



Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia

ISSN: 0120-6230

revista.ingenieria@udea.edu.co

Universidad de Antioquia

Colombia

Forero, Luis Eduardo; Sierra, Jorge Humberto
Efecto de dos metales pesados, cadmio y níquel, sobre la eficiencia de remoción de carga orgánica de un reactor UASB a escala de laboratorio
Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, núm. 31, junio, 2004, pp. 23-37
Universidad de Antioquia
Medellín, Colombia

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43003102>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Efecto de dos metales pesados, cadmio y níquel, sobre la eficiencia de remoción de carga orgánica de un reactor UASB a escala de laboratorio

*Luis Eduardo Forero** y *Jorge Humberto Sierra***

(Recibido el 15 de mayo de 2003. Aceptado el 21 de julio de 2003)

Resumen

Se realizaron ensayos en tres reactores UASB de tres litros cada uno, a un tiempo de retención hidráulico (TRH) de cuatro horas y carga orgánica volumétrica de 4,8 g/L/d. Después de la fase inicial de arranque, tiempo de 4.000 horas para los tres reactores, se procedió a afectarlos de la siguiente forma: el primer reactor fue alimentado con 5 mg/L de cloruro de cadmio en forma continua, el segundo reactor fue alimentado con 10 mg/L de cloruro de níquel en forma continua también, mientras que el tercer reactor no se afectó con sustancia alguna y sirvió como control. La eficiencia de remoción de demanda química de oxígeno (DQO) del primer reactor cambió del 60% de la fase de arranque (fase 1) al 18% en la fase afectada con cadmio (fase dos); la eficiencia de remoción de DQO en el reactor dos pasó del 60 al 24% y a su vez para el reactor tres control no hubo cambio significativo en dicha eficiencia. A su vez el reactor uno acumuló el cadmio en el lodo, mientras que el reactor dos no hizo lo propio con el níquel.

----- Palabras clave: reactor UASB, metales contaminantes, remoción de carga orgánica, eficiencia, demanda química de oxígeno, DQO, tiempo de retención hidráulica, TRH.

Effect of two heavy metals, cadmium and nickel, on the organic load removal efficiency in a laboratory UASB reactor

Abstract

Experiments were carried out in three *up flow anaerobic sludge blanket*, UASB, reactors each with 3 L capacity, four hours of hydraulic retention

* Estudiante de la maestría en Ingeniería Ambiental. Integrante del Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental, GIGA. Universidad de Antioquia. luforero@matematicas.udea.edu.co.

** Profesor del Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Integrante del Grupo de Ingeniería y Gestión Ambiental, GIGA. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. pjhsc854@udea.edu.co.

time, (HRT) and volumetric organic load of 4,8 g/L/d. After the initial start phase, which was of 4.000 hours for the three reactors, they were affected in the following way: the first reactor was continuously feed with 5 mg/L of cadmium chloride, the second one was continuously feed with 10 mg/L of nickel chloride and the last one was not affected and served as reference.

Efficiency in organic load removal was measured as oxygen chemical demand (OCD), the first reactor changed from 60% in the start phase (phase one) to 18% in the cadmium affected phase (phase two), efficiency in removal (OCI) in reactor two varied from 60 to 24% and the last one did not change in a noticeable manner. Reactor one accumulated cadmium in the mud, whereas reactor two did not do that with nickel.

----- *Key words:* UASB reactor, heavy metals, organic load removal, efficiency, oxygen chemical demand, OCD, hydraulic retention time, HRT.

Introducción

Los efectos que por toxicidad se presentan en los procesos implicados en los tratamientos de aguas residuales que utilizan microorganismos como soporte, se manifiestan directamente en la disminución de la eficiencia de degradación de la materia orgánica y en la producción de biogás para los sistemas anaerobios, a través de la inhibición en los procesos metabólicos de la población bacteriana. Se han realizado estudios en los que se ha determinado el efecto inhibitorio y tóxico de sustancias como amoníaco, sales inorgánicas, compuestos azufrados, compuestos aromáticos, pesticidas, detergentes, colorantes, ácidos grasos volátiles y ácidos grasos superiores, compuestos resinosos, compuestos tánicos, antibióticos y metales pesados en sistemas tanto aerobios como anaerobios. Los efectos que los metales pesados tienen sobre la población bacteriana son diversos y dependen del tipo de metal, la forma de administración, el tiempo de contacto, la configuración hidráulica y del microorganismo como tal [1, 2], así como de los otros constituyentes del agua residual. A partir de resultados de estudios de este tipo se puede predecir cómo los metales podrían afectar sistemas anaerobios de tratamiento de aguas residuales lo que permitiría establecer concentraciones límite de metales pesados en afluentes a reactores UASB.

En nuestro medio la gran mayoría de las industrias dedicadas a las actividades antes mencionadas no cuentan con plantas de tratamiento de sus aguas residuales debido a la falta de tecnologías adecuadas de fácil acceso y bajo costo [3], así que estos compuestos peligrosos van a las fuentes de agua superficial como ríos, lagos y lagunas y por ende a los depósitos subterráneos.

Se hace entonces necesario el conocimiento de los efectos que éstos pueden tener sobre el comportamiento de sistemas biológicos anaerobios de remoción de carga orgánica y hasta qué punto estos sistemas retienen dichos metales sin

sufrir consecuencias en su biomasa, para así determinar las condiciones del alimento por suministrar al sistema y otras variables de operación, con el fin de garantizar y optimizar el funcionamiento del reactor. Son el cadmio y el níquel metales pesados que se encuentran con frecuencia en las descargas industriales. Estas sustancias son comunes a los procesos de galvanizado, fundición, producción de fertilizantes, refinación de aceites, manufactura de baterías, pigmentos, pinturas y colorantes, industria fotográfica, productos inorgánicos y orgánicos diversos e industria petroquímica [1]. Dentro de estas industrias las de mayor número y producción en nuestro medio son las de galvanizados (cerca de 30 en Medellín), colorantes y pinturas, y productos inorgánicos y orgánicos. De otra parte, el aporte que tienen los residuos domésticos es destacable. Esto se da a través de los productos de uso común que contienen estos metales en su composición o que hacen parte del proceso de elaboración de los mismos y que quedan en el producto final. Entre estos productos están los cosméticos, los pigmentos y los pesticidas [1]. Bajo este contexto se ha pretendido, en este trabajo como objetivo general, evaluar el efecto tóxico que tienen el cadmio y el níquel sobre la población bacteriana y el comportamiento de un reactor UASB a escala de laboratorio; y como objetivo específico establecer los cambios en la eficiencia de remoción de DQO cuando se alimentan cadmio y níquel en forma continua a un reactor UASB a escala de laboratorio.

