

## **Influencia de diferentes concentraciones de níquel sobre los parámetros relacionados con la integridad del lodo granular anaerobio en reactores por carga**

**Magaly Chávez, Donaldo Mejías, Moisés Martínez, Elsa Chacín y Nola Fernández**

La Universidad del Zulia, Facultad de Ingeniería, Dpto. Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA). E-mail: [mjchavezd@hotmail.com](mailto:mjchavezd@hotmail.com)

### **Resumen**

El uso de consorcios bacterianos en el tratamiento anaerobio de aguas residuales es fundamental, sin embargo, la presencia de metales pesados ocasiona la pérdida de la integridad de estos gránulos y la eficiencia en el tratamiento. La presente investigación fue dirigida al estudio de los cambios en los parámetros relacionados con la integridad de los gránulos, contenido de agua, velocidad de sedimentación, fuerza del lodo considerando turbiedad y distribución del tamaño, expuestos a diferentes concentraciones de Níquel (20 a 60 mg/L). Los resultados obtenidos fueron comparados con los establecidos como referencia en el lodo control (0,5 mg/L). El contenido de agua del lodo expuesto al Níquel resultó con valores superiores (80 y 100%) con respecto al valor determinado para el lodo de control, el cual estuvo alrededor de 70%. La velocidad de sedimentación establecida como línea base para el lodo de control fue de 5,20 m/s y los valores obtenidos para los lodos expuestos al Níquel, entre 5 y 4 m/s. La turbiedad obtenida en los lodos expuestos al Níquel estuvo entre 30 y 170 NTU, en comparación con el lodo de control con un valor de turbiedad cercano a 25 NTU. La distribución de tamaños de los gránulos es alterada por concentraciones elevadas de Níquel con respecto al control. Se puede deducir que la presencia de concentraciones de Níquel superiores a la establecida como nivel de referencia (0,5 mg/L) conduce a la alteración significativa de los parámetros ensayados, así como a la desintegración evidente de los gránulos anaerobios.

**Palabras clave:** Níquel, gránulo anaerobio, fuerza del lodo.

### **The influence of different concentrations of Nickel on the parameters related to the integrity of granulated anaerobic sludge in batch reactors**

### **Abstract**

The use of bacterial consortia in anaerobic treatment of wastewaters is fundamental, however, the presence of heavy metals causes the loss of the integrity of these granules and efficiency in the treatment. This paper was directed towards the study of the changes in the parameters related to the integrity of the granules, content of water, sedimentation velocity, sludge force considering turbidity and the distribution of granular size, exposed to different concentrations of Nickel (20 to 60 mg/L). The results were compared with the established norms as reference in the sludge control (0.5 mg/L). The content of sludge water exposed to Nickel resulted with high values (80 and 100%) as compared the normal value for the control sludge which are around 70%. The sedimentation velocity established as a base line for control sludge was 5.20 m/s and the values obtained for the sludges exposed to Nickel were between 5 and 4 m/s. The turbidity obtained in the sludges exposed to Nickel was between 30 and 170 NTU, in comparison with the control sludge with a value of turbidity at 25 NTU. The distribution of granular sizes was altered by higher concentrations of Nickel with regard to the control. It can be deduced that the presence of higher concentrations of Nickel, above established reference levels (0.5 mg/L) leads to a significant alteration in the assessment parameters, as well as to the evident disintegration of the anaerobics granules.

**Key words:** Nickel, anaerobic granule, sludge for.

Recibido: 17-02-2003 / Aceptado: 13-03-2004

## Introducción

En los últimos años, la digestión anaeróbica ha sido un proceso ampliamente difundido en todo el mundo, debido a diversas ventajas, en comparación con el tratamiento anaerobio, para la estabilización de los desechos municipales, el tratamiento de desechos industriales y como pretratamiento de efluentes, tales ventajas son baja producción de residuos sólidos, así como un bajo contenido de nutrientes y la elevada generación de metano el cual es una fuente económica de energía [3, 13, 16]. Sin embargo, la digestión anaerobia es particularmente vulnerable a las cargas elevadas de metales pesados presentes en las aguas de desechos, especialmente de origen industrial, debido a la toxicidad que ocurre en la biota microbiana lo cual frecuentemente resulta en la inhibición del tratamiento [1, 3, 4, 9].

