

## Mitigación de la toxicidad anaerobia de lixiviados mediante mezclas con agua residual doméstica

### Anaerobic toxicity mitigation of leachates by mixing with municipal sewage

*Patricia Torres\*, Luz Edith Barba, Carlos Pizarro*

Grupo Estudio y Control de la Contaminación Ambiental. Escuela EIDENAR – Área Académica de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle. AA. 25360. Cali, Colombia

(Recibido el 2 de mayo de 2009. Aceptado el 15 de febrero de 2010)

#### Resumen

Los lixiviados contienen compuestos originalmente presentes en los residuos depositados en el relleno así como los formados en los procesos de degradación; cuando presentan altos contenidos de material orgánico y alta relación  $DBO_5/DQO$ , el tratamiento biológico tiene gran potencial de aplicación; sin embargo, los altos niveles de nitrógeno y otros compuestos pueden ser inhibitorios o tóxicos para el proceso biológico. La evaluación de la toxicidad anaerobia permite determinar la magnitud y tipo de inhibición causada sobre los microorganismos encargados de la transformación final a metano y se determina comparando la Actividad Metanogénica Específica (AME) del lodo control alimentado únicamente con sustrato, con la AME del lodo alimentado con el mismo sustrato más el compuesto tóxico. Dado el creciente interés en el cotratamiento de lixiviados con aguas residuales domésticas (ARD), se evaluó en escala de laboratorio la toxicidad anaerobia de lixiviados puros y mezclados con ARD para establecer el potencial efecto tóxico del lixiviado sobre la digestión anaerobia. En los ensayos usando lixiviado puro, se presentó una elevada reducción de la AME, identificándose dos tipos de inhibición: metabólica y fisiológica. En los ensayos usando mezclas de lixiviado y ARD (5 y 10%), el porcentaje de inhibición se redujo sustancialmente, alcanzándose condiciones de sustratos no tóxicos. Los resultados sugieren la potencialidad de aplicación del cotratamiento con ARD como una estrategia adecuada de manejo de lixiviados.

----- *Palabras clave:* Agua residual doméstica, cotratamiento anaerobio, lixiviados, toxicidad anaerobia

---

\* Autor de correspondencia: teléfono/fax: + 57 + 4 + 551 31 34, correo electrónico: [pataloz@univalle.edu.co](mailto:pataloz@univalle.edu.co) (P. Torres).

## Abstract

The leachates contain compounds originally present in landfilled waste as well as the ones formed in the waste-degradation processes; when the leachates have a high organic matter content and high  $BOD_5/COD$  ratio, the biological treatment has a high application potential; however, high levels of nitrogen and other compounds may be inhibitors or toxic for biological process. The anaerobic toxicity evaluation allows to determine the magnitude and inhibition type caused on the microorganisms in charge of the final transformation to methane, and it is determined by comparing the specific-methanogenic activity (SMA) of the control sludge fed only with substrate and the SMA of the sludge fed with the same substrate plus the toxic compound. Due to the increasing interest in leachate cotreatment with municipal sewage (MS), the anaerobic toxicity of pure leachate and leachate mixed with MS was evaluated at lab scale to establish the potential toxic effect of the leachate on the anaerobic digestion. In assays using pure leachate a high reduction of the SMA, occurred identifying two inhibition types: metabolic and physiologic. In assays using leachate mixed with MS (5 and 10%), the inhibition percentage was substantially reduced, achieving no-toxic-substrate conditions. The results suggest the potential application of cotreatment with municipal sewage as an appropriate strategy to leachate management.

----- *Keywords:* Anaerobic cotreatment, anaerobic toxicity, leachate, municipal sewage

## Introducción

En los rellenos sanitarios se generan básicamente dos subproductos, biogás y lixiviados; éstos últimos son generados debido a la percolación de las aguas lluvias a través de los desechos y a las diversas reacciones bioquímicas que pueden ocurrir en el interior del relleno entre el contenido sólido y acuoso y pueden contener altas concentraciones de materia orgánica y otros compuestos que pueden aportar características tóxicas [1] y representar un riesgo potencial para la salud, tanto de los ecosistemas comprometidos con su vertimiento como de las poblaciones humanas [2].

Los sistemas anaerobios están ganando popularidad para el tratamiento tanto de aguas residuales industriales (ARI) como domésticas (ARD), siendo preferidos sobre otros sistemas debido a aspectos como bajos requerimientos de ener-

gía, menor producción de lodos y producción de biogás con alto contenido energético [3] y de un efluente con alto contenido de nutrientes, adecuados para el reuso agrícola [4].

En el tratamiento anaerobio, la presencia de compuestos orgánicos e inorgánicos potencialmente tóxicos es de gran importancia, principalmente la de aquellos que inhiben los microorganismos encargados de la transformación final a metano [5], los cuales pueden estar presentes en el agua residual o ser producidos como metabolitos intermedios de la degradación incompleta del sustrato [6]. Los inhibidores comunes incluyen compuestos orgánicos, sulfuros, metales pesados, amonio ( $NH_4^+$ ) y amoníaco ( $NH_3$ ), siendo este último el principal causante de inhibición en el tratamiento anaerobio de lixiviados puesto que es uno de los potenciales compuestos inhibitorios en mayor concentración y por ser fácilmente permeable a través de la membrana (Kroeker et al., 1979; de

Baere et al., 1984; Sprottand Patel, 1986; Gallert et al., 1998) citados en la referencia [7].