Materiales y métodos

Los reactores UASB utilizados están contruidos en acrílico con un volumen efectivo de 3,2 L. Se utilizaron bombas peristálticas marca Masterflex para la alimentación en continuo con un caudal de 12 mL/min y THR de cuatro horas. Un esquema del montaje se ve en la figura 1. El lodo utilizado provenía de un reactor UASB para el tratamiento de las aguas residuales de una granja avícola.

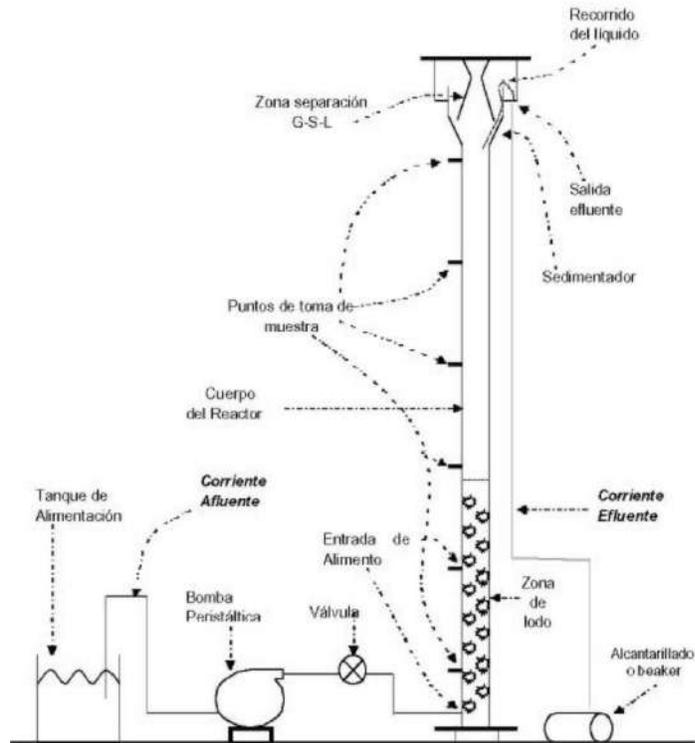


Figura 1 Montaje experimental

Sustrato

Se utilizó suero de leche en polvo como agente proveedor de DQO, y se logró la concentración de trabajo de 900 mg/L cuando se disolvían 0,95 g de dicho suero en un litro de agua. Se agregaron además micronutrientes, macronutrientes y bicarbonato. Los metales pesados se administraron a partir de soluciones corrientes de cloruros, 8.000 mg/L de $CdCl_2 \cdot 2,5H_2O$, grado analítico, marca Baker y 16.000 mg/L de $NiCl_2 \cdot 6H_2O$, grado analítico, marca Carlo-Erba.

Fases experimentales

La fase experimental uno correspondió al arranque de los tres reactores, en la cual se utilizó la estrategia de aplicar gradualmente 20, 40, 60, 80 y 100% de la carga orgánica volumétrica. En la

fase experimental dos se perturbó el reactor uno (reactor A) con la alimentación continua de cadmio y en la fase experimental tres se perturbó el reactor dos (reactor B) con la alimentación en continuo de níquel. En estas dos últimas fases el reactor C se trabajó igual que en la fase experimental uno.

Determinaciones analíticas

Para evaluar la eficiencia de remoción de carga orgánica de los reactores se utilizó la prueba de la DQO (4). Las concentraciones de cadmio y níquel se determinaron por absorción atómica en un espectrofotómetro *Elkin Palmer 2380* y según el número 3.500-Cd, (4). Se midieron también los ácidos grasos volátiles y el pH, así como la temperatura.

Tabla 1 Frecuencia de las determinaciones

<i>Corrientes</i>	<i>DQO</i>	<i>Cd</i>	<i>Ni</i>	<i>AGV</i>	<i>SSV</i>	<i>pH</i>
FASE EXP. 1						
Afluente	Semanal	---	---	---	---	Diario
Lodo	---	---	---	---	2 x mes	---
Efluente	3 x sem.	---	---	3 x sem.	Semanal	Diario
FASE EXP. 2						
Afluente	Semanal	***	---	---	---	Diario
Lodo	---	3 x sem.	---	---	2 x mes	---
Efluente	3 x sem.	3 x sem.	---	3 x sem.	Semanal	Diario
FAS EXP. 3						
Afluente	semanal	---	***	---	---	Diario
Lodo	---	---	3 x sem.	---	2 x mes	---
Efluente	3 x sem.	---	3 x sem.	3 x sem.	Semanal	Diario

---: a determinación analítica no hace parte de la fase experimental.

***: corresponde a las soluciones corrientes de cada metal.

sem.: semana.

Resultados y análisis de resultados

Fase experimental uno

La variable más importante evaluada conjuntamente fue la eficiencia de remoción de DQO.

En la figura 2 se muestra la eficiencia de remoción para los tres reactores, A, B y C conjuntamente.

Según la figura 2, el reactor que presentó mejor remoción fue el A, con un promedio calculado para toda la fase experimental de 50,38% de re-

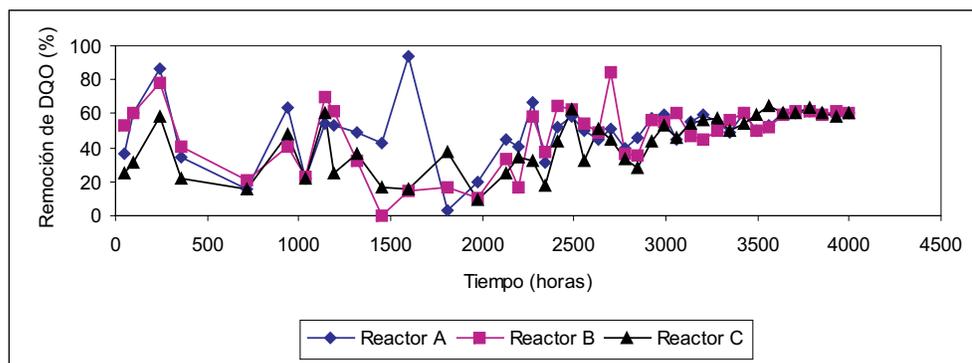


Figura 2 Eficiencia de remoción de DQO versus tiempo para reactores A, B y C en fase