Los estudios sobre los efectos de metales pesados en la digestión anaerobia han sido dirigidos hacia parámetros operacionales tales como producción de gases, ácidos grasos volátiles, actividad metanogénica, sólidos suspendidos volátiles, bioacumulación de metales; los cuales sólo reflejan las condiciones fisiológicas del consorcio microbiano, sin considerar la integridad de los gránulos anaerobios representada mediante parámetros relacionados como velocidad de sedimentación, distribución del tamaño, fuerza del lodo y contenido de agua, los cuales tienen incidencia directa sobre el metabolismo del lodo; sin embargo, estos han sido poco estudiados debido a la tarea laboriosa que representan [5, 7, 8, 11, 12].

El objetivo de la presente investigación fue el establecimiento de las posibles alteraciones provocadas por concentraciones de níquel sobre los parámetros relacionados con la integridad del lodo granular anaerobio proveniente de una industria cervecera, utilizando glucosa como única fuente de carbono en reactores por carga.

## Metodología

El medio utilizado para el desarrollo de la presente investigación fue un agua residual sintética la cual estuvo basada en una solución de nutrientes [6], glucosa como única fuente de carbono y agua destilada. El lodo granular anaerobio mesofílico (37°C) fue obtenido a partir de un reactor anaerobio de manto de lodo en flujo ascendente (UASB, siglas en inglés) [13], funcionando en una planta de tratamiento perteneciente a una industria productora de cerveza de la región. Dos matraces con capacidad de 500 mL fueron identificados como control (I) y ensayo (II) y dispuestos como reactores por carga mesofílicos, en los cuales fueron dispensados los siguientes materiales: 100 mL de lodo granular anaerobio y 400 mL de agua residual sintética, mezclada con una alícuota de solución de glucosa, la cual se varió para obtener las diferentes concentraciones de materia orgánica medidos como demanda química de oxígeno (DQO) desde 1000 a 3000 mg/L. El reactor tuvo un tiempo de retención hidráulico de 24 h y los parámetros físico-químicos y volumen de biogás fueron registrados diariamente en cada reactor. Durante la concentración de 3000 mg/L de DQO, se inició el periodo de exposición al metal. El reactor de control (I) permaneció con la adición de sulfato de níquel,  $\text{Ni}_2\text{SO}_4$ , en una concentración de 0,5 mg/L, mientras que en el reactor de ensayo (II) fue añadido cloruro de níquel,  $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ , en concentraciones que abarcaron un rango de 20 a 60 mg/L [6, 7].

Las muestras del agua residual sintética de los reactores por carga I y II fueron tomadas

diariamente para el registro de los parámetros operacionales como alcalinidad, DQO y pH, los cuales fueron realizados de acuerdo con la metodología reportada en el manual de métodos estandarizados para el análisis de aguas de desechos y efluentes [2].

Las muestras de lodo anaerobio (5 mL) fueron extraídas de cada reactor con el uso de una pipeta Pasteur, lavados con agua destilada para eliminar las impurezas, dispensados en viales de vidrio (7 mL) y procesados de inmediato. El tamaño de los gránulos del lodo anaerobio fue medido de acuerdo con la metodología reportada por Morgan et al. [14] y Guiot et al. [11], hasta alcanzar la cantidad de 100 gránulos para el control y cada una de las concentraciones ensayadas. Se tomaron alícuotas de 5 mL de lodo granular anaerobio de control y de cada concentración de níquel ensayada, para la realización de cada parámetro relacionado con la integridad del lodo, las cuales fueron lavadas con agua destilada y procesadas de acuerdo con la metodología propuesta con Morgan et al. [15] y Quarmby et al. [16] para la fuerza del lodo. La velocidad de sedimentación y el contenido de agua fueron determinados siguiendo la metodología de Francese et al. [10].

El análisis de los parámetros físico-químicos del efluente y del lodo granular anaerobio fue realizado mediante la prueba de Tukey, incorporada en el programa de análisis estadístico SAS, referido por Rodríguez [17].

