



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN
INGENIERÍA**

INSTITUTO DE INGENIERÍA

**HIDRÓLISIS QUÍMICA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE
LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS Y PRODUCCIÓN DE
BIOGÁS**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

INGENIERÍA AMBIENTAL – RESIDUOS SÓLIDOS

P R E S E N T A

I.Q. ULISES ROJAS ZAMORA

TUTOR:

DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ

2012

JURADO ASIGNADO

Presidente: Dr. Oscar A. Monroy Hermosillo
Secretario: Dr. Alfonso Durán Moreno
Vocal: Dr. Simón González Martínez
1er. Suplente: M.I. Gutiérrez Palacios Constantino
2do. Suplente: Dra. María Neftalí Rojas Valencia

Lugar donde se realizó la tesis: Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Edificio 5
Instituto de Ingeniería, UNAM.

TUTOR DE TESIS:

Dr. Simón González Martínez

FIRMA

*Es preciso soñar, pero con la
condición de creer en nuestros
sueños. De examinar con atención
la vida real, de confrontar nuestra
observación con nuestros sueños, y
de realizar escrupulosamente
nuestra fantasía*

Vladimir Ilich Lenin

RECONOCIMIENTOS

- ❖ Al proyecto FOMIX GDF-CONACYT 94330 “Pretratamiento y acidificación bioquímica de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos de la ciudad de México”
- ❖ Al **Ing Ricardo Estrada** y a la **Lic Leonor Núñez** del Gobierno del Distrito Federal por las atenciones y recursos prestados para el muestreo de residuos.
- ❖ Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por brindar la beca a partir de la cual pude realizar mis estudios de maestría.
- ❖ Al **Dr. Simón González Martínez** por el apoyo y las incontables recomendaciones que permitieron la realización y la mejora continua del presente trabajo.
- ❖ Al **Dr. Oscar Monroy Hermosillo**, al **M.I. Constantino Gutiérrez Palacios**, al **Dr. Alfonso Durán Moreno** y a la **Dra. Neftalí Rojas Valencia** por sus valiosas asesorías y recomendaciones que permitieron y fomentaron el desarrollo de esta tesis.
- ❖ Al **M.I. Alfredo González Medina**, a la **I.Q. Flor López Aguirre** y a la **M.I. Marisol Vázquez Cuevas** por su ayuda en la obtención de la muestra y en el montaje de las pruebas experimentales.
- ❖ A la **M.I. Rosalinda Campuzano Ángeles**, por su ayuda en la implementación de las pruebas de laboratorio y en los cálculos.

DEDICATORIAS

A mis padres, por ser siempre un ejemplo de fortaleza y responsabilidad en la vida, por su amor y apoyo incondicional que me ha permitido afrontar los problemas siempre de la mejor forma.

A mis hermanos: Alberto, Elizabeth, María y Nancy, por la confianza que han depositado en mí en todas las etapas de mi vida y por su apoyo e interés en mi desarrollo. Por todas las enseñanzas que me han dado, dejándome un camino mucho más fácil de andar.

A mis sobrinos: Joel, Julián, Leonardo y Nadia, por enseñarme mucho más cosas de las que yo les puedo enseñar, por brindarme momentos tan divertidos y demostrarme que siempre hay personas por las que se tiene que luchar.

A Dalilah Castillo, la mujer más importante de mi vida, con quien he compartido las cosas más increíbles. Por ser la mejor compañera que alguien pueda tener, por su comprensión, amor y apoyo.

A mis grandes amigos y camaradas: Jhonatan Vargas, Victor Jiménez, Eliu Hidalgo, Carlos Xinastle, Yadira Sandoval, Nayeli Cabrera, Mayra Rosado, Yazmin López, Erika González, Mayra Álvarez y Elizabeth Mora. Por siempre tener tiempo para escucharme y por sus incontables y valiosos consejos.

A mis tan extraordinarios amigos de la maestría: Marisol Vázquez, Flor López, Beatriz Casasola, Raúl Membrillo, Alfredo González, Candy Dominguez, Julio de Regil, Miriam Venegas y Rubí Sánchez. Nunca pensé conocer a personas tan entrañables en esta etapa.

<i>TABLA DE CONTENIDO</i>	<i>Página</i>
RESUMEN	I
ABSTRACT	II
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 <i>Objetivo principal</i>	2
1.1.1 <i>Objetivos específicos</i>	2
1.2 <i>Metas</i>	3
2 MARCO TEÓRICO	4
2.1 <i>Panorama general de la generación y composición de los RSU en el DF</i>	4
2.1.1 <i>Residuos sólidos en el DF</i>	4
2.1.2 <i>Clasificación y composición de los RSU del DF</i>	5
2.1.3 <i>Valorización de los RSU</i>	7
2.2 <i>Digestión Anaerobia</i>	8
2.2.1 <i>Hidrólisis</i>	8
2.2.2 <i>Acidogénesis</i>	10
2.2.3 <i>Acetogénesis</i>	11
2.2.4 <i>Metanogénesis</i>	12
2.3 <i>Control del proceso de digestión anaerobia</i>	13
2.3.1 <i>Temperatura</i>	13
2.3.2 <i>Mezclado</i>	14
2.3.3 <i>Nutrientes</i>	14
2.4 <i>Variables de diagnóstico</i>	15
2.4.1 <i>pH</i> 15	
2.4.2 <i>Alcalinidad</i>	16
2.4.3 <i>Ácidos grasos volátiles y producción y composición del biogás</i>	18
2.5 <i>Inhibición de la digestión anaerobia</i>	19
2.5.1 <i>Inhibición por ácidos grasos volátiles</i>	19
2.5.2 <i>Inhibición por amonio</i>	20
2.5.3 <i>Inhibición por sulfatos</i>	20
2.6 <i>Sistemas de digestión anaerobia de la FORSU</i>	21
2.6.1 <i>Sistema BTA</i>	21
2.6.2 <i>Sistema Valorga</i>	22
2.6.3 <i>Sistema Dranco</i>	23
2.6.4 <i>Sistema Kompogas</i>	24
2.7 <i>Pre-tratamientos para el mejoramiento de la digestión anaerobia de la FORSU</i>	25
2.7.1 <i>Pre-tratamientos mecánicos</i>	26
2.7.2 <i>Pre-tratamientos biológicos</i>	27
2.7.3 <i>Pre-tratamientos térmicos</i>	27
2.7.4 <i>Pre-tratamiento químico alcalino</i>	28
2.7.5 <i>Pre-tratamiento químico ácido</i>	29
3. METODOLOGÍA	31
3.1 <i>Etapa 1: Obtención, trituración caracterización de la FORSU</i>	32
3.1.1 <i>Muestreo</i>	32
3.1.2 <i>Trituración</i>	32
3.1.3 <i>Caracterización</i>	33

3.2 Etapa 2: Pruebas de lixiviación	33
3.2.1 Primer lavado o prueba de lixiviación	35
3.2.2 Lavados sucesivos sobre una muestra de residuos orgánicos	36
3.3 Etapa 3: Pre-tratamiento químico sobre el bagazo proveniente de un lavado	38
3.3.1 Pre-tratamiento alcalino	38
3.3.2 Pre-tratamiento ácido.....	40
3.4 Pre-tratamiento químico sobre los bagazos provenientes de tres lavados	40
3.5 Tratamiento de resultados.....	41
3.5.1 Demanda química de oxígeno disuelta y sólidos disueltos totales	41
3.5.2 Análisis de las muestras finales.....	41
3.5.3 Pruebas de potencial de metano	41
3.5.4 Pruebas estadísticas.....	42
3.6 Determinaciones analíticas	42
4. RESULTADOS	44
4.1 Muestreo.....	44
4.2 Caracterización	45
4.3 Pruebas de un lavado	47
4.3.1 Demanda química de oxígeno (DQO)	47
4.3.2 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).....	47
4.3.3 Nitrógeno Kjeldahl (N-K).....	48
4.3.4 Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄)	48
4.3.5 Fósforo total (PT).....	49
4.3.6 Ortofosfatos (P-PO ₄).....	49
4.3.7 Sólidos disueltos totales (SDT).....	50
4.3.8 Resumen de resultados de lixiviación	51
4.3.9 Caracterización de los bagazos.....	52
4.4 Pruebas de tres lavados sucesivos.....	53
4.5 Pre-tratamiento alcalino	57
4.5.1 Bagazos provenientes de un lavado.....	58
4.5.1.1 DQO disuelta	58
4.5.1.2 Sólidos disueltos.....	59
4.5.2 Bagazos provenientes de tres lavados.....	61
4.5.2.1 DQO disuelta	61
4.5.2.2 Sólidos disueltos.....	63
4.6 Pre-tratamiento ácido.....	63
4.6.1 Bagazos provenientes de un lavado.....	64
4.6.1.1 DQO disuelta	61
4.6.1.2 Sólidos disueltos.....	66
4.6.2 Bagazos provenientes de tres lavados.....	67
4.6.2.1 DQO disuelta	61
4.6.2.2 Sólidos disueltos.....	61
4.6.3 Discusión de resultados sobre el pre-tratamiento	70
4.6.4 Análisis de nutrientes en las muestras sometidas al tratamiento químico	73
4.7 Pruebas de potencial bioquímico de metano	77
4.7.1 Potencial de metano de lixiviados	78
4.7.2 Potencial de metano de bagazos de provenientes de un solo lavado	80
4.7.3 Potencial de metano de bagazos provenientes de tres lavados	82

5. CONCLUSIONES.....	87
6. REFERENCIAS	90

LISTA DE TABLAS

		Página
Figura 2.1	Mapa del DF (INEGI, 2010)	4
Figura 2.2	Generación de residuos en el DF por delegación (SMA, 2008)	5
Figura 2.3	Esquema de reacciones de la digestión anaerobia (Gujer y Zenhder, 1983)	9
Figura 2.4	Intervalos de temperatura de la digestión anaerobia (Mata-Alvarez, 2003)	13
Figura 2.5	Perfiles del pH y alcalinidad versus concentración de AGV en el medio de reacción (Mata-Alvarez, 2003)	16
Figura 2.6	Proceso BTA, pulper y sistema de remoción de arenas (Haines, 2008)	21
Figura 2.7	Diagrama representativo del proceso BTA (BTA, 2010)	22
Figura 2.8	Diagrama básico del sistema DRANCO (De Baere, 2006)	24
Figura 3.1	Extrusor empleado para la reducción del tamaño de partícula de la FORSU	34
Figura 3.2	Molino de mano empleado en la reducción del tamaño de los residuos orgánicos	34
Figura 3.3	Proceso de lixiviación aplicado a la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos de la Delegación Milpa Alta	36
Figura 3.4	Proceso de aplicación de tres lavados sucesivos	37
Figura 3.5	Sistemas de reacción aplicados en el pre-tratamiento químico de los bagazos provenientes de la FORSU	39
Figura 3.6	Dispositivo para la determinación de potencial de metano	42
Figura 4.1	Montículo de residuos dividido en cuatro partes conforme al método del cuarteo	45
Figura 4.2	Arrastre de DQO por kg de FORSU	48
Figura 4.3	Arrastre de DBO por kg de FORSU	48
Figura 4.4	Arrastre de N-K por kg de FORSU	49
Figura 4.5	Arrastre de N-NH ₄ por kg de FORSU	49
Figura 4.6	Arrastre de PT por kg de FORSU	50
Figura 4.7	Arrastre de P-PO ₄ por kg de FORSU	50
Figura 4.8	Arrastre de SDT por kg de FORSU	50
Figura 4.9	Concentración de nutrientes en bagazos y lixiviados después de tres lavados con respecto al total	55

Figura 4.10	Comportamiento de la DQOd con respecto al tiempo para el tratamiento alcalino aplicado a bagazos provenientes de un lavado	58
Figura 4.11	Comportamiento de la concentración de SDT con respecto al tiempo para el tratamiento alcalino aplicado a bagazos provenientes de un lavado	60
Figura 4.12	Comportamiento de la DQOd con respecto al tiempo para el tratamiento alcalino aplicado a bagazos provenientes de tres lavados	62
Figura 4.13	Comportamiento de la concentración de SDT con respecto al tiempo para el tratamiento alcalino aplicado a bagazos provenientes de tres lavados	63
Figura 4.14	Comportamiento de la DQOd con respecto al tiempo para el tratamiento ácido aplicado sobre bagazos provenientes de un lavado	65
Figura 4.15	Comportamiento de la concentración de SDT con respecto al tiempo para el tratamiento ácido aplicado a bagazos provenientes de un lavado	67
Figura 4.16	Comportamiento de la DQOd con respecto al tiempo para el tratamiento ácido aplicado a bagazos provenientes de tres lavados	68
Figura 4.17	Comportamiento de la concentración de SDT con respecto al tiempo para el tratamiento ácido aplicado a bagazos provenientes de tres lavados	70
Figura 4.18	Concentración final de nutrientes en las muestras hidrolizadas sometidas al pre-tratamiento químico	75
Figura 4.19	Potencial de producción de biogás y metano de los lixiviados por gramo de SV de FORSU	79
Figura 4.20	Potencial de producción de metano por gramo de SV de la FORSU de las muestras de bagazo provenientes de un lavado sometidas al pre-tratamiento alcalino	81
Figura 4.21	Potencial de producción de metano por gramo de SV de la FORSU de las muestras de bagazo provenientes de un lavado sometidas al pre-tratamiento ácido.	81
Figura 4.22	Potencial de producción de metano por gramo de SV de la FORSU de las muestras de bagazo provenientes de tres lavados sometidas al pre-tratamiento alcalino	83
Figura 4.23	Potencial de producción de metano por gramo de SV de la FORSU de las muestras de bagazo provenientes de tres lavados sometidas al pre-tratamiento ácido	84

LISTA DE FIGURAS

	Página	
Tabla 2.1	Composición de los RSU del Distrito Federal por los estudios de la JICA y UNAM (Garcés, 2010)	6
Tabla 2.2	Energía libre de algunas reacciones del proceso anaerobio (Mata-Alvarez, 2003)	12
Tabla 3.1	Masa de residuos sometidas a lixiviación con agua en cada una de las proporciones	35
Tabla 3.2	Técnicas aplicables durante el proceso experimental	43
Tabla 4.1	Resultados de la caracterización de la muestra de residuos orgánicos. Los valores están referidos al peso de los residuos en base húmeda	46
Tabla 4.2	Arrastre de nutrientes hacia la fase líquida a partir de un lavado (mg/kg residuos)	51
Tabla 4.3	Resultados de la caracterización de los bagazos generados a partir de un lavado. Los resultados están referidos a la FORSU en base húmeda	52
Tabla 4.4 a)	Arrastre de nutrientes hacia la fase líquida propiciado por los tres lavados sucesivos	53
Tabla 4.4 b)	Concentración de nutrientes en los bagazos generados a partir de los tres lavados sucesivos	53
Tabla 4.5	Prueba de Tuckey (DQOd), pre-tratamiento alcalino sobre bagazos provenientes de un lavado	59
Tabla 4.6	Prueba de Tuckey (SDT), pre-tratamiento alcalino sobre bagazos provenientes de un lavado	61
Tabla 4.7	Prueba de Tuckey (DQOd), pre-tratamiento alcalino sobre bagazos provenientes de tres lavados	62
Tabla 4.8	Prueba de Tuckey (SDT), pre-tratamiento alcalino sobre bagazos provenientes de tres lavados	64
Tabla 4.9	Prueba de Tuckey (DQOd), pre-tratamiento ácido sobre bagazos provenientes de un lavado	65
Tabla 4.10	Prueba de Tuckey (SDT), pre-tratamiento ácido sobre bagazos provenientes de un lavado	67
Tabla 4.11	Prueba de Tuckey (DQOd), pre-tratamiento ácido sobre bagazos provenientes de tres lavados	69

Tabla 4.12	Prueba de Tuckey (SDT), pre-tratamiento ácido sobre bagazos provenientes de tres lavados	69
Tabla 4.13	Resumen de resultados obtenidos por diferentes trabajos de aplicación del tratamiento químico sobre residuos orgánicos	72
Tabla 4.14	Resumen de resultados obtenidos por diferentes trabajos del potencial de producción de metano de muestras pre-tratadas químicamente	85

RESUMEN

Uno de los principales obstáculos en la aplicación de la digestión anaerobia como una tecnología para la estabilización y degradación de los residuos orgánicos, es el alto porcentaje de material lignocelulósico que éstos presentan. En este trabajo se aplicó un pre-tratamiento químico sobre residuos orgánicos provenientes de pruebas de lavado con agua, utilizando H_2SO_4 y $NaOH$ como reactivos, con el fin de determinar su influencia sobre la solubilización de materia orgánica y sobre la producción de biogás.

La primera parte del trabajo consistió en la aplicación de dos tipos diferentes de pruebas de lavado sobre los residuos orgánicos, obtenidos previamente mediante un muestreo aleatorio en la estación de transferencia de la Delegación Milpa Alta de la Ciudad de México. En el primer tipo de pruebas, los residuos fueron puestos en contacto con agua en tres diferentes proporciones (residuos:agua, p/v): 1:4, 1:6, 1:8, durante 12 h. En el segundo tipo de pruebas, los residuos se lavaron con agua en relación 1:4 tres veces: los residuos provenientes de la primera lixiviación fueron filtrados y lixiviados posteriormente dos ocasiones más.

A partir de las pruebas antes mencionadas se concluyó que la relación bajo la que se arrastra la mayor cantidad de materia varía con base al nutriente en cuestión. Para el material carbonoso, determinado como demanda química de oxígeno (DQO), la relación 1:8 propició el mayor arrastre, mientras que para los nutrientes dicha relación varió. Por otro lado, mediante las pruebas de lavado sucesivas se determinó que aproximadamente 38, 39 y 40 % de la DQO, N-K y PT de los residuos es potencialmente soluble, respectivamente.

Debido a su baja concentración de material potencialmente soluble, los bagazos resultantes de las pruebas de lavado fueron sometidos al pre-tratamiento ácido y alcalino, a 0.1 y 0.2 eq/L de reactivo durante 72 h. Se monitoreó el cambio en la concentración de material disuelto, como demanda química de oxígeno disuelta (DQOd) y sólidos disueltos totales (SDT) cada 12 h. Los resultados indicaron que el $NaOH$ es un reactivo eficiente en la hidrólisis del material orgánico, logrando una solubilización del 81.8 % con respecto al testigo cuando los bagazos fueron tratados con 0.2 eq $NaOH/L$. Por otro lado, el pre-tratamiento ácido resultó ser ineficiente en la solubilización de materia orgánica como DQOd, no presentando una diferencia significativa con respecto al testigo.

La etapa final consistió en determinar el efecto del pre-tratamiento sobre la producción de metano de las muestras. Para el tratamiento alcalino se obtuvo un incremento del 51 % en la producción específica de CH_4 por gramo sólidos volátiles (SV), cuando las muestras de bagazo provenientes de un lavado fueron sometidas a la prueba de potencial de metano. Este efecto positivo no se mantuvo en las muestras de bagazo provenientes de tres lavados sucesivos sometidas al mismo pre-tratamiento, las cuales mostraron una producción de CH_4 apenas por encima de la de sus testigos. En el caso de las muestras sometidas al pre-tratamiento ácido, se obtuvo en todos los casos una disminución en la producción de CH_4 con respecto a los testigos, mostrando que este pre-tratamiento no es conveniente para el aumento de la producción de metano.

ABSTRACT

One of the main obstacles in the application of the anaerobic digestion, as a technology for the stabilization and degradation of the organic wastes, is the high percentage of lignocellulosic material they present. On this study a chemical pre-treatment was applied on organic wastes from leaching tests, using H_2SO_4 and $NaOH$ as reagents, in order to determine its influence on the solubilization of organic matter and the production of biogas.

