



## ESTRATEGIAS PARA MEJORAR LA CALIDAD DEL EFLUENTE DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO POR DIGESTIÓN ANAEROBIA DE VINAZAS DE TEQUILA

Adriana Serrano Meza<sup>§\*</sup>, Marco Antonio Garzón Zúñiga\*, Blanca Estela Barragán Huerta\*, Edson Estrada Arriaga<sup>a</sup>, Juan Manuel Vigueras Cortés\*.

\*Instituto Politécnico Nacional-Centro Interdisciplinario De Investigación para el Desarrollo Integral Regional, CIIDIR Unidad Durango. Sigma No.119, Fracc. 20 de Noviembre II, 34220, Durango Dgo.

<sup>a</sup> Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

[adria.seme@gmail.com](mailto:adria.seme@gmail.com), [marco.cuerna@gmail.com](mailto:marco.cuerna@gmail.com)

### Resumen

Se realizó el tratamiento de vinazas de tequila en un biofiltro anaerobio sumergido (BAS) empacado con tezontle para generar una tecnología que pueda ser implementada por los pequeños y medianos productores de tequila. Se llevó a cabo la aclimatación a los compuestos tóxicos de las vinazas de microorganismos provenientes de una planta de tratamiento de AR de una industria papelera en un reactor discontinuo secuencial (SBR) los cuales fueron utilizados para inocular el BAS y realizar el arranque del sistema. Se llevaron a cabo diferentes estrategias para incrementar la eficiencia de remoción del BAS como disminución de la carga orgánica volumétrica (COV), incremento del tiempo de reacción (TR) y adición de nutrientes. La estrategia que mostró mejor eficiencia de remoción en el BAS fue la adición de nutrientes. Se adicionaron  $\text{NH}_4\text{Cl}$  y urea logrando eficiencias de remoción de  $63 \pm 10$  y  $76 \pm 2\%$  respectivamente. Las COVs durante esta estrategia fueron para  $\text{NH}_4\text{Cl}$   $2.8 \pm 0.1$  y para urea  $2.9 \pm 0.1$  Kg DQO/  $\text{m}^3\text{d}$  con una concentración en el influente de  $19\ 859 \pm 1\ 104$  y  $20\ 361 \pm 1\ 063$  mg/L y en el efluente de  $7\ 166 \pm 1\ 772$  y  $4\ 871 \pm 598$  mg/L respectivamente.

**Palabras clave:** aguas residuales industriales, biopelícula, biodegradación, aclimatación de microorganismos

### Introducción

Las vinazas tequileras son aguas residuales de la industria del tequila con características tóxicas y recalcitrantes, ya que contienen alta carga orgánica (entre 30-80 g DQO/L), bajos pHs (3 a 4 unidades) y compuestos tóxicos como polifenoles, sulfuros, metales pesados, entre otros, lo que hace muy complicado su tratamiento mediante el uso de tecnologías convencionales. Diferentes tecnologías han sido probadas para el tratamiento de vinazas de tequila, una de las que mejores resultados presenta es la digestión anaerobia con biomasa suspendida que permite remover del 80 al 95% de la DQO. Sin embargo, los sistemas actuales son poco accesibles para muchos productores ya que son costosos y difíciles de implementar, requieren de personal altamente calificado para operarlas y no reducen los contaminantes al nivel que marcan las normas oficiales mexicanas para su descarga. Por lo que es importante reducir el costo de los sistemas de tratamiento y hacerlos más robustos y sencillos para que puedan ser implementados, también es necesario mejorar la eficiencia de remoción de los mismos ya que al no cumplir con la normatividad no pueden ser descargados en el medio ambiente. En este trabajo se evaluó la eficiencia de remoción según la

carga orgánica volumétrica (COV) aplicada en un biofiltro anaerobio sumergido (BAS) empacado con tezontle, que se caracteriza por ser sencillo de implementar y operar. El BAS consiste en un sistema híbrido con biopelícula y biomasa suspendida que permite tener una mayor población de microorganismos dentro del reactor en el cual se emplearon microorganismos (lodos) aclimatados de un reactor discontinuo secuencial (SBR) provenientes del tratamiento de AR de una industria papelera. El objetivo del trabajo es evaluar el desempeño de un Biofiltro Anaerobio Sumergido (BAS) empacado con Tezontle en la remoción de contaminantes de las vinazas de tequila para generar una tecnología que pueda ser implementada por los pequeños y medianos productores de tequila.

### Metodología

Caracterización de vinazas: Se hizo la caracterización físico-química y bacteriológica de las vinazas de tequila en la cual se utilizaron los métodos estándar (APHA, 2014) para los análisis de demanda química de oxígeno (DQO) con la técnica 5220 D; demanda bioquímica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ) con la técnica 5210 B; sólidos totales (ST); sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos volátiles y sólidos volátiles totales (SVT) con la técnica 2540; pH con la técnica 4500- $\text{H}^+$  B; conductividad con la técnica 2510 B y coliformes fecales (CF) con la técnica 9221 B. Con los métodos del manual de procedimientos del espectrofotómetro DR5000 se analizó nitrógeno total (NT) con el método digestión con persulfato 10071, nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) con el método de Nessler 8038, fósforo total (PT) con el método de molibdo vanadato con digestión de ácido persulfato 10127, ortofosfatos con el método de ácido ascórbico total 8048 y fenoles por el método 4-aminoantipirina 8047.