De los cuatro grupos tróficos presentes en el proceso anaerobio, las bacterias metanogénicas son las menos tolerantes y las que comúnmente cesan su crecimiento debido a la inhibición por  $\text{NH}_3$  [8]; cuando la concentración se incrementa en el rango de 4051–5734 mg/L, aunque la población acidogénica es bastante afectada, la población metanogénica pierde hasta el 56.5% de su actividad [9].

Los métodos para la determinación de la toxicidad se han basado en protocolos desarrollados para la degradación anaerobia y medida de la Actividad Metanogénica Específica - AME y se han centrado básicamente en la sensibilidad de las poblaciones metanogénicas acetoclásticas, ya que es aceptado que al menos el 65% y en algunos casos hasta el 90% del metano producido en procesos anaerobios se debe a la conversión del acetato a metano por parte de éstas [6].

En general, pueden distinguirse tres tipos de toxicidad [10]: *Metabólica*, que se refiere a una inhibición de un proceso metabólico pero al remover la sustancia tóxica la toxicidad es completamente reversible; en este caso, el tóxico sólo perturba el proceso metabólico sin causar daño a la célula; *Fisiológica*, que causa daño a componentes subcelulares (membranas o enzimas) pero luego de remover la sustancia tóxica la recuperación es lenta y el reestablecimiento de la actividad es más rápido que el crecimiento de nuevas bacterias. La demora es debida al tiempo requerido por células existentes para reparar el daño de componentes celulares (síntesis de nuevas enzimas) y *Bactericida*, que ocurre cuando las sustancias tóxicas causan la muerte celular.

La inhibición causada por tóxicos específicos varía ampliamente debido a las diferencias en la composición del sustrato, el inóculo, condiciones ambientales, periodos de aclimatación, métodos y condiciones experimentales. La codigestión con otros desechos, la adaptación de los microorganismos a las sustancias inhibitorias y la incorpo-

ración de métodos para remover o mitigar el efecto de los tóxicos antes de la digestión anaerobia, pueden mejorar la eficiencia del tratamiento [7].

El tratamiento biológico de lixiviados combinados con ARD constituye una alternativa económicamente viable en la cual la degradación de los compuestos orgánicos puede ser favorecida por la dilución y capacidad de adaptación de los microorganismos presentes en el sistema de tratamiento de ARD [11]. Otras ventajas de este método de tratamiento de los lixiviados son un mejor control de las características del afluente al sistema de tratamiento, debido a que la variación de la carga contaminante (cantidad y calidad) del lixiviado en el tiempo es significativamente variable (Hartmann & Hoffman (1990), citados por [12].

Para diseñar y operar una planta de tratamiento de aguas residuales – PTAR que trate de manera conjunta ARD con lixiviados, es usual realizar previamente evaluaciones en escala de laboratorio para establecer la relación óptima de ambos residuos, para minimizar efectos inhibitorios y de toxicidad por alguno de los compuestos presentes en el lixiviado [11]. En este estudio se evaluó inicialmente la toxicidad anaerobia de diferentes concentraciones de lixiviados para evaluar el tipo de inhibición que presentan estos desechos y posteriormente se evaluó el efecto de mezclas lixiviado-ARD para intentar mitigar los efectos potencialmente tóxicos del lixiviado sobre la digestión anaerobia.

## Experimentación

### Inóculo

El inóculo provenía de un reactor UASB que trata ARD con una concentración de Sólidos Volátiles y Totales de 20,1 y 45,9 g/L respectivamente (SV/ST 0,44), sedimentabilidad 0,50 m/h y AME 0,31 g DQO-CH<sub>4</sub>/g SV.d, valores que lo caracterizan como un lodo entre flocculento y disperso, típico de tratamiento anaerobio de ARD [13]. La concentración aplicada en los ensayos de toxicidad fue 1,5 g SV/L.

### Sustratos: Lixiviado y ARD

El lixiviado fue obtenido de un relleno sanitario que recibe los residuos sólidos domésticos de 16 municipios del Departamento del Valle del Cauca y que opera desde hace 10 años. Debido a que el total de lixiviados generados es depositado en una laguna, el sitio de colecta de muestra fue seleccionado teniendo en cuenta que fuera representativo de esta situación, evaluándose tres rangos de concentración de DQO, los cuales se obtuvieron en diferentes periodos climáticos. El ARD provenía de la unidad de cribado de una PTAR de ARD de una zona típicamente residencial de la ciudad de Cali para garantizar baja o nula presencia de metales y compuestos xenobióticos.