The first part of the work consisted of the application of two different kinds of leaching tests on organic waste, previously obtained by random sampling on the transfer station of the Milpa Alta District, on Mexico City. In the first kind of tests, the waste were put in contact with water in three different ratios (waste:water, w/v): 1:4, 1:6, 1:8, for 12 h. On the second kind of tests, the wastes were leached with water at a 1:4 ratio three times: wastes from the first leaching was filtered and subsequently leached twice more.

From the tests before mentioned it was concluded that the ratio under which crawls the most amount of matter varies based on the nutrient in question. For the carbonaceous material, determined as chemical oxygen demand (COD), the ratio 1:8 led to the biggest drag, while for the other nutrients this ratio varied. On the other hand, through successive leaching tests was determined that approximately 38, 39 and 40 % for COD, NK and PT of the wastes is potentially soluble, respectively.

Due to the low concentration of potentially soluble matter, the bagasses resulting from the leaching tests were subjected to an acid and alkali pretreatment, to 100 and 200 eq/L of reagent for 72 h. It was monitored the change in the concentration of dissolved material, as dissolved chemical oxygen demand (CODd) and total dissolved solids (TDS), every 12 h. The results indicated that $NaOH$ is an efficient reagent on the hydrolysis of organic matter, achieving a solubilization of 81.8% compared to the blank when the bagasses were treated with 0.2 eq $NaOH/L$. On the other hand, acid pre-treatment was found to be inefficient in the solubilization of organic matter as CODd, no presenting significant difference from the blank.

The final stage consisted of determining the effect of the pre-treatment over the methane production from the samples. For the alkaline treatment there was obtained an increase of 51 % on the specific production of CH_4 per gram of volatile solids VS, when the samples of bagasse from a wash were submitted to the methane potential test. This positive effect was not observed in the bagasse samples from three successive washes submitted to the same treatment, which showed a production of CH_4 barely above of its blanks. On the case of the samples submitted to the acid pre-treatment, it was obtained a decrease in the production of CH_4 compared to the blank in all the cases, showing that this pre-treatment is not suitable for the increase of the production of methane.

1. INTRODUCCIÓN

La generación de residuos sólidos urbanos (RSU) en México ha ido aumentando de forma considerable a través de los últimos años, generándose un incremento del 28 % entre 1997 y el 2008 (SEMARNAT, 2009). Este incremento es uno de los productos generados por los cambios en los hábitos de consumo de la población, del crecimiento poblacional y de procesos de urbanización, que a su vez generan un mayor consumo de productos elaborados empacados que causan un aumento en las tasas de generación per cápita de residuos.

A nivel nacional, el Distrito Federal (D.F.) es la segunda entidad que mayor cantidad de RSU genera, con aproximadamente 12,500 toneladas diarias (SEMARNAT, 2009), lo que representa aproximadamente la octava parte del total de residuos producidos a nivel federal. Hasta diciembre de 2011, dichos residuos fueron enviados al relleno sanitario Bordo Poniente, lo que representaba un grave problema debido a que la gestión de estas enormes cantidades de desechos no era la adecuada, generándose problemas medioambientales y sociales. Ahora, ante la clausura de dicho relleno (Archundia, 2010), se ha comenzado a cumplir con la recolección diferenciada estipulada en la Ley de Residuos Sólidos del DF, disponiendo los residuos en los rellenos sanitarios del Estado de México, gracias a un convenio establecido entre las entidades del Estado de México y el DF (Salinas, 2012).

Dadas las condiciones, resulta imperante la necesidad de reducir la cantidad de residuos sólidos que son enviados a los rellenos sanitarios por medio de la aplicación de diferentes alternativas de tratamiento. Dentro de estas alternativas, tomando en cuenta que la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) del DF es muy alta, pueden ser aplicados tratamientos biológicos del tipo aerobio o anaerobio; donde el proceso anaerobio representa una alternativa atractiva debido a que se produce biogás, el cual es una mezcla de gases que presenta generalmente un contenido de metano mayor al 50% y que, por lo tanto, puede ser empleado como combustible en diferentes procesos.

Por su contenido energético, el biogás es considerado el producto de mayor valor derivado del proceso de digestión anaerobia, por lo que son deseables altos rendimientos de producción con los más altos porcentajes de metano posibles. Sin embargo, la eficiencia de bio-conversión de los residuos orgánicos a biogás se ve limitada por su baja biodegradabilidad, ligada generalmente a la presencia de material lignocelulósico, el cual comprende una alta porción de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) (Tahezadeh y Karimi, 2008).

La lignocelulosa, compuesta por celulosa, hemicelulosa y lignina, es el principal y más abundante componente de la biomasa producida por la fotosíntesis (Cuervo, 2009). Dicho compuesto es un polisacárido complejo, donde la celulosa, hemicelulosa y lignina se encuentran asociadas entre sí (Hendriks y Zeeman, 2009), generando una mezcla heterogénea de polímeros lineales y altamente entrecruzados (Ghosh y Henry, 1985).

Dentro de la lignocelulosa, las cadenas de celulosa se encuentran unidas por puentes de hidrógeno, formando microfibrillas, las cuales se encuentran unidas entre sí por hemicelulosa y cubiertas por lignina (Tahezadeh y Karimi, 2008). Así, la hemicelulosa sirve como una conexión entre la lignina y las fibras de celulosa, dando a la red celulosa-hemicelulosa-lignina mayor rigidez (Hendriks y Zeeman, 2009), resultando en un compuesto altamente recalcitrante, resistente al ataque enzimático en los procesos anaerobios.

Tomando en cuenta la baja biodegradabilidad del material lignocelulósico, es necesario aplicar algún tipo de pre-tratamiento para cambiar sus propiedades y así generar materiales más susceptibles al ataque enzimático (Tahezadeh y Karimi, 2008); con lo que se podrían aumentar las tasas de producción de biogás. Hasta el momento han sido probados diversos tipos de pre-tratamientos sobre el material lignocelulósico con el fin de mejorar su degradación enzimática, los cuáles se dividen en tratamientos físicos, físico-químicos, térmicos y químicos. Dentro de estos tipos, el pretratamiento químico, que consiste en la adición de ácidos y bases a diferentes concentraciones, presenta la ventaja de lograr una alta solubilización del material orgánico. A partir de dicho pretratamiento se genera la degradación de las moléculas que componen a los residuos sólidos orgánicos (Hendriks *et al*, 2008) mediante adición de ácidos y bases, permitiendo un mejor aprovechamiento posterior por parte de los microorganismos productores de biogás.

1.1 Objetivo principal

Evaluar el efecto del pre-tratamiento químico en la hidrólisis y producción de biogás de una muestra de residuos sólidos orgánicos de origen urbano.

1.1.1 Objetivos específicos

➤ Determinar la mejor relación (residuos:agua) bajo la que se logra el mayor arrastre de nutrientes hacia la fase líquida en las pruebas de lavado;

- Determinar la influencia del tamaño de partícula de los residuos sobre el arrastre de nutrientes, tanto en las pruebas de lavado como en el pre-tratamiento químico;
- Determinar, para cada uno de los dos pre-tratamientos, la concentración óptima de reactivo sobre la que se logra la mayor concentración de materia orgánica disuelta
- Determinar el tiempo de pre-tratamiento necesario para lograr la mayor concentración de materia orgánica disuelta;
- Determinar el rendimiento de producción de biogás sobre los productos generados por el pre-tratamiento químico;

1.2 Metas

- Obtener una muestra representativa de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos de la delegación Milpa Alta;
- Realizar pruebas de lixiviación sobre la muestra representativa de residuos, para demostrar si existe un arrastre considerable de nutrientes cuando dichos residuos son puestos en contacto con agua en diferentes proporciones;
- Demostrar la efectividad del pre-tratamiento químico en la hidrólisis del material particulado;
- Determinar si existe alguna relación entre el cambio en la concentración de materia orgánica disuelta, lograda a partir de los pre-tratamientos, y el potencial de metano de las muestras.

2 MARCO TEÓRICO

2.1 Panorama general de la generación y composición de los RSU en el DF

2.1.1 Residuos sólidos en el DF

El Distrito Federal (Figura 2.1), es la entidad de menor extensión territorial del país, con 1,485 (km²), lo que representa tan sólo el 0.1 % de la superficie total. En esta entidad habitan 8,720,916 habitantes (8.4 % del total de la población del todo el país), de los que el 99.7 % habita en zonas urbanas y el 0.3 % en zonas rurales, generando el 21.8 % del Producto Interno Bruto (PIB) nacional (INEGI, 2010).



Figura 2.1 Mapa del DF (INEGI, 2010)

Debido a su alta densidad poblacional y alto grado de urbanización, esta entidad genera aproximadamente 12,439 toneladas diarias de residuos a través de las diferentes etapas que conforman el manejo de los residuos sólidos. La generación per cápita diaria promedio estimada es de 1.47 kg/hab/día, considerando que la población flotante estimada es de tres millones de personas, las que ingresan diariamente al DF a realizar distintos tipos de actividades, la mayoría laborales, lo que impacta en dicha cifra de generación (SMA, 2009).

Cada una de las 16 delegaciones que componen al DF presenta diferentes densidades de población, estratos socioeconómicos y tipos de actividades económicas, lo que causa que la composición y las tasas de generación sean diferentes entre cada una de las mismas. El ejemplo más drástico es la comparación entre Milpa Alta e Iztapalapa, con tasas de generación de 102 y 2,584 ton/día respectivamente (Figura 2.2) (SMA, 2008). Así, de las 16 delegaciones, cinco generan 7,223 ton/día: G.A Madero, Cuauhtémoc, Venustiano Carranza, Benito Juárez, e Iztapalapa, lo que representa el 58 % del total generado en DF, mientras que las 12 delegaciones restantes generan 5,216 ton/día, el 42% restante (SMA, 2009).

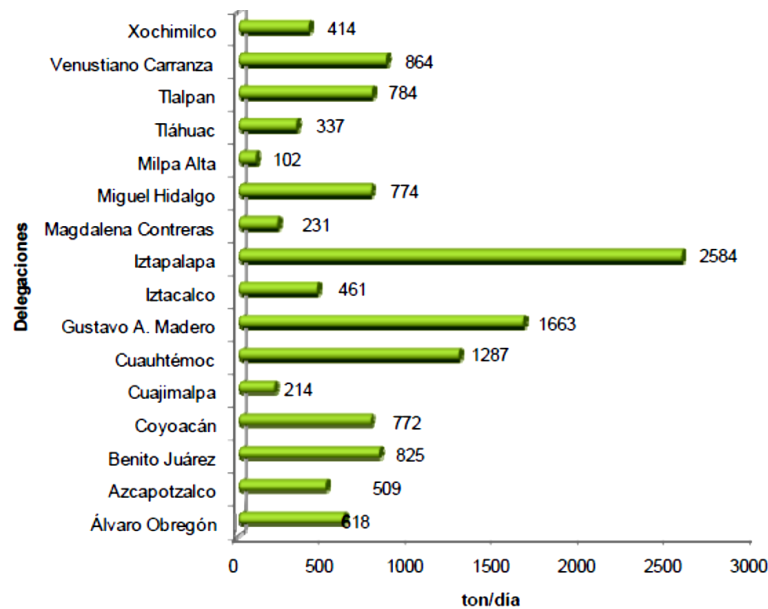


Figura 2.2 Generación de residuos en el DF por delegación (SMA, 2008)

2.1.2 Clasificación y composición de los RSU del DF

De acuerdo con el Reglamento de la Ley de Residuos Sólidos del Distrito Federal, publicado el 7 de Octubre del 2008, en su Capítulo V Artículo 32; los residuos sólidos urbanos deberán separarse en orgánicos e inorgánicos (APDF, 2008).

La sub-clasificación de los residuos orgánicos podrá efectuarse tomando en cuenta:

- a. Residuos de jardinería y los provenientes de poda de árboles y áreas verdes;
- b. Residuos provenientes de la preparación y consumo de alimentos;

- c. Residuos susceptibles de ser utilizados como insumo en la producción de composta;
- d. Los demás que establezcan en forma conjunta la Secretaría del Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal y la Secretaría de Obras;

Los residuos inorgánicos se sub-clasifican en:

- e. Vidrio;
- f. Papel y cartón;
- g. Plásticos;
- h. Aluminio y otros metales no peligrosos y laminados de materiales reciclables;
- i. Cerámicas;
- j. Artículos de oficina y utensilios de cocina;
- k. Equipos eléctricos y electrónicos;

Tabla 2.1 Composición de los RSU del Distrito Federal por los estudios de la JICA y UNAM (Garcés, 2010).

Material	Composición	
	UNAM	JICA
Cartón	4.03	8.59
Madera	0.45	1.27
Material de construcción	2.59	2.44
Metales	1.58	4.29
Papel	5.89	9.37
Plástico	11.74	8.55
Orgánicos	49.50	40.88
Textiles	3.64	4.07
Residuos de manejo especial	1.42	-
Residuos sanitarios	10.77	7.55
Residuos peligrosos	0.19	0.09
Vidrio	2.63	7.23
Unicel	1.42	0.58
Residuos finos	0.80	1.71
Otros	3.35	3.38
Total	100.00	100.00

La composición física de los RSU depende esencialmente de factores como el nivel de ingreso de la población, patrones de consumo, densidad demográfica, nivel de urbanización, la estructura por edades y estructura económica (COMIA-GTZ, 2003). En lo que se refiere a la composición de los RSU de todo el país, según cifras de la SEMARNAT, el porcentaje de residuos orgánicos para el 2008 fue del 52 % (SEMARNAT, 2009). Esta es una cifra que cambia con el paso de los años, debido principalmente a los diferentes procesos de urbanización, donde las zonas metropolitanas generan residuos con un menor porcentaje de materia orgánica. Como ejemplo, en la década de los 50's el porcentaje de residuos orgánicos oscilaba entre 65%-75%, mientras que ahora se ha llegado a porcentajes que

apenas rebasan el 50%. En este sentido, el Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2009-2014, afirma que los residuos generados en México están compuestos aproximadamente en un 53 % por residuos orgánicos, en un 28% por residuos potencialmente reciclables y un 19 % de residuos no aprovechables (SEMARNAT, 2008).

En lo que respecta a la información sobre la composición de los RSU generados en el DF existe un fuerte rezago desde hace ya varios años, lo que genera que no se cuente con documentos que exhiban la composición física porcentual de los residuos sólidos de forma continua año por año. En este sentido, la Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA), y la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) realizaron, en los años de 1999 y 2009 respectivamente, estudios sobre la composición de los residuos sólidos urbanos del Distrito Federal (JICA, 1999; Garcés 2010). En la Tabla 2.1 se muestra una comparativa de los resultados obtenidos por los dos estudios. Se puede observar que el estudio de la UNAM arroja una composición de materia orgánica mayor (49.50 %) que el estudio de la JICA (40.88 %), la diferencia puede deberse a que los estudios se realizaron en diferentes épocas del año o a cambios en los hábitos de consumo a través de los años.

2.1.3 Valorización de los RSU

Una vez que han sido descritas las tasas de generación y la composición de los RSU en el DF, es necesario tomar en cuenta los tratamientos a los que pueden ser sometidos dichos residuos. Para esto, los RSU deben ser considerados como un recurso a partir del cual pueden ser recuperados materiales re-usables, materia prima para diferentes procesos, nutrientes orgánicos e incluso energía. A este proceso de recuperación y tratamiento, en el que buena parte de los desechos se encuentran de nuevo en condiciones técnicas y económicas de ser vueltos al mercado se le denomina proceso de valorización de RSU (Ibáñez, 2002).

El proceso de valorización de los RSU puede ser clasificado en: valorización económica (directamente vinculada con la separación–recuperación de materiales reciclables), valorización energética, en donde los residuos son sometidos a diferentes tratamientos mediante los cuales se reduce su volumen y a su vez se genera energía, en muchas ocasiones, esta energía obtenida es equiparable a la de los combustibles convencionales (Condorchem, 2010), y la valorización de la fracción orgánica a través del composteo, donde se lleva a cabo la reintroducción de la materia orgánica al suelo, beneficiando a la agricultura (Huerta *et al*, 2008).

Existen diversas tecnologías para la valorización energética de los residuos, siendo las principales la incineración, gasificación, pirolisis, secado térmico, y digestión anaerobia. Aunque el objetivo final es el mismo en los diferentes procesos, el factor más importante es seleccionar el proceso más eficiente para el tratamiento de los residuos, que permita obtener una nueva fuente de abastecimiento energético (contribuyendo a reducir la dependencia de los combustibles fósiles en el DF) y una reducción en la cantidad de residuos que son dispuestos en los rellenos sanitarios. En este sentido, tomando en cuenta que la fracción

orgánica de los residuos generados en el DF es mayor al 49 % (Tabla 2.1), y que la digestión anaerobia (DA) es una tecnología madura y ampliamente probada, que demanda menores cantidades de energía y que por lo mismo es más económica que otras tecnologías de tratamiento como la gasificación o pirolisis, se considera que su aplicación representa un proceso viable para aplicarse como tratamiento dichos residuos.

2.2 Digestión Anaerobia

La digestión anaerobia (DA) es un proceso biológico degradativo en el cual la materia orgánica contenida en un sustrato es convertida en una mezcla de gases (principalmente metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2)), mediante la acción de un conjunto de microorganismos en ausencia de oxígeno (Martí, 2006).

Es un proceso flexible, en el que pueden ser empleados como materia prima diferentes tipos de desechos orgánicos, entre los que se encuentran: los lodos producidos por el tratamiento de las aguas residuales, residuos generados por el procesamiento de alimentos y locales comerciales, y residuos de jardín y de cocina (NSCA, 2006). En comparación con los procesos aerobios, los tratamientos anaerobios presentan las ventajas de no requerir aireación, generar biogás, el cual puede ser recuperado y utilizado en la misma planta para la generación de energía - permitiendo en muchos casos la autosuficiencia de las plantas de tratamiento - y una tasa menor de generación de lodos (Martí, 2006), que produce una reducción en los costos de tratamiento y vertido de los mismos. Por otro lado, la digestión anaerobia es un proceso más complejo que el proceso aerobio, por lo que se requiere que sea controlado para asegurar su correcto funcionamiento. Un ejemplo de esto es la sensibilidad que presentan las bacterias a las sobrecargas orgánicas que provocan el colapso del sistema.

La DA es un proceso complejo, en el que tienen lugar diferentes reacciones bioquímicas, muchas de las cuales se llevan a cabo de manera simultánea. Dichas reacciones requieren la intervención de diversos grupos de bacterias facultativas y anaerobias estrictas (Mata-Alvarez, 2003), las cuales utilizan en forma secuencial los productos metabólicos generados por cada grupo. Mediante la Figura 2.3 se muestran las diferentes etapas involucradas en el proceso, partiendo del sustrato, compuesto esencialmente por proteínas, lípidos y carbohidratos, para llegar a los productos finales principales: el CH_4 y el CO_2 . En este sentido, la DA es un proceso multi-etapa que se lleva a cabo en un recipiente aislado llamado biodigestor, en el que es alimentado el sustrato a degradar (FOE, 2007). Cada una de estas etapas se describe a continuación.

2.2.1 Hidrólisis

La hidrólisis es la etapa del proceso de DA donde polímeros orgánicos insolubles, tales como carbohidratos, celulosa, proteínas y lípidos (Henze *et al*, 2008), son degradados por enzimas producidas por bacterias acidogénicas (Residua, 2007). Estas enzimas descomponen los

polímeros orgánicos de cadena larga (Mata-Alvarez, 2003) a compuestos solubles más sencillos, tales como amino ácidos, azúcares, y ácidos grasos de cadena larga (IWA, 2002), los cuales pueden atravesar la pared celular de los microorganismos (Henze *et al*, 2008). De esta forma, la hidrólisis representa la etapa en la que se proporcionan los sustratos para las etapas subsecuentes.