Aclimatación de los microorganismos: Se llevó a cabo la aclimatación de microorganismos (lodos) provenientes de una planta de tratamiento de aguas residuales de una industria papelera en un reactor discontinuo secuencial (SBR) de 5L de capacidad operado a  $32 \pm 2$  °C, pH de 6.5-8.5 y ciclos de 48h probando diferentes cargas orgánicas volumétricas (COV):  $0.7 \pm 0.1$ ;  $0.9 \pm 0.1$ ;  $3.1 \pm 2.0$ ;  $8.6 \pm 0.2$  y  $8.8 \pm 0.1$  Kg DQO/ $\text{m}^3\text{d}$ .

Montaje y arranque del BAS: Luego se hizo el montaje del BAS colocando una malla en forma de cilindro en un reactor de 5L de capacidad para dividirlo en dos secciones. En la sección externa se colocó el material de empaque (tezontle  $2.1 \pm 0.4$ ,  $1.5 \pm 0.3$  y  $1.2 \pm 0.3$  cm) y en la interna el sistema de mezclado. Fue inoculado con 1L de los lodos aclimatados en el SBR.



“Norteamérica y el Caribe en el camino hacia el desarrollo sostenible”

Durante el arranque, el BAS operó a  $32\pm 2^\circ\text{C}$ , pH de 6.9-7.9, ciclos de 48h y COV de  $12.6\pm 1.3$  Kg DQO/m<sup>3</sup> d.

Estrategias para mejorar eficiencia de remoción:

**a) Disminución de la COV:** Después del arranque del BAS, como primera estrategia para mejorar la eficiencia de remoción se disminuyó la COV (ajustando la concentración inicial del influente) probando las siguientes COVs:  $11.1\pm 0.9$ ;  $9.9\pm 1.3$  y  $7.5\pm 0.5$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d con un TRH de 48h.

**b) Incremento del TR:** Como segunda estrategia se probaron COVs más bajas ( $2.2\pm 0.4$  y  $2.7\pm 0.1$  Kg DQO/m<sup>3</sup> d) incrementando el tiempo de reacción (TR) a 168h.

**c) Adición de nutrientes:** Se llevó a cabo la adición de nutrientes como una tercera estrategia para mejorar la eficiencia de remoción; se probó con cloruro de amonio (NH<sub>4</sub>Cl) y urea (CO(NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>). El cloruro de amonio se adicionó en diferentes cantidades (3.5 y 7 g) y en diferentes periodos (0, 48 y/o 72 h de operación) y la urea se adicionó sólo en dosis de 5.7 g a las 0 h en algunos ciclos.

**Resultados**

Caracterización de vinazas: La vinaza cruda presentó una DQO de 44 300 mg/L, una DBO<sub>5</sub> de 20 709 mg/L, y 28 500 mg/L de SST. Los nutrientes mostraron una concentración de 220 mg/L de nitrógeno total, 150 mg/L de nitrógeno amoniacal, 952 mg/L de fósforo total y 20 mg/L de ortofosfatos. No hubo presencia de coliformes fecales y el pH y conductividad fueron 3.5 y 2.2 mS/cm respectivamente.

Aclimatación de los microorganismos: Durante la aclimatación la DQO en el influente varió de  $1\ 566\pm 42$  a  $17\ 762\pm 394$  mg/L y en el efluente de  $1\ 237\pm 19$  a  $3\ 606\pm 700$  mg/L. Las eficiencias de remoción con las diferentes COVs aplicadas se muestran en la tabla 1 y estuvieron en un rango de  $24\pm 6$  a  $85\pm 2\%$ .

**Tabla 1. COV, DQO en el influente y efluente y eficiencias de remoción durante la aclimatación.**

COV (KgDQO/m <sup>3</sup> d)	DQO		Remoción (%)
	Influente (mg/L)	Efluente (mg/L)	
0.7±0.1	1 566±42	1 237±19	24±6
0.9±0.1	1 626±170	1 236±21	33±18
3.1±2.0	6 238±4 112	1 426±534	71±10
8.6±0.2	17 417±438	2 658±314	85±2
8.8±0.1	17 762±394	3 606±700	79±4

Montaje y arranque del BAS: El arranque del BAS duró 35 días con una DQO promedio en el influente y efluente de  $25\ 201\pm 2\ 684$  y  $5\ 355\pm 1\ 135$  mg/L respectivamente. La remoción promedio de ésta etapa fue  $79\pm 4\%$  con una COV de  $12.6\pm 1.3$  Kg DQO/m<sup>3</sup> d (Tabla 2). Al inicio del arranque el sistema presentó un pico de 86% de eficiencia de remoción.