Los dos sustratos fueron caracterizados mediante la determinación de pH, alcalinidad, DQO, NTK,  $\text{NH}_3$ , P total, fenoles, hidrocarburos totales y metales pesados (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn) [14] y AGV por cromatografía de gases [15].

### Ensayos de toxicidad anaerobia

Para la realización de los ensayos se siguieron los métodos descritos por [5] en forma similar a la prueba AME, utilizando sistemas de desplazamiento de líquido en reactores de 1 L y operados a una temperatura de  $30 \pm 2$  °C. La figura 1 muestra el montaje experimental de los ensayos de toxicidad.

El estudio se realizó en dos fases (ensayo inicial y final), inicialmente se determinó la toxicidad del lixiviado a diferentes concentraciones de DQO para definir el tipo de inhibición que presentan estos desechos y posteriormente se evaluó el efecto de mezclas lixiviado-ARD para verificar si este procedimiento favorecía la mitigación de los efectos potencialmente tóxicos del lixiviado sobre el proceso anaerobio. Los ensayos comprendían una etapa de exposición (primera alimentación) y una de recuperación (segunda alimentación) y se realizaron por triplicado. Para el manejo estadístico, los valores de las réplicas fueron promediados.

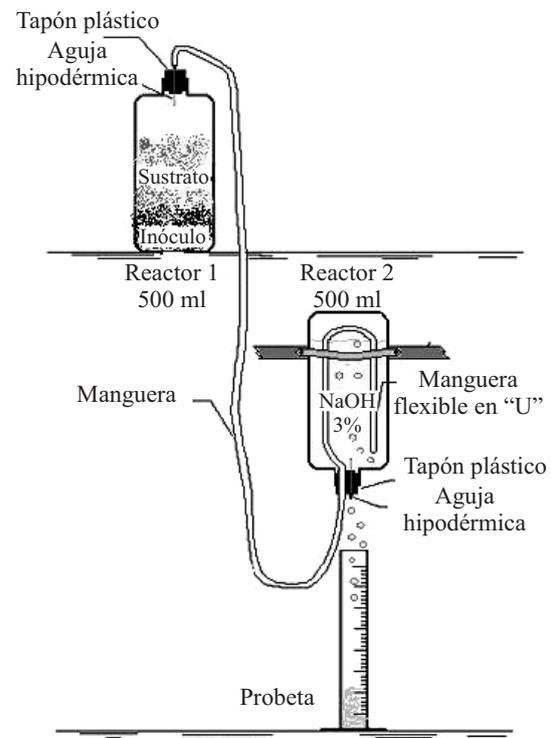


Figura 1 Montaje experimental de ensayos de toxicidad anaerobia por desplazamiento de líquido

### Ensayo inicial

En este ensayo, la toxicidad se determinó comparando la AME del lodo alimentado únicamente con AGV (Control) con otros tratamientos alimentados con el mismo nivel de AGV más el lixiviado en los tres rangos de concentración de DQO (Tratamientos). Los AGV se adicionaron en una proporción  $C_2:C_3:C_4$  de 55:30:15, ya que es la composición promedio del lixiviado evaluado y con una concentración equivalente de 4g DQO/L. Las características del control y los tratamientos se presentan en la tabla 1.

En la etapa de exposición los tratamientos fueron alimentados con AGV y lixiviado (potencial inhibidor) y en la de recuperación se alimentaron solamente con AGV. Después de finalizada la primera etapa, la cual se cumplió una vez el control registró un comportamiento estable en la producción de metano, se dejó sedimentar el lodo tanto en el reactor control como en los tratamientos y se descartó el sobrenadante.

**Tabla 1** Características del ensayo de toxicidad de lixiviados. Ensayo Inicial

| Ensayo        | DQO <sub>AGV</sub><br>(g/L) | DQO <sub>Lixiviado</sub><br>(g/L) | DQO <sub>Total</sub> *<br>(g/L) |
|---------------|-----------------------------|-----------------------------------|---------------------------------|
| Control       | 4,000                       | 0,000                             | 4,000                           |
| Tratamiento 1 | 4,000                       | 3,020                             | 7,020                           |
| Tratamiento 2 | 4,000                       | 8,288                             | 1,288                           |
| Tratamiento 3 | 4,000                       | 11,769                            | 15,769                          |

\* DQO<sub>AGV</sub> + DQO<sub>LIXIVIADO</sub>

El registro gráfico de los volúmenes de metano acumulado en el tiempo en las dos etapas, permite identificar el modelo de toxicidad que más se ajusta al compuesto evaluado, tal como se muestra en la figura 2.

La tabla 2 muestra el tipo de inhibición o toxicidad en función del comportamiento de las curvas AME durante las etapas de exposición y recuperación respectivamente [5].

Adicional a la identificación del modelo de toxicidad, se calculó la relación entre la AME de cada tratamiento y el control (Ecuación 1), la cual permite determinar el grado de inhibición (Ecuación 2) [5].