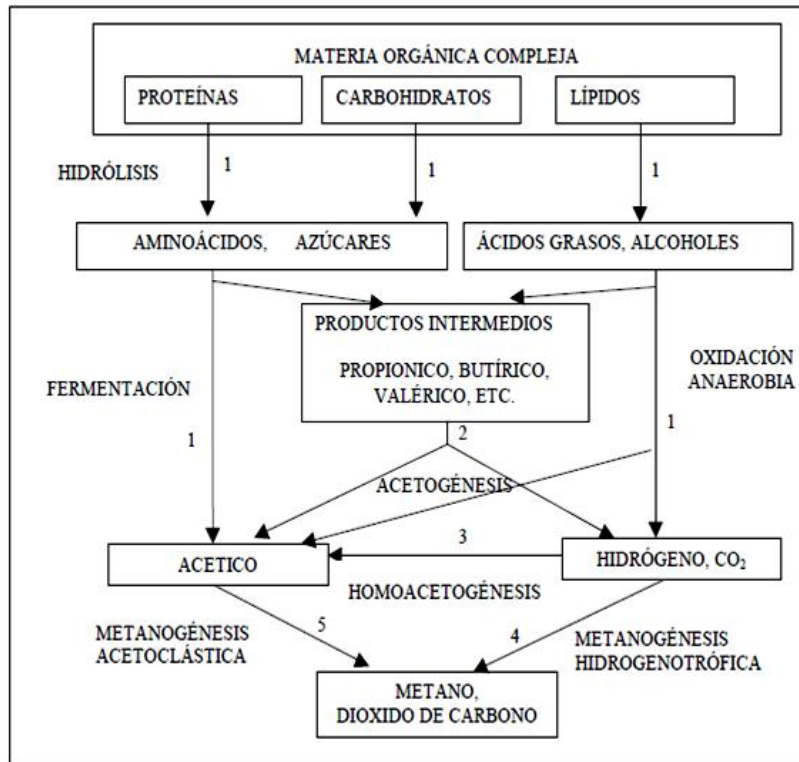


Figura 2.3 Esquema de reacciones de la digestión anaerobia (Gujer y Zehnder, 1983). Los números indican la población bacteriana responsable del proceso: 1: bacterias fermentativas; 2: bacterias acetogénicas que producen hidrógeno; 3: bacterias homoacetogénicas; 4: bacterias metanogénicas hidrogenotróficas; 5: bacterias metanogénicas acetoclásticas

Cualquier sustrato se compone de tres tipos principales de macromoléculas: carbohidratos, proteínas y lípidos. Las proteínas, dentro del proceso de DA, constituyen un sustrato de importancia debido a que constituyen una fuente de carbono y energía, además de que los aminoácidos derivados de su hidrólisis tienen un elevado valor nutricional (Martí, 2006). Estas proteínas son hidrolizadas mediante enzimas proteolíticas llamadas proteasas en péptidos y aminoácidos principalmente. Existen proteasas extracelulares, conocidas como proteinasas que atacan la proteína entera, y las peptidasas intracelulares, que cortan aminoácidos del extremo de proteínas y péptidos. Los aminoácidos producidos son degradados en etapas posteriores a ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro reducido. Generalmente la tasa de hidrólisis de proteínas es menor que la de los carbohidratos (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991). Por otro lado, la degradación de los lípidos en ambientes anaerobios se da inicialmente por un grupo de enzimas hidrolíticas llamadas lipasas, donde se produce una ruptura inicial de las grasas en los correspondientes

ácidos grasos de cadena larga y moléculas de glicerol o galactasa (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991).

Es importante señalar que la hidrólisis puede ser la etapa limitante de la velocidad global del proceso global de DA, sobre todo cuando se trata de residuos con alto contenido de sólidos o difíciles de degradar (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991). Los materiales lignocelulósicos, compuestos esencialmente por lignina, celulosa y hemicelulosa, presentan velocidades de degradación tan lentas, que suele ser la etapa limitante del proceso de hidrólisis, y por lo tanto, de la degradación anaerobia de determinados sustratos que presentan un alto contenido de estos compuestos. Esto se debe a que la lignina es altamente resistente a la degradación por parte de los microorganismos anaerobios, lo que termina por afectar la biodegradabilidad de la celulosa, de la hemicelulosa y de los carbohidratos. Los productos principales generados a partir de la hidrólisis de la celulosa con celobiasa y glucosa, mientras que la hemicelulosa produce pentosa, hexosas y ácidos urónicos (Martí, 2006).

Dentro de la etapa de hidrólisis, existen diversas variables que ejercen influencia sobre la eficiencia de degradación, entre ellas las principales se encuentran: la temperatura de proceso, el tiempo de retención hidráulico, la composición del sustrato (porcentaje de lignina, carbohidratos, proteínas y lípidos), el tamaño de partícula, el pH, la concentración de NH_4^+ , y la concentración de los productos generados en las diversas etapas (Martí, 2006). Es importante tener un control sobre dichas variables para lograr una degradación óptima de los compuestos poliméricos.

2.2.2 Acidogénesis

La acidogénesis es la segunda etapa de la DA, donde se difunden los productos de la hidrólisis (compuestos pequeños relativamente solubles) a través de las membranas al interior de las células (Henze *et al*, 2008) para ser fermentados en compuestos que pueden ser utilizados de forma directa por las bacterias metanogénicas (ácido acético, fórmico, H_2), y compuestos orgánicos más reducidos (ácidos propiónico, butírico, valérico, láctico y etanol principalmente) que son oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente etapa del proceso. Las bacterias envueltas en estas transformaciones son generalmente llamadas acidogénicas (Mata-Alvarez, 2003).

La fermentación de los carbohidratos es realizada por diversos tipos de microorganismos, y la ruta metabólica y productos finales son dependientes del tipo de microorganismo involucrado en la fermentación (Martí, 2006). En la fermentación de los aminoácidos, los principales productos son ácidos grasos volátiles (AGV) como el succínico, aminovalérico y H_2 . Se considera que este es un proceso rápido que no limita la velocidad de degradación de compuestos protéicos (Martí, 2006). Las bacterias proteolíticas que han sido identificadas pertenecen principalmente al género *Clostridium*, aunque también están presentes otros géneros, tales como *Peptococcus* y *Bacteroides*.

La acidogénesis es la etapa con la velocidad de conversión más rápida en la cadena de la digestión anaerobia, resultando en tasas de crecimiento bacteriano y de conversión de materia 20 y 50 veces mayores, respectivamente, con respecto a la metanogénesis (Henze *et al*, 2008). Por esta razón, los digestores anaerobios están sujetos a la acidificación cuando estos son sobrecargados o perturbados por sustancias tóxicas. Así, cuando la alcalinidad ha sido consumida por los ácidos producidos, el pH comienza a caer, resultando en una alta concentración de AGV no disociados, lo que lleva a la inhibición de las bacterias metanogénicas. Para evitar el colapso del sistema se recomienda un arranque lento del sistema de digestión, con una dosificación del sustrato parcial hasta llegar a la carga orgánica de diseño, siempre monitoreando la concentración de AGV y la alcalinidad.

La actividad de algunas bacterias acidogénicas y acetogénicas depende de la concentración de H_2 , siendo posible el metabolismo de dichas bacterias sólo a valores muy bajos de la presión parcial del H_2 , por lo que la remoción continua del H_2 por medio de la oxidación con CO_2 (bacterias metanogénicas autótrofas o hidrogenofílicas) estimula la acción de las bacterias fermentativas (Campos, 2001). Sin embargo, si la metanogénesis se ve retardada y se da una acumulación de H_2 , entonces se generan compuestos más reducidos, como el propionato y el butirato (Henze *et al*, 2008), para los cuales, su reacción a acetato es termodinámicamente imposible (ΔG positivo), a menos que la presión parcial de H_2 en el sistema se reduzca (Mata-Alvarez, 2003).

2.2.3 Acetogénesis

La acetogénesis es la tercera etapa del proceso global de digestión anaerobia, en la que los productos generados en la etapa fermentativa diferentes al acetato (etanol, ácidos grasos volátiles como valeriato, butirato, propionato, etc. y algunos compuestos aromáticos) deben ser transformados a productos más sencillos (acetato, H_2 , y CO_2) y nuevo material celular (Henze *et al*, 2008). Los sustratos más importantes en esta etapa son el propionato y el butirato, los cuales son degradados por bacterias acetogénicas, estando principalmente representadas por las especies *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophobacter wolini* (Martí, 2006).

La mayoría de las reacciones involucradas en la etapa acetogénica son termodinámicamente imposibles a condiciones estándar ($pH=7$, $T=25^\circ C$, $P=1$ atm), por lo que presentan un ΔG positivo (Tabla 2.2). En esta etapa la presión parcial del H_2 vuelve a presentar un papel importante, ya que las reacciones acetogénicas sólo son termodinámicamente favorables a presiones parciales de H_2 bajas, del orden aproximado de 10^{-4} - 10^{-5} atm (Bermúdez, 1988). Por lo tanto, el principal inhibidor de la etapa acetogénica es el H_2 , cuya acumulación genera la rápida acumulación del sustrato de las bacterias acetogénicas (Stams, 1994). Esta concentración de hidrógeno se puede reducir por el metabolismo de las bacterias homoacetogénicas, las cuales producen acetato a partir de H_2 y CO_2 (Henze *et al*, 2008). Los principales exponentes son las especies *Acetobacterium woodii* o *Clostridium aceticum* (Campos, 2001).

2.2.4 Metanogénesis

Los microorganismos metanogénicos son sumamente importantes ya que son los responsables de la producción de metano y de la remoción de los productos generados en las etapas anteriores. Dichos microorganismos terminan el proceso de DA con la formación de nuevo material celular y CH₄ a partir de sustratos monocarbonados o bicarbonados unidos mediante un enlace covalente, tales como el acetato, H₂/CO₂, formiato, metanol, (Henze *et al*, 2008). La formación de CH₄ a partir de ácido acético se da por el metabolismo de las bacterias metanogénicas acetoclásticas, siendo las principales las especies *Methanosarcina sp.* y *Methanotrrix sp.* Ambos grupos de bacterias tienen tasas de crecimiento lentas, con tiempos de duplicación de 24 horas, y son afectadas por la presencia de H₂. De forma paralela, la formación de CH₄ se puede dar a partir del H₂ y CO₂ por la acción de otro tipo de bacterias conocidas como metanogénicas hidrogenofílicas, las cuales son mucho más rápidas que las acetoclásticas, con tiempos de duplicación de 4 a 6 horas (Mata-Alvarez, 2003). Los tiempos de reproducción tan bajos de las bacterias metanogénicas representan la base para comprender por qué los reactores anaerobios requieren tiempos tan largos de arranque (Henze *et al*, 2008).

Tabla 2.2 Energía libre de algunas reacciones del proceso anaerobio (Mata-Alvarez, 2003)

	Reacción	ΔGo, kJ
1 Propionato → Acetato	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + HCO_3^- + 3H_2$	+76.1
2 Butirato → Acetato	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$	+48.1
3 Etanol → Acetato	$CH_3CH_2OH + H_2O \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$	+9.6
4 Lactato → Acetato	$CH_3CHOHCOO^- + 2H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 2H_2$	-4.2
5 Lactato → Propionato	$3CH_3CHOHCOO^- \rightarrow 2CH_3CH_2COO^- + CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+$	-165
6 Lactato → Butirato	$2CH_3CHOHCOO^- + 2H_2O \rightarrow CH_3CH_2CH_2COO^- + 2HCO_3^- + 2H_2$	-56
7 Acetato → Metano	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow HCO_3^- + CH_4$	-31
8 Glucosa → Acetato	$C_6H_{12}O_6 + 4H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + 2HCO_3^- + 4H^+ + 2H_2$	-206
9 Glucosa → Etanol	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3CH_2OH + 2HCO_3^- + 2H^+$	-226
10 Glucosa → Lactato	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CHCHOHCOO^- + 2H^+$	-198
11 Glucosa → Propionato	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COO^- + 2H_2O + 2H^+$	-358

2.3 Control del proceso de digestión anaerobia

El proceso global de digestión anaerobia requiere de una serie de complejas interacciones entre diversos tipos de bacterias que deben de estar en equilibrio con el fin de mantener el digester estable, por lo que es necesario tener un control adecuado de las diferentes variables que influyen en desempeño del proceso.

2.3.1 Temperatura

La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados, la cual a su vez depende de la temperatura. En general, a medida que aumenta la temperatura aumenta la velocidad de crecimiento de los microorganismos, lo que resulta en la aceleración del proceso de DA y por lo tanto, en tasas mayores de producción de biogás.

Existen tres intervalos de temperatura en los que se puede operar el proceso de DA: el intervalo psicrófilico (15 - 28 °C), el mesofílico (30 – 40 °C) y el termofílico (45 – 65 °C) (Díaz, 2002). Cada uno de los intervalos de temperatura presenta una tasa máxima de crecimiento de microorganismos a una temperatura dada. Para el caso del intervalo mesofílico, la temperatura óptima de operación se encuentra en 35 °C, mientras que para el termofílico se encuentra en 55 °C (Mata-Alvarez, 2003) (Figura 2.4).

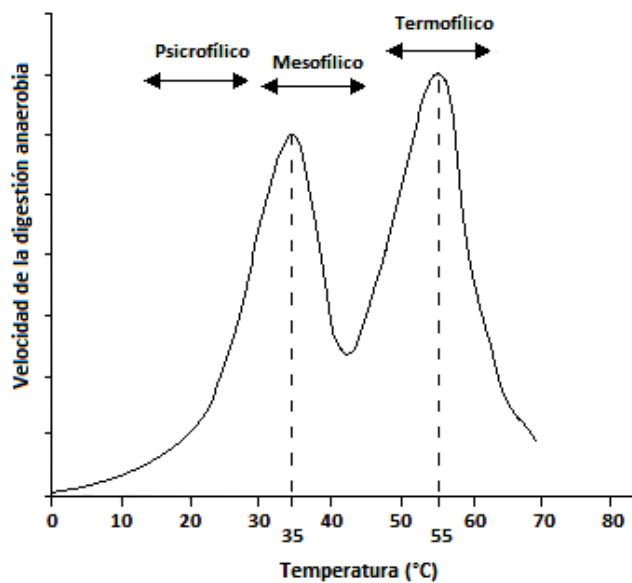


Figura 2.4 Intervalos de temperatura de la digestión anaerobia (Mata-Alvarez, 2003)

La temperatura es una variable que ejerce influencia sobre la cinética, la estabilidad, la calidad del efluente y el rendimiento de producción de biogás (Sánchez *et al*, 2001). Dentro del intervalo termofílico se produce una mayor velocidad del proceso global de DA, lo que se traduce en un aumento en la tasa de degradación de la materia orgánica, y en las tasas de

producción de biogás, además de una mejor eliminación de microorganismos patógenos (Zábranská *et al*, 2000). Sin embargo, cuando se opera en el intervalo termofílico, el proceso de DA es más sensible a cambios en las condiciones de operación y además presenta mayores problemas de inhibición por la mayor toxicidad de determinados compuestos. El incremento en la temperatura tiene un efecto positivo en la generación de ácidos grasos (Chen *et al*, 2008), por lo que se pueden producir más ácidos de los que pueden ser consumidos por las bacterias metanogénicas, afectando el proceso de digestión (Mata-Alvarez, 2003). En este sentido, es importante tener un control de la temperatura de proceso, ya que cambios bruscos pueden provocar la desestabilización del proceso. Por ello, es imprescindible contar con un sistema adecuado de agitación para garantizar la homogenización de la temperatura dentro de todo el biodigestor.

2.3.2 Mezclado

La agitación es indispensable en el proceso de DA: con ella se persiguen los siguientes objetivos (Martí, 2006):

- Poner en contacto el sustrato fresco con la población bacteriana y eliminar metabolitos producidos por las bacterias metanogénicas por medio del favorecimiento de la salida de los gases;
- Proporcionar una densidad uniforme de la población bacteriana;
- Prevenir la formación de espumas y la sedimentación de los microorganismos en el biodigestor;
- Mantener una temperatura uniforme dentro del todo el volumen del digestor;

El sistema de agitación puede ser mecánico, hidráulico o neumático, y la velocidad de agitación debe de ser la suficientemente como para asegurar la correcta homogenización, pero sin romper los agregados bacterianos.

2.3.3 Nutrientes

Son varias las sustancias orgánicas e inorgánicas necesarias para que la digestión anaerobia se lleve a cabo de forma óptima. Los principales nutrientes requeridos para el crecimiento de los microorganismos anaerobios son el carbono, nitrógeno y fósforo. Se considera que las relaciones óptimas entre estos nutrientes son: C:N 15:1 a 30:1, C:P 75:1 a 110:1 (Martí, 2006). En caso de presentarse desviaciones en las proporciones mencionadas, y entre más grandes sean en magnitud, habrá una mayor merma en el crecimiento de las bacterias y, por lo tanto, un decremento en la producción de biogás (Díaz, 2002). Además de los nutrientes antes mencionados también es necesario que se encuentren presentes a nivel traza elementos minerales o micronutrientes como el S, Ni, K, Na, Ca, Mg y Fe, Mo, Se y Co (Mata-Alvarez, 2003).

Considerando los bajos rendimientos de producción de biomasa de los sistemas anaerobios, el contenido de nutrientes y micronutrientes de los residuos sólidos orgánicos, es generalmente suficiente para que la reacción proceda (Mata-Alvarez, 2003).

2.4 Variables de diagnóstico

Dado que la etapa de la metanogénesis es sumamente sensible a los cambios en el ambiente, algunos parámetros, tales como el pH, la concentración de ácidos grasos, la alcalinidad y la composición del biogás son sumamente importantes como indicadores del estado del digestor en el control del proceso, por lo que es necesario considerar el control de todos estos parámetros con el fin de tener un desempeño adecuado del digestor.

2.4.1 pH

El pH es una variable que puede fungir como indicador de la estabilidad del sistema de digestión, ya que su variación depende de la capacidad amortiguadora del medio mismo. Dado que el sistema anaerobio es un sistema complejo en equilibrio, en el que se encuentran involucradas diversas especies químicas, la determinación del pH es absolutamente pobre por sí misma, por lo que es sumamente importante relacionar su valor con otros parámetros de proceso (Mata-Alvarez, 2003), como la alcalinidad, la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV), la producción de biogás y su composición. Además, es sumamente importante tomar en cuenta que este parámetro da información acerca de la estabilidad del sistema con cierto tiempo de retraso, por lo que cuando las variaciones en el valor del pH son medidas, la inestabilidad puede haberse dado desde un tiempo atrás. Por ejemplo, en relación con la alcalinidad, la variación del pH es más lenta (Figura 2.5), por lo que, cuando son observadas variaciones del pH en el sistema, la alcalinidad del sistema y, por lo tanto, la capacidad amortiguadora del sistema, se han perdido. Por esto es necesario monitorear en paralelo otros parámetros.

