le dosificó Cloruro Férrico de manera continua y en una dosis previamente determinada (Cardoso, Torres y Rojas, 2002). La Figura 1 muestra el esquema de los reactores.

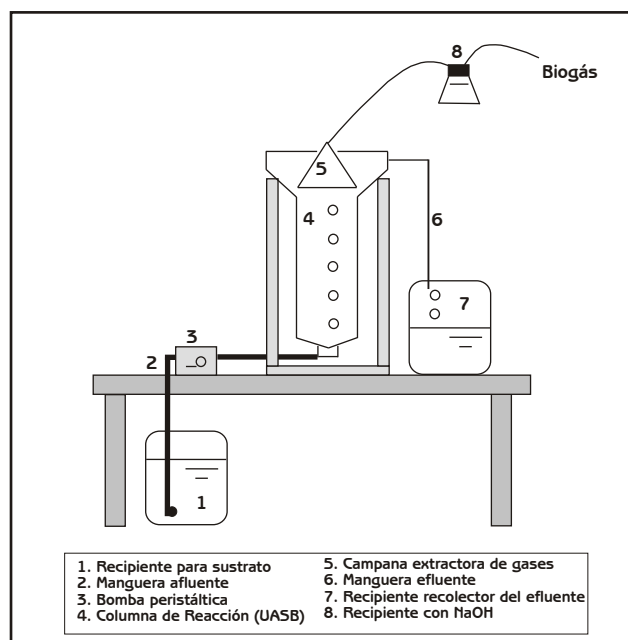


Figura 1. Montaje Experimental Reactores UASB

3.1. El Inóculo:

La semilla usada para inocular los reactores provino del reactor UASB que trata el 50% de las Aguas Residuales de la PTAR del Municipio de Ginebra -Valle del Cauca. Este material presenta características típicas de lodos flocculentos (baja sedimentabilidad y actividad metanogénica). La cantidad de lodo usado para inocular los reactores fue determinada de acuerdo con las características de la semilla, garantizándose una concentración de 15 gSTV/l.

3.2. El Sustrato

El uso de aguas residuales sintéticas en estudios en escala de laboratorio, presenta ventajas desde el punto de vista de la posibilidad de un mayor control en la composición, lo que es un aspecto de gran valor cuando se desean comparar estrategias de mejoramiento de procesos biológicos como los que ocurren con la aplicación de la tecnología anaerobia para la depuración de aguas residuales.

El agua residual fue preparada en el laboratorio con una concentración de DQO del orden de 1600 mg/l y enriquecida con macro y micronutrientes en niveles adecuados para suplir los requerimientos nutricionales necesarios para el crecimiento de los microorganismos presentes en el lodo.

Una relación DQO:N:P:S de 300:10:1:1 fue mantenida constante en la composición del agua residual. El azúcar morena fue la fuente de materia orgánica y la urea, el ácido fosfórico y el sulfato de magnesio fueron las fuentes de nitrógeno, fósforo y azufre respectivamente. El producto usado para garantizar capacidad buffer en el sistema fue bicarbonato de sodio (NaHCO_3).

3.3. Metodología de Arranque

Una vez inoculados los reactores, se inició la operación continua y simultánea de los reactores R1 y R2 con las mismas condiciones operacionales (Tiempo de Retención Hidráulico - TRH de 24 horas y concentración fija de DQO de 1600 mg/l), lo que garantizó una Carga Orgánica Volumétrica COV inicial constante de 1.60 Kg DQO/m³.d.

La COV fue incrementándose a través del aumento del Caudal (reducción del TRH) a medida que las variables de control del proceso anaerobio se estabilizaban en cada condición operacional, cuya duración dependió fundamentalmente de los siguientes aspectos: alta y constante eficiencia de remoción de DQO, reducción de los

AGV, Índice AI/AP constante, etc.