moción; seguido del reactor B, con 47,55%; y finalmente el reactor C, con 41,56% de remoción. Ya para la etapa de estabilidad, es decir, de la hora 3.500 a la hora 4.000, los valores promedio son en orden decreciente: 61,14, 59,33 y 58,39% para los reactores C, B y A respectivamente, es decir, el orden contrario que para toda la fase experimental uno. La desviación estándar para estos tres datos es de 1,69, valor que es bueno teniendo en cuenta la dificultad de lograr paridad entre los tres sistemas. En cuanto a los ácidos grasos volátiles (AGV), los valores para los tres reactores en la etapa final de la fase experimental uno, estuvieron entre 1 y 3 meq/L, siendo los reactores A y B los de rango más estrecho, entre 1 y 2 meq/L. El pH fue el parámetro de más difícil control durante la fase experimental uno en los tres reactores. La tendencia se inclinó para los tres reactores alrededor de 5,96, valor bajo si se compara con valores de 7 unidades, reportados en estudios con reactores anaerobios. A pesar de este hecho la remoción promedio de los tres sistemas fue de 59,62%, valor muy bueno si se tiene en cuenta que el pH es inferior a 6,5. Este hecho se podría explicar sabiendo que los microorganismos involucrados en el sistema son resistentes y adaptables a valores bajos de pH, sin demeritar su labor metabólica.

Otro hecho sobresaliente, es la rápida respuesta que presentaron los tres sistemas a las perturbaciones de compuestos orgánicos volátiles (COV) dadas. Es así como en las figuras 2, 6 y 10 correspondientes al comportamiento de la DQO para cada uno de los reactores, se observa que a la hora 2.100, momento de cambio de estrategia de arranque, la demanda química afluente (DQO_{AF})n pasó bruscamente de 1.800 a 180 mg/L, y la respuesta de los sistemas se pudo visualizar 48 horas después, cuando los valores de demanda química efluente (DQO_{EF}) cambiaron de forma acorde con la perturbación introducida. Dicha situación, además de ser propia del sistema, es decir, inherente a las bacterias y al sustrato, depende también del bajo TRH, en este caso 4 horas, lo que aumentaría la veloci-

dad de respuesta del sistema biológico. Condición benéfica si queremos adelantar situaciones en las que se necesiten respuestas rápidas del sistema; pero no es buena a la hora de someter el sistema a cargas de sustancias tóxicas como se analiza en la fase experimental dos.

Fase experimental dos

Con una duración de 864 horas, esta fase tenía como objeto alterar el comportamiento del reactor A, agregando cadmio en el afluente, mientras se mantenía el reactor C como control, operándolo bajo las mismas condiciones de la fase experimental uno. La concentración de cadmio utilizada fue de 5 mg/L únicamente, sin abarcar las otras cinco concentraciones, a saber, 10, 20 50 100 y 200 mg/L, debido a que el sistema no se recuperó de la perturbación causada por la concentración inicial de 5 mg/L. El cadmio se administró como $CdCl_2 \cdot 2,5H_2O$, sal de grado analítico y de color blanco a partir de una solución corriente de 8.000 mg/L de Cd^{2+} soluble. La fase experimental culmina a las 1.000 horas, momento en el cual se nota que el sistema por sí mismo no fue capaz de recuperarse frente a la perturbación causada por el tóxico.

Observando la figura 3 se aprecia que el valor de la DQOEF presenta un rango entre 323 mg/L (hora cero) y 846 mg/L (hora 144). El punto correspondiente a la hora cero hace parte de la fase experimental anterior, es decir, no se ve afectado por el cadmio, por lo que la eficiencia de remoción de DQO está alrededor de 60%. A partir de la hora 72, primera medición de DQO después de agregar el metal en forma continua, la DQO_{EF} sube drásticamente a 712 mg/L con lo que el sistema se ve afectado por el tóxico. De aquí en adelante los valores de la DQO_{EF} no serían inferiores a 600 mg/L, para una DQO_{AF} constante de 900 mg/L. Este comportamiento puede estar reflejando de manera directa como la población bacteriana se vio afectada rápida y continuamente por la inclusión del metal al disminuir su capacidad para degradar la materia orgánica.

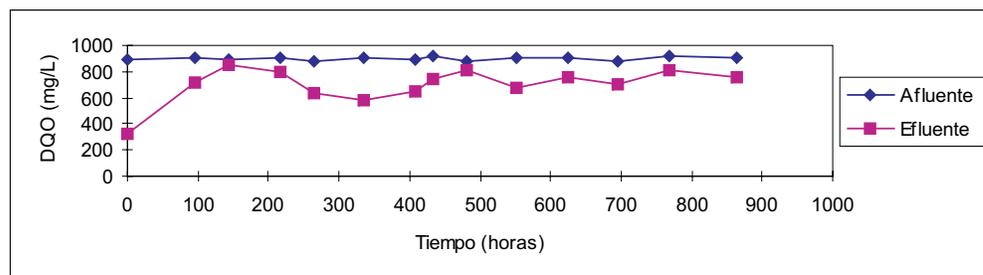


Figura 3 DQO *versus* tiempo para reactor A en fase experimental dos

Se realizaron dos mediciones de cadmio como variable de respuesta del sistema a la perturbación, estas fueron: concentración de cadmio en el efluente y concentración de cadmio en el lodo. Es importante anotar que la toma de la muestra de lodo se realizó en el segundo punto, es decir, 30 cm arriba del punto de entrada del afluente. En este punto la concentración de SSV fue en promedio de 17.500 mg/L. El siguiente punto de muestra (45 cm de altura) presentó una concentración de SSV de 2.500 mg/L, lugar donde la concentración del lodo era ya baja.

La concentración de cadmio en el lodo sufrió un aumento pronunciado a lo largo del desarrollo de la fase experimental, alcanzando los 10 mg/L al final de la misma como se aprecia en la figura 4.