Cada uno de los diferentes tipos de bacterias involucradas en la DA presentan niveles de actividad óptimos en torno a diversos intervalos de pH. Las bacterias acidogénicas presentan una actividad aceptable a un pH por encima de 5.0, pero para las metanogénicas una actividad no se estabiliza sino hasta un valor de pH por encima de 6.2 (Gerardi, 2003). Sólo el género *Methanosarcina* es capaz de soportar pH bajos (menores a 6.5), mientras que para las otros tipos de metanogénicas el metabolismo comienza a ser inhibido a valores por abajo de 6.7 (Deublein y Steinhauser, 2008). Así, cada uno de los diferentes tipos de bacterias se desempeña de forma óptima de acuerdo con los siguientes intervalos (Martí, 2006):

Acidogénicas: 7.2 – 7.4

Acetogénicas: 7.0 – 7.2

Metanogénicas: 6.5 – 7.5

Debido a que las bacterias presentan requisitos estrictos con relación al pH, el valor de este parámetro se debe encontrar dentro del intervalo de 6 - 8 (Díaz, 2002), por lo que se considera que el pH óptimo para la operación de un digestor se encuentra entre 6.8 y 7.2 (Gerardi, 2003). El pH en los digestores anaerobios inicialmente decrece con la producción de ácidos grasos volátiles. Sin embargo, cuando las bacterias metanogénicas consumen los ácidos grasos volátiles y se va produciendo alcalinidad, entonces el pH del digestor se incrementa y se estabiliza (Gerardi, 2003). En caso de que se diera algún desajuste en el proceso, las bacterias acidogénicas, las cuales presentan una mayor tolerancia a bajos valores de pH que las metanogénicas, continuarían con la producción de ácidos sin perturbación, mientras que la etapa consumidora del ácido se inhibe debido a la mayor fragilidad de las bacterias metanogénicas (Díaz, 2002). Por lo tanto, si no es controlado el pH, entonces el resultado final será la completa inhibición de la metanogénesis.

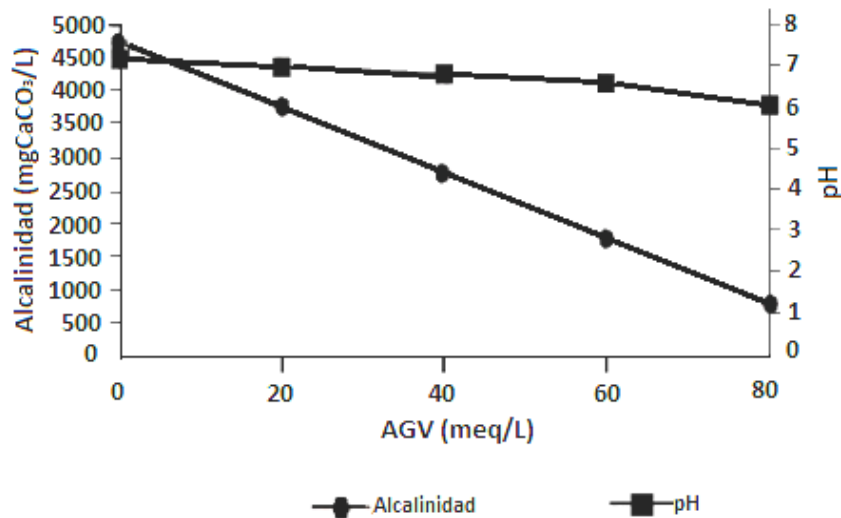


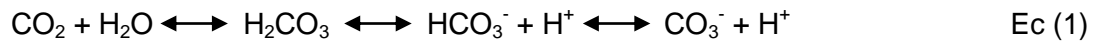
Figura 2.5 Perfiles del pH y alcalinidad versus concentración de AGV en el medio de reacción (Mata-Alvarez, 2003)

2.4.2 Alcalinidad

La alcalinidad es una medida de la capacidad de amortiguamiento y neutralización de ácidos con que cuenta un medio, que se refleja en la capacidad de resistir cambios en el pH causados por la adición o incremento de ácidos en el medio. La alcalinidad es producto de la presencia de hidróxidos, carbonatos, y bicarbonatos de elementos como el calcio, magnesio, sodio, potasio y amonio (Mata-Alvarez, 2003). Los valores típicos de alcalinidad en los sistemas anaerobios se encuentran dentro del intervalo de 2000 a 4000 mg CaCO₃/L.

La acidificación de los sistemas anaerobios es evitada por el sistema amortiguador dióxido de carbono/bicarbonato/carbonato. El dióxido de carbono es formado de manera continua en los sistemas anaerobios. Cuando hay una caída en el pH, el CO₂ se disuelve en el sustrato.

Cuando se presenta una elevación en el pH el CO₂ forma ácido carbónico, el cual se ioniza liberando iones hidronio de acuerdo con la ecuación 1 (Deublein y Steinhauser, 2008):



El método para la determinación de la alcalinidad se basa en una titulación con ácido hasta un pH de 5.75, que es el punto en el que el bicarbonato se transforma en CO₂, el cual sale en forma gaseosa del sistema (Mata-Alvarez, 2003). El segundo paso de la determinación consiste en una titulación hasta un pH de 4.3, para determinar las otras bases, tales como las conjugadas correspondientes a los AGV. La diferencia entre las alcalinidades a un pH de 5.75 y 4.3 representa una aproximación del contenido de AGV en el medio, expresado en términos de equivalentes de ácido (Mata-Alvarez, 2003).

La alcalinidad y principalmente el factor alfa, que es la alcalinidad a diferentes valores de pH (Pacheco y Magaña, 2003) (Ecuación 2), son los parámetros que muestran mejores cualidades como indicadores de la estabilidad del proceso, lo que permitiría tomar decisiones correctivas en caso necesario. Es recomendable que el valor del factor alfa esté por encima de 0.5, ya que de lo contrario, al disminuir el valor aumentará la alcalinidad debida a AGV, y por lo tanto el sistema tenderá a la acidificación. De esta forma, un sistema con factor alfa por encima de 0.5 será estable (López *et al*, 2000), y uno con un factor menor a 0.5 será un sistema que tiende a la acidificación.

$$\alpha = \frac{\text{Alcalinidad a pH 5.75}}{\text{Alcalinidad a pH 4.3}} \quad \text{Ec (2)}$$

La capacidad amortiguadora del sistema se debe primeramente a la presencia de bicarbonatos que se encuentran en equilibrio con el dióxido de carbono producido a partir de los compuestos orgánicos degradados. Así mismo, cuando los aminoácidos y proteínas son degradados, amoníaco y dióxido de carbono son producidos. La producción de CO₂ resulta en la producción de ácido carbónico, alcalinidad de bicarbonatos y de carbonatos (Ecuación 1). La producción de amoníaco resulta en la producción de amonio (Ecuación 3) (Gerardi, 2003).



El amonio se disuelve junto con el dióxido de carbono para formar bicarbonato de amonio NH₄HCO₃ a través de la siguiente ecuación:



Los ácidos producidos durante la acidogénesis reaccionan con la alcalinidad, por ejemplo del bicarbonato de amonio, y dicha alcalinidad se regenera sólo hasta que se presenta la producción de metano (Ecuaciones 5 y 6) (Gerardi, 2003).



La presencia de esta sal es vital, ya que es la que determina el grado de alcalinidad en el medio y, por lo tanto, la estabilidad en el proceso incluso a altas concentraciones de AGV (Mata-Alvarez, 2003). Una forma de distinguir un desequilibrio en el sistema es por medio de una caída en el pH y un aumento en la concentración de CO_2 en el sistema, mientras que una forma de distinguir una acidificación es por el aumento en la concentración de ácido propiónico. En este sentido, Deublein y Steinauser (2008) proponen las siguientes medidas para evitar la acidificación:

- Suspensión del suministro de sustrato, para que las bacterias metanogénicas sean capaces de degradar los ácidos;
- Reducción de la carga orgánica (aumento del tiempo de residencia);
- Aumento del potencial de amortiguamiento del sustrato por adición de co-sustratos seleccionados, en particular si el potencial de amortiguamiento del sustrato es pequeño;
- Tomar en cuenta que los cambios en el potencial de amortiguamiento cambian debido a la remoción de CO_2 ;
- Remoción continua de los ácidos;
- Adición de sustancias neutralizantes, tales como CaO , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, Na_2CO_3 o NaOH ;
- Dilución con agua;
- Vaciado y reinicio del digestor;

2.4.3 Ácidos grasos volátiles y producción y composición del biogás

Los ácidos grasos volátiles (AGV) están representados por R-COOH , los cuales en el proceso de digestión anaerobia llegan a presentar $\text{R} = 3$ átomos de carbono (ácidos grasos volátiles de cadena corta). De acuerdo con Mata-Alvarez (2003), la concentración de AGV en los digestores es dependiente del tipo de materia prima, la cual se encuentra en el intervalo de 200-2000 mgAc/L y es expresada generalmente en términos de concentración de ácido acético.

El incremento en la concentración de AGV se da principalmente por un aumento en la carga, el cual es amortiguado inicialmente por la alcalinidad del sistema. Esto causa que no se registre un cambio en el valor del pH, ya que esta variable sólo cambia cuando la alcalinidad es agotada (Mata-Alvarez, 2003). Además de un incremento en la carga, también se puede dar una acidificación por la introducción de sustancias tóxicas al sistema (Gerardi, 2003), las cuales pueden causar una disminución en la actividad de las bacterias metanogénicas. En este sentido, tanto la concentración de AGV, como la alcalinidad y el pH deben de ser considerados en conjunto como indicadores de la estabilidad del proceso.

Además de los parámetros mencionados, otro parámetro indicador de la estabilidad del sistema es la producción y composición del biogás en términos de su porcentaje de metano y dióxido de carbono. Cuando el proceso es estable, la cantidad y composición del biogás también lo son, de lo contrario, cuando hay un cambio en la composición del biogás, presentándose un aumento en la concentración de CO_2 , se puede interpretar como una

inhibición de la metanogénesis, debida probablemente a un incremento en la concentración de AGV o amonio.

2.5 Inhibición de la digestión anaerobia

Existen diversas variables que se determinan para caracterizar el estado de un biodigestor, siendo críticas aquellas que se determinan de forma rutinaria, ya que un cambio drástico en el valor de estas variables puede suponer la inhibición del proceso de digestión anaerobia, particularmente de su etapa más sensible, la metanogénesis.

La inhibición se debe generalmente a una reducción en la actividad bacteriana (principalmente las metanogénicas) por la presencia de diversas sustancias a determinadas concentraciones y a ciertas condiciones tales como el pH, la temperatura, y la presencia de otras sustancias que pueden presentar sinergias o antagonismos con las inhibidoras (Mata-Alvarez, 2003).

Además de la inhibición por sustancias, las fluctuaciones en la carga de alimentación son una causa común de perturbación en el digestor, aunque fluctuaciones no tan altas son generalmente soportables y amortiguadas por el sistema (Bermúdez, 1988).

2.5.1 Inhibición por ácidos grasos volátiles

La inhibición por ácidos grasos volátiles representa la causa más frecuente del colapso de los sistemas de digestión anaerobia. Generalmente las formas no ionizadas de los AGV son las responsables de la inhibición, ya que estas formas pueden acceder fácilmente hacia al interior de la célula disminuyendo el pH (Bermúdez, 1988). Consecuentemente, el pH junto con el nivel de alcalinidad determinan el nivel de toxicidad por AGV. Entre los AGV con mayores efectos inhibitorios se encuentran el propiónico y el butírico, siendo el segundo el que tarda mucho más que los otros AGV en digerirse, por lo que se recomienda el control de este ácido para evitar la inhibición (Bermúdez, 1988). Mata-Alvarez (2003) reporta que una concentración de ácido propiónico por encima de los 3,000 mg/L es definitivamente tóxica y por lo tanto genera un fallo en el proceso de digestión.

La sobrecarga de un digestor puede ser causada por un exceso real de materia orgánica o por un descenso en concentración de microorganismos metanogénicos activos, producido por alguna circunstancia determinada (cambio en la temperatura, aumento del flujo, presencia de sustancias tóxicas, etc.) (Mata-Alvarez, 2003). Estos disturbios causan un aumento de la concentración de ácidos y una disminución del pH, por lo que es fundamental el control de la alcalinidad del sistema para amortiguar el cambio en el pH. Estos cambios afectan principalmente a las bacterias metanogénicas, mientras que las acidogénicas, que son mucho más resistentes, siguen produciendo ácidos, los cuales terminan por inhibir el metabolismo de las metanogénicas.

Para recuperar un digestor en vías de inhibición por sobrealimentación se propone la adición de sales de calcio, las cuales permiten la recuperación mediante la precipitación de los AGV. Sin embargo la adición de dichas sales también afecta la concentración de otros nutrientes en el digestor (Bermúdez, 1988), por lo que, lo más recomendable es tener un sistema de control que de forma continua indique el estado del digestor. Para esto, se recomienda que parámetros como la generación de AGV, la alcalinidad, el pH, y la producción y composición del biogás sean monitoreados de forma continua (Mata-Alvarez, 2003).

2.5.2 Inhibición por amonio

Dentro del proceso de digestión anaerobia, el nitrógeno orgánico es hidrolizado a nitrógeno amoniacal, el cual representa un nutriente importante para el crecimiento microbiano. Cuando el nitrógeno amoniacal se encuentra en concentraciones por encima de las adecuadas para el crecimiento, se convierte en un inhibidor de la metanogénesis, siendo la especie no disociada, el amoniaco, el que presenta el mayor efecto inhibidor, el cual aumenta a pH alcalinos (Martí, 2006).

De entre las diferentes variables que afectan la concentración de amoniaco se encuentran (aparte del pH), la temperatura, la concentración de sustrato, la relación C/N y la capacidad amortiguadora del medio. De esta forma, no se recomienda la digestión de aquellos residuos con un contenido alto de nitrógeno amoniacal, por ejemplo el estiércol de cerdo (Mata-Alvarez, 2003).

Se recomiendan dos métodos para evitar la inhibición por amonio: el primero consiste en la dilución del contenido del digestor con agua residual adecuada, y el segundo consiste en el ajuste de la relación C/N.

2.5.3 Inhibición por sulfatos

La etapa metanogénica se puede inhibir por altas concentraciones de sulfatos en el sustrato. De acuerdo con Martí (2006), en presencia de sulfatos, las bacterias metanogénicas compiten con las sulfato-reductoras por el acetato e hidrógeno, mostrando ventajas termodinámicas y cinéticas las segundas respecto a las primeras. Así, la relación de H_2S y CH_4 en el biogás producido quedará determinada por dicha competición.

Por otro lado, el sulfuro de hidrógeno representa otro inhibidor de la metanogénesis a concentraciones por encima de los 200 mg/L. Como en el caso del amoniaco, la forma tóxica es la no ionizada, y el nivel de toxicidad depende de otras variables como el pH y la alcalinidad y temperatura (Mata-Alvarez, 2003), siendo favorecido por bajas temperaturas y pH. Adicionalmente, el nivel de resistencia al sulfuro de hidrógeno depende a la aclimatación bacteriana, por lo que se dice que, si los microorganismos metanogénicos no están aclimatados, entonces el sulfuro de hidrógeno resulta tóxico a concentraciones de tan sólo 50 mg/L (Martí, 2006).

2.6 Sistemas de digestión anaerobia de la FORSU

Una planta de tratamiento anaerobio de la FORSU está diseñada para obtener los mayores rendimientos de biogás posibles en función de los diseños y configuraciones que permitan el crecimiento óptimo de los diferentes tipos de microorganismos que intervienen en el proceso. Generalmente, una planta de digestión anaerobia de la FORSU está dividida en varias etapas, siendo las principales: la recepción de los residuos, separación, trituración, digestión, tratamiento de los lodos de digestión y la generación de energía eléctrica a partir del biogás. Dichos componentes representan la base de una planta industrial de DA para el tratamiento de la FORSU. La características específicas de cada componente y la configuración de los digestores (una etapa, multi-etapa o batch) difieren entre cada uno de los proveedores de la tecnología, los cuales ofertan diversas configuraciones o sistemas para tratar la FORSU mediante la digestión anaerobia.

2.6.1 Sistema BTA

BTA es una empresa alemana fundada el 27 de febrero de 1985. La primera planta de digestión de biodesechos de la empresa fue construida en el año de 1991 en Helsingor, Dinamarca, y actualmente más de 40 plantas alrededor del mundo operan con el proceso BTA (BTA, 2010).

Los residuos que se tratan en las plantas de BTA en Europa abarcan la FORSU domiciliaria y la separada en origen de mercados y restaurantes, así como otros residuos orgánicos separados en origen procedentes fundamentalmente de la agricultura y la ganadería (Fernández, 2008). El sistema BTA cuenta con un sistema de pre-tratamiento hidro-mecánico con el que se logra la remoción de impurezas así como la completa separación de los componentes orgánicos digeribles en una suspensión orgánica. Este proceso de pre-tratamiento hidro-mecánico está compuesto por dos equipos patentados por la empresa: el *pulper* BTA y el sistema de remoción de arena BTA.

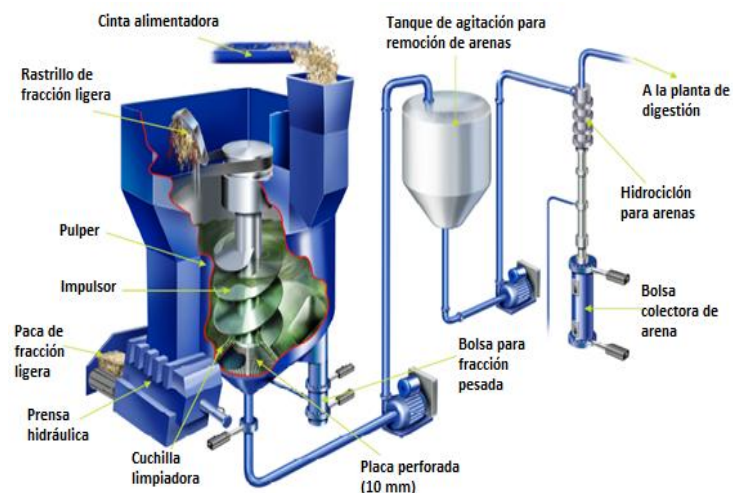


Figura 2.6 Proceso BTA, pulper y sistema de remoción de arenas (Haines, 2008)

El proceso de digestión de la suspensión orgánica generada en las etapas previas puede realizarse en una etapa o con separación de fases, dependiendo de las características de los residuos, de los requerimientos de producción de biogás y de la generación de materia prima (FORSU). En la digestión mono-etapa la suspensión proveniente del tanque de almacenamiento es conducida a un biodigestor de mezcla completa (Fernández, 2008) que opera a en el intervalo mesofílico, a temperaturas entre 35–38 °C, con un tiempo de retención de 14 a 16 días. En la digestión por separación de fases, la acidificación ocurre dentro del tanque de almacenamiento con un tiempo de retención de 2 a 4 días (WTERT, 2010). Entonces el efluente del tanque es desaguado y la fracción líquida es alimentada a un reactor de biopelícula, mientras que la fracción espesa del material no disuelto es mezclada con agua de proceso y alimentada a un reactor CSTR, donde la hidrólisis y acidogénesis son realizadas. El efluente del CSTR es desaguado de nueva cuenta y la fracción líquida es enviada a al reactor de bio-película donde la metanización ocurre a condiciones mesofílicas (Scheper, 2003) con un tiempo de retención de 3 días (WTERT, 2010).