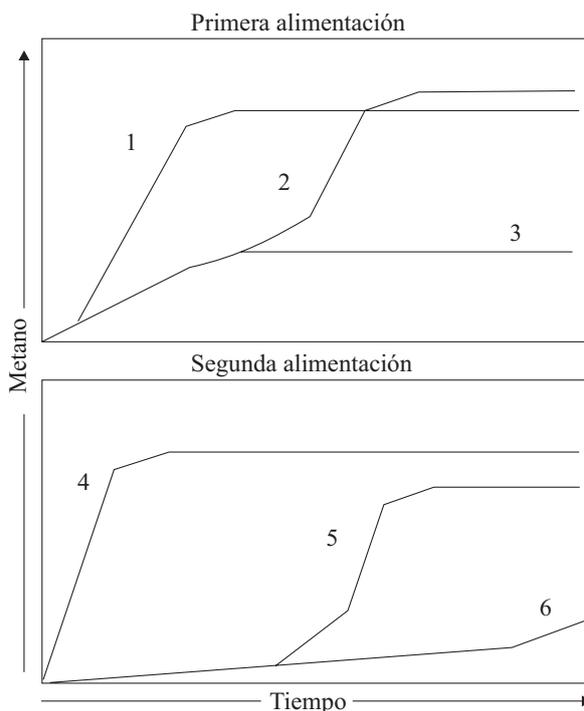
$$\%AME = \frac{AME_{Tratamiento}}{AME_{Control}} \times 100 \quad (1)$$

$$\%Inhibición = 100 - \%AME \quad (2)$$

### Ensayo final

Una vez identificados los tipos de toxicidad en el ensayo inicial, para el ensayo final se utilizaron muestras de lixiviado representativas de los mismos, con concentraciones de DQO de 8,288 g/L (Lixiviado 1) y 11,769 g/L (Lixiviado 2). Estas muestras fueron mezcladas con ARD en proporciones de 5 y 10%. La concentración de

DQO del ARD fue 0,507 g/L. El montaje del ensayo y el seguimiento y control se realizaron del mismo modo que para el ensayo inicial. La tabla 3 muestra las características de las mezclas evaluadas.



**Figura 2** Modelos básicos de toxicidad a partir de la curva de producción de metano

**Tabla 2** Tipo de inhibición o toxicidad según comportamiento curvas de producción de metano

| Etapas de exposición | Etapas de recuperación | Tipo inhibición o toxicidad |
|----------------------|------------------------|-----------------------------|
| 1                    | 4                      | Sustrato no tóxico          |
| 2                    | 4                      | Adaptación metabólica       |
| 3                    | 4                      | Toxicidad metabólica        |
| 3                    | 5                      | Toxicidad fisiológica       |
| 3                    | 6                      | Toxicidad bactericida       |

Adaptado de [5]

**Tabla 3** Características del ensayo de toxicidad con mezclas ARD-lixiviados. Ensayo Final

| Ensayo                            | DQO <sub>AGV</sub><br>(g/L) | DQO <sub>ARD</sub><br>(g/L) | DQO <sub>Lixiviado</sub><br>(g/L) | DQO <sub>Total</sub> <sup>*</sup><br>(g/L) |
|-----------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------------|--|
| Control                           | 4,000                       | 0,000                       | 0,000                             | 4,000                                      |
| Tratamiento 1<br>(95 ARD: 5 Lix1) | 4,000                       | 0,482                       | 0,414                             | 4,896                                      |
| Tratamiento 2<br>(90ARD: 10 Lix1) | 4,000                       | 0,456                       | 0,829                             | 5,285                                      |
| Tratamiento 3<br>(95 ARD: 5 Lix2) | 4,000                       | 0,482                       | 0,588                             | 5,070                                      |
| Tratamiento 4<br>(90ARD: 10 Lix2) | 4,000                       | 0,456                       | 1,177                             | 5,633                                      |

\* DQO<sub>AGV</sub> + \* DQO<sub>ARD</sub> + DQO<sub>LIXIVIADO</sub>

## Resultados y discusión

### Caracterización de lixiviados y del agua residual doméstica

En la tabla 4 se presentan las características de las muestras de lixiviados y de ARD usadas en los ensayos. En general se observa que aunque existe una alta relación DBO<sub>5</sub>/DQO en los lixiviados, lo que es indicativo de la potencialidad del tratamiento biológico, respecto a sus constituyentes orgánicos y macro constituyentes inorgánicos, el lixiviado puede presentar dos limitantes que podrían afectar el buen desempeño de proceso anaerobio, la alta concentración de nitrógeno amoniacal y la deficiencia de fósforo; sin embargo, de acuerdo con estudios de [5], los lodos anaerobios pueden adaptarse a niveles elevados de NH<sub>3</sub> (hasta 3.500 mg/L) y la deficiencia de fósforo puede ser suplida con la combinación con ARD.