Esta situación se complementa con el hecho de que el lodo paulatinamente adquirió color amari-

llo después de tener color negro en la fase experimental uno, sumado a un intenso olor no identificado y que no se presentaba en el lodo sin alterar. El color amarillo se debió a la presencia del cadmio y se puede presumir que corresponde a un precipitado de una sal de este metal, tal vez sulfuro, hipótesis sustentada en que de las sustancias presentes en el sistema y propias de la degradación anaerobias, estas son: amoniaco, nitratos, carbonatos, cloruros, sulfatos, sulfuros, acetatos, propionatos, butiratos, compuestos orgánicos nitrogenados y fosforados, entre otros, son los sulfuros los más susceptibles de formar precipitados con el cadmio, además de estar seguramente en altas concentraciones. Esta situación se hace particular si se analiza el reactor A como un posible retenedor de cadmio, es decir, ¿se podría pensar en el sistema estudiado como en un sistema para remover cadmio soluble de

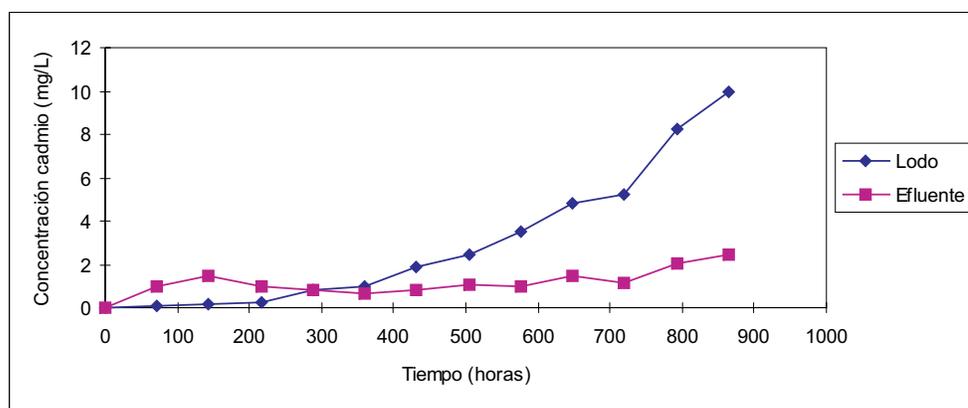


Figura 4 Concentración de cadmio *versus* tiempo para reactor A en fase experimental dos

afluentes contaminados. El efluente presenta, en cambio, concentraciones casi constantes a lo largo de la fase experimental, hecho que reafirma que el cadmio que ingresó al reactor A quedó retenido al interior del mismo, en el lodo anaerobio. Las concentraciones de cadmio en el efluente no superaron los 2 mg/L, tan solo al final de la fase experimental existió un leve aumento. El aspecto que presentaba el efluente también cambió con relación al efluente de la fase experimental uno. Su color era amarillento sin llegar a ser amarillo intenso, debido al arrastre del precipitado en el lodo. El olor igualmente cambió un poco pero no tanto como el del lodo.

Al ser los microorganismos metanogénicos los más sensibles al contacto con sustancias tóxicas en comparación con las otras comunidades anaerobias, era de esperarse que en el reactor hubiese aumento de los AGV, lo cual efectivamente se presentó y se muestra en la figura 5. El valor de la hora cero es propio de la fase experimental uno, 1,8 meq/L. En la hora 72 se ve el efecto de la inclusión del material tóxico: los AGV aumentan drásticamente a 6,5 meq/L. La siguiente medición es la más baja para toda la fase, 2,7 meq/L, siendo un punto aislado, ya que para toda la fase experimental dos el promedio de los AGV en el reactor A es de 6,16 meq/L y la desviación estándar 0,65 omitiendo los valores de 2,7 meq/L y el correspondiente a la hora cero. Si se tienen en cuenta estos dos últimos valores, el promedio es de 5,56 meq/L y la desviación estándar de

1,69. El aumento de 1,8 a 6,16 meq/L de los AGV, un 342%, es una clara muestra del efecto del cadmio en el metabolismo de los microorganismos encargados de la degradación de estas sustancias, es decir, de la bacterias metanogénicas.

En esta fase se lograron valores constantes en el efluente del reactor A, pero a niveles que denotan la afectación de la sustancia tóxica incluida. La figura 6 muestra cómo el pH se mantiene alrededor de 5 en la salida del reactor.

En esta ocasión sí se puede observar una relación constante entre el pH y los AGV, no ocurrido esto en la fase experimental uno, sin llegar a obviar que estos dos parámetros no siempre tienen una proporción directa.

El parámetro más importante a la hora de evaluar el efecto tóxico del cadmio en esta investigación fue la remoción de DQO. La figura 7 muestra los valores de la eficiencia de remoción para la fase experimental dos en el reactor A. Es claro que se presenta una fuerte caída en la capacidad de degradación de DQO del sistema por la presencia del cadmio, pasando de 60% en promedio para la fase uno a 18,92% en promedio para la fase experimental dos, es decir, disminuye en 68% la capacidad del sistema en remover DQO.

La fase experimental se puede dividir en cuatro etapas: la primera etapa comprende entre la hora cero y la hora 200, en donde el sistema sufre una

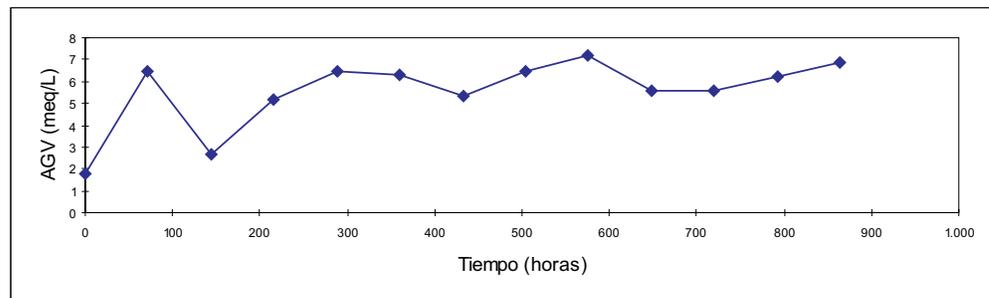


Figura 5 Ácidos grasos volátiles versus tiempo para reactor A en fase experimental dos