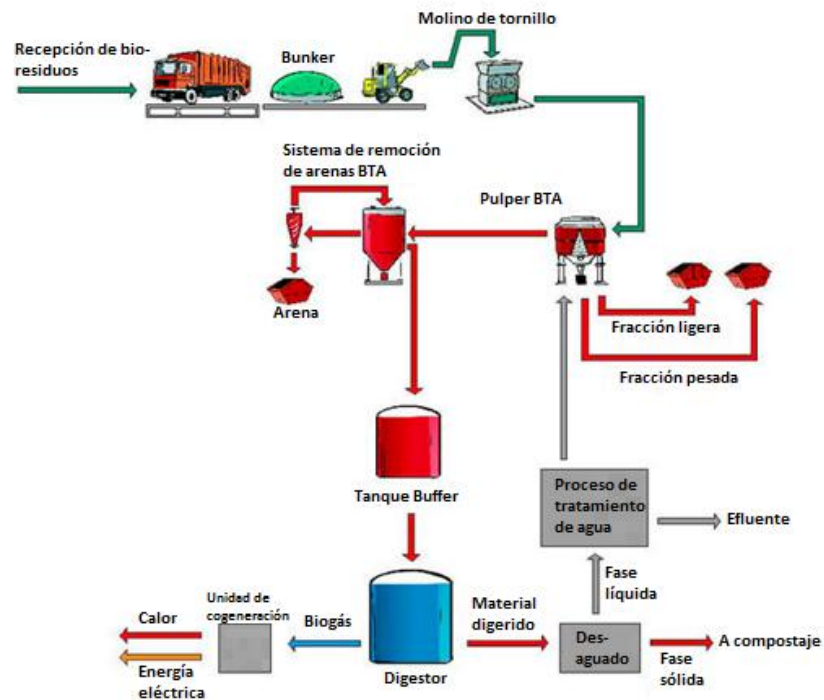


Figura 2.7 Diagrama representativo del proceso BTA (BTA, 2010)

2.6.2 Sistema Valorga

Valorga International es una empresa francesa formada en el año 2002 por Steinmuller Valorga Sarl, fundada originalmente en 1981 como una compañía de tratamiento de RSU.

Considerada a sí misma como pionera en el tratamiento de residuos domésticos, Valorga ha impulsado el desarrollo del tratamiento de residuos a partir de la digestión anaerobia, contando actualmente con 19 plantas de metanización, con una capacidad de tratamiento en un intervalo de 10,000 a 300,000 toneladas por año (Valorga, 2010).

La tecnología se aplica en la digestión anaerobia de los residuos orgánicos provenientes de la separación en la fuente para la producción de biogás y compost con fines agrícolas (Fernández, 2008). El proceso comienza con el pre-tratamiento de los residuos, el cual es específico para cada tipo de residuos. De esta forma, la selección del proceso de pre-tratamiento se efectúa considerando equipos de selección granulométrica, magnética y/o densimétrica (Valorga, 2010), con lo que se logra separar los residuos orgánicos de los inorgánicos, permitiendo el reciclaje de materiales sujetos a la valorización y la obtención de una fracción rica en materia orgánica que posteriormente es mezclada con agua de proceso obtenida a partir de la filtración, o centrifugación del efluente proveniente del digestor (Scheper, 2003). La fracción orgánica ya mezclada es bombeada al digestor, que consiste de un cilindro vertical con un muro interior, colocado aproximadamente a las dos terceras partes del diámetro del cilindro, que fuerza al material a fluir en una ruta circular con el objetivo de cubrir la superficie completa del digestor (Valorga, 2010). El material en el interior del digestor es mezclado por medio de la inyección de biogás desde el fondo a una presión aproximada de 8 bares (Valorga, 2010), logrando una homogeneización vertical y cierto grado de mezcla en la dirección de avance, por lo que se dice que el digestor es una combinación entre reactor de flujo pistón y completamente mezclado (Fernández, 2008).

El proceso opera en el intervalo seco ($ST = 25 - 35\%$) y con un tiempo de retención para los desechos de tres semanas, no se producen separaciones por densidad en el reactor y además se asegura una completa higienización (Valorga, 2010). Los lodos producidos son deshidratados mediante extracción por gravedad y por presión para lograr un lodo con un contenido de ST cercano al 40%, el cual es tratado posteriormente de forma aerobia por un periodo aproximado de dos semanas para terminar su estabilización (Karena, 2004), mientras que parte del líquido extraído es usado para diluir los residuos en la corriente de entrada.

Los rendimientos de producción de biogás a partir de bio-desechos van de 80 a 110 m^3/ton (Wheeler y Rome, 2002), el cual es usado para la generación de energía calorífica, eléctrica o es purificado a la calidad del gas natural.

2.6.3 Sistema Dranco

Organic Waste Systems (OWS) es una empresa belga constituida en 1988, que cuenta con 19 plantas de gran escala en operación y 5 en planeación alrededor del mundo. Ha desarrollado tres diferentes tecnologías para el tratamiento de residuos orgánicos, siendo el más importante el proceso DRANCO (OWS, 2010).

Los residuos que se tratan mediante el proceso DRANCO abarcan la FORSU, los bio-desechos (definidos en el sitio web de la compañía como residuos orgánicos separados desde la fuente), desechos de restaurantes y de mercados (OWS, 2010).

El proceso comienza con el pre-tratamiento de los residuos orgánicos con el fin de reducir el tamaño de partícula (a un tamaño menor a 40 mm) y remover materiales no bio-degradables como plásticos o materiales ferrosos (De Baere, 2006). La corriente remanente es mezclada con material digerido (licores y sólidos) (Wheeler y Rome, 2002), usualmente en una relación de 1 parte de materia fresca por 6 a 8 partes de material digerido, para inocular, tener un control del agua y formar una mezcla con un contenido de ST de hasta 45-50 % (De Baere, 2006). El sistema de digestión consiste de un digestor de flujo pistón vertical de una etapa, con un tiempo de retención aproximado de 20 días (OWS, 2010), que opera a temperaturas termofílicas de entre 50 y 55 °C aproximadamente (NYCEDC y NYCDS, 2006), con residuos calentados por vapor producido a partir del biogás generado. El flujo en el digestor es por gravedad; los residuos son introducidos en el domo del digestor mediante una bomba de pistones (Wheeler y Rome, 2002) y removidos en el fondo sin ningún medio de mezclado.

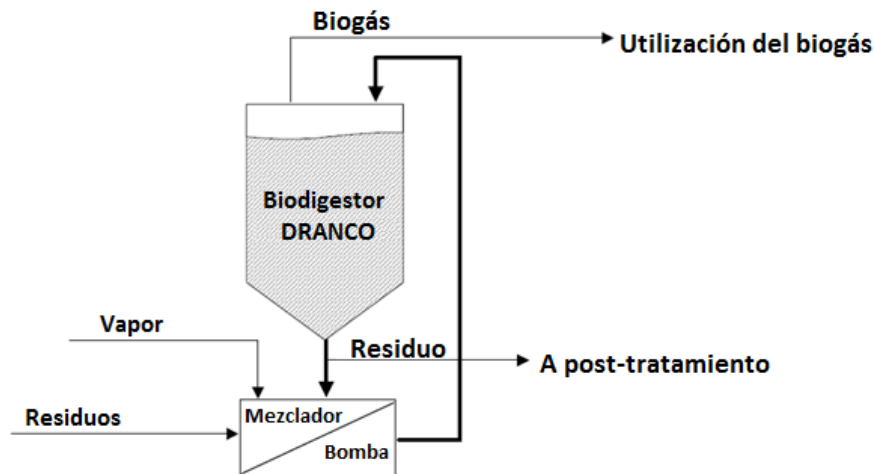


Figura 2.8 Diagrama básico del sistema DRANCO (De Baere, 2006)

Las tasas de producción de biogás van de 100 a 200 m³/ton de residuos (OWS, 2010). La etapa final del proceso consiste en una separación húmeda, en la que arenas, fibras e inertes son recuperados. Como en otros procesos, el sólido digerido es deshidratado por una prensa de tornillo a un valor de humedad cercano al 50% y procesado de forma aerobia por dos semanas para estabilizar e higienizar el material.

2.6.4 Sistema Kompogas

El proceso Kompogas fue desarrollado en Suiza a finales de la década de los 80's por Walter Schmid (Kompogas, 2010). La mayoría de la materia prima en las plantas de este tipo proviene de los residuos sólidos orgánicos separados desde la fuente, los cuales ingresan a

la planta para ser inicialmente tratados de forma mecánica, siendo triturados y seleccionados para la remoción de materiales ferrosos (EEC, 2007). Posteriormente la materia orgánica pasa a una etapa de almacenamiento intermedio con el fin de asegurar un flujo constante al alimentador, el cual produce una mezcla homogénea adecuada para ser bombeada (Karena, 2004). Posteriormente la materia pasa a través de un intercambiador de calor, y es enviada hacia el digestor, que consiste en un reactor del tipo flujo pistón horizontal de una etapa, donde los residuos, con una concentración de sólidos aproximada del 20% (Wheeler y Rome, 2002), son retenidos de 15 a 20 días a una temperatura aproximada de 55 °C (termofílica) (EEC, 2007).

El contenido del digestor es mezclado por turbinas rotatorias que operan de forma intermitente para impulsar los residuos a través del digestor, homogeneizarlos y relevar el biogás producido a partir de la digestión de los mismos (EEC, 2007). Así, el sistema produce en promedio 120 m³ de biogás por tonelada de residuo alimentado con una composición en metano del 50 al 60 % (Kompogas, 2010).

2.7 Pre-tratamientos para el mejoramiento de la digestión anaerobia de la FORSU

El tratamiento de la FORSU a través de la DA es un tema de especial interés, ya que, por medio de su aplicación, se logra reducir el volumen de los residuos que son vertidos en los sitios de disposición final, y generar biogás. Para el caso de los residuos líquidos la etapa metanogénica es generalmente considerada como la etapa limitante del proceso global. Sin embargo, cuando el sustrato es particulado, como en el caso de la FORSU, la accesibilidad de la materia sólida para los microorganismos, y la hidrólisis de los componentes poliméricos complejos constituyen la etapa limitante del proceso global (Mata-Alvarez, 2003).

La hidrólisis de los componentes poliméricos complejos, encontrados en la materia orgánica insoluble, depende del grado de biodegradabilidad que el material presente. A su vez, la biodegradabilidad depende en gran medida del contenido de material lignocelulósico presente (Mata-Alvarez, 2003). Esto indica que la disponibilidad del sustrato no sólo incrementa la tasa de hidrólisis, sino también el grado de biodegradabilidad.

El material lignocelulósico consiste de tres diferentes polímeros: celulosa, hemicelulosa y lignina, los cuales se encuentran asociados entre ellos mismos en la materia orgánica (Cuervo, 2009). La materia que contiene lignocelulosa puede ser empleada en la DA, sin embargo, son compuestos difíciles de degradar por la acción de bacterias debido a que la lignina protege físicamente de las enzimas las partes de celulosa y hemicelulosa (Teghammar *et al*, 2010). De esta forma, la estructura cristalina del material genera que el proceso de DA se dificulte debido a que las enzimas no pueden llegar a los sitios de reacción.

Una buena parte de la FORSU está compuesta de material orgánico lignocelulósico (Taherzadeh y Karimi, 2008), además de pequeñas cantidades de compuestos solubles,

tales como carbohidratos, grasas y proteínas (Mata-Alvarez, 2003). En este sentido, con el fin de mejorar el proceso global de DA se han estudiado diferentes métodos de pre-tratamiento de los residuos orgánicos.

Mediante los diferentes procesos de pre-tratamiento se logra la modificación de la estructura de los materiales complejos (generalmente lignocelulósicos), disminuyendo el grado de polimerización por medio de la ruptura de las cadenas a componentes solubles, e incrementando el área superficial de las partículas que constituyen al residuo (Fernández, 2008). El objetivo que se persigue con cualquiera de los pre-tratamientos es obtener una aceleración del proceso de DA, así como incrementar la cantidad de biogás que se genera y una reducción del tiempo y de la cantidad de lodos que se generan al final del proceso (Mata-Alvarez, 2003).

2.7.1 Pre-tratamientos mecánicos

El desempeño de los digestores que operan con residuos sólidos es dependiente del tamaño de partícula de la materia que se alimenta. Por lo tanto, la reducción del tamaño de partícula, que resulta en un incremento del área superficial, representa una opción para incrementar la biodegradabilidad de la materia orgánica (Nallathabi, 1997), que se logra por medio de una disminución del grado de cristalinidad y del grado de polimerización de la celulosa (Tahezadeh y Karimi, 2008).

Existen varios procesos de reducción de tamaño, que van desde la trituración o molienda a la desintegración de la pared celular de los materiales. De estos, el más aplicable a la FORSU es la molienda, que se puede llevar a cabo de diferentes formas, entre las que se encuentran principalmente: molienda con bolas, molienda de dos rodillos, molienda de martillo, molienda coloidal y molienda por energía de vibración (Tahezadeh y Karimi, 2008).

El incremento en el área superficial específica del material y la reducción en el grado de polimerización, que se logran a partir de la molienda, son factores que incrementan la tasa de hidrólisis de los materiales lignocelulósicos en un intervalo del 5 al 25 %, dependiendo del tipo de residuo tratado, y del tiempo y tipo de molienda. Con esto se logran reducciones del 23 al 50% en el tiempo global del proceso de digestión (Hendriks y Zeeman, 2009).

La molienda es aplicada generalmente antes de la hidrólisis enzimática, o incluso, puede ser aplicada antes de otros pre-tratamientos, como la dilución con ácidos o bases de la FORSU u otros materiales orgánicos. Según los resultados de varias publicaciones, en donde se ha probado la molienda de diferentes tipos de materiales, se ha demostrado que la reducción del tamaño produce un incremento en la generación de biogás y una reducción en el tiempo de digestión (Mata-Alvarez, 2003). Carrère *et al* (2010), reporta resultados obtenidos a partir de la digestión anaerobia de lodos desintegrados previamente por molienda de bolas, en donde se presentan aumentos de 24% y 7 % en la producción de biogás para la digestión de lodos obtenidos a partir de un proceso de aeración extendida y lodos activados con un TRS alto, respectivamente. De la misma forma, Tahezadeh y Karimi (2008) reportan que el

rastrajo de maíz con un tamaño de 53 a 75 micras fue 1.5 veces más productivo en biogás que las grandes partículas de rastrojo de maíz de 425-710 micras. Sin embargo, según Nallathambi (1997) y Hendriks y Zeeman (2009), una reducción de tamaño por debajo de los 0.40 mm no genera efectos significativos en la tasa de hidrólisis y en la producción de biogás, por lo que no se recomienda moler a tamaños menores a éste.

Por otro lado, Mata-Alvarez *et al* (2000) reportan que, mediante un proceso de desintegración mecánica (por un homogeneizador de alta presión), aplicado a lodos activados, se obtiene un 25% de remoción de sólidos volátiles (SV). Así mismo, reportan un aumento del 25% en la producción de biogás a partir de la fibras de estiércol pre-tratadas por maceración (Mata-Alvarez, 2000).

2.7.2 Pre-tratamientos biológicos

La tasa de hidrólisis de los residuos orgánicos, constituidos principalmente por proteínas, lípidos y carbohidratos, es una función de varios parámetros: pH, temperatura, tiempo de retención hidráulico, la población de microorganismos y especialmente, de la fuente de enzimas, que son las encargadas de llevar a cabo la hidrólisis de las moléculas poliméricas que inicialmente no pueden atravesar la pared celular. En este sentido, considerando a la fuente de enzimas como un factor clave en la digestión, algunos autores han investigado los efectos de la adición de enzimas hidrolíticas como un pre tratamiento aplicado a los residuos orgánicos con el fin de incrementar las tasas de solubilización del material particulado en el proceso de DA.

De acuerdo con Mata-Alvarez (2003), han sido reportados resultados positivos en la solubilización de lodos primarios municipales cuando son agregadas enzimas hidrolíticas. Se observó que con la adición de una mezcla de enzimas comerciales, tales como peptidasa, carbohidrolasa y lipasa, en una relación del 1 al 10% en peso con respecto al contenido total de sólidos, a una temperatura de reacción de 39 °C se logró un incremento considerable en la DQO soluble de hasta del 61%, especialmente con altas concentraciones de enzimas.

Aparte de las enzimas, pueden ser empleados diversos tipos de hongos, entre los que se tienen principalmente el hongo café, el blanco y el de descomposición blanda, siendo el blanco uno de los más efectivos para el pre-tratamiento biológico de los materiales lignocelulósicos. Las principales ventajas de los procesos de pre-tratamiento biológicos son la baja demanda energética, nula demanda de compuestos químicos, y condiciones ambientales suaves (Taherzadeh y Karimi, 2008).

2.7.3 Pre-tratamientos térmicos

Durante el pre-tratamiento térmico, la biomasa lignocelulósica es calentada permitiendo la degradación de la estructura de los lodos y la remoción del agua ligada a la misma estructura (Carrère *et al*, 2010). Si la temperatura de calentamiento se encuentra en el intervalo de 150 a 180 °C, entonces ciertas partes de la biomasa lignocelulósica, primero la hemicelulosa y

poco después la lignina, comienzan a solubilizarse (Hendriks y Zeeman, 2009). Los carbohidratos de hemicelulosa son disueltos como oligosacáridos y pueden ser separados de las fracciones insolubles de celulosa y lignina (Taherzadeh y Karimi, 2008). Con el tratamiento térmico se altera la estructura de la fracción insoluble para transformarla en una fracción más biodegradable y de esta forma se mejora el proceso de digestión.

De acuerdo con Carrère *et al* (2010), quienes realizaron un análisis de diversos resultados de pre-tratamiento térmico aplicados a diferentes tipos de residuos, la mayoría de los estudios reportan una temperatura óptima en el intervalo de 160 – 180 °C, con tiempos de tratamiento de 30 a 60 minutos, y presiones asociadas que van de los 600 a los 2,500 kPa. Kim *et al* (2003) reporta que, con un pre-tratamiento térmico a lodos activados a 121°C por un tiempo de 30 min, se obtuvo un aumento en la DQO soluble del 17.6 %.

Algo importante a señalar, es que los tratamientos a temperaturas excesivamente altas (mayores a 170 – 190 °C), conducen a un decremento en la biodegradabilidad de los lodos en lugar de un aumento. Esto se atribuye a la formación de melanoidinas a partir de carbohidratos y a aminoácidos, los cuales son compuestos prácticamente imposibles de degradar (Carrère *et al*, 2010).

2.7.4 Pre-tratamiento químico alcalino

El pre-tratamiento químico consiste en la adición de compuestos químicos al sustrato, tales como ácidos o bases, con el fin de solubilizar la materia orgánica particulada. Generalmente son aplicados dos tipos de métodos: el pre-tratamiento ácido y el alcalino..

El pre-tratamiento de material lignocelulósico con bases diluidas consiste en una importante reacción química de la saponificación de ésteres del ácido urónico, asociadas con cadenas de xilano (Mata-Alvarez, 2003). El resultado de este proceso de saponificación es la ruptura de enlaces cruzados, y un posterior hinchamiento y aumento del tamaño de poro, que facilita las interacciones entre la enzima y el sustrato. Generalmente con el proceso de pre-tratamiento alcalino se remueve la lignina y buena parte de la hemicelulosa, y se incrementa de forma eficiente la accesibilidad de las enzimas a la celulosa (Taherzadeh y Karimi, 2008). Así mismo, la conversión de la hemicelulosa por medio de álcalis produce monómeros de hexosa (Hendriks y Zeeman, 2009).

El pre-tratamiento alcalino ha demostrado ser eficaz en la solubilización materia orgánica, teniendo un orden de eficacia de los álcalis en el orden siguiente: NaOH > KOH > Mg(OH)₂ y Ca(OH)₂ (Carrère *et al*, 2010; Kim *et al*, 2003). Aunque el NaOH es el reactivo más empleado en la solubilización de la FORSU, se han desarrollado trabajos considerando otros álcalis, tales como el Ca(OH)₂, que es considerablemente más barato que el NaOH, obteniéndose resultados similares a otros trabajos en la solubilización de la materia orgánica (López *et al*, 2000).

Con base en diferentes trabajos donde se aplicó el tratamiento químico alcalino, se ha encontrado que el grado de solubilización aumenta conforme aumentan el nivel de

concentración y temperatura hasta un cierto límite (Kim *et al*, 2003). La concentración de iones como el Na^+ y el K^+ debe ser controlada, ya que si se llega a valores muy altos, entonces se genera la subsecuente inhibición del proceso de DA (Carrère *et al*, 2010).