**Tabla 4** Caracterización de lixiviados y ARD

| Variable (mg/l)       | Lixiviado 1 | Lixiviado 2 | Lixiviado 3 | ARD   | Niveles límites que causan inhibición anaerobia |
|-----------------------|-------------|-------------|-------------|-------|---|
| pH (unidades)         | 8,33        | 8,65        | 8,25        | 7,27  |   |
| Alcal. Bicarb         | 11.780      | 8.202       | 8.254       | -     |   |
| Alcal. Total          | 12.462      | 11.040      | 11.063      | 523   |   |
| AGV's (meq-L)         | 27          | 63          | 105         | -     |   |
| DBO <sub>5</sub>      | -           | 6.000       | 7.822       | 217   |   |
| DQO                   | 3.020       | 8.288       | 11.769      | 507   |   |
| DQO filtrada          | 2.560       | 7.467       | 10.620      | -     |   |
| DBO <sub>5</sub> /DQO | -           | 0,74        | 0,66        | 0,44  |   |
| N- NH <sub>3</sub>    | 1.500       | 1.615       | 1.194       | 37    | 3.500*  |
| Fósforo Total         | 20,80       | 17,50       | 22,80       | 11,00 |   |
| Relación DQO:N:P      | 146:72.5:1  | 438:87.5:1  | 500:50:1    |       | < (350:5:1)**                                   |
| Sólidos Totales       | 12.560      | 10.020      | 18.320      |       |   |
| S. Totales Volátiles  | 4.325       | 5.630       | 7.185       |       |   |
| S. Susp. Totales      | 325         | 550         | 635         |       |   |
| S. Susp. Volátiles    | 310         | 490         | 584         |       |   |

Continuación Tabla 4

| <i>Variable (mg/l)</i> | <i>Lixiviado 1</i> | <i>Lixiviado 2</i> | <i>Lixiviado 3</i> | <i>ARD</i> | <i>Niveles límites que causan inhibición anaerobia</i> |
|------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|------------|--|
| Hierro                 | 3,77               | 9,89               | 26,5               | 1,9        |  |
| Manganeso              | <0,08              | 2,38               | 4,59               | <0,08      |  |
| Sodio                  | 1.841              | 1.648              | 1.310              | 710        | 3.500  |
| Potasio                | 2.037              | 1.877              | 1.740              | 8,21       | 2.500  |
| Arsénico               | 0,0263             | 0,0072             | 0,0782             | <0,0025    | 0,50 - 1   |
| Cadmio                 | <0,040             | <0,040             | <0,040             | <0,040     | 0,01 – 0,02  |
| Cobre                  | <0,112             | <0,112             | <0,112             | <0,030     | 0,50 - 1   |
| Cr Hexavalente         | <0,028             | <0,028             | 0,0445             | <0,0028    | 1 – 1,5  |
| Níquel                 | 0,59               | 0,32               | 0,57               | <0,13      | 1 – 2  |
| Plomo                  | <0,575             | <0,575             | 0,11               | <0,41      |  |
| Zinc                   | 0,59               | 0,34               | 0,42               | 0,16       | 0,5 - 1  |
| HC Totales             | -                  | 5,8                | 8,8                | <5,6       |  |
| Fenoles                | 0,50               | 3,895              | 2,98               | <0,001     |  |

\* [5]; \*\* [4]

En cuanto a los metales y compuestos xenobióticos, los metales pesados presentaron valores por debajo de los límites de detección y por debajo de niveles inhibitorios; los fenoles, compuestos orgánicos con características tóxicas, carcinogénicas, mutagénicas y teratogénicas [16], presentaron valores por encima de los límites permisibles en el Decreto 1594 para vertimiento a cuerpos hídricos [17]. El ARD, con características de concentración media de acuerdo con [18] muestra que la presencia de macro constituyentes inorgánicos, metales pesados y compuestos xenobióticos es casi nula.