El seguimiento de los reactores fue realizado a través de las variables medidas en el afluente y efluente líquido y en el lodo mostradas en la Tabla 1:

Tabla 1. Parámetros medidos en los Reactores y Frecuencia de medición

VARIABLE	FRECUENCIA DE MEDICIÓN
AGUA RESIDUAL	
Temperatura	Diaria
pH	Diaria
Alcalinidad (Total y Bicarbonática)	Diaria
SST y SSV	Diaria
AGV	Diaria
DQO	2 veces / semana
SST	1 vez / semana
SSV	1 vez / semana
LODO	
SST	Inicio y Final
SSV	Inicio y Final
Sedimentabilidad	Inicio y Final
Actividad Metanogénica	Inicio y Final
Perfil de Lodos	Inicio y Final

Los ensayos fueron realizados de acuerdo con los Standard Methods (1998) y la alcalinidad, AGV y AME de acuerdo con Field (1994).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. El Inóculo

La Tabla 2 muestra los resultados de la caracterización del lodo de inóculo.

Tabla 2. Caracterización del Lodo de Inóculo

VARIABLE	UNIDAD	VALOR
Sólidos Totales - ST	g/l	65.47
Sólidos Totales Volátiles-STV	g/l	30.29
STV/ST	--	0.46
Sedimentabilidad*	m/h	8.4 –9.0
AME	gDQO/gSTV.d	0.19

*(Gutiérrez, 2001; Sanabria, 2000)

La relación STV/ST de 0.46 es un valor típico de lodos de reactores anaerobios floculentos que tratan aguas residuales domésticas. Esta relación es una medida indirecta del grado de actividad biológica del lodo, lo que indica que es baja. La sedimentabilidad también mostró valores típicos

de lodos de sistemas anaerobios tratando aguas residuales domésticas (Field et al, 1995).

La AME fue realizada usando como sustrato el mismo tipo de agua residual con que fueron alimentados los reactores en el estudio. Comparando este valor con el reportado para el ensayo, usando como sustrato una mezcla estándar de Ácidos Grasos Volátiles AGV, el cual fue de 0.23 gDQO/gSTV.d, se encuentra una alta potencialidad de degradación anaerobia del agua residual con este inóculo.

Comparando la AME de otro lodo floculento de PTAR que trata también agua residual doméstica (0.10 0.15) el lodo de la PTAR Ginebra presentó mayor actividad debido probablemente a que no es un agua residual típicamente doméstica por la presencia de compuestos orgánicos (proteína) provenientes de actividades como el sacrificio de aves, entre otros.

Considerando un volumen de la zona de reacción de 4 litros y una concentración deseada de 15 g STV/l, fueron adicionados 1.98 litros, lo que representó un 49% del volumen, valor que se encuentra dentro del rango de 30% a 60% recomendado por Noyola y Llangovan (1994) para garantizar una cantidad suficiente de inóculo que no retrase el proceso de arranque ni permita el lavado del lodo.

4.2. El Sustrato

Las Tablas 3 y 4 muestran la composición de las soluciones de macro y micronutrientes usadas para la preparación del sustrato.

Durante el estudio, el agua residual presentó las características mostradas en la Tabla 5.

Tabla 3. Solución de macronutrientes

Tabla 4. Solución de Macronutrientes

COMPUESTO	CONCENTRACION (g/l)
CoCl ₂ ·6H ₂ O	0.120
MnCl ₂ ·4H ₂ O	0.500
CuCl ₂ ·H ₂ O	0.125
ZnCl ₂ (Anhidro)	0.500
H ₃ BO ₃	0.050
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·H ₂ O	0.120
Na ₂ SeO ₃ ·5 H ₂ O	0.130
NiCl ₂ ·6 H ₂ O	0.600
EDTA	64.00
HCl (36%)	1.0 (ml/l)
NaCl	5.00
CaCl ₂ ·2 H ₂ O	0.500