**Tabla 2. COV, DQO en el influente y efluente y eficiencias de remoción durante el arranque.**

COV (KgDQO/m <sup>3</sup> d)	DQO		Remoción (%)
	Influente (mg/L)	Efluente (mg/L)	
12.6±1.3	25 201±2 684	5 355±1 135	79±4

Estrategias para mejorar eficiencia de remoción:

**a) Disminución de la COV:** Una vez que se estabilizó el BAS, el valor promedio de la DQO en el influente fue  $22\ 392\pm 1\ 899$  mg/L y en el efluente  $6\ 584\pm 100$  mg/L cuando la COV aplicada fue  $11.1\pm 0.9$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d (Tabla 3). Esta etapa duró 18 días y la eficiencia de remoción promedio fue  $70\pm 2\%$ .

Luego, la COV se disminuyó a  $9.9\pm 1.3$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d y el influente mostró una DQO promedio de  $19\ 969\pm 2\ 791$  mg/L y el efluente de  $6\ 736\pm 765$  mg/L. La eficiencia de remoción fue  $66\pm 5\%$  (Tabla 3).

Finalmente, la COV se disminuyó a  $7.5\pm 0.5$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d. El valor promedio de la DQO en el influente fue  $15\ 021\pm 1\ 028$  mg/L. Para el efluente, el valor promedio de la DQO fue  $6\ 519\pm 334$  mg/L y la eficiencia de remoción fue  $56\pm 3\%$  (Tabla 3).

**Tabla 3. COV, DQO en el influente y efluente y eficiencias de remoción en la disminución de la COV.**

COV (KgDQO/m <sup>3</sup> d)	DQO		Remoción (%)
	Influente (mg/L)	Efluente (mg/L)	
11.1±0.9	22 392±1 899	6 584±100	70±2
9.9±1.3	19 969±2 791	6 736±765	66±5
7.5±0.5	15 021±1 028	6 519±334	56±3

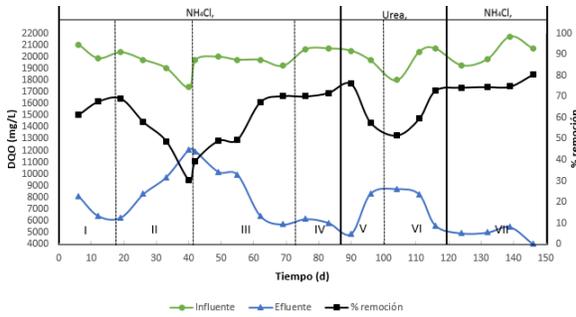
**b) Incremento del TR:** Durante el incremento del TR a 168 h, la COV disminuyó a  $2.2\pm 0.4$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d y el valor promedio de la DQO en el influente y efluente durante ésta etapa fueron  $15\ 754\pm 3\ 072$  y  $8\ 654\pm 1\ 133$  mg/L respectivamente. La eficiencia de remoción al incrementar el TR fue  $43\pm 13\%$  (Tabla 4).

**Tabla 4. COV, DQO en el influente y efluente y eficiencias de remoción en el incremento del TR.**

COV (KgDQO/m <sup>3</sup> d)	DQO		Remoción (%)
	Influente (mg/L)	Efluente (mg/L)	
2.2±0.4	15 754±3 072	8 654±1 133	43±13

**c) Adición de nutrientes:** La adición de nutrientes se llevó a cabo por un periodo de 145 días. La adición de nutrientes se dividió en siete diferentes etapas las cuales se observan en la figura 1.

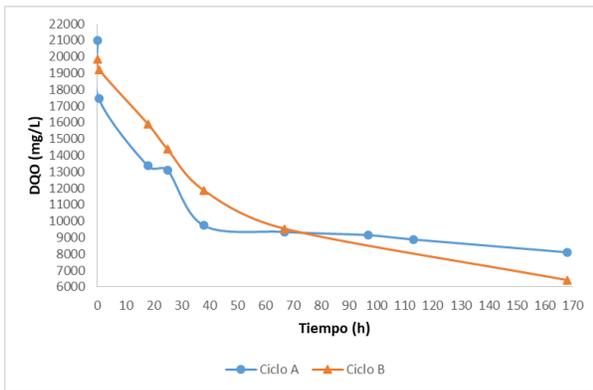
*"Norteamérica y el Caribe en el camino hacia el desarrollo sostenible"*



**Figura 1.** DQO inicial y final y eficiencia de remoción de los de la operación del BAS en la adición de nutrientes

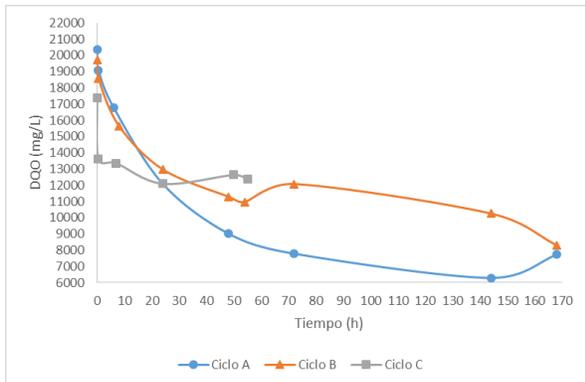
**Cloruro de amonio**

**Etapa I:** Se adicionaron 7 g de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  a dos ciclos (A y B). La DQO promedio en el influente y efluente de ésta etapa fue  $20\,438 \pm 811$  y  $7\,267 \pm 597$  mg/L respectivamente (Figura 2). La eficiencia de remoción promedio fue de  $65 \pm 3\%$ .