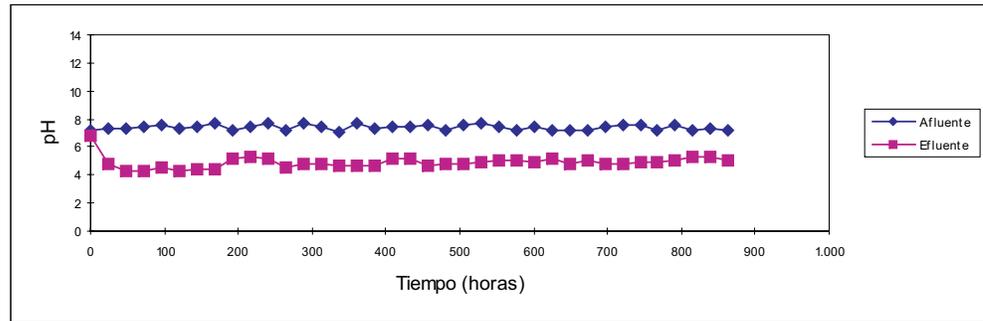


Figura 6 pH versus tiempo para Reactor A en fase experimental dos

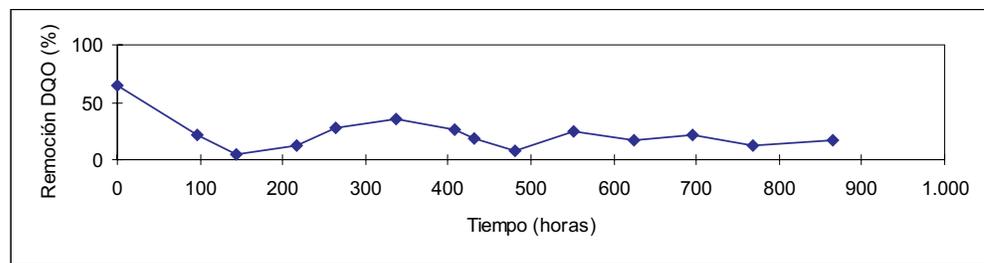


Figura 7 Eficiencia de remoción de DQO versus tiempo para reactor A en fase experimental dos

caída en la eficiencia de remoción, llegando a valores tan bajos como 4,96% en la hora 144. Luego, de la hora 200 a la hora 350, el sistema aparentemente se recupera y la remoción alcanza un valor del 36,14%, el más alto de la fase y que llega a ser el 59% del valor promedio de la fase anterior. De la hora 350 a la hora 500 el sistema vuelve a sufrir una caída en la eficiencia de remoción llegando al 7,74% en la hora 480. A este momento han transcurrido dos y media semanas después de que el reactor se comenzara a alimentar en forma continua con 5 mg/L de cadmio, es decir, una carga de 90 mg/d. de cadmio. De la hora 500 al final, hora 864, el sistema se mantuvo en una remoción casi constante de promedio 18,18% que representa el 30% de la remoción del reactor sin adición de cadmio y a su vez del reactor C, control que continuó trabajando a las eficiencias de remoción de la fase experimental uno. Ya para la hora 864 y con el hecho de que la eficiencia de remoción no

superaba el 30% de la eficiencia de remoción del control y teniendo en cuenta que el objetivo de la investigación era pasar a la otra concentración de metal, en este caso 10 mg/L, cuando el sistema otorgase por lo menos un 50% de remoción del control, se decidió terminar la experimentación pues no fue posible precisamente que bajo las condiciones con que se operó el reactor se alcanzara y mantuviera una remoción del 30% (50% del control).

Fase experimental tres

Con una duración de 864 horas, esta fase tenía como objeto alterar el comportamiento del reactor B, agregando níquel en el afluente, mientras se mantenía el reactor C como control, operándolo bajo las mismas condiciones de la fase experimental uno. La concentración de níquel utilizada fue de 10 mg/L únicamente, sin abarcar las otras cinco concentraciones, a saber, 20, 50,

100, 200 y 400 mg/L, debido a que el sistema no se recuperó de la perturbación causada por la concentración inicial de 10 mg/L. El níquel se administró como $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, sal grado analítico y color verde, a partir de una solución corriente de 16.000 mg/L de Ni^{2+} soluble. Cabe aclarar que la solubilidad de esta sal era del 92%, con lo cual fue necesario corregir la masa de sal agregada para preparar la solución corriente con el fin de obtener realmente los 16.000 mg/L de níquel soluble. La fase experimental culmina a las 1.000 horas, momento en el cual se nota que el sistema por sí mismo no fue capaz de recuperarse frente a la perturbación causada por el tóxico.

La DQO_{EF} para el reactor B presentó un rango entre 598 y 759 mg/L, valores altos si se compara con la DQO_{AF} que se mantuvo en 900 mg/L, como se observa en la figura 8, siendo el promedio de 697 mg/L.

El valor para la hora cero, 325 mg/L corresponde a la fase experimental uno, es decir, no está afectado por la presencia de níquel. Desde la hora 72, primera medición para la perturbación por el metal, el sistema presenta un incremento contundente pasando a 612 mg/L y así hasta el final de la fase experimental. Tan solo en la hora 552, existe un leve descenso a 598 mg/L pero que es solo un punto aislado ya que los valores vuelven por encima de 600 mg/L. Es entonces esta situación un claro indicio del problema causado por el níquel en el metabolismo de las comunidades bacterianas presentes en el reactor.

Se realizaron dos mediciones de níquel como variable de respuesta del sistema a la perturbación, estas fueron: concentración de níquel en el efluente y concentración de níquel en el lodo. Es importante anotar que la toma de la muestra de lodo se realizó en el segundo punto, de la misma forma y por la misma razón que en el reactor A.

Se observa en la figura 9 que la concentración de níquel en el lodo del reactor B se mantuvo casi constante a lo largo de la fase experimental, alrededor de 1 mg/L, más exactamente con un promedio de 0,93 mg/L, mostrando que presentó poca acumulación de níquel en la biomasa. En el caso del efluente, las concentraciones estuvieron entre 7,2 y 10 mg/L confirmando de algún modo la no retención del tóxico en el sistema. El color del afluente era verde a raíz del color de la sal, pero el color del efluente continuó siendo el mismo que el de la fase experimental uno, ámbar, además de no presentar olor diferente al de la fase precedente. Este comportamiento puede sugerir que el metal después de descomponerse a partir de NiCl_2 no sufrió reacción en el interior del reactor o por lo menos que si la hubo los productos son sales muy solubles de color incoloro y olor no detectable. Otra posibilidad es que la retención en el lodo se haya presentado en forma de compuestos no solubles, pero esto representaría concentraciones bajas en el efluente, lo cual no ocurrió. En este orden de ideas y contrario a lo sucedido con el reactor A y su perturbación con cadmio, el reactor B bajo las condiciones en que se operó, no retiene níquel.