## Resultados y Discusión

A partir de los resultados obtenidos durante el periodo de exposición al níquel (Figura 1) se observa que el incremento de la concentración de níquel influye sobre la velocidad de sedimentación del lodo granular anaerobio. A la concentración de 20 mg/L de níquel la velocidad de sedimentación aumenta significativamente y a concentraciones más elevadas (30 a 40 mg/L) se observan resultados no significativos y semejantes a los obtenidos durante las condiciones de control; lo cual indica la presencia de gránulos compactos, densos y viables, de tal forma que aun se conservan gránulos con una velocidad de sedimentación comparable a la establecida como referencia para el lodo control.

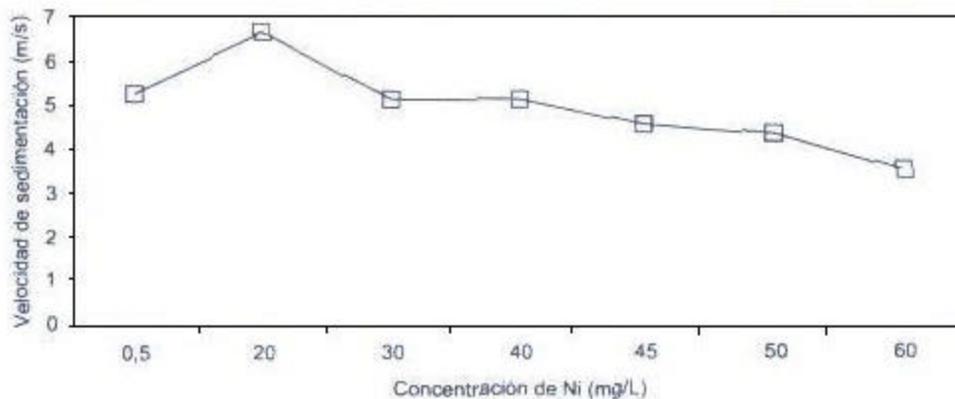


Figura 1. Velocidad de sedimentación del lodo granular anaerobio expuesto a diferentes concentraciones de Ni (II).

Las concentraciones superiores (45 a 60 mg/L) conducen a los valores más bajos de velocidad de sedimentación, indicando la pérdida de la sedimentabilidad del lodo granular. Estas concentraciones se consideran como inhibitorias de los microorganismos, resultando en gránulos menos densos, con mayores probabilidades de desintegración debido a la disolución de los polímeros extracelulares. El estudio de la velocidad de sedimentación

establece que cuando esta es menor se evidencian gránulos menos densos, posiblemente de pequeño tamaño, mientras que una velocidad de sedimentación mayor se relaciona con gránulos compactos, densos y de tamaño mayor [18]. Esta base se puede aplicar a los resultados obtenidos en esta investigación en la cual la velocidad de sedimentación disminuye con el incremento progresivo de las concentraciones de níquel, con lo que se infiere que el metal pesado ensayado es capaz de conducir a la pérdida de elementos celulares y por consiguiente a gránulos con densidades menores que sedimentan lentamente; lo cual, es un indicio de los problemas que pueden ocurrir sobre la retención de la biomasa y mayores probabilidades de desintegración debido a la disolución de polímeros extracelulares (PEC) como lo reportó Shen et al [19].

En esta investigación fue establecido como nivel de referencia para indicar la fuerza del lodo, el valor de turbiedad alcanzado por un lodo anaerobio en condiciones de control (con una concentración de níquel de 0,5 mg/L presente en el agua residual sintética). Los valores de turbiedad se incrementaron progresivamente, según las diferentes concentraciones de níquel utilizadas en esta experiencia, desde un valor medio mínimo de 26,5 NTU en condiciones de control, hasta un valor medio máximo de 165,5 NTU para la concentración de 60 mg/L de níquel (Figura 2). Estos valores de turbiedad presentaron diferencias significativas, estableciendo que a medida que se incrementa la concentración del metal pesado ensayado, se eleva la turbiedad y como resultado se infiere que la fuerza del lodo granular disminuye.