Es común que el pre-tratamiento alcalino se combine con el pre-tratamiento térmico. Carrère *et al* (2010), basados en los resultados de otros estudios, reportan un aumento del 88% en la producción de biogás cuando lodos activados con una concentración de ST de 30 g/L son sometidos a un pre-tratamiento alcalino con la adición de 45 mili equivalentes por litro (meq/L) de NaOH a 55°C por 240 minutos, y un incremento del 79% en la producción de biogás mediante lodos activados pre-tratados con 7 g NaOH/L a 121°C por 30 minutos. Así mismo, Lin *et al* (1997) comenta que el pre-tratamiento alcalino con NaOH a bajas concentraciones, aplicado a los lodos activados, es suficiente para lograr un alto grado de solubilización, además reporta que con lodos activados pre-tratados con NaOH se logra un aumento en la reducción en SV en el intervalo de 25 – 35% sobre los lodos no tratados.

Vaccarino *et al* (1987), quien realizó un estudio de pre-tratamiento del orujo de uva con Na_2CO_3 , NaOH y SO_2 , reporta los mejores resultados con una solución de NaOH al 1% a 120°C. González Fernández *et al* (2008), reportan un aumento del 12% en la biodegradabilidad y en la producción de metano cuando el estiércol es tratado con NaOH, además, la muestra de estiércol tratada con álcali requiere 6 días de reacción menos que la muestra sin tratar para llegar al 90% de la productividad de metano total. Por otro lado, Yunquin *et al* (2009) reporta que con lodos y pulpa de papel pre-tratados a una concentración de NaOH del 1.2% (16 g NaOH/100gST), se logra un incremento en la DQO soluble mayor al 100 %, y un incremento en la producción de biogás del 83 %.

Finalmente, en lo que respecta a la FORSU, López y Espinosa. (2008) realizaron un estudio sobre la aplicación de un pre-tratamiento alcalino con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ a la FORSU, donde con una concentración de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ de 70 meq/L se logró un aumento de la DQO disuelta del 41 %, que corresponde a un aumento en la solubilización del 13%, y un aumento máximo en la producción de biogás del 172%, lo que significa que el pre-tratamiento mejora el proceso de DA, no sólo incrementando la solubilización orgánica, sino también el área superficial disponible para la acción enzimática como resultado del corte de las fibras (López y Espinosa, 2008).

2.7.5 Pre-tratamiento químico ácido

El pre-tratamiento ácido a altas temperaturas resulta eficaz en el mejoramiento de la hidrólisis enzimática del material lignocelulósico, donde la hemicelulosa se hidroliza en azúcares solubles en agua, mientras que la celulosa y lignina quedan en los residuos; y esta última se puede extraer con solventes orgánicos (Cuervo, 2009). De esta forma se ha reportado el uso de ácidos como el nítrico, el sulfúrico y el clorhídrico como reactivos de pre-tratamiento ácido, siendo el más aplicado el ácido sulfúrico.

El pre-tratamiento puede ser aplicado a altas temperaturas con baja concentración de ácido (pre-tratamiento diluido) o a bajas temperaturas con alta concentración de ácidos (pre-tratamiento concentrado), siendo más ventajoso el pre-tratamiento concentrado debido a la menor temperatura de operación (por ejemplo 40 °C). Sin embargo, el pre-tratamiento concentrado (30 – 70%) resulta sumamente peligroso y corrosivo, por lo que se requiere de equipos no metálicos (Tahezadeh y Karimi, 2008). Así mismo, la recuperación del ácido, necesaria en el pre-tratamiento concentrado por razones económicas, resulta en un proceso demandante de energía. Por lo tanto, el pre-tratamiento ácido en general presenta altos costos con respecto a otros pre-tratamientos, (Cuervo, 2009).

El pre-tratamiento diluido es comúnmente el método más empleado. A elevadas temperaturas (140 – 190 °C) y bajas concentraciones de ácido (0.1 – 1.0 % de H₂SO₄), se logran altas tasas de reacción y una mejora significativa en la hidrólisis de celulosa, que resulta en una remoción de hemicelulosa cercana al 100%. El pre-tratamiento diluido es realizado ya sea en tiempos cortos de reacción (por ejemplo 5 minutos) y altas temperaturas (por ejemplo 180°C) o tiempos más largos (30-90 minutos) con temperaturas más bajas (por ejemplo 120°C) (Tahezadeh y Karimi, 2008).

Meng y Haobo (2009) reportan un aumento máximo del 277% en la DQO soluble con una concentración de ácido del 0.266%, y un aumento en la producción de CH₄ del 72% cuando los lodos provenientes de una planta de aguas residuales fueron tratados con un ácido peracético por 20 días. Así mismo, Xiao y Clarkson (1997) reportan un incremento en la remoción de lignina del 80% cuando papel periódico es tratado con ácido acético y nítrico.

Por otro lado, Liu y Wiman (2003) y Hendriks *et al* (2009), reportan que la adición de ácidos no tiene un efecto real o no es el único factor que afecta la solubilización de la hemicelulosa y lignina, y que debe haber otras razones para la solubilización durante la adición de ácidos en los experimentos. Así mismo, Tahezadeh y Karimi (2008) comentan que el mayor inconveniente de algunos métodos de pre-tratamiento, particularmente a pH bajos es la formación de diferentes tipos de inhibidores, tales como ácidos carboxílicos, furanos y compuestos fenólicos. Estos compuestos químicos pueden no afectar la hidrólisis enzimática, pero por lo general inhiben el crecimiento microbiano y la fermentación, lo que se traduce en un menor rendimiento de producción de biogás. Por lo tanto, los pre-tratamientos térmicos a un pH bajo deben ser seleccionados de forma adecuada con el fin de evitar o cuando menos reducir la formación de estos inhibidores. En este sentido, González Fernández *et al* (2008) reportan un decremento en la solubilidad del estiércol y una disminución en la producción de biogás del 3.6% cuando es tratado con HCl, que se puede deber a la formación de los compuestos inhibidores ya mencionados.

3. METODOLOGÍA

En este trabajo se propone un pre-tratamiento ácido y otro alcalino para lograr la modificación estructural del material lignocelulósico contenido en dichos residuos orgánicos y, con ello, un aumento en los rendimientos de producción de biogás cuando dichos residuos son sometidos al proceso de digestión anaerobia. Con el pre-tratamiento ácido se busca solubilizar la hemicelulosa, haciendo más accesible la celulosa al ataque enzimático (Hendriks y Zeeman 2009), mientras que con el pre-tratamiento alcalino se pretende lograr un hinchamiento, permitiendo un incremento del área superficial interna y reduciendo el grado de polimerización y cristalinidad de la celulosa (Cuervo *et al*, 2009).

De forma global, la parte experimental de este trabajo consiste de tres etapas:

Etapa 1:

Obtención, trituración y caracterización de una muestra representativa de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) de la delegación Milpa Alta, Distrito Federal;

Etapa 2:

Aplicación de un pre-tratamiento mecánico y lixiviación o lavado de una muestra de residuos con agua para demostrar que existe un arrastre importante de material biodegradable hacia la fase líquida, resultando un bagazo poco biodegradable.

Aplicación de tres pruebas de lixiviación o lavados sucesivos aplicados sobre una masa determinada de residuos, para realizar un balance de materia y determinar, de forma aproximada, la cantidad total de material soluble con que cuentan los residuos sólidos orgánicos;

Etapa 3:

Aplicación de un pre-tratamiento químico al bagazo generado a partir de un lavado (bagazo con material soluble) y sobre el bagazo generado a partir de tres lavados sucesivos (bagazo

sin contenido de material soluble); con el fin de disolver el material lignocelulósico y con ello aumentar su biodegradabilidad;

La efectividad de los pre-tratamientos se evaluará con base en el cambio en la demanda química de oxígeno disuelta (DQOd) y la concentración de sólidos disueltos totales (SDT), comparando el valor de una muestra sometida al pre-tratamiento con el de una muestra testigo. Así mismo, las muestras pre-tratadas serán sometidas a la prueba de potencial bioquímico de metano para determinar el cambio en la producción de metano derivado de dichos pre-tratamientos.

3.1 Etapa 1: Obtención, trituración y caracterización de la FORSU

3.1.1 Muestreo

Dentro de la delegación Milpa Alta existe un programa de separación de residuos con el que se pretende reducir la cantidad de residuos enviados a rellenos sanitarios y darle tratamiento a la fracción orgánica de los mismos a través del compostaje (GDF, 2010). Gracias a un plan de acciones que incluye la sensibilización y concientización de la población acerca de los beneficios que conlleva la separación de los residuos, y gracias a la capacitación del personal de limpia, se ha logrado la recolección diferenciada dentro de la delegación.

Con base en lo anterior, se realizará un muestreo en la estación de transferencia de la delegación Milpa Alta para obtener una muestra representativa de su fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU). Dicho muestreo se realizará en alguno de los días de la semana que esté destinado a la recolección de los residuos orgánicos, conforme a los lineamientos establecidos en la NMX-AA-015-1985 (método del cuarteo), y en la NMX-AA-019-1985 (peso volumétrico).

Durante, y una vez concluido el cuarteo, la muestra será tratada para remover los residuos inorgánicos presentes, resultando en una muestra final de residuos orgánicos de aproximadamente 80 kg, la cual será homogeneizada mediante su mezcla con palas y almacenada en bolsas herméticamente cerradas. Finalmente, las bolsas serán almacenadas en un congelador a una temperatura de -20 °C, permitiendo así la conservación de la muestra de residuos.

3.1.2 Trituración

Para contar una muestra representativa de la FORSU de la Delegación Milpa Alta es necesario, entre otras cosas, que la muestra cuente con un tamaño de partícula y composición homogénea. Por ello, la muestra final obtenida a partir del muestreo, será triturada mediante una trituradora mecánica industrial y mezclada manualmente.

Una vez concluida la operación de trituración y homogeneización, los residuos serán almacenados de nueva cuenta en bolsas herméticas bajo condiciones de congelación a una

temperatura de -20 °C. La muestra resultante del proceso de trituración presenta una distribución de tamaño de partícula de 0.5 mm a 0.5 cm.

Dicha muestra triturada y homogeneizada será la muestra base para todas las determinaciones y experimentaciones posteriores.

3.1.3 Caracterización

Los microorganismos involucrados en la degradación anaerobia de los residuos sólidos orgánicos requieren de un sustrato que cuente con un balance adecuado de nutrientes, así como de la biodisponibilidad de los mismos, principalmente en lo que se refiere al carbono, nitrógeno y fósforo. En este sentido, es necesario conocer el potencial con el que cuenta la FORSU para ser sometida a un proceso biológico como la digestión anaerobia. Dicho potencial se puede determinar a partir de la caracterización de los residuos, que consiste en la aplicación de diferentes técnicas para conocer la humedad, sólidos totales (ST) y volátiles (SV), demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrógeno total o Kjeldahl (N-K), y fósforo total (PT).

Para realizar la caracterización, se emplearán 50 g de la muestra representativa (triturada) de la FORSU de la delegación Milpa Alta, los cuales se pondrán en contacto con 150 ml de agua corriente para formar una suspensión con una relación 1:3 (p/v). Dicha suspensión será mezclada mediante una licuadora comercial, marca Oster Modelo 2609 de dos velocidades, durante un intervalo de 3 min para generar una suspensión de consistencia homogénea. A dicha suspensión se le realizarán las determinaciones ya mencionadas con el fin de conocer el potencial con el que cuentan los residuos para ser degradados mediante un proceso biológico.

3.2 Etapa 2: Pruebas de lixiviación

En el campo de los residuos sólidos, se considera a la lixiviación o lavado como el proceso en el que se propicia el arrastre de aquellos compuestos potencialmente solubles hacia la fase líquida con la que se encuentran en contacto. A partir de la operación se generan lixiviados, que son, según la Ley de Residuos del DF, los líquidos que se forman por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos sólidos y que contienen sustancias en forma disuelta o en suspensión.

En este trabajo se realizarán pruebas de lixiviación ó lavado sobre residuos con dos diferentes tamaños de partícula; para determinar el efecto de esta variable sobre el transporte difusivo de nutrientes hacia la fase líquida, así como en las posteriores pruebas de pre-tratamiento químico y sobre la digestión anaerobia de los residuos. Esto, se basa en los trabajos de Campuzano *et al* (2010), quienes demostraron que al reducir el tamaño de partícula de los residuos, a través de la trituración mediante la acción de un extrusor, se obtiene un efecto positivo sobre la disolución de todos los nutrientes (con excepción del

nitrógeno amoniacal). Así mismo, Mata-Alvarez *et al* (2000) reportan que la reducción en el tamaño de partícula y el incremento resultante en el área superficial disponible mejora el proceso biológico de digestión anaerobia.

La muestra del tamaño de partícula 1 será generada a partir del tratamiento de la muestra previamente triturada mediante un extrusor de la marca Nixtamatic con motor de 0.3 HP, modelo 01 con husillo de aluminio y criba de acero al carbón de 8 mm de tamaño de orificio (Figura 3.1). Los residuos triturados mediante el extrusor presentan un tamaño de partícula que oscila entre 0.1 y 0.5 mm.



Figura 3.1 Extrusor empleado para la reducción del tamaño de partícula de la FORSU



Figura 3.2 Molino de mano empleado en la reducción del tamaño de los residuos orgánicos

La muestra del tamaño de partícula 2 será generada a partir del tratamiento de la muestra de residuos previamente extruida (tamaño de partícula 1) mediante un molino de placas con estrías con husillo de acero al carbón (Figura 3.2). Este molino opera mediante el corte que

se genera cuando los residuos son comprimidos entre las dos placas, una de las cuales una permanece estática y la otra gira en el sentido de las manecillas del reloj, generando la fricción de los residuos con las estrías y provocando el corte. Los residuos triturados mediante este molino presentan un tamaño de partícula que oscila entre 0.01 y 0.5 mm.

3.2.1 Primer lavado o prueba de lixiviación

Con base en el trabajo de Campuzano *et al* (2010), quienes demostraron que con la lixiviación de la fracción orgánica de los residuos se logra un arrastre importante de materia soluble hacia la fase líquida (presentando relaciones DBO/DQO en el intervalo de 0.54 – 0.71), se realizarán pruebas lavado sobre las muestras de residuos de dos diferentes tamaños de partícula, el primer tamaño corresponde a la muestra extruida, mientras que el tamaño de partícula menor corresponde a la muestra extruida y molida (Figura 3.3).

Las pruebas consisten en poner en contacto la masa necesaria de residuos de cada uno de los dos tamaños de partícula con 200 mL de agua potable para obtener suspensiones con relaciones 1:4, 1:6 y 1:8 residuos:agua (p/v) por duplicado, en matraces de 250 mL, los cuales son colocados en un agitador orbital, de la marca Lab-Line Instruments modelo 4626, durante 12 horas a 175 rpm. Se espera que con la agitación aplicada en las pruebas se potencialice el arrastre de sustancias orgánicas solubles hacia la fase líquida, generando un lixiviado más rico en nutrientes solubles que el bagazo. Las cantidades de residuos lixiviadas con los 200 ml de agua se muestran en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1. Masas de residuos sometidas a lixiviación con agua en cada una de las proporciones

	Relación (FORSU/Agua)		
	1:4	1:6	1:8
Masa de residuos (g)	50	33.3	25
Volumen de agua (ml)	200	200	200

Una vez concluidas las 12 horas de la prueba, cada una de las muestras contenidas en los matraces se hará pasar a través de un filtro de fibra de vidrio con un tamaño de poro de 1.6 μm , resultando dos fases, una sólida correspondiente al bagazo y la otra líquida correspondiente a los lixiviados.

Con las pruebas de lixiviación se pretende obtener la mejor relación residuos:agua, así como el mejor tamaño de partícula que propicie el mayor arrastre de nutrientes. Para esto se caracterizará cada uno de los lixiviados con base en su potencial de metano (Pot-CH₄), SDT, DQO, DBO, N-K, N-NH₄, PT y P-PO₄; siendo la mejor relación y tamaño de partícula el que corresponda a la muestra con las concentraciones más altas de cada uno de los nutrientes.

Debido al arrastre de nutrientes solubles hacia la fase líquida, propiciado por las pruebas de lavado, se producirá una fase sólida menos biodegradable que la fase líquida, por lo que será necesaria la aplicación de un pre-tratamiento químico para lograr una mayor disolución de materia orgánica y con ello aumentar posiblemente los futuros rendimientos de producción de biogás.

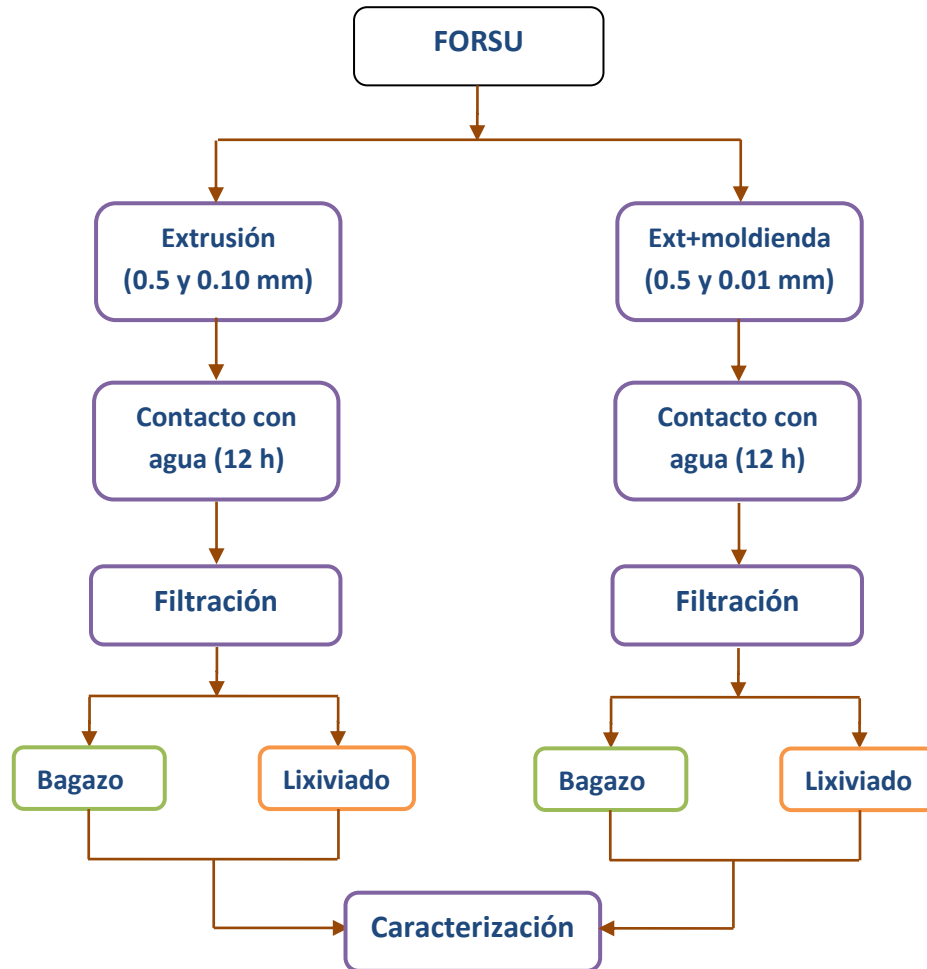


Figura 3.3 Proceso de lixiviación aplicado a la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos de la delegación Milpa Alta

3.2.2 Lavados sucesivos sobre una muestra de residuos orgánicos

Como una segunda fase de las pruebas de lavado, se pretende la obtención de un bagazo con una cantidad de nutrientes considerablemente menor que la que presentan los bagazos provenientes de un solo lavado. Esto con el fin de obtener una aproximación de la cantidad de nutrientes potencialmente solubles con la que cuentan los residuos orgánicos. Para ello, se realizará la lixiviación inicial de una muestra de 60 g de residuos molidos y otra de 60g de residuos extruidos con 240 mL de agua por duplicado, bajo condiciones de agitación por medio de una parrilla magnética durante 2 h. Una vez terminado el periodo, la muestra será

filtrada mediante una criba con un tamaño de malla de 1 mm para separar la fase sólida (bagazo) de la líquida (lixiviado) (Figura 3.4).

