

Jesús Rodríguez M.\*; Silvia Y. Martínez A.; Yolanda Garza G .  
 Departamento de Biotecnología, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Coahuila, Blvd V.  
 Carranza e Ing. J. Cárdenas V. Saltillo, Coahuila; C.P. 25000, Tel: (84) 4155752 y Fax: (84) 4155392,  
 correo electrónico\*: [jrodrigu@alpha1.sal.uadec.mx](mailto:jrodrigu@alpha1.sal.uadec.mx).

Palabras claves: *desnitrificación, sulfato reducción, metanogénesis.*

**Introducción.** Las aguas residuales de la industria farmacéutica contienen en su mayoría altas concentraciones de compuestos orgánicos, y nitratos (3). Para éste tipo de aguas residuales han sido ampliamente utilizados los procesos anaerobios, sin embargo se debe reconocer que la metanogénesis como paso terminal puede ser influenciada significativamente por la sulfato reducción y la desnitrificación (2).

El objetivo de éste estudio fue investigar las cinéticas de estos procesos paralelos durante la digestión anaerobia en reactores batch utilizando agua modelo similar al agua residual de una planta productora de antibióticos de la ciudad de Ramos Arizpe, Coahuila.

**Metodología.** La digestión anaerobia fue desarrollada en reactores con capacidad de 120 ml con un volumen total de fase líquida de 40 ml incluyendo 10 ml de lodo granular sulfidogénico, usando el siguiente substrato diluido en 20 ml de medio mineral. El pH fue ajustado a 7.5 a una temperatura de 37 °C.

Reactores:	mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	g DQO/L	mg SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /L
Blanco	7.62	1.23	0
Control	39.05	4.11	0
1	36.03	4.07	63
2	39.20	4.13	79
3	45.44	4.37	370
4	40.3	4.39	442
5	51.4	4.67	608
6	38.41	4.19	742

Como fuente de D.Q.O. se utilizó el acetato de sodio. La formación de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub> fue monitoreada por cromatografía de gases; El D.Q.O. total por métodos estándares, (1971). El NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se determinó mediante la técnica del ácido homotrópico; el consumo de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> como se describe en (1); la formación de H<sub>2</sub>S monitoreada por métodos estándares, (1992).

**Resultados y discusión.** El primer sustrato en consumirse durante los primeros días de incubación es el NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, el segundo aceptor de electrones es el SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> que empieza a ser consumido después de la desaparición total del NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. La concentración de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> tiene influencia sobre la formación de metano retardando esta etapa, y a su vez disminuyendo la actividad metanogénica. La concentración de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> también afectó la actividad desnitrificante, y el pH aumentó en relación a la concentración de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. En cuanto a la remoción de la carga orgánica se observó claramente que el ion SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> influyó significativamente aunque esta cualidad se debe también a la presencia de iones NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el medio y en el porcentaje de eficiencia.

Tabla 1. Resultados cinéticos obtenidos durante el tratamiento anaerobio.

**	pH <sub>f</sub>	Actividad específica						SVS, g/L lodo granular
		Proceso desnitrificante		Proceso de sulfato reducción		Proceso metanogénico		
		Actividad, mg <sup>*</sup> L <sup>-1</sup> g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	V mg <sup>*</sup> L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	Actividad, mg <sup>*</sup> L <sup>-1</sup> g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	V mg <sup>*</sup> L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	Actividad, g <sup>*</sup> L <sup>-1</sup> g <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	V g <sup>*</sup> L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	
B	7.7	1.03x10 <sup>-2</sup>	0.316	-	-	1.32x10 <sup>-7</sup>	4x10 <sup>-6</sup>	30.3
C	8.3	9.38x10 <sup>-2</sup>	1.692	-	-	4.99x10 <sup>-7</sup>	9x10 <sup>-6</sup>	18.0
1	8.3	5.55x10 <sup>-2</sup>	1.865	2.67x10 <sup>-3</sup>	8.94x10 <sup>-2</sup>	2.68x10 <sup>-7</sup>	9x10 <sup>-6</sup>	33.5
2	8.4	8.25x10 <sup>-2</sup>	1.875	4.76x10 <sup>-3</sup>	1.08x10 <sup>-1</sup>	3.96x10 <sup>-7</sup>	9x10 <sup>-6</sup>	22.7
3	8.5	5.59x10 <sup>-2</sup>	2.176	1.12x10 <sup>-3</sup>	4.52x10 <sup>-1</sup>	2.48x10 <sup>-7</sup>	1x10 <sup>-5</sup>	40.3
4	8.6	5.32x10 <sup>-2</sup>	1.927	1.61x10 <sup>-3</sup>	5.84x10 <sup>-1</sup>	1.93x10 <sup>-7</sup>	7x10 <sup>-6</sup>	36.2
5	8.6	6.62x10 <sup>-2</sup>	2.711	2.07x10 <sup>-3</sup>	8.48x10 <sup>-1</sup>	1.95x10 <sup>-7</sup>	8x10 <sup>-6</sup>	40.9
6	8.7	5.67x10 <sup>-2</sup>	1.846	2.80x10 <sup>-3</sup>	9.18x10 <sup>-1</sup>	2.15x10 <sup>-7</sup>	7x10 <sup>-6</sup>	32.5

\*\* Condiciones de reacción, ver en el metodología (V es la velocidad de reacción).

**Conclusiones.** Se han logrado avances en cuanto al estudio de la interrelación entre los tres procesos, es por ello que este tipo de tratamiento si puede adaptarse al tratamiento de aguas residuales de la industria farmacéutica.

**Agradecimiento.** Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo brindado para esta investigación.

#### Bibliografía.

1. Cottenie, A., M. Verloo, L. Kiekens, G. Velghe, y R. Camerhyne, 1982. Chemical of analysis plants and soils. In: *Manual of environmental microbiology*. ASM Press, USA, p. 325-333.
2. Lens P., Sipma J., Hulshoff Pol L., y Lettinga G. 1998. Effect of staging and nitrate on acetate removal by sulphidogenic granular sludge. In: *Poster Abstracts TMR Summer School Program The Biological Sulphur Cycle*: E.S.T. Netherlands, April 19-24.
3. Omil F., Lens P., A. Visser, L. W. Hulshoff Pol and Lettinga G. 1998. Simulation and experimental validation of competition between sulphate reducing and methanogenic bacteria treating VFA in UASB reactors. In: *Poster Abstracts TMR Summer School Program The Biological Sulphur Cycle*: E.S.T. Netherlands, April 19-24.