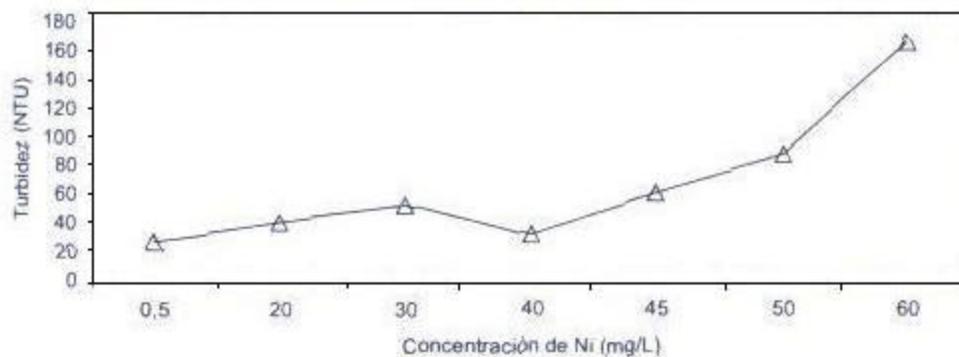


Figura 2. Fuerza del lodo granular anaerobio expuesto al Ni(II) expresada como turbiedad.

La fuerza del lodo es modificada debido a los cambios ocurridos en el consorcio microbiano expuesto a las diferentes concentraciones de níquel, lo cual está representado como la pérdida de los PEC permitiendo que las células en los gránulos se separen durante la sonicación (50/60 Hz), elevando el número de partículas sueltas las cuales incrementan la turbiedad. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Quarumby et al. [16]; quién describe el comportamiento del lodo granular anaerobio ante diferentes pruebas de sonicación para reflejar el grado de variabilidad en la fuerza del lodo expuesto a diferentes tipos de efluentes de industrias, indicando que la turbiedad es provocada, probablemente, por la liberación de PEC debido a la energía a la que son sometidos los gránulos.

La distribución de tamaño en el lodo granular anaerobio, sometido al agua residual sintética (control), muestra una variabilidad amplia de todos los tamaños medidos (Tabla 1). Se observa poca presencia de gránulos pequeños (menores de 0,09 cm) mientras que existe un elevado porcentaje de gránulos de mayor tamaño (mayores de 0,15 cm). Esto implica una variación de tamaño que puede influir en la eficiencia del tratamiento

anaerobio, por lo que se infiere que una distribución variada de los gránulos dentro del reactor asegura un contacto íntimo de todos los microorganismos presentes en el gránulo anaerobio con la materia orgánica a ser tratada.

Tabla I. Distribución por tamaños del lodo granular anaerobio expuesto al Ni (II).

Tamaño de gránulo	Concentraciones de Níquel aplicadas (mg/L)						
	0,5	20	30	40	45	50	60
Rango (cm)							
< 0,04	0	0	0	2±1	2±2	2±1	3±1
0,05 - 0,09	7±2	4±2	8±1	24±3	19±1	14±2	10±2
0,10 - 0,14	27±3	36±4	36±3	28±2	35±3	33±3	51±3
0,15 - 0,19	44±2	45±5	45±4	33±3	35±4	41±4	30±4
0,20 - 0,24	18±5	12±3	8±2	10±1	8±2	8±2	6±1
0,25 - 0,29	2±2	3±2	3±1	3±1	1±1	2±1	0
> 0,30	2±2	0	0	0	0	0	0

Las concentraciones de 20 y 30 mg/L de níquel no presentaron variaciones significativas en relación con el control, por lo que se infiere que estas son concentraciones no inhibitorias y los microorganismos presentes en el gránulo no alteran la distribución, manteniendo el equilibrio entre las poblaciones bacterianas con microorganismos resistentes a la acción del metal ensayado, así no alteran la distribución del tamaño en forma significativa, estableciendo posibilidades de evitar la exposición de los microorganismos sensibles dispuestos en las capas internas de los gránulos, según lo indicado por Lettinga [13] en su relación a la digestión anaerobia. Las concentraciones de 40 a 60 mg/L de níquel arrojaron variaciones significativas en la distribución de tamaño, indicando que el níquel, en concentraciones elevadas, es capaz de alterar la distribución de tamaño de los gránulos en forma relevante. De esta forma, cuando los gránulos son pequeños, los microorganismos más sensibles a la acción de las sustancias tóxicas, como los metales pesados (por ejemplo, las bacterias metanogénicas) tienen mayor probabilidad de estar en contacto con tales sustancias, conduciendo a su desaparición en el gránulo y favoreciendo el desarrollo de los microorganismos más resistentes (por ejemplo, las bacterias acidogénicas), alterando así la eficiencia del tratamiento anaerobio; debido a que la exposición al metal produce en el reactor cambios en la población microbiana que con frecuencia resultan en el fracaso del tratamiento, según lo reporta Yamaguchi et al. [20].