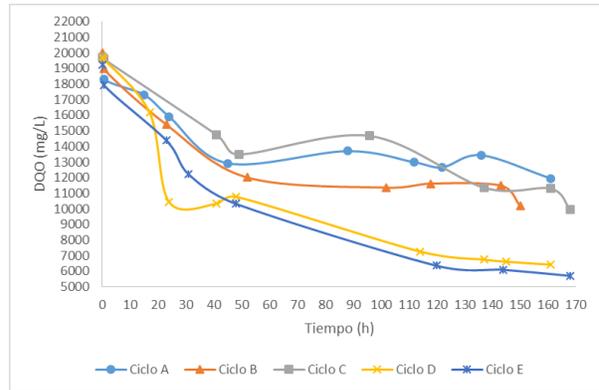
**Figura 2.** La DQO en los ciclos A y B de la etapa I de adición de nutrientes

**Etapa II:** Se realizó una doble adición de nutrientes a los ciclos. Se llevó a cabo un ciclo adicionando 7 g de cloruro de amonio a las 0 y 72 h (figura 3 Ciclo A). A los siguientes 2 ciclos se les adicionaron 7 g a las 0 y 48 h (figura 3 Ciclos B y C). Los porcentajes de eficiencia de remoción de DQO en los tres ciclos fueron 69, 58 y 30%.



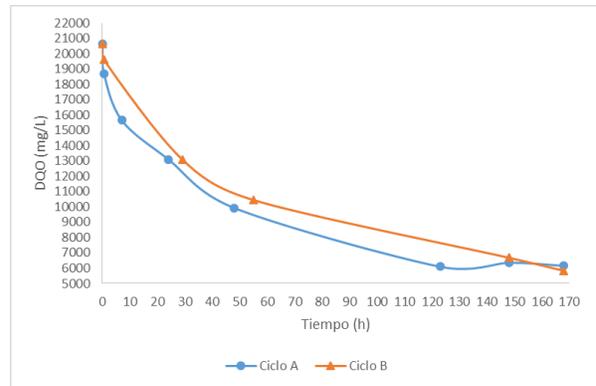
**Figura 3.** La DQO en los ciclos A, B y C de la etapa II de adición de nutrientes. a) 0 y 72 h, b) 0 y 48 h, c) 0 y 48 h

**Etapa III:** Se probó la nula o poca adición de nutrientes. En el primer ciclo (A) se adicionaron 7 g de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  solamente a los 121 h. Luego se llevaron a cabo 2 ciclos (B y C) sin  $\text{NH}_4\text{Cl}$  y posteriormente 1 ciclo (D) adicionando 7 g de cloruro de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  amonio a las 0 h y otro ciclo (E) sin  $\text{NH}_4\text{Cl}$ . Las eficiencias de remoción para los cinco ciclos fueron 39, 49, 50, 67 y 70% respectivamente.



**Figura 4.** La DQO en los ciclos A, B, C, D y E de la etapa III de adición de nutrientes. a) 121 h, b) sin adición, c) sin adición, d) 0 h, e) sin adición

**Etapa IV:** Se llevó a cabo la disminución de la dosis de  $\text{NH}_4\text{Cl}$ . Se llevó a cabo un ciclo (A) con 3.5 g de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  a las 0 h y otro ciclo (B) sin adición de nutrientes (figura 5). La eficiencia de remoción para los dos ciclos de esta etapa fueron 70 y 72%.



**Figura 5.** La DQO en los ciclos A y B de la etapa IV de adición de nutrientes. a) 0 h, b) sin adición

**Urea**

**Etapa V:** Se adicionaron 5.7 g de urea a dos ciclos (A y B) consecutivos. Las eficiencias de remoción para los dos ciclos fueron 76 y 58% (figura 6).

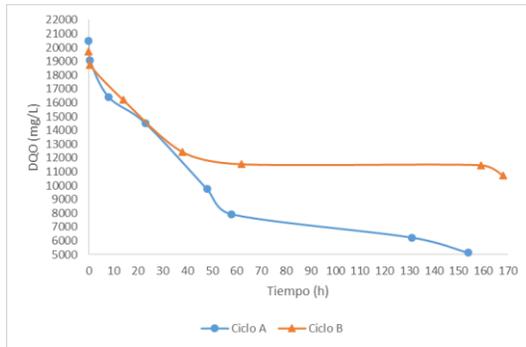


Figura 6. La DQO en los ciclos A y B de la etapa V de adición de nutrientes. a) 0 h, b) 0 h

**Etapa VI:** Se dejó de adicionar urea durante 3 ciclos. En la figura 7 se observa la DQO de 2 de los ciclos (A y B) de esta etapa. El primer ciclo tuvo una eficiencia de remoción del 52% y el tercer ciclo mostró una eficiencia de remoción de 73% (figura 7).