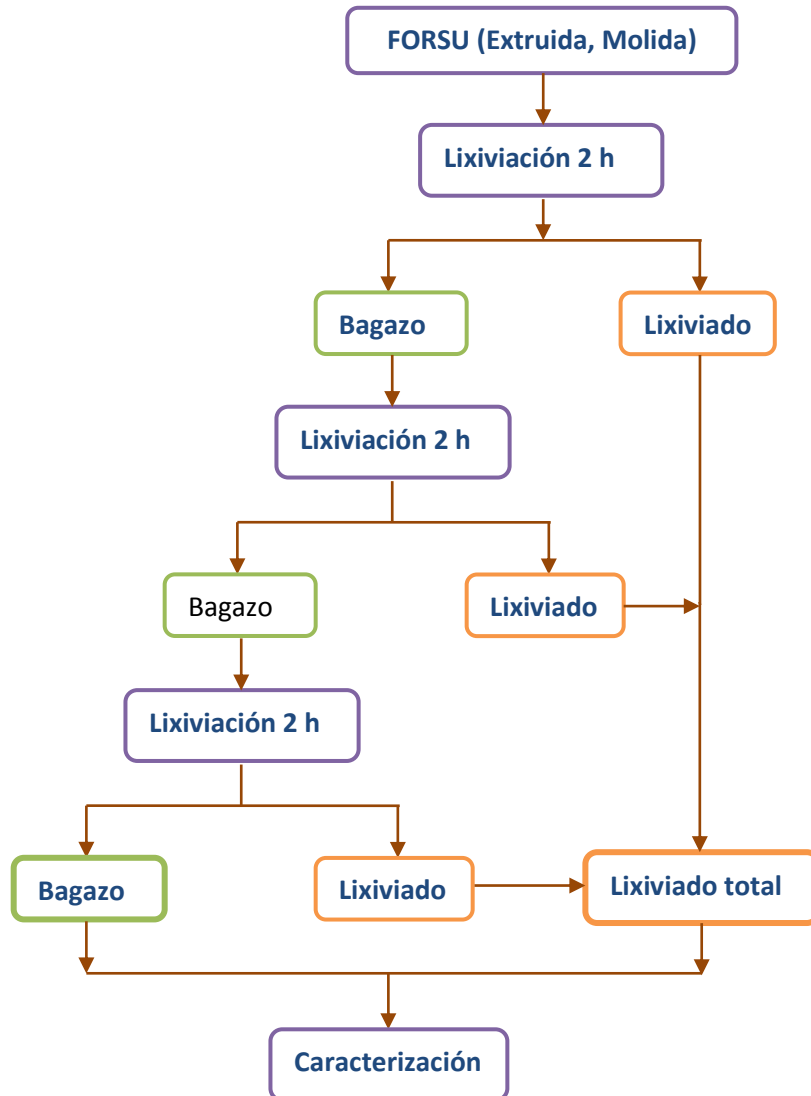


Figura 3.4 Proceso de aplicación de tres lavados sucesivos

Posteriormente, los bagazos provenientes del proceso de lixiviación serán puestos en contacto de nueva cuenta con agua en una relación 1:4 (p/v) para arrastrar la materia soluble remanente en los bagazos. El proceso será repetido por tercera ocasión para asegurar el mayor arrastre posible de nutrientes hacia la fase líquida. Los bagazos de diferente tamaño de partícula serán entonces caracterizados y almacenados; mientras que los lixiviados, provenientes de los tres procesos de lavado sucesivos, se acumularán para ser analizados de igual forma.

El bagazo será caracterizado con base en DQO, DBO, PT, N-K, STT, SFT y SVT, mientras que el lixiviado será caracterizado con base a su DQO, su DBO, su concentración de PT, P-PO₄, N-K, N-NH₄ y SDT. En este caso, para obtener resultados representativos, los parámetros N-NH₄, P-PO₄ y DBO serán analizados el mismo día que se obtengan las muestras, mientras que las determinaciones correspondientes a los totales de cada uno de los tres nutrientes se podrán realizar un día después.

Los resultados obtenidos servirán para determinar la cantidad total de compuestos solubles con que cuentan los residuos sólidos orgánicos, además de que se podrá determinar la eficiencia de las pruebas de lavado para arrastrar nutrientes. De esta forma, se hará una comparación entre la cantidad de nutrientes que se disuelve en la primera prueba de lavado con respecto a la que se disuelve en las tres pruebas sucesivas y con respecto al total (muestra de residuos sin lixiviar)

3.3 Etapa 3: Pre-tratamiento químico sobre el bagazo proveniente de un lavado

La hidrólisis microbiana de los componentes poliméricos complejos encontrados en la materia orgánica insoluble depende del grado de biodegradabilidad del material. A su vez, la biodegradabilidad depende en gran medida del contenido de material lignocelulósico presente (Mata-Alvarez, 2003). En este caso, se partió de la consideración de que el bagazo generado en las pruebas de lavado es poco biodegradable y que su contenido en fibras será alto, por lo que es necesario un pre-tratamiento químico para lograr disolver el material fibroso y, con ello, aumentar los rendimientos de producción de biogás.

Las muestras de bagazo de los dos diferentes tamaños de partícula generadas a partir de la primera prueba de lavado serán filtradas y almacenadas en bolsas cerradas herméticamente, las cuales serán colocadas en un congelador a una temperatura aproximada de -20°C para su conservación. Aproximadamente 12 horas antes de iniciar las pruebas de pre-tratamiento, las bolsas serán retiradas del congelador para ser colocadas en un refrigerador con el fin de permitir la descongelación de las muestras.

3.3.1 Pre-tratamiento alcalino

Una vez descongeladas las muestras, se tomarán 90 g de bagazo, los cuales serán puestos en contacto con 450 mL de una disolución de hidróxido de sodio, manteniendo así una relación bagazo:disolución de 1:5 (p/v). Las disoluciones tendrán concentraciones de 0, 100, 200 meqNaOH/L. Los experimentos se realizarán por duplicado, tendrán una duración de 72 h y se llevarán a cabo a temperatura ambiente bajo condiciones de agitación ininterrumpida por medio de una parrilla de agitación magnética en envases de vidrio con una capacidad de 960 mL (Figura 3.5).

Para determinar el avance en la disolución de los nutrientes con respecto al tiempo se realizarán extracciones de aproximadamente 35 mL de muestra en intervalos de 12 h. Dichas muestras serán neutralizadas y analizadas posteriormente con respecto a DQOd y SDT. Así

mismo, se determinará el contenido final (después de 72 h) como DQO, DBO, N-K, N-NH₄, PT y P-PO₄, STT, SFT y SVT de cada una de las muestras pre-tratadas, para conocer la influencia de los reactivos químicos sobre la concentración y disolución de los nutrientes.

La relación de bagazo:disolución manejada en los experimentos, se aplica con base en pruebas exploratorias previas. Dicha relación resulta ser la ideal para obtener un buen mezclado, ya que si la relación de bagazo aumenta, entonces la agitación no es posible debido a la alta viscosidad de la suspensión. Así, la relación manejada corresponde a una suspensión con una concentración de sólidos inferior al 8 %, la cual concuerda con los procesos de digestión anaerobia húmeda, que manejan concentraciones menores al 15% (Vandevivere *et al*, 2000). El sistema BTA (proceso de digestión húmeda), opera con una concentración en sólidos promedio del 10 % y resulta ser uno de los procesos a escala industrial más eficientes. Por otro lado, López y Espinosa (2007) y Chen *et al* (2009) reportan buenos resultados trabajando con esta misma concentración de sólidos.



Figura 3.5 Sistemas de reacción aplicados en el pre-tratamiento químico de los bagazos provenientes de la FORSU

Se propone la utilización de NaOH por ser, según Carrère *et al* (2010), la base más efectiva en la solubilización de residuos. Así mismo, el intervalo de concentración se propone con base en el trabajo de Lin *et al* (1997), quienes demostraron que a concentraciones relativamente bajas de álcalis (20 y 40 meq de NaOH) se logran aumentos significativos en la producción del biogás de hasta el 163%. Por otro lado, López y Espinosa (2008) reportan un incremento máximo del 172 % en la producción de biogás a partir de la FORSU de Cuba cuando los residuos son pre-tratados químicamente con Ca(OH)₂ en un intervalo de concentración de 40 a 100 meq/L.

3.3.2 Pre-tratamiento ácido

El procedimiento a seguir para el pre-tratamiento ácido es exactamente el mismo que el correspondiente al pre-tratamiento alcalino: se aplicarán 450 mL de solución de H_2SO_4 sobre 90 g de bagazo; las concentraciones de las disoluciones serán de 0, 100 y 200 meq H_2SO_4 /l. Se aplicarán las mismas determinaciones que en el caso del pre-tratamiento alcalino sobre las muestras extraídas cada 12 h y las muestras finales. La única diferencia es que en lugar de NaOH se utilizará H_2SO_4 como reactivo para la hidrólisis de la materia orgánica.

Se propone la utilización de H_2SO_4 , por ser el ácido más usado en los pre-tratamientos según Taherzadeh y Karimi (2008). El intervalo de concentración se propone con base en el trabajo de Hendriks y Zeeman (2009), quienes mencionan que a altas concentraciones de ácido se incrementa la precipitación de lignina, dificultando la digestión del sustrato. En este sentido se recomiendan los pre-tratamientos con bajas concentraciones de ácidos para evitar las reacciones secundarias inhibitorias.

3.4 Pre-tratamiento químico sobre los bagazos provenientes de tres lavados

Dado que las pruebas previas de pre-tratamiento químico se realizaron sobre los bagazos provenientes de un solo lavado (prueba de lixiviación) que aún contenían material soluble, se deduce que el grado de solubilización obtenido en dichas pruebas de pre-tratamiento no es estrictamente el correspondiente al efecto de los reactivos agregados, ya que es probable que el material soluble presente en los bagazos haya ejercido algún efecto sobre la concentración de material disuelto en las muestras sometidas al pre-tratamiento.

Para corroborar el efecto neto que tienen los reactivos sobre la disolución de la materia orgánica, los bagazos generados a partir de las pruebas sucesivas de lixiviación (de los dos diferentes tamaños de partícula), serán pre-tratados químicamente. Con ello, se determinará tanto el efecto que tiene el material soluble presente en los bagazos provenientes de una sola prueba de lavado, así como el efecto de los reactivos en la disolución de materia orgánica.

Las pruebas se realizarán para cada uno de los dos bagazos de diferente tamaño de partícula a dos diferentes concentraciones: 0.100 eq/L y 200 eq/L para cada uno de los dos pre-tratamientos, el ácido y el alcalino.

Al igual que en las pruebas previas, los experimentos tendrán una duración de 72 h, y se realizarán a temperatura ambiente bajo condiciones de agitación ininterrumpida por medio de una parrilla de agitación magnética sobre envases de vidrio con una capacidad de 960 ml. Para determinar el avance en la disolución de los nutrientes con respecto al tiempo, se realizarán extracciones de muestras de aproximadamente 35 mL en intervalos de 12 h, las cuales serán analizadas posteriormente con respecto a su DQOd y SDT para determinar el avance en la disolución de los nutrientes con respecto al tiempo.

Así mismo, se determinará el contenido final como DQO, DBO, N-K, N-NH₄, PT y P-PO₄, STT, SFT y SVT, para conocer la influencia de los reactivos químicos sobre la concentración y disolución de los nutrientes.

3.5 Tratamiento de resultados

3.5.1 Demanda química de oxígeno disuelta y sólidos disueltos totales

La efectividad de los pre-tratamientos se determinará con base en el grado de solubilización, evaluando el posible cambio en la concentración de SDT y en la DQOd de las muestras pre-tratadas, extraídas cada 12 h, con respecto a una muestra proveniente de un sistema testigo (sistema sin la adición de reactivo).

3.5.2 Análisis de las muestras finales

De forma similar, se determinará el cambio en la DQOt, DBO, PT, P-PO₄, N-K, N-NH₄, STT y SFT de las muestras finales pre-tratadas con respecto a una muestra proveniente de un sistema testigo (sistema sin la adición de reactivo).

3.5.3 Pruebas de potencial de metano

Aunque el posible incremento en la solubilización de la materia orgánica, logrado a partir de la aplicación de los pre-tratamientos, representa una forma de determinar la efectividad de los mismos, lo que realmente interesa es conocer el aumento en la producción de biogás derivado del pre-tratamiento. En este sentido se realizarán pruebas de potencial de metano para corroborar el efecto de los pre-tratamientos y para comprobar si existe una relación entre el grado de solubilización de cada una de las muestras con el potencial de producción de metano de las mismas.

Las pruebas de potencial de metano tendrán una duración mínima de 5 días y consisten en inocular 1.6 g como DQO de cada una de las muestras pre-tratadas (de cada uno de los dos tamaños de partícula) y sus respectivos testigos con 8 g de lodos anaerobios (como SSV) previamente lavados (libres de material exógeno) y 1 ml de una solución de micronutrientes bajo condiciones anaerobias y de mezcla continua.

Dichas pruebas se realizarán mediante el equipo AMPTS (Automatic Methane Potential Test System) de Bioprocess Control a 35 °C (Figura 3.6). El sistema cuenta con un total de 15 reactores de 500 mL de capacidad, los cuales son introducidos en un sistema de baño maría que permite mantener constante la temperatura. Así mismo se cuenta con una unidad de cuantificación de gas que se encarga de cuantificar la producción de biogás para cada uno de los reactores. El volumen de gas generado se registra en un sistema de adquisición de

datos, por lo que se tiene un registro continuo de la producción de biogás con respecto al tiempo para cada uno de los sistemas (reactores).

Así mismo, se realizará la inyección diaria de 0.5 mL del biogás producido por cada reactor, sobre un cromatógrafo de gases modelo 8610C de SRI Instruments. Con esto es posible conocer la composición del biogás generado por cada uno de los sistemas día con día.

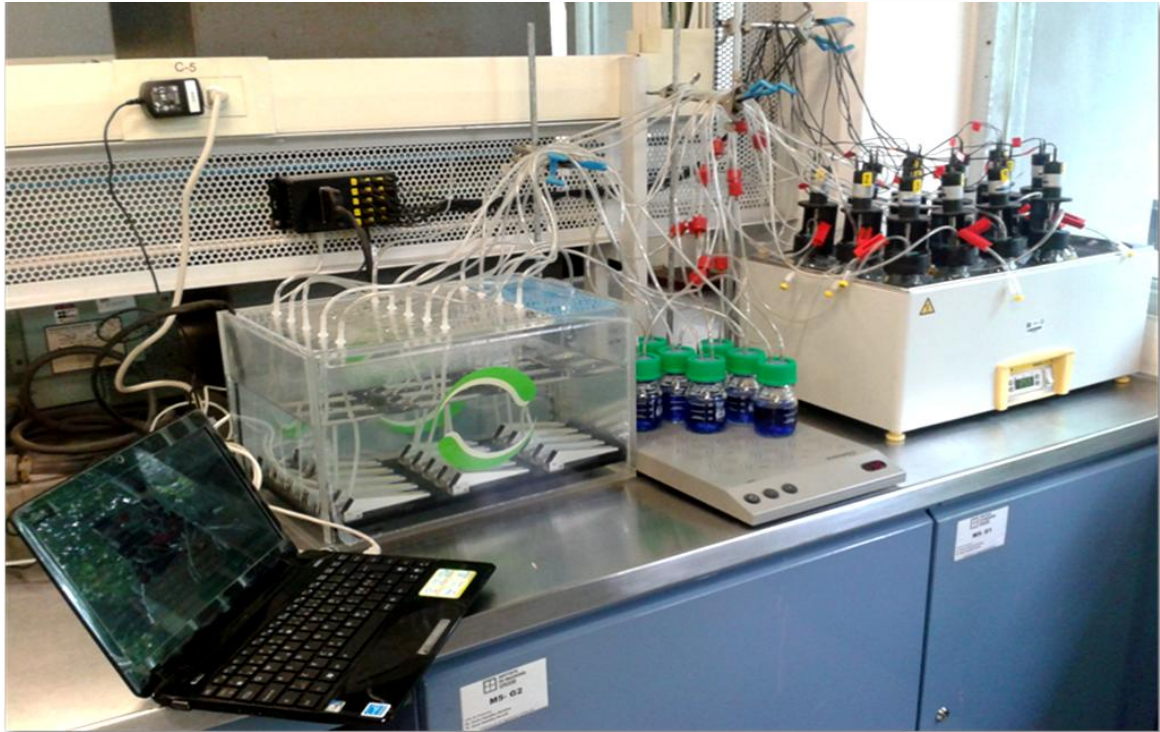


Figura 3.6 Dispositivo para la determinación de potencial de metano

3.5.4 Pruebas estadísticas

Serán aplicadas pruebas de inferencia estadística para determinar si existe un efecto por parte del tipo de reactivo, la concentración de reactivo y el tamaño de partícula en la disolución de nutrientes (DQd y SDT). Esto se realizará comparando las medias de cada una de las muestras resultantes de los tratamientos con respecto a la media del testigo a partir de la prueba de Tuckey.

3.6 Determinaciones analíticas

Las diferentes técnicas analíticas a aplicar durante el desarrollo experimental, que comprende las etapas de caracterización, lixiviación y pre-tratamiento, se muestran en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2 Técnicas aplicables durante el proceso experimental

Determinación	Método	Observaciones
pH	APHA 4500 H-B	Lectura y medición directa mediante potenciómetro
Demanda bioquímica de oxígeno	OxiTop IS 6	Diferencia de presión por consumo de oxígeno
Demanda química de oxígeno total y disuelta	APHA 5220-D	Fotometría. Digestión por reflujo cerrado a 150° con reactivos preparados. Lectura a 600 nm. La diferencia entre la demanda total y la disuelta es que la segunda se realiza a partir de una solución filtrada a través de un filtro de 0,45µm de tamaño de poro.
Fósforo como ortofosfato	APHA 4500-P C	Fotometría con azul de molibdeno a 410 nm. Reactivos Merck spectroquant de 0.5 a 30 mg/L
Fósforo total	APHA 4500-P B 4	Digestión ácida con ácido sulfúrico y ácido nítrico
	APHA 4500-P C	Fotometría con azul de molibdeno a 410 nm. Reactivos Merck spectroquant de 0.5 a 30 mg/L
Humedad	APHA 2540 B	Gravimetría, se obtiene por diferencia entre la masa inicial y los sólidos totales determinados
Nitrógeno amoniacal	APHA 4500-NH3 D	Destilación y neutralización. Basado en el método 4500N-C de APHA, AWWA y WCPF (1992).
Nitrógeno Kjeldahl	Titulación Wieninger	Digestión ácida con catalizador de selenio y posterior neutralización y titulación con H ₂ SO ₄ 0.02N.
Potencial de metano	AMPTS 2010-01	Medición del biogás generado a partir de la digestión de 1.6 g DQO de muestra inoculada con 2 g SSV de lodos anaerobios
Sólidos totales	APHA 2540-B	Gravimetría. Sólidos secados a una temperatura de 103 a 105°C.
Sólidos volátiles y fijos	APHA 2540-E	Gravimetría. Sólidos previamente secados a 103-105°C e incinerados a 550°C

4. RESULTADOS

En el presente capítulo se presentan los resultados generados a partir de las diferentes fases experimentales involucradas en este trabajo y su interpretación. Primeramente se presentan los resultados concernientes al muestreo y la caracterización de la muestra obtenida. Posteriormente, son analizados los resultados relativos a las pruebas de lixiviación, para determinar cuál es la relación de nutrientes:agua y el tamaño de partícula que más favorece la disolución de nutrientes hacia la fase líquida. Finalmente se analizan los resultados relacionados con la disolución de los nutrientes orgánicos, generada por la hidrólisis de los residuos a partir de un pre-tratamiento químico, así como el efecto del pre-tratamiento sobre el rendimiento de producción de metano de las muestras hidrolizadas.