### **Ensayos de toxicidad**

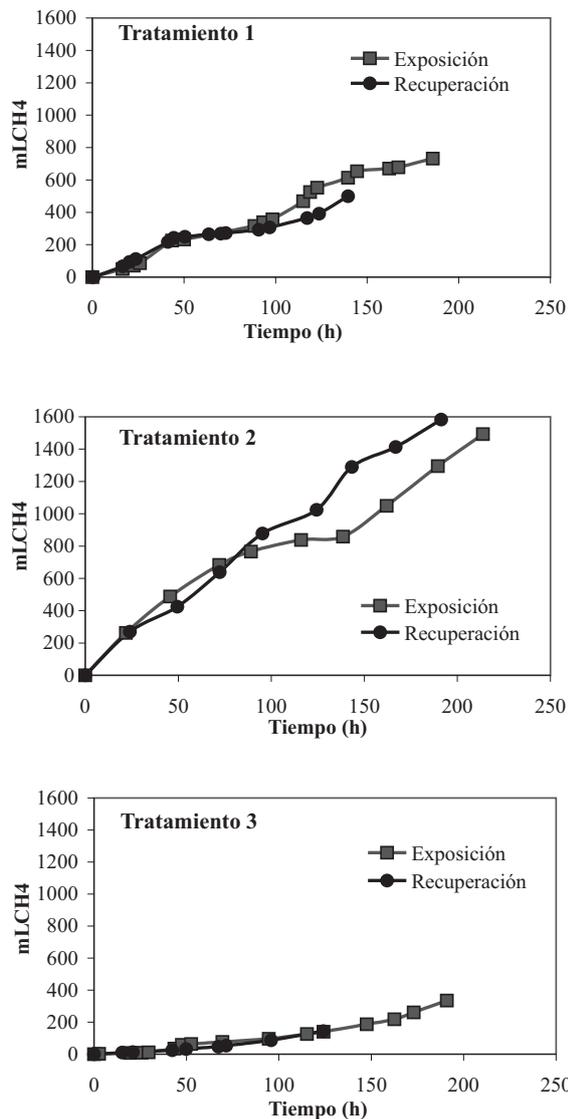
#### *Ensayo inicial*

La figura 3 muestra el comportamiento de las curvas de AME las cuales al ser comparadas con las tendencias teóricas indicadas en la figura 2, muestran que los Tratamientos 1 y 2 presentaron inhibición metabólica y que el Tratamiento 3, que está asocia-

do a la mayor concentración de DQO de lixiviado evaluada, presentó toxicidad fisiológica [5].

En el primer caso (Tratamientos 1 y 2) se observa que una vez el lodo dejó de ser expuesto al compuesto tóxico ocurrió una recuperación bacteriana, lo que puede estar asociado a procesos de inhibición por sales y amoníaco [10]. En el segundo caso (Tratamiento 3), el compuesto tóxico causa daño a componentes subcelulares (membranas o enzimas), los microorganismos sobrevivientes pudieron recuperarse al ser retirado el lixiviado, lo que puede estar asociado a la presencia de compuestos fenólicos como los taninos, conocidos como potentes inhibidores de enzimas hidrolíticas; en esta condición, el reestablecimiento de la actividad es más rápido que el crecimiento de nuevas bacterias [10].

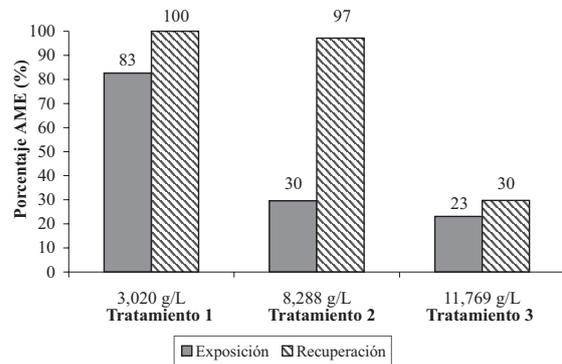
La figura 4 muestra los porcentajes de AME en las etapas de exposición y recuperación de los ensayos de toxicidad con las diferentes concentraciones de DQO del lixiviado.



**Figura 3** Ensayo Inicial. Curvas de producción de metano etapas de exposición y recuperación para los diferentes tratamientos estudiados

En la figura 4 se observa que en todos los casos la exposición al lixiviado puro causó una reducción de la AME. En la etapa de exposición los porcentajes fueron más bajos que en la de recuperación y esta tendencia fue mayor en la medida que aumentó la concentración de DQO del lixiviado; en la etapa de recuperación, mientras los tratamientos 1 y 2 permitieron alcanzar niveles de AME similares a los del control, el tratamiento 3 no alcanzó una recuperación significativa, presentando un valor

de AME muy similar al de la etapa de inhibición, lo que ratifica que este lixiviado causó un tipo de toxicidad más complejo que el de los otros dos tratamientos evaluados.



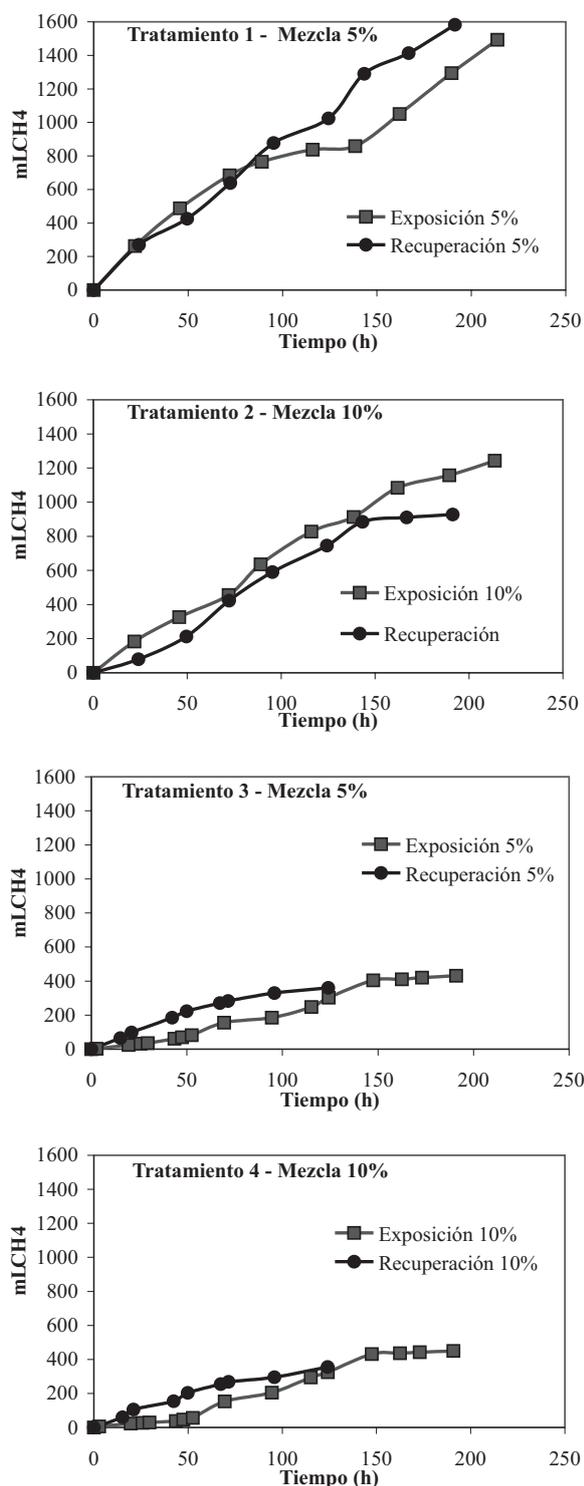
**Figura 4** Ensayo Inicial. Toxicidad de Lixiviados a diferentes concentraciones de DQO