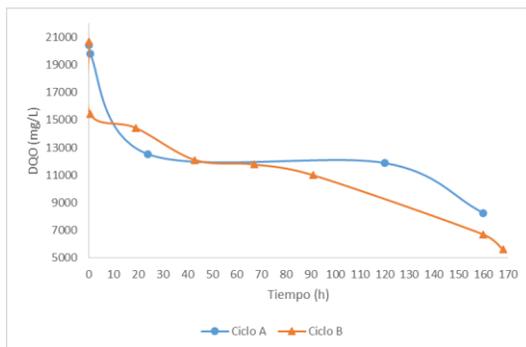


Figura 7. La DQO en los ciclos de la etapa VI sin adición de nutrientes

**Cloruro de amonio (menor dosis)**

**Etapa VII:** Se operó el sistema con la mitad de cloruro de amonio (3.5 g) del que se había estado adicionando en la etapa I (7 g) y realizando la adición de nutrientes cada tercer ciclo. Hasta el momento se han llevado a cabo 4 ciclos (figura 8). La eficiencia de remoción para los 4 ciclos (A, B, C y D) ha sido 74, 75, 75 y 80%.

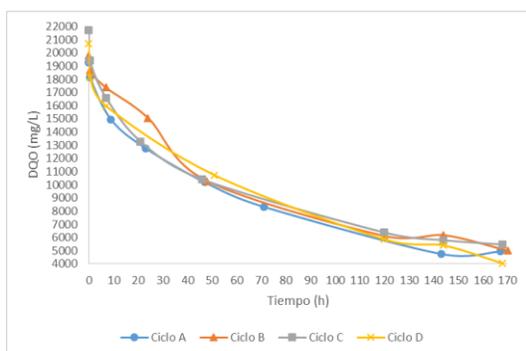


Figura 8. La DQO en los ciclos A, B, C y D de la etapa VII. a) 3.5 g., b) 0g., c) 3.5 g., d) 0 g.

**Discusión**

**Caracterización de vinazas:** En la caracterización de las vinazas crudas se encontraron valores similares en pH, conductividad, NT, N-NH<sub>4</sub> y PT a los que presentan Alvillo-Rivera et al. (2015). Sin embargo, Alvillo-Rivera et al. (2015) reportaron una DQO de 25 257±4 262 mg/L mientras que en este estudio las vinazas de tequila tuvieron una DQO de 44 300 mg/L. Por otro lado, Mendez-Acosta et al. (2011) reportaron una DQO entre 28 000 y 50 000 mg/L. La concentración de fenoles en este estudio fue de 4.5 mg/L, Buitron et al. (2014) reportaron una concentración más alta de 57±5 mg/L. La diferencia en concentración de fenol está dada debido a su volatilidad que se ve afectada por el tiempo de transporte y almacenamiento de la vinaza cruda ya que Buitron et al., 2014 reportaron que las vinazas fueron obtenidas directamente de la destilería a diferencia de las vinazas que se caracterizaron en este trabajo las cuales fueron transportadas de Jalisco a Durango y almacenadas durante seis meses antes de la caracterización. En cuanto a SST, Mendez-Acosta et al., 2011 reportaron una concentración de 12 000 mg/L, en este estudio las vinazas presentaron una concentración mayor de SST de 15 520 mg/L. En los análisis bacteriológicos no se observó presencia de coliformes fecales lo cual se debe al valor de pH (3.5) que presentan las vinazas ya que estos microorganismos no logran sobrevivir en esas condiciones.

**Aclimatación de los microorganismos:** La aclimatación de microorganismos se llevó a cabo eficientemente y duró 127 días. Durante la aplicación de la COV de 0.7±0.1 Kg DQO/m<sup>3</sup>d se obtuvo una remoción de 24±6%.

La mejor eficiencia de remoción (85±2%) se obtuvo durante la operación del SBR con una COV de 8.6±0.2 Kg DQO/m<sup>3</sup>d la cual es mayor a la que utilizaron Mendez-Acosta et al. (2011) (6 Kg DQO/m<sup>3</sup>d) quienes obtuvieron una eficiencia de remoción del 95% al utilizar digestores anaerobios con lecho fijo de flujo ascendente. Por lo tanto, durante la aclimatación se demostró que al aumentar la COV es posible aumentar la eficiencia de remoción de la DQO en el sistema.

**Arranque del BAS:** Durante el arranque del BAS, hubo dos sucesos de descontrol de pH en el segundo y sexto ciclos donde el sistema alcanzó 12 unidades. Debido a esto, la eficiencia de remoción empezó a disminuir, del 86% bajó a 80% en el primer suceso y a 70% en el segundo. A partir de aquí la remoción se mantuvo en un promedio de 72% con una COV de 11.9 Kg DQO/ m<sup>3</sup>d. Sin embargo, esta eficiencia de remoción es mayor a la que presentan Marino-Marmolejo et al. (2015) quienes obtuvieron eficiencia de remoción del 70% utilizando una carga orgánica volumétrica de 5 Kg DQO/ m<sup>3</sup>d. El arranque terminó una vez que la DQO en el efluente fue estable presentando un promedio de 6 584 ± 100 mg/L.