4.1 Muestreo

Se realizó un muestreo de residuos sólidos orgánicos en la estación de transferencia de la delegación Milpa Alta el día 4 de agosto del año 2011, el cual consistió en la toma de muestra de residuos orgánicos a partir de los camiones que llegaron a dicha estación. Los camiones fueron elegidos de forma aleatoria, con base en su horario de llegada, teniendo conocimiento previo del número de camiones y de los poblados de donde provenían los mismos.

Los residuos tomados de cada uno de los camiones fueron llevados, mediante un tambo de 200 l sobre una lona de 4 x 4 m, en donde se formó un montículo que posteriormente fue traspaleado para homogeneizarlo. Dicho montículo fue posteriormente dividido en cuatro partes de tamaño similar (Figura 4.1), de las cuales se eliminaron las opuestas, siguiendo el procedimiento descrito en la NMX-AA-015-1985, hasta que se llegó a una muestra final de 80.3 kg.

Se obtuvo una muestra final compuesta mayormente por residuos de frutas y verduras, la cual fue almacenada en bolsas herméticamente cerradas y puesta en congelación, a una temperatura de - 20 °C para permitir su conservación.



Figura 4.1 Montículo de residuos dividido en cuatro partes conforme al método del cuarteo

Por otra parte, se obtuvo el peso volumétrico de los residuos con base en la NMX-AA-019-1985.

Por medio del uso de una báscula con capacidad de 1200 kg se obtuvo el peso del tambo vacío y lleno de residuos en la misma estación de transferencia donde se realizó el muestreo. Estos datos fueron empleados para determinar el peso volumétrico a partir de la aplicación de la siguiente expresión:

$$Pv = \frac{P - T}{V} = \frac{173 \text{ kg} - 17.5 \text{ kg}}{0.2 \text{ m}^3} = 778 \text{ kg/m}^3$$

Dónde:

Pv = Peso volumétrico de los residuos orgánicos, en kg/m³

P = Peso del tambo con residuos, en kg

T = Peso del tambo vacío, en kg

V = Volumen del recipiente, en m³

4.2 Caracterización

En la Tabla 4.1 se muestran los resultados relativos a la caracterización de la muestra representativa de los residuos orgánicos generados en la delegación Milpa Alta. Todas las

determinaciones, a excepción de los sólidos totales, fijos y volátiles, fueron aplicadas sobre una suspensión en agua en una relación 1:3 residuos:agua (p/v).

Como se puede observar en la Tabla 4.1, los residuos presentan un porcentaje de humedad de casi 72 %, siendo el porcentaje restante de sólidos totales, de los cuales el 71.3 % corresponde a sólidos volátiles y el 28.7 % a sólidos fijos. Por otra parte, la DQO representa el 84.7 % de los sólidos totales, lo cual es un claro indicador de que la mayor parte de la fracción sólida de los residuos está compuesta por materia orgánica, y la relación de nutrientes como DQO/N/P fue de 68.5/1.4/1.

Tabla 4.1 Resultados de la caracterización de la muestra de residuos orgánicos. Los valores están referidos al peso de los residuos en base húmeda

Humedad (%)	ST (mg/kg)	SF (mg/kg)	SV (mg/kg)	DQO (mgO ₂ /kg)	DBO (mgO ₂ /kg)	N-K (mg/kg)	PT (mg/kg)
71.7	282,607	81,218	201,389	239,004	101,400	4,925	3,488

Los residuos caracterizados presentan una concentración de fósforo muy alta, la cual representa el 1.46 % de la DQO y el 70% del N-K. Estos valores son mayores que los comúnmente encontrados en las muestras de residuos. Según Mata-Alvarez (2003), el porcentaje de fósforo con respecto a los ST debe oscilar entre el 0.12 y el 0.5 %, mientras que para los residuos en estudio, dicho porcentaje fue del 1.23 %.

La alta proporción de fósforo con respecto a los otros nutrientes causó que la relación de nutrientes se encontrara por debajo de la reportada como adecuada para el proceso anaerobio por otros autores. Mata-Alvarez (2003) reporta que una relación DQO/N/P de 600/7/1 es adecuada para algún sustrato que vaya a ser digerido de forma anaerobia; así mismo, Deublein y Steinhauser (2008) y Schön (2010) reportan, respectivamente, que con una relación DQO/N/P de 800/5/1 y de 420:7:1 a 1500:7:1 es suficiente para obtener una adecuada producción de biogás.

Tomando en cuenta que el proceso anaerobio demanda una relación menos estricta de nutrientes que el proceso aerobio (Gerardi, 2003; Deublein y Steinhauser, 2008), no se espera que la alta concentración de fósforo genere efectos negativos cuando la muestra de residuos sea sometida al proceso de digestión anaerobia.

Por otro lado, en lo que respecta a la biodegradabilidad de los residuos, se obtuvo una relación DBO/DQO de 0.50, lo que indica que se trata de un residuo orgánico con moderadamente alta biodegradabilidad bajo condiciones aerobias.

4.3 Pruebas de un lavado

Las pruebas de un lavado se aplicaron a tres diferentes proporciones de residuos:agua; sobre residuos de dos diferentes tamaños de partícula, bajo agitación continua mediante la operación de un agitador orbital durante 12 h. Una vez concluido el tiempo, las muestras fueron filtradas a través de un filtro de fibra de vidrio con tamaño de poro de 1.6 μm .

Se realizó un análisis del arrastre de los diversos nutrientes hacia la fase líquida con referencia a la masa de residuos añadida. Es importante mostrar un análisis de este tipo debido a que no es posible determinar cuál es la mejor relación de residuos con la que se logra el mayor arrastre de nutrientes con base en la concentración final de los lixiviados, sino haciendo un análisis de la masa de nutrientes que se difunde hacia la fase líquida por kilogramo de residuos agregado en cada una de las suspensiones, en las diferentes proporciones manejadas.

A continuación se muestra un análisis detallado del arrastre de cada nutriente con referencia a la masa de residuos en cada una de las proporciones.

4.3.1 Demanda química de oxígeno (DQO)

Mediante la Figura 4.2 se observa que la mejor relación, bajo la que se logra el mayor arrastre de materia orgánica hacia la fase líquida por kilogramo de residuo añadido es la 1:8, tanto para los lixiviados de residuos molidos como de extruidos. En este caso, la relación 1.4 resulta ser la menos indicada, ya que presenta un arrastre 38.7 % y 33.7 % menor que la relación 1:8 para el caso de los lixiviados de residuos molidos y extruidos respectivamente. Esto se debe a que la relación 1:8, por ser la más diluida, permite el mayor arrastre de materia orgánica hacia la fase líquida debido a que el agua no se satura con la misma rapidez que en las proporciones más concentradas.

Analizando el efecto del tamaño de partícula en el arrastre de nutrientes, se observa que los lixiviados provenientes de residuos molidos (de menor tamaño de partícula) propiciaron un mayor arrastre que los lixiviados de residuos extruidos en todas las proporciones. La mayor diferencia se dio en la relación 1:8, donde los lixiviados de residuos molidos presentaron un arrastre 11.4 % mayor que los lixiviados de residuos extruidos.

4.3.2 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

Con base en la Figura 4.3 se observa que la relación bajo la cual se logra el mayor arrastre de materia orgánica biodegradable es, para el caso de los lixiviados de residuos molidos, la 1:8, y para el caso de los lixiviados de residuos extruidos la 1:6. Al igual que en el caso de la DQO, la relación 1.4 resulta ser la menos indicada, ya que presenta un arrastre 10.0 y 19.4 % menor que la relación 1:8 en el lavado de residuos molidos y extruidos, respectivamente.

Con respecto al efecto del tamaño de partícula, se observa, para las tres proporciones, que los residuos molidos (de menor tamaño) propician un mayor arrastre de nutrientes hacia la fase líquida que los residuos extruidos. La mayor diferencia se presentó en la relación 1:8, donde los lixiviados de residuos molidos presentaron un arrastre 20% mayor que los lixiviados de residuos extruidos

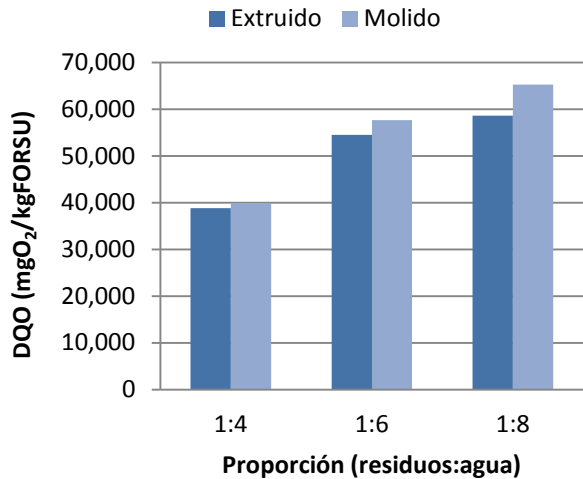


Figura 4.2 Arrastre de DQO por kg de FORSU

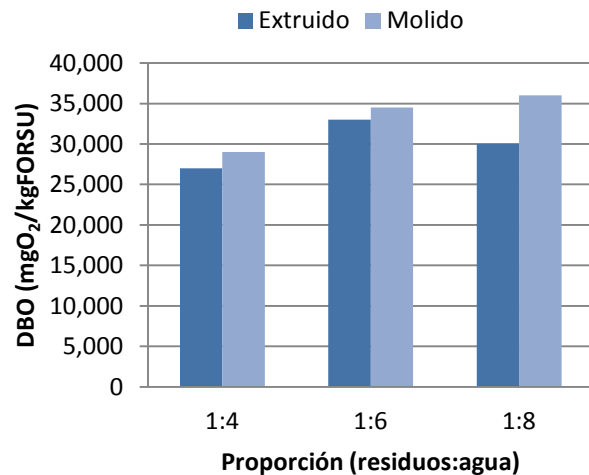


Figura 4.3 Arrastre de DBO por kg de FORSU

4.3.3 Nitrógeno Kjeldahl (N-K)

Por medio de la Figura 4.4 se muestran las barras que representan el arrastre de N-K hacia la fase líquida propiciado por las pruebas de lavado. Se observa que entre los lixiviados provenientes de residuos molidos no existe una relación residuos:agua bajo la que se estimule un mayor arrastre de nitrógeno, ya que los lixiviados de las tres proporciones presentaron prácticamente el mismo arrastre. Por otro lado, con respecto a los lixiviados de residuos extruidos, la relación que propició el mayor arrastre de nitrógeno fue la 1:4.

Se observa que los lixiviados de residuos molidos presentaron un mayor arrastre que los lixiviados de residuos extruidos en las tres proporciones manejadas, presentándose la mayor diferencia entre los lixiviados de la relación 1:8, donde los lixiviados de residuos molidos presentaron un arrastre 16.3 % mayor. Así, tomando en cuenta que los residuos molidos pueden lixiviar una mayor cantidad de nitrógeno que los extruidos, se concluye que el tamaño de partícula es un factor que influye sobre la disolución de este nutriente.

4.3.4 Nitrógeno amoniacal (N-NH₄)

Mediante la Figura 4.5 se puede observar que la relación residuos:agua que propició el mayor arrastre de nitrógeno amoniacal fue, para el caso de los lixiviados de residuos molidos la 1:6, y para el caso de los lixiviados de residuos extruidos la 1:4. Es importante señalar

que, para el caso de los lixiviados extruidos, el arrastre de nitrógeno amoniacal fue menor a medida que disminuyó la concentración de residuos, caso contrario al de los lixiviados de residuos molidos, en donde primeramente se dio un aumento del 7.4 % al pasar de la relación 1:4 a la 1:6, seguido de una disminución del mismo 7.4 % al pasar de la relación 1:6 a la 1:8.

Con respecto al efecto del tamaño de partícula, los lixiviados de residuos molidos fueron los que propiciaron el mayor arrastre de $N-NH_4$ por kilogramo de residuos, dándose la mayor diferencia en la relación 1:6, en donde los lixiviados de residuos molidos presentaron un arrastre 25.0 % mayor que los lixiviados de residuos extruidos en la misma relación, lo que indica que el tamaño de partícula ejerce un efecto significativo en la disolución de $N-NH_4$.

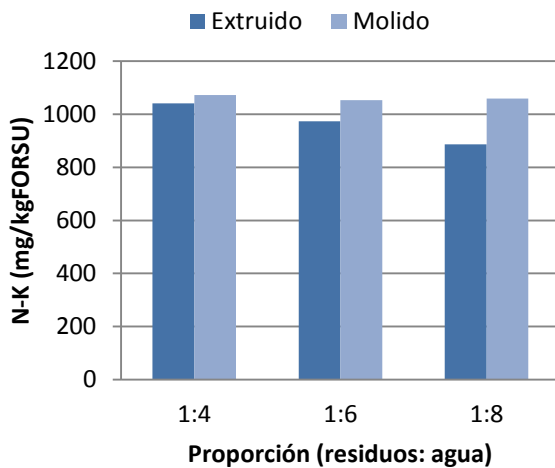


Figura 4.4 Arrastre de N-K por kg de FORSU

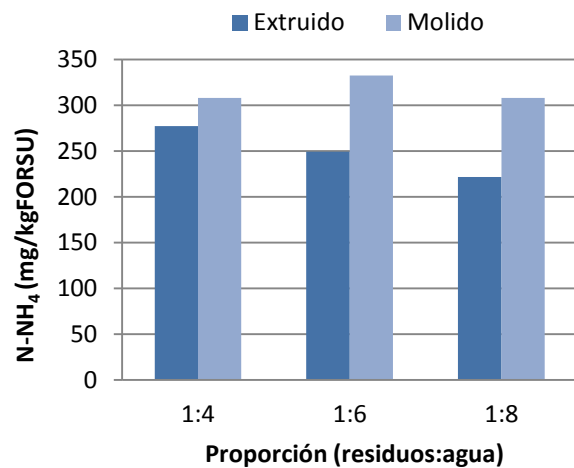


Figura 4.5 Arrastre de $N-NH_4$ por kg de FORSU

4.3.5 Fósforo total (PT)

Como se puede observar a partir de la Figura 4.6, los lixiviados de residuos molidos presentan un arrastre mayor de fósforo por kilogramo de residuos que los lixiviados de residuos extruidos en las tres proporciones. La relación en la que se presentó la mayor diferencia fue la 1:6, donde los lixiviados molidos presentaron un arrastre 13.8 % mayor que los residuos extruidos.

Para el caso de los lixiviados de residuos molidos, la relación bajo la que se obtuvo el mayor arrastre fue la 1:6, mientras que para los lixiviados de residuos extruidos la relación ideal para el arrastre de fósforo resultó ser la 1:8.

4.3.6 Ortofosfatos ($P-PO_4$)

Con base en la Figura 4.7 se puede observar que los lixiviados de residuos molidos presentan un arrastre mayor de ortofosfatos por kilogramo de residuos que los lixiviados de

residuos extruidos en las tres proporciones aplicadas. La relación en la que se presentó la mayor diferencia fue la 1:6, donde los lixiviados molidos arrastraron 16.5 % ortofosfatos que los residuos extruidos.

Para los dos tipos de lixiviados (de residuos molidos y extruidos), la relación bajo la que se obtuvo el mayor arrastre de ortofosfatos hacia la fase líquida resultó ser la 1:4.

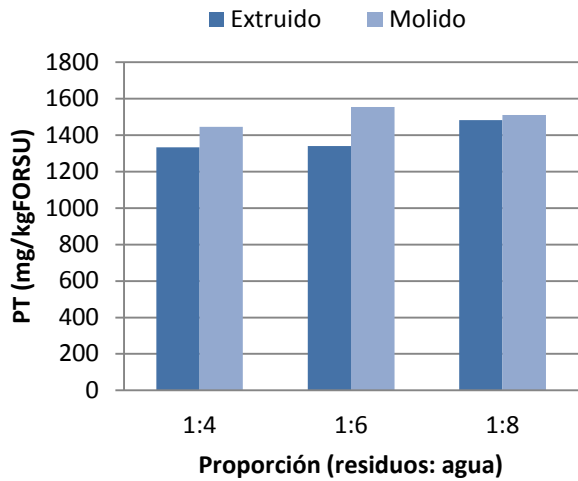


Figura 4.6 Arrastre de PT por kg de FORSU

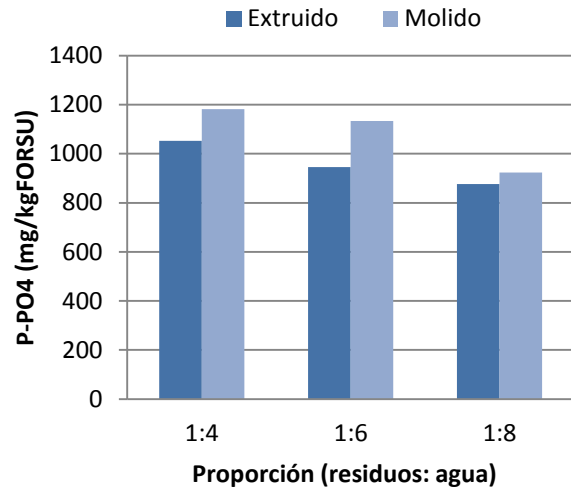


Figura 4.7 Arrastre de P-PO₄ por kg de FORSU

4.3.7 Sólidos disueltos totales (SDT)

En la Figura 4.8 se puede observar que los lixiviados de residuos molidos presentan un arrastre mayor de SDT por kilogramo de residuos que los lixiviados de residuos extruidos en todas las proporciones manejadas, lo que indica que un menor tamaño de partícula ejerce un efecto positivo en el arrastre de sustancias solubles hacia la fase líquida.

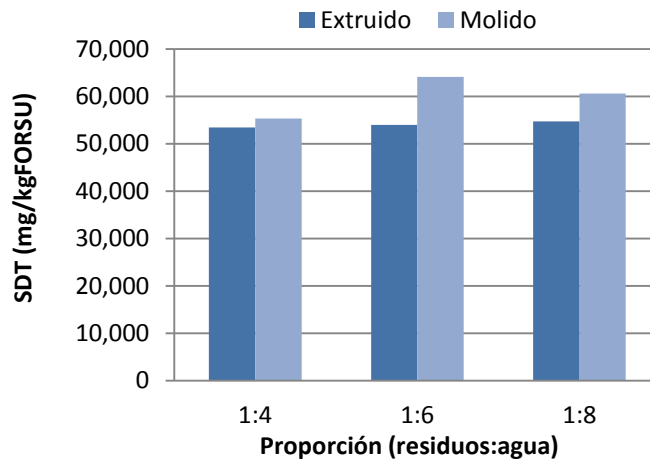


Figura 4.8 Arrastre de SDT por kg de FORSU

Así mismo, la relación bajo la que se obtuvo el mayor arrastre de sustancias disueltas fue la 1:6 de residuos molidos, mientras que para los residuos extruidos no se presentaron diferencias significativas en la lixiviación entre las diferentes relaciones manejadas.

4.3.8 Resumen de resultados de lixiviación

En la Tabla 4.2 se presentan de forma condensada los resultados