Tabla 5. Composición de Agua Residual

VARIABLE	MIN	MAX	PROM*	S	CV	n
Temperatura (°C)	24.5	28.7	26.5	1.11	4.20	66
pH (Unidades)	8.4	9.4	—	—	—	66
AGV (meq/l)	1.50	4.40	2.30	0.844	36.70	63
Alcalinidad Bicarbonática (mgCaCO ₃ /l)	445	1035	705	174.75	24078	66
Alcalinidad Total (mgCaCO ₃ /l)	415	960	600	107.52	17.93	66
DQO (mg/l)	1377	1857	1598	134.22	8.40	20

Prom: Promedio

S: Desviación estándar

CV: Coeficiente de Variación

n: Número de muestras

La composición del sustrato, a base de azúcar morena, sumada a la presencia de macro y micronutrientes, garantizó características típicas de residuos biodegradables. La concentración de la DQO, del orden de 1598 mg/l indica además que este sustrato simuló características de agua residual de media a alta concentración, rangos comunes en aguas residuales industriales como las de procesamiento de alimentos.

4.3. Arranque de los reactores

Los reactores fueron operados a temperatura ambiente variando entre 24°C y 29 °C, rango que caracteriza condiciones apropiadas para el crecimiento de microorganismos mesofílicos. Se manejaron 6 condiciones operacionales definidas por la reducción en el tiempo de retención hidráulico. La Tabla 6 muestra las características de cada una de las etapas.

El pH de los efluentes de ambos reactores fue similar, con valores entre 6 y 8 unidades la mayor parte del tiempo. El bicarbonato de sodio fue

adicionado inicialmente en una proporción 1:1 con relación a la DQO; sin embargo, los valores de alcalinidad de bicarbonatos, AGV, IB y pH mostraron una sobredosificación, reduciéndose la proporción a la mitad, lo que fue suficiente para continuar garantizando la capacidad buffer requerida por el sistema para la neutralización de los AGV generados en el proceso biológico en todas las etapas de operación.

Tabla 6. Etapas de Operación de los Reactores

ETAPA	TRH (h)	Duración (días)	Caudal Promedio (ml/h)	Velocidad (cm/h)	COV (Kg DQO/m ³ .d)
1	24	1 a 9	166.7	2.14	1.60
2	20	10 a 39	200.0	2.56	1.92
3	16	30 a 38	250.0	3.21	2.40
4	12	39 a 52	333.3	4.27	3.20
5	9	53 a 62	444.4	5.69	4.26
6	6	63 a 72	666.6	8.55	6.40

En las Figuras 2 y 3 se observa que ambos reactores respondieron favorablemente al incremento de la carga orgánica, mejorando su capacidad de tratamiento. Al comienzo de cada etapa se observaban signos de inestabilidad (aumento de los AGV, reducción de la eficiencia de remoción de DQO) y después de un corto período el consumo de AGV se equilibraba con la producción de los mismos, lo que es indicativo de estabilidad del proceso. Sin embargo, comparando los dos reactores, el R2 tuvo mayor facilidad para adaptarse a los cambios con una recuperación más rápida y mejor eficiencia de remoción de carga orgánica (>80%) en casi todas las etapas, excepto en la última (TRH 6 h).

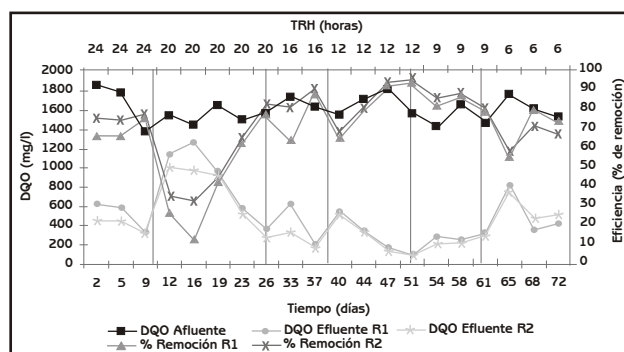


Figura 2. Comportamiento de la Remoción DQO

En las etapas operacionales con TRH de 16, 12 y 9 horas, ambos reactores presentaron un

comportamiento muy similar. Este progreso y estabilidad en la calidad del efluente está directamente relacionado con el mejoramiento de la calidad y actividad biológica del lodo. Adicionalmente, la buena distribución del manto de lodos garantiza un mejor contacto entre el sustrato y la biomasa, condición indispensable para el éxito del proceso biológico.