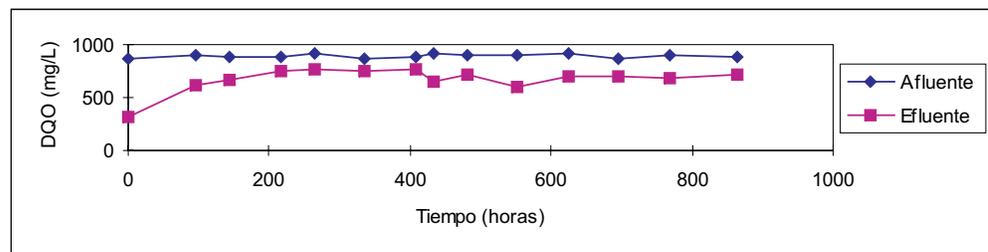


Figura 8 DQO versus tiempo para reactor B en fase experimental tres

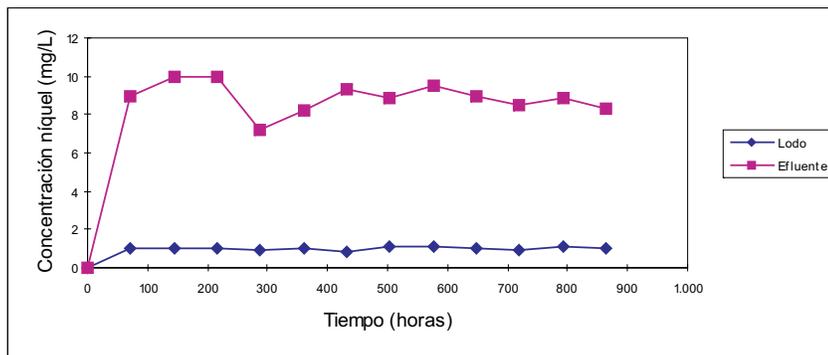


Figura 9 Concentración de níquel *versus* tiempo para reactor B en fase experimental tres

Los AGV aumentaron de forma considerable después de ser sometido el reactor a la perturbación con níquel, pasando de 2 meq/L en la hora cero (sin adición de níquel) a 7,5 meq/L en la hora 360 como valor máximo. Entre la hora 360 y la hora 600 se presenta un descenso en el valor de AGV, posiblemente el sistema se estaría recuperando, pero de la hora 600 al final, el valor se sostuvo alrededor de 5 meq/L. Este comportamiento se aprecia en la figura 10.

Es claro entonces, cómo la inclusión del níquel afectó el comportamiento de los grupos consumidores de AGV, al aumentar la concentración promedio de estas sustancias si se compara con el reactor control C y con el reactor B en la fase experimental uno en la etapa de estabili-

dad. En este último caso el valor promedio fue de 1,8 meq/L mientras que para esta etapa fue de 5,4 meq/L, es decir, un 300% mayor que en los momentos de no tener contacto con el metal.

El pH del efluente del reactor B en la fase experimental tres estuvo en el rango de 4,22 a 5,44 unidades con una uniformidad mayor a la presentada en la fase experimental uno, pero con valor de tendencia menor, esto es, 4,81 en este caso frente a 5,98 en la fase anterior. Este descenso de más de una unidad podría denotar de forma indirecta el efecto del níquel sobre el sistema, a pesar de tener en cuenta que para la fase anterior el pH presentó una fuerte variación y sin embargo el sistema logró remover cerca del 60% de la DQO. Esta situación se aprecia en la figura 11.

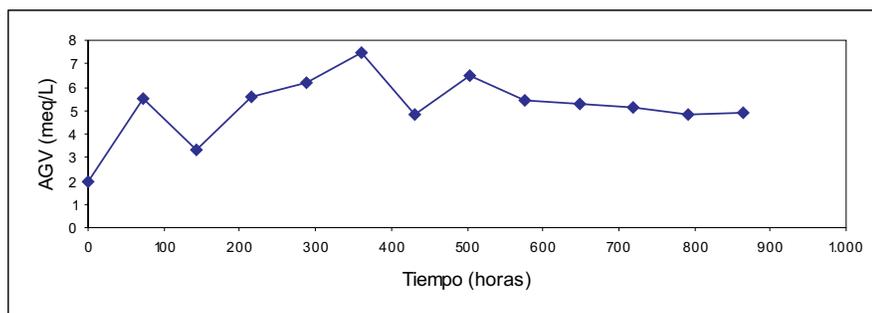


Figura 10 Ácidos grasos volátiles *versus* tiempo para reactor B en fase experimental tres

De igual manera como en el reactor A, el parámetro más importante a la hora de evaluar el efecto tóxico del níquel en esta investigación fue la remoción de DQO. La figura 12 plasma los valores de la eficiencia de remoción para la fase experimental tres en el reactor B. Se visualiza la fuerte caída en la capacidad de remoción de DQO del sistema a raíz, seguramente, de la presencia del níquel, pasando de 60% en promedio para la fase uno a 22,06% en promedio para la fase experimental tres; en otros términos, disminuye en 64% la capacidad del reactor en degradar DQO. El comportamiento durante esta fase experimental (de manera análoga a la fase número dos para el reactor A), se puede dividir en cuatro etapas: la primera de la hora cero a la hora 216, en donde el sistema sufre una caída en la eficiencia de remoción, llegando a un valor de 14,77% en la hora 216, de-

bido a la afectación por el níquel. De la hora 216 a la hora 400 el reactor mantiene la remoción casi constante alrededor de 15%. Luego, de la hora 400 a la hora 522, el sistema aparentemente se recupera y la remoción alcanza un valor de 33,56%, el más alto de la fase y que llega a ser el 56% del valor promedio de la fase anterior. De la hora 552 a la hora 864 el sistema vuelve a sufrir una caída en la eficiencia de remoción y llega a 19,66% en la hora 864. A este momento han transcurrido dos y media semanas después de que el reactor se comenzara a alimentar en forma continua con 10 mg/L de níquel, es decir, una carga de 180 mg/d. de níquel. De la hora 552 al final, hora 864, el sistema presentó un descenso suave en la remoción alcanzado el valor del 19,66% que representa el 33% de la remoción del reactor sin adición de cadmio, el reactor C, que continuó trabajando a las eficiencias de remo-