**Estrategias para mejorar eficiencia de remoción:**

**a) Disminución de la COV:** La disminución de la COV se realizó para tener una carga orgánica específica (COE) similar a la que se tenía durante la aclimatación (0.1 Kg DQO/Kg MLVSS d) ya que el BAS fue inoculado con la mitad de los microorganismos de los que estuvieron presentes en SBR. Sin embargo, a pesar del ajuste de la COV no fue posible igualar la eficiencia de remoción que presentaba el sistema durante la aclimatación. La eficiencia de remoción disminuyó al disminuir

“Norteamérica y el Caribe en el camino hacia el desarrollo sostenible”

la COV (Tabla 3) debido a los sucesos de descontrol de pH en el arranque y a otros 2 sucesos que tuvieron lugar en la disminución de la COV; el primer descontrol de pH durante la disminución de la COV se presentó a los 59 días de operación del BAS cuando era operado con COV de  $9.9 \pm 1.3$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d lo cual bajó la eficiencia de remoción hasta 57% y luego hubo una recuperación lenta hasta alcanzar eficiencias de remoción del 70%. En total un sólo suceso de descontrol de pH provocó malfuncionamiento por un total de 40 días. Una vez recuperado el sistema, se presentó el segundo suceso de descontrol de pH durante la disminución de la COV y fue a los 100 días de operación del BAS. La eficiencia de remoción disminuyó hasta 63%.

Posteriormente, se disminuyó la COV a  $7.5 \pm 0.5$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d para darle tiempo al reactor de recuperarse de los cuatro sucesos de descontrol de pH que sufrió pero la eficiencia de remoción de DQO también disminuyó a  $56 \pm 3\%$  al disminuir la COV.

La mejor eficiencia de remoción durante la disminución de la COV fue de  $70 \pm 2\%$  la cual se obtuvo con una COV de  $11.1 \pm 0.9$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d la cual es similar a la eficiencia de remoción que obtuvieron Alvillo-Rivera et al. (2015) quienes utilizaron reactores anaerobios de flujo ascendente y obtuvieron eficiencias de remoción de la DQO del 72% utilizando una COV de 0.2 Kg DQO/m<sup>3</sup>d. De igual forma, Marino-Marmolejo et al. (2015) alcanzaron 70% utilizando un reactor anaerobio de flujo ascendente encaquetado de vidrio utilizando una COV de 5 Kg DQO/m<sup>3</sup>d. La eficiencia de remoción no se logró incrementar en el BAS al disminuir la COV.

**b) Incremento del TR:** Se evaluó la eficiencia de remoción a mayores TR para así darles más tiempo a los microorganismos para que lleven a cabo la degradación. El incremento del TR también permitió reducir la COV. Durante esta etapa se observó que la remoción de materia orgánica sigue teniendo lugar después de las 48 h y hasta los 168 h.

El valor promedio de la DQO en el efluente ( $8\ 654 \pm 1\ 133$  mg/L) fue mayor a los valores promedio de DQO que se observaron en el efluente del BAS durante la disminución de la COV ( $6\ 584 \pm 100$ ,  $6\ 736 \pm 765$  y  $6\ 519 \pm 334$  mg/L) cuando el TR era 48 h. Es probable que el incremento de la DQO en el efluente se deba a la bioacumulación de compuestos tóxicos en el BAS ya que conforme más ha pasado el tiempo la concentración del efluente ha aumentado gradualmente.

La eficiencia de remoción promedio durante esta etapa fue  $43 \pm 13\%$ . A pesar de la disminución de la carga orgánica no fue posible mejorar la eficiencia de remoción, por el contrario la eficiencia de remoción disminuyó al disminuir el TR y la COV (tabla 4).

**c) Adición de nutrientes:** A pesar de las estrategias para mejorar la eficiencia de remoción como disminución de COV e incremento del TR no se logró disminuir la DQO en el efluente del BAS. Otro parámetro importante en el diseño y operación de los sistemas anaerobios, es la relación carbono nitrógeno (C:N). Según de-Lemos-Chernicharo (2007) la relación C:N más adecuada para los sistemas anaerobios es 130:5 y el influente del BAS presentaba una relación C:N de 100:0.5. Por lo tanto, se procedió a la adición de nutrientes ricos en nitrógeno para alcanzar la relación C:N reportada por la bibliografía. La adición de nutrientes mejoró la eficiencia de remoción del BAS desde el primer ciclo. Las COV que se aplicaron en ésta etapa ( $2.8 \pm 0.1$ ,  $2.8 \pm 0.1$  y  $2.7 \pm 0.0$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d) fueron muy similares a la que se aplicó en la etapa anterior (Incremento del TR:  $2.2 \pm 0.4$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d). Sin embargo, la DQO en el

efluente si varió con la adición de nutrientes ya que anteriormente había mostrado un promedio de  $8\ 654 \pm 1\ 133$  mg/L y ahora en esta etapa los promedios de DQO en el efluente fueron  $8\ 242 \pm 2\ 316$ ,  $7\ 166 \pm 1\ 772$  y  $4\ 871 \pm 598$  mg/L (tabla 5). El porcentaje de remoción incrementó de  $43 \pm 13\%$  que presentaba en la etapa anterior a  $58 \pm 13$ ,  $63 \pm 10$  y  $76 \pm 2\%$  que presentó en ésta etapa. La adición de nutrientes mejoró la eficiencia de remoción y el desempeño del sistema, sin embargo la adición excesiva de los mismos disminuyó la eficiencia de remoción de la DQO.