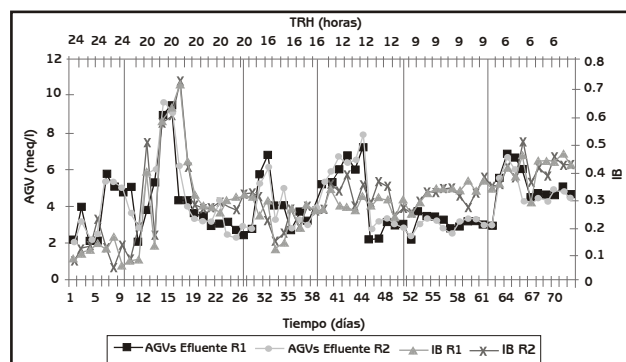


Figura 3. Comportamiento de la Remoción AGVs y el IB

Con la reducción del TRH de 9 a 6 horas, ambos reactores mostraron inestabilidad en el proceso, lo que se reflejó en la disminución de la eficiencia remoción de la DQO, acumulación de AGVs (>4.0) y altos valores del IB (0.35). Esta situación indica que los reactores UASB pudieron operar a su máxima capacidad en un TRH entre las 9 y 6 horas. El tiempo exacto deberá ser determinado en estudios posteriores. Este rango de valores es típico de reactores UASB tratando aguas residuales domésticas, los cuales son diseñados con un TRH de 8h para condiciones de caudal medio.

Con relación a la influencia de la adición del cloruro férrico sobre el mejoramiento de la calidad del lodo, aunque en ambos reactores ocurrió un constante lavado de lodo durante el arranque, en el reactor R2 este fenómeno fue menos significativo, indicando que la biomasa alcanzó mejores características de sedimentabilidad comparado con el reactor R1.

Desde el punto de vista de actividad biológica anaerobia (producción de metano), los ensayos

finales de Actividad Metanogénica, mostraron que mientras el lodo del reactor R1 aumentó su actividad hasta 0.29 gDQO/gSTV.d , en el reactor R2 aumentó aún más (0.38 gDQO/gSTV.d), duplicando la actividad inicial del lodo usado como semilla. Por lo tanto, se comprobó el efecto benéfico de la adición del hierro como estimulante de las bacterias metanogénicas para optimizar la etapa de generación de metano a partir de la degradación del acetato, como había sido constatado en los estudios realizados por Speece, 1996 y Mamais et al, 1994, entre otros.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados obtenidos en términos de eficiencias de remoción de DQO superiores al 80% y de mejoras en la calidad del lodo (Actividad Metanogénica y Sedimentabilidad) en ambos reactores, indican que la metodología aplicada de aumento progresivo de la Carga Orgánica Volumétrica con reducción del Tiempo de Retención Hidráulico, contribuye a la optimización del arranque de reactores UASB.

De acuerdo con las variables de control evaluadas, el reactor con adición continua de FeCl_3 (R2) mostró ser menos susceptible y resistió mejor los cambios de carga hidráulica, alcanzando valores estables de AGV, IB y mejores eficiencias de remoción de DQO en menor tiempo que el reactor control (R1).

Aunque en ambos reactores la concentración de biomasa, la relación STV/ST y la sedimentabilidad aumentaron, la adición de FeCl_3 en una dosis de 4.83 mg/l de manera continua durante el arranque de R2, estimuló el crecimiento de las bacterias metanogénicas y por lo tanto la tasa de consumo de AGV, dando como resultado una mayor producción de metano, reflejado en una mayor Actividad Metanogénica. Estas características le permiten al reactor una mayor estabilidad ante una sobrecarga orgánica o hidráulica.