#### Ensayo final

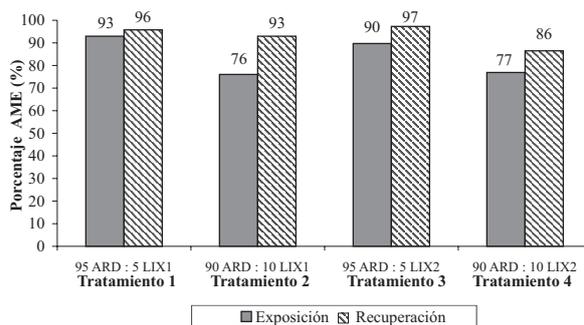
La figura 5 muestra el comportamiento de las curvas de AME en las que se observa que el comportamiento de las mezclas ARD-lixiviado 5 y 10% para todos los tratamientos presentan una etapa de recuperación favorable sobrepasando en casi todos (tratamientos 1, 3 y 4) la producción de metano de la etapa de exposición; en el tratamiento 2 se observó una buena recuperación a pesar de no incrementarse la producción de metano. En general todos los tratamientos se asemejaron al caso de un sustrato no tóxico[5].

La figura 6 muestra los resultados con los lixiviados seleccionados (8,288 y 11,769 g/L DQO), mezclados con ARD (0,507 g/L DQO) en proporciones ARD: Lixiviado 95: 5 y 90:10.

El primer aspecto a destacar en este ensayo, es la diferencia en magnitud de los porcentajes AME tanto en la etapa de exposición como de recuperación de todos los tratamientos evaluados. De todos modos, se percibe que a medida que se aumenta el porcentaje de lixiviado incorporado al ARD, la AME de exposición se reduce, lo que se relaciona con un aumento en el grado de inhibición; sin embargo, los valores son mucho más próximos a los del control que cuando se adicionó lixiviado puro (100% como en el ensayo inicial).



**Figura 5** Ensayo Final. Curvas de Producción de metano, etapas de exposición y recuperación para las mezclas ARD-lixiviado



**Figura 6** Ensayo Final. Toxicidad de mezclas ARD – Lixiviados

La segunda alimentación solo con AGV muestra tendencias similares y una eficiente recuperación de la AME, con valores más cercanos a los del control, lo que es indicativo de sustratos no tóxicos [5]. Este comportamiento está mostrando que la potencial inhibición metabólica y toxicidad fisiológica causada por compuestos inhibidores como el nitrógeno y los fenoles presentes en los lixiviados puros, está siendo controlada de manera eficiente al combinar los lixiviados con ARD en las proporciones de 5 y 10% para su tratamiento anaerobio conjunto, lo que indica que ésta es una opción adecuada de tratamiento de los lixiviados, lo que coincide con resultados de estudios como los de [19-21] en que se han encontrado porcentajes de mezcla hasta con el 20% de lixiviado.

## Conclusiones

- Las características físico-químicas de los lixiviados definen los potenciales efectos tóxicos causados sobre el tratamiento biológico. Las variables que presentan mayor variación son las asociadas a materia orgánica, encontrándose que cuanto mayor es la concentración de DQO, mayor es el porcentaje de inhibición del proceso y más complejo puede ser el tipo de toxicidad.
- Las diferentes formas de inhibición presentadas durante los ensayos para estas concentraciones, determinan al lixiviado con DQO alta como tóxico fisiológico, alterando la estructura celular de las bacterias, cuya

población sobreviviente puede reparar el daño y recuperarse, mientras que los lixiviados con concentraciones de DQO media y baja se comportan como un inhibidor metabólico donde el lodo es alterado en la etapa de exposición pero puede recuperarse (97 y 100%) luego de remover el tóxico del sistema.