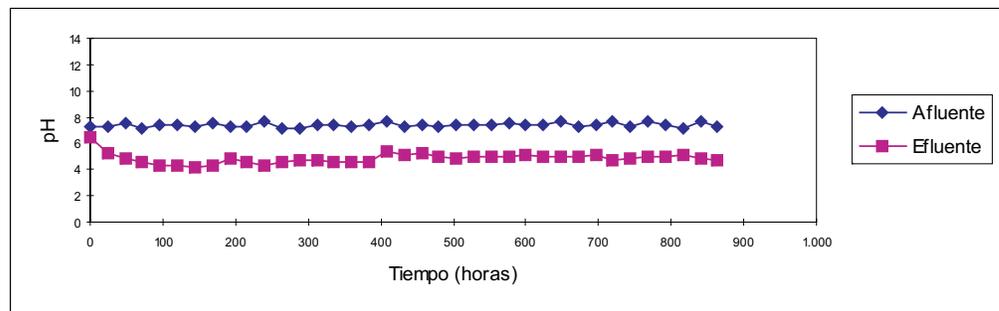


Figura 11 pH versus tiempo para reactor B en fase experimental tres

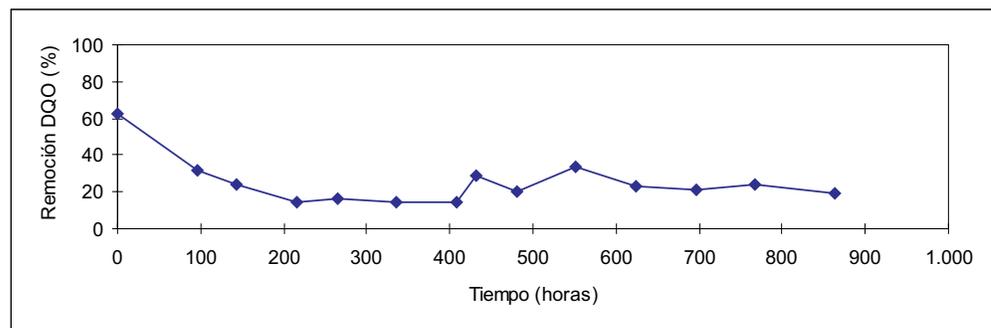


Figura 12 Eficiencia de remoción de DQO versus tiempo para reactor B en fase experimental tres

ción de la fase experimental uno. Ya para la hora 864 y con el hecho de que la eficiencia de remoción no superaba el 35% de la eficiencia de remoción del control y teniendo en cuenta que el objetivo de la investigación era pasar a la otra concentración de metal, en este caso 20 mg/L, cuando el sistema otorgase por lo menos un 50% de remoción del control, se decidió terminar la experimentación pues no fue posible precisamente que bajo las condiciones con que se operó el reactor se alcanzara y mantuviera una remoción del 30% (50% del control).

Fases experimentales 2 y 3 en conjunto

En la figura 13 se aprecia que los AGV para los reactores A y B después de verse afectados por los metales pesados se mantuvieron en valores similares, esto es, alrededor de 6 meq/L, siendo, al final de la fase experimental, el reactor A el que presentó el valor más alto, es decir, más afectado el sistema por el cadmio que por el níquel en cuanto a la degradación de AGV, situación que concuerda con lo reportado por (5) en donde el orden decreciente de inhibición para degradación de AGV por presencia de metales en un reactor UASB fue el siguiente: Cu > Cr > Cd = Zn > Ni >> Pb.

En cuanto a los valores del pH del efluente, ninguno de los estudios revisados en la literatura reporta bajas tan drásticas como las acaecidas

en este experimento con los dos reactores afectados con metales; de hecho no hay reporte de anomalías con el pH. Se encuentra entonces que este parámetro es de limitada aplicabilidad a la hora de operar un reactor anaerobio, es decir, se necesitan otras variables para entrar a determinar si una caída del pH involucrará siempre una caída en la eficiencia de remoción. La figura 14 presenta de manera conjunta los valores de pH para los tres reactores. Nótese que los reactores A y B mantienen tendencias similares, hecho característico de todos los parámetros a excepción de las concentraciones de metal en el lodo y el efluente.

El reactor A fue más afectado que el reactor B por la presencia del metal pesado en cuanto a la eficiencia de remoción de DQO. La figura 15 visualiza la tendencia de los tres reactores. En términos generales los reactores A y B sufrieron de forma rápida perturbación por la adición del metal pesado, es decir, la sensibilidad de los dos sistemas a la presencia de la sustancia tóxica es alta, mayor aún en el reactor afectado por cadmio, el reactor A. Particularmente el reactor A presentó menor capacidad de soportar el metal, pues como se aprecia en la figura en mención sufrió de ascensos y descensos más pronunciados que los del reactor B. Esta condición podría llevar a decir que el cadmio es menos asimilable por los microorganismos presentes en los reactores UASB operados en esta investigación que el ní-

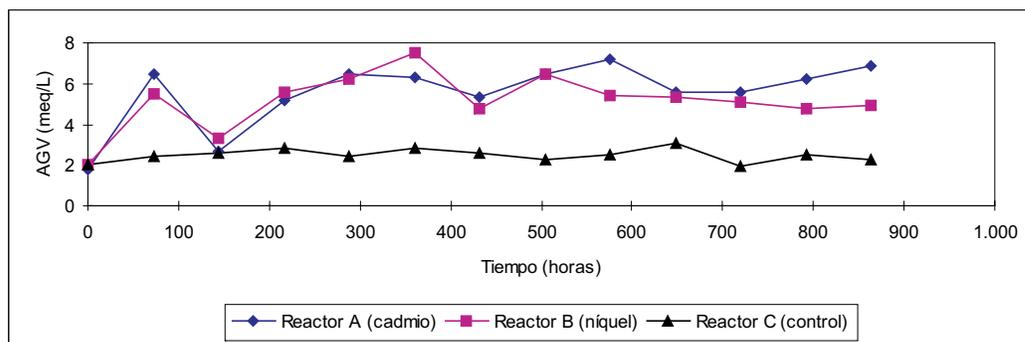


Figura 13 Ácidos grasos volátiles versus tiempo para los tres reactores en fase experimental dos y tres