*Etapa I:* La adición de NH<sub>4</sub>Cl durante los dos ciclos de la etapa I (figura 2) incrementó la eficiencia de remoción de materia orgánica. El primer ciclo (A) presentó una eficiencia de remoción de 61%. Durante las primeras 38 h se observó la máxima remoción de la DQO ya que en este punto la DQO fue  $9\ 737$  mg/L y a partir de aquí la velocidad de remoción de la DQO disminuyó marcadamente y a las 168 h la concentración fue de  $8\ 112$  mg/L. En el segundo ciclo (B) la máxima remoción se observó hasta las 72 h donde la DQO fue  $9\ 542$ . A partir de aquí la remoción fue más lenta y el valor de la DQO a las 168 h fue  $6\ 422$  mg/L. Debido a que ambos ciclos llegaron a un punto en el que la remoción comenzó a disminuir (38 y 72 h respectivamente) y como la remoción antes de éstos puntos era muy favorable se pensó que probablemente el cloruro de amonio estaba siendo limitante y era necesario hacer una segunda adición. Por lo tanto se optó por agregar una segunda dosis de nutrientes en diferentes tiempos del ciclo lo cual fue el comienzo de la etapa II.

**Tabla 5. COV, DQO en el influente y efluente y eficiencias de la adición de nutrientes.**

Nutriente	COV (KgDQO/m <sup>3</sup> d)	DQO		Remoción de DQO (%)
		Influente (mg/L)	Efluente (mg/L)	
NH <sub>4</sub> Cl	$2.8 \pm 0.1$	$19\ 781 \pm 916$	$8\ 242 \pm 2\ 316$	$58 \pm 13$
Urea	$2.8 \pm 0.1$	$19\ 859 \pm 1\ 104$	$7\ 166 \pm 1\ 772$	$63 \pm 10$
NH <sub>4</sub> Cl	$2.9 \pm 0.1$	$20\ 361 \pm 1\ 063$	$4\ 871 \pm 598$	$76 \pm 2$

*Etapa II:* En el ciclo A (figura 3) de la etapa II se adicionaron los nutrientes a las 0 y 72 h y mostró una buena respuesta ya que se continuó observando remoción hasta los 144 h. La eficiencia de remoción de ese ciclo fue 69%. En el ciclo B, la segunda dosis de nutrientes se aplicó a las 48 h (figura 3) y mostró problemas ya que en vez de disminuir la DQO la aumentó y la remoción se hizo mucho más lenta. Se observó un incremento de la DQO de  $10\ 972$  a  $12\ 077$  mg/L. La eficiencia de remoción en este ciclo fue 58%. Por último, en el ciclo C (figura 3) terminó a las 55 h ya que no se observó remoción desde las 0.5 h. La eficiencia de remoción fue 30%.

*Etapa III:* El comportamiento de remoción de DQO (figura 4) de esta etapa continuó siendo afectada por la doble adición de nutrientes, por lo que únicamente mostró una eficiencia de remoción del 39% en el ciclo A. En los ciclos B y C (figura 4) la eficiencia de remoción aumentó a 49% en ambos sin embargo no se logró alcanzar eficiencias de remoción similares a las anteriores obtenidas en las etapas I y II (69% en ambas). En los ciclos D y E se incrementó la eficiencia de remoción a 67 y 70% respectivamente. En esta etapa se logró la recuperación del



*“Norteamérica y el Caribe en el camino hacia el desarrollo sostenible”*

BAS ya que la eficiencia de remoción de DQO aumentó a los valores que se habían presentado en la etapa I.

*Etapa IV:* La eficiencia de remoción de DQO en el ciclo A (figura 5) en la disminución de la dosis de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  mantuvo el 70% de eficiencia como en el ciclo E de la etapa anterior. En el ciclo B (figura 5) no se adicionaron nutrientes con el objetivo de experimentar si el sistema mejoraba la eficiencia al adicionar los nutrientes cada tercer ciclo. La eficiencia de remoción de este segundo ciclo fue 71%, durante estos dos ciclos se observó que la adición salteada de nutrientes y con una baja dosis de cloruro de amonio mantiene estable la eficiencia de remoción del BAS sin embargo es necesario llevar a cabo más ciclos así para determinar si la remoción se mantiene estable.