- En los ensayos de toxicidad con mezclas de lixiviado – ARD en proporciones de 5 y 10% de lixiviado, se observó que el porcentaje de recuperación fue elevado (86-97%) con ambos tipos de lixiviados, indicando que la combinación de estos sustratos en estas proporciones es una alternativa viable para disminuir la toxicidad del residuo con compuestos inhibidores.

## Referencias

1. S. Renou, J. G. Givaudan, S. Poulain, F. Dirassouyan, P. Moulin. "Landfill leachate treatment: review and opportunity". *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 150. 2008. pp. 468-493.
2. Z. Salem, K. Hamouri, R. Djemaa, K. Allia. "Evaluation of Landfill Leachate Pollution and Treatment". *Desalination*. Vol. 220. 2008. pp. 108-114.
3. C. Yangin, S. Yilmaz, M. Altinbas, I. Ozturk. "A new process for the combined treatment of municipal wastewaters and landfill leachates in coastal areas". *Water Science and Technology*. Vol. 46. 2002. pp. 111-118.
4. R. Speece. *Anaerobic Biotechnology for the Industrial Wastewaters*. Ed. Archae Press. Vanderbilt University. Tennessee ( USA). 1996. pp. 394.
5. J. Field. *Medición de Parámetros, Manual de Arranque y Operación de Sistemas de Flujo Ascendente con Manto de Lodo- UASB*. Universidad del Valle. CVC. Universidad Agrícola de Wageningen. Colombia. 1994. pp. C157.
6. E. Coleran, S. Pender. "Anaerobic biodegradability, methanogenic activity and toxicity test systems: defining the test conditions". *Workshop on harmonisation of anaerobic biodegradation, activity and inhibition assays. Proceedings*. 2002. J. Lighthart, H. Nieman (editors). Institute for Environment and Sustainability. EUR 20535 EN. Italy. pp. 1-10.
7. Y. Chen, J. Cheng, J. Creamer, S. Kurt. "Inhibition of anaerobic digestion process: A review". *Bioresource Technology*. Vol. 99. 2008. pp. 4044-4064.
8. M. Kayhanian. "Biodegradability of the organic fraction of municipal solid waste in a high-solids anaerobic digester". *Waste Management & Research*. Vol. 13. 1995. pp. 123-136.
9. I. W. Koster, G. Lettinga. "Anaerobic digestion at extreme ammonia concentrations". *Biological Wastes*. Vol. 25. 1988. pp. 51-59.
10. W. A. Tejerina, R. Farfán, C. M. Cuevas. "Efectos del Amoniaco, sulfuro y taninos sobre la actividad de un lodo anaeróbico". *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*. Vol. 11. 2007. pp. 06.23-06.28.
11. A. D. Borghi, L. Binaghi, A. Converti, M. D. Borghi. "Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by activated sludge". *Chemical Biochemistry Engineering Q*. Vol. 17. 2003. pp. 277-283.
12. E. Diamadopoulos, P. Samaras, X. Dabou, G. Sakellariopoulos. "Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor". *Water Science and Technology*. Vol. 36. 1997. pp. 61-68.
13. J. Field, R. Sierra, G. Lettinga. "Effect Wastewater Characteristics and Environmental Factors". *Curso Internacional de Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales*. Universidad de Wageningen. Holanda. 1995. pp. 17.
14. American Public Health Association (APHA). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20<sup>th</sup> ed. Washington. DC. USA. 2005. pp. 1368.
15. D. F. Franco. *Estudio de las Metodologías Analíticas para la Determinación de las Características Físicoquímicas de Lodos Anaerobios y Sustrato*. Trabajo de Grado presentado a la Universidad del Valle para optar al grado de Químico. 2000. pp. 93.
16. D. Srekantha, D. Sivaramakrishnaa, V. Himabindua, Y. Anjaneyulub. "Thermophilic degradation of phenolic compounds in lab scale hybrid up flow anaerobic sludge blanket reactors". *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 164. 2009. pp. 1532-1539.
17. Ministerio de Agricultura, Decreto 1594. *Usos de Agua y Residuos Líquidos*. 1984.
18. Metcalf and Eddy. "Constituents in Wastewater". *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. 4<sup>th</sup> ed. Mc Graw Hill. New York. 2003. pp 28-152.

19. J. Facchin, M. Colombo, S. Da Silva, G. Reichert. “Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na Ete Lami (Porto Alegre) após o Primeiro Ano de Operação”. *Memorias del XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Porto Alegre (Brasil). 2000. pp. 1-11.
20. M. Silva, V. Duarte, S. Prasad, W. Silva, G. Barbosa. “Tratamento Biológico Conjugado de Percolado e Esgoto Sanitário em Reator UASB”. *Memorias del VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Vitória (Brasil). 2002. pp. 1-6.
21. J. Tavares, V. Duarte, W. Silva, F. Dantas, G. Barbosa, J. Batista. “Avaliação de Parâmetros Operacionais UASB Tratando Líquido Percolado Conjuntamente Esgotos Domésticos”. *Memorias del VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vitória (Brasil). 2002. pp. 1-7.