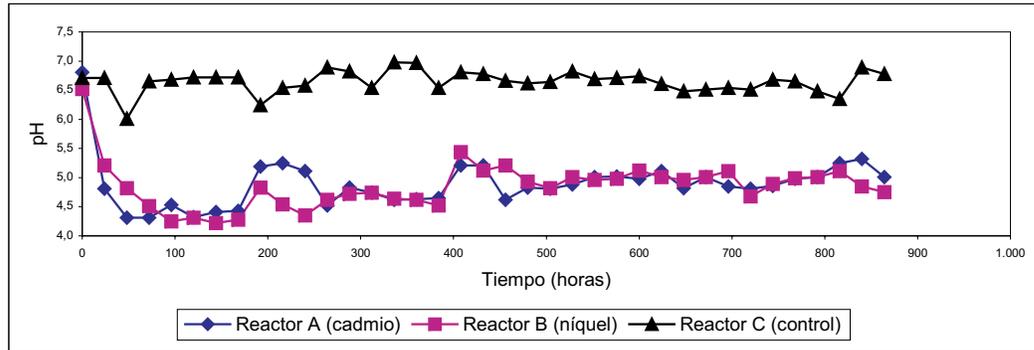


Figura 14 pH versus tiempo para los tres reactores en fase experimental dos y tres

quel, bajo las condiciones de trabajo desarrolladas, situación que concuerda con los resultados reportados por (6) en donde un aumento en las concentraciones de cinco metales pesados, a saber, en su orden de decreciente de toxicidad, $u > Cr > Cd = Zn > Ni \gg Pb$, aumenta la producción de AGV y disminuye la eficiencia de remoción de DQO. Es importante anotar acerca de las condiciones de operación de los sistemas, ya que estas desempeñan un papel fundamental a la hora de analizar por qué los reactores no soportaron estas cargas de metal que como hipótesis de la investigación debería haber sido asimiladas por los sistemas.

Conclusiones

- La eficiencia de remoción de DQO de un reactor UASB a escala laboratorio operado a COV de 4,8 g/L/d., TRH de 4 horas bajó de un 60% sin inclusión de cadmio a un 18% cuando se alimentó en forma continua con 5 mg/L de cloruro de cadmio durante 864 horas. La concentración de cadmio soluble en el lodo tuvo un incremento gradual de 0 mg/L a 10 mg/L, lo que sugiere que el sistema en mención retiene el cadmio.
- La eficiencia de remoción de DQO de un reactor UASB a escala laboratorio operado

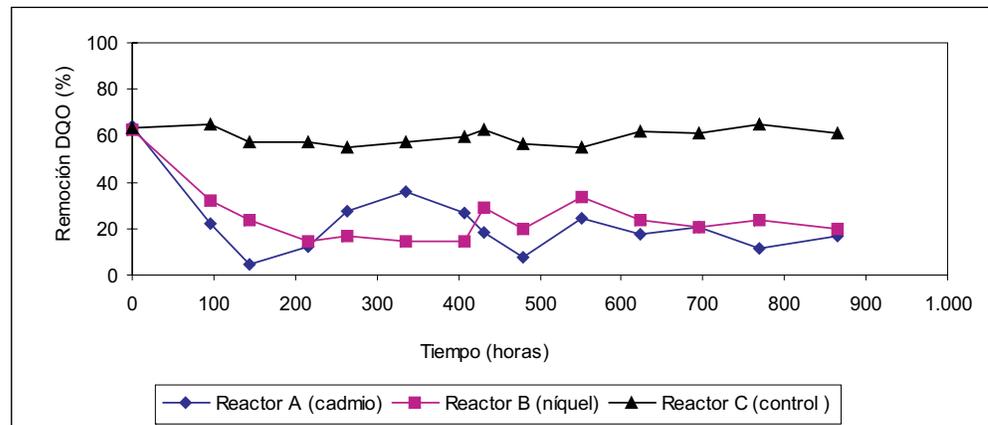


Figura 15 Eficiencia de remoción de DQO versus tiempo para los tres reactores en fase experimental dos y tres

a COV de 4,8 g/L/d., TRH de 4 horas bajó de 60% sin inclusión de níquel a 24% cuando se alimentó en forma continua con 10 mg/L de cloruro de níquel durante 864 horas. La concentración de níquel soluble en el lodo se mantuvo alrededor de 1,5 mg/L sin aumento gradual, lo cual sugiere que el sistema no retiene el níquel.

Referencias

1. Lester, J. *Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes*. New York. Editorial CRC Press Boca Ratón. Vol.s 1 y 2. 1987.
 2. Speece, R. E. *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*. Nashville. Editorial Archae Press. 1996. 394 p.
 3. Gil, E. "Remoción y recuperación de metales pesados de aguas residuales industriales". En: *Revista Facultad de Ingeniería*. No. 18. Medellín. Editorial Universidad de Antioquia. Septiembre 1999. pp.38-47.
 4. APHA, AWWA, WPCF. *Standard methods for the examination of water and waste water* -parte micro DQO, No. 5220- 19th ed.1995.
 5. Lin, Chiu-Yue y Chen, Chin Chao. "Effect of heavy metals on the methanogenic UASB granules". En: *Water Research*. Londres. Vol. 33. No. 2. 1999. pp. 409-416.
 6. Lin, CY; Chou, J; y Lee, YS. "Heavy metal - affected degradation of butyric acid in anaerobic digestion". En: *Bioresource Technology*. Oxford. Vol. 65. No.s 1-2, jul.-aug. 1998. pp. 159-161.
- Cortoruelo, L. y Marqués, M. "Los metales pesados en las aguas". En: *Ingeniería química*. Parte I. Vol. 31. No. 356. Madrid. pp. 263-266.
- Cortoruelo, L. y Marqués, M. "Los metales pesados en las aguas". En: *Ingeniería química*. Parte II. Vol. 31. No. 357. Madrid. pp. 213-219.
- Hu, Z. "Effect of nickel and cadmium speciation on nitrification inhibition". En: *Environmental Science and Technology*. Vol. 36. No. 14. Washington. pp. 3074-3078.
- LA eng AU CY Lin, CC Chen TE. "Toxicity - resistance of sludge biogranules to heavy metals". En: *Biotechnology Letters*. Holanda. Vol. 19. No. 6. Junio. 1997. pp. 557-560.
- Molina, F. "Arranque de reactores UASB: revisión de literatura". En: *Primer Simposio Colombiano de Biotecnología Ambiental y Segundo Simposio Colombiano Sobre Digestión Anaerobia*. Medellín. Editorial Universidad de Antioquia. 1996. pp. 1-6.
- Nies, D. "Microbial heavy metals resistance". En: *Applied Microbiology and Technology*. Vol. 51. 1999. pp. 730-750.
- Speece, R. E. *Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters*. Nashville. Editorial Archae Press. 1996. 394 pp.
- Williams, C. M. "Effect of nickel on biological methane generation from a laboratory poultry waste digester". En: *Biotechnology and Bioengineering*. New York. Vol. 28. 1986. pp. 1608-1610.
- Zayed, G. "Inhibition of methane production from whey by heavy metals - Protective effect of sulfide". En: *Applied Microbiology and Technology*. Vol. 53. 2000. pp. 726-731.

Bibliografía

Bermúdez, J. J. *La digestión anaerobia*. Murcia. Universidad de Murcia. Secretariado de Publicaciones. 1988.