El contenido de agua en los gránulos del lodo anaerobio según los resultados obtenidos (Figura 3), aumenta significativamente en comparación con el control, alcanzando un máximo de 97% para la concentración de 60 mg/L de níquel, mientras que para el lodo control resultó en 73%. Estos resultados están de acuerdo con lo establecido por Schmidt et al. [18] quien estableció que la elevada densidad de células bacterianas que conforman el gránulo minimiza la distancia interespecies y maximiza la transferencia del acetato, hidrógeno y formato entre los degradadores de ácidos grasos sintróficos y los metanógenos. Sin embargo, esta diferencia no es significativa entre las distintas concentraciones del metal ensayado (con un rango entre 93 y 97%). El elevado porcentaje de agua en los gránulos indica la disminución del contenido celular, lo que conlleva a suponer que existe una pérdida de biomasa, afectando así la eficiencia del tratamiento anaerobio.

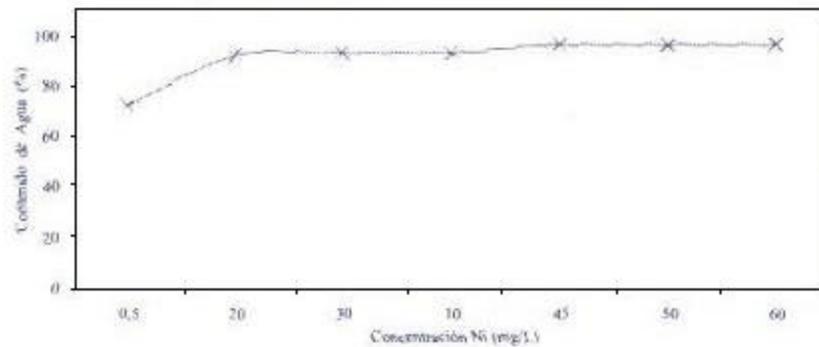


Figura 3. Contenido de agua del lodo granular anaerobio expuesto al Ni (II).

### Conclusiones

Las diferentes concentraciones de níquel ensayadas provocaron la alteración significativa en la distribución del tamaño de los gránulos anaerobios expuestos, con la tendencia hacia el desarrollo de gránulos de menor tamaño según el incremento de las concentraciones del metal, conduciendo así al aumento en la probabilidad de exposición de los microorganismos sensibles a las sustancias tóxicas (los metanógenos) y al desarrollo de microorganismos resistentes (los acidógenos), alterando así el balance ecológico del consorcio microbiano presente en los sistemas de tratamiento anaerobio, basados en el uso de lodo granular anaerobio.

El contenido de agua presente en el lodo granular expuesto a las diferentes concentraciones de Níquel (93% para 20 mg/L y 73% para 60 mg/L), fue mayor al porcentaje de agua en el lodo control (73%); representando la pérdida de biomasa en los gránulos expuestos, lo cual incide en forma directa sobre la eficiencia del reactor.

Los valores obtenidos de turbiedad incrementaron con el aumento de las diferentes concentraciones del metal ensayado en comparación con la turbiedad obtenida en el lodo control en vista de que la fuerza del lodo se relaciona en forma inversa con la turbiedad, se puede inferir que el lodo pierde la fuerza para mantenerse unido en forma de gránulo con el incremento de la concentración del metal pesado, con lo cual se evidencia la desintegración de los gránulos.

La velocidad de sedimentación en los gránulos expuestos al níquel disminuye con el incremento de la concentración de este metal, relacionado con el tamaño de los mismos, puesto que gránulos voluminosos y densos tienen una velocidad de sedimentación mayor que aquellos gránulos pequeños, obteniéndose la pérdida de la sedimentación del lodo.