#### *Urea*

*Etapa V:* Debido a la disminución de la eficiencia de remoción que se observó durante la etapa II al adicionar doble dosis de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  se probó otro tipo de nutriente para ver si era posible mantener la eficiencia de remoción. Por tal motivo, se llevó a cabo la adición de urea.

En el ciclo A (figura 6) incrementó la eficiencia de remoción de materia orgánica a 76%, sin embargo, en el ciclo B (figura 6) la eficiencia de remoción disminuyó a 58%. Se observó como a partir de las 62 h la remoción disminuyó notablemente. La DQO en el efluente en el segundo ciclo con urea incrementó a 8 333 mg/L a diferencia del primer ciclo en el que la DQO en el influente fue 4 904 mg/L. Por lo cual la adición de urea disminuyó la eficiencia de remoción en un mayor grado que el  $\text{NH}_4\text{Cl}$ .

*Etapa VI:* La recuperación del sistema de la adición de urea tomó solamente los 2 primeros ciclos de la etapa en los cuales se observó una eficiencia de remoción de 51% en el ciclo A y 59% en el ciclo B (figura 7). El efluente del ciclo A tuvo una DQO de 8 723 mg/L. Sin embargo en el ciclo B la eficiencia de remoción aumentó a 73% y la DQO en el efluente disminuyó a 5 603 mg/L mostrando la recuperación de la eficiencia de remoción en el sistema.

#### *Cloruro de amonio (menor dosis)*

*Etapa VII:* Después de observar disminución de la eficiencia de remoción con la adición en exceso de cloruro de amonio y de urea y al observar un buen funcionamiento con una menor dosis en la etapa IV, se disminuyó la dosis de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  y se realizó la adición de nutrientes cada tercer ciclo.

La adición de 3.5 g de cloruro de amonio en el ciclo A (figura 8) de esta etapa mantuvo la eficiencia de remoción en 73%. Durante el ciclo B también se logró mantener la eficiencia de remoción en 74%. Los ciclos C y D (figura 8) incrementaron la eficiencia de remoción a 75 y 80%. El desempeño del sistema en los ciclos con adición de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  es mejor durante las primeras horas de reacción que el de los ciclos sin  $\text{NH}_4\text{Cl}$  sin embargo la eficiencia de remoción final es muy similar.

La materia orgánica que no se logra remover (DQO en el efluente) durante la adición de nutrientes son los compuestos recalcitrantes que no alcanzan a ser degradados durante el

tratamiento anaerobio aunque se aumente el tiempo de reacción.

## Conclusiones

Se logró la aclimatación de los microorganismos a los compuestos tóxicos de las vinazas permitiendo la degradación de la materia orgánica a los 127 días de operación. La operación del SBR durante la aclimatación alcanzó una remoción de DQO promedio de  $85 \pm 2\%$  con COV de  $8.6 \pm 0.2$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d. Durante la operación del BAS con ciclos de 48h se obtuvo una remoción de DQO promedio de  $70 \pm 2\%$  con una COV de  $11.1 \pm 0.9$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d y al aplicar COV menores no mejoró la eficiencia de remoción. Durante la adición de nutrientes el  $\text{NH}_4\text{Cl}$  fue el que presentó mejor eficiencia de remoción (74%) cuando se adicionó en menor cantidad de forma salteada sin embargo la eficiencia de remoción disminuyó al adicionar doble dosis en el ciclo. Por lo tanto, la adición de nutrientes beneficia el desempeño del sistema pero lo perjudica en altas concentraciones. La COV promedio que mayor remoción ha mostrado en el BAS es la de  $2.9 \pm 0.1$  Kg DQO/m<sup>3</sup>d con adición de 3.5g de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  cada tercer ciclo siendo la remoción promedio  $76 \pm 2\%$  que correspondió a la etapa VII. Se probó que un sistema BAS puede aplicarse como primera etapa de tratamiento de vinazas de tequila y se requiere una etapa de pulimento del efluente.

**Agradecimientos:** Se agradece al CONACyT por la beca otorgada y a los proyectos del IPN Claves SIP 2015 0105 y 2016 0472 por el financiamiento.

## Referencias

Alvillo-Rivera, A.J., Garzon-Zuñiga, M.A., Estrada-Arriaga, E.B., Buelna, G., Bahena-Bahena, E.O. (2015). Tequila Vinasses treatment using Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors. *Proceedings 4th IWA Mexico YWP Conference* Guanajuato, México. 27-29 April 2015. 1-10.

Marino-Marmolejo, E.N., Corbalá-Robles, L., Cortez-Aguilar, R.C., Contreras-Ramos, S.M., Bolaños-Rosales, R.E., Dávila-Vazquez, G. (2015) Tequila Vinasses acidogenesis in a UASB reactor with Clostridium predominance. Springer Plus. 4:419.

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22nd edn. Edited by American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. Washington, DC, USA, 2014.

Buitron, G., Patro-García, D., Zhang, A. (2014). Biohydrogen production from tequila vinasses using a fixed bed reactor. *Water Sciences & Technology*. **70**(12): 1919-1927.

De-Lemos-Chernicharo, C.A., (2007). *Anaerobic Reactors*. New Delhi, India. IWA Publishing.