Dados los resultados favorables del uso del cloruro férrico, se recomienda evaluar su influencia sobre la producción y limpieza del biogás resultante del proceso, dada su potencialidad de precipitar el azufre, generador de malos olores en el proceso anaerobio.

6. BIBLIOGRAFÍA

1. CARDOSO, A.; Torres, P.; Rojas, O. 2002. *Addition of Ferric Chloride as an Option to Improve the Star-up of Anaerobic Reactors*. In: VII Latin American Workshop and Symposium on Anaerobic Digestion. 213 220. Mérida México.
2. FIELD, J.A. 1994. *Parámetros operativos del manto de lodos anaerobio de flujo ascendente*. Manual Curso Arranque y Operación de Reactores UASB. Universidad del Valle CVC Universidad Agrícola de Wageningen. Santiago de Cali Colombia.
3. FIELD, J.A; Sierra, R.; Lettinga, G. 1995. *Effect Wastewater Characteristics and Environmental Factors*. Taller Internacional Fundamentos Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Universidad del Valle CVC Universidad Agrícola de Wageningen. Santiago de Cali Colombia.
4. GUTIÉRREZ, M. 2001. *Influencia de un Inoculo Mixto en el Arranque de un Reactor UASB a Escala de Laboratorio*. Tesis Pregrado. Facultad de Ingeniería. Universidad del Valle. Santiago de Cali.
5. HSU, J.T. 1989. *Nutricional Requirements and Bioavailability of Metal Precipitates of a Methanosarcina Enrichment Culture*. PhD Dissertation. Drexel University. USA.
6. MAMAS, D.; Pitt, P.A.; Cheng, Y.W.; Loiacono, J.; Jenkins, D. 1994. *Determination of Ferric Chloride Dose to Control Struvite Precipitation in Anaerobic Sludge Digester*. Water Environment Research. 66 (7) 912 918.
7. NOYOLA, A.; Llangovan, K. 1994. *Digestión Anaerobia. Factores Limitantes y el Papel de los Micronutrientes*. Instituto de Ingeniería UNAM. Mexico.
8. ORTEGA, O.J.; Otero, J.V. 1997. *Investigación Complementaria sobre Efectos del Cloruro Férrico en el Reactor UASP*. Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga-CDMB, Subdirección de Corrientes. Bucaramanga. Colombia.
9. SALAZAR, R.E. 2001. *Influencia de la Adición de un Coagulante en el Mejoramiento de la Calidad de un Inóculo para Optimizar el Arranque de un Reactor UASB*. Tesis Pregrado. Facultad de Ingeniería. Universidad del Valle. Santiago de Cali.
10. SHEN, C.F. et al. 1993. *The Effect of Selected Heavy Metals (Ni, Co and Fe) on Anaerobic Granules and their Extracellular Polymeric Substance (EPS)*. Water Research (G B) (27).
11. SPEECE, R.E. 1985. *Environmental Requirements for Anaerobic Digestion of Biomass*. Workshop on Anaerobic Treatment Process.
12. SPEECE, R.E. 1996. *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater*. 2nd Ed. Archae Press. Nashville USA.
13. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 1998. 20th Ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC USA.
14. VAN HAANDEL, A.C.; Lettinga, G. 1994. *Anaerobic Sewage Treatment*. Ed. John Wiley & Sons. Inglaterra.
15. ZANABRIA, F.E. 2000. *Optimización de la Etapa de Arranque de Reactores Anaerobios UASB mediante el Mejoramiento de la Calidad de las Semillas en Condiciones Dinámicas de Operación*. Tesis Maestría. Facultad de Ingeniería. Universidad del Valle. Santiago de Cali.