### Agradecimiento

Se agradece al Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de La Universidad del Zulia (CONDES) por el apoyo financiero para la presente investigación.

### Referencias Bibliográficas

[1] ALKAN, U.; ANDERSON, G.; INCE, O. (1996). Toxicity of trivalent chromium in the anaerobic digestion process. **Water Research** 30 (3): 731-741.

[2] AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION / AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION / WATER ENVIRONMENT FEDERATION (1998). **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 20 th ed, Washington DC, USA.

[3] Belay, N.; Daniels, L. (1990). Elemental metals as electron sources for biological methane formation from CO<sub>2</sub>. **Antonie Van Leeuwenhoek** 57: 1-7.

[4] Bhattacharya, S.; Leslie, R.; Madura, R. (1995). Effects of bioavailable cadmium on anaerobic systems. **Water Environmental Research** 67 (7): 1092-1094.

[5] Brito, A.; Rodrigues, A.; Melo, L. (1997). Granulation during the start-up of a UASB reactor used in the treatment of low strength wastewaters. **Biotechnology Letters** 19 (4): 363-367.

[6] Chacín, E. (1993). Treatment characteristics of two phase anaerobic system using and UASB reactor. School of civil engineering. University of Birmingham. England. Pp. 96.

[7] Dague, R.; Banik, G.; Ellis, T. (1998). Anaerobic sequencing batch reactor treatment of dilute wastewater of psychrophilic temperatures. **Water Environment Research** 70 (2): 155-160.

[8] Dangcong, P.; Qiting, J. (1994). Anaerobic digestion of alkaline black liquor using an up-flow anaerobic sludge blanket reactor. **Journal of Chemistry Technology and Biotechnology** 58: 89-93.

[9] Fletcher, G.; Rossetto, F.; Turnbull, J.; Nieboer, E. (1994). Toxicity, uptake, and mutagenicity of particulate and soluble nickel compounds. **Environmental Health Perspective** 102(3): 69-79.

[10] Francese, A.; Córdoba, P.; Durán, J.; Siñeriz, F. (1998). High upflow velocity and organic loading rate improve granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactors. **World Journal of Microbiology Biotechnology** 14(3): 337-314.

[11] Guiot, S.; Rocheleau, S.; Hawari, J.; Samson, R. (1992). Induction of granulation by sulphonated-lignin and calcium in an upflow anaerobic sludge bed reactor. **Journal of Chemistry Technology and Biotechnology** 53: 45-56.

[12] Guo, Y.; Shi, X.; Qiu, H.; Wu, L.; Chen, J. (1997). Engineering factors affecting the granulation of sludge in the UASB reactor. **Chinese Journal of Biotechnology** 13(1): 51-58.

[13] Lettinga, G. (1995). Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. **Antonie van Leeuwenhoek** 67: 3-28.

[14] Morgan, J.; Forster, C. (1992). A comparative study of the sonication of anaerobic and activated sludges. **Journal of Chemistry Technology and Biotechnology** 55(1): 53-58.

[15] Morgan, J.; Evison, L.; Forster, C. (1991). The internal architecture of anaerobic sludge granules. **Journal of Chemistry Technology and Biotechnology**. 50: 211-226.

[16] Quarmby, J.; Forster, C. (1995). An examination of the structure of UASB granules. **Water Research** 29(11): 2449-2454.

[17] Rodríguez, J. (1991) Métodos de investigación pecuaria. 1era. Edición. Editorial Trillas. México. Pp 208.

[18] Schmidt, J.; Ahring, B. (1995). Granulation in thermophilic upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Antonie van Leeuwenhoek** 68: 339-344.

[19] Shen, C.; Kosaric, N.; Blaszczyk, R. (1993). The effect of selected heavy metals (Ni, Co and Fe) on anaerobic granules and their extracellular polymeric substance (EPS). **Water Research** 27(1): 25-23.

[20] Yamaguchi, M.; Hake, J.; Tanimoto, Y.; Naritomi, T.; Okamura, K.; Minami, K. (1991). Enzyme activity for monitoring the stability in a thermophilic anaerobic digestion of wastewater containing metanol. **Journal of Fermentation and Bioengineering** 71 (4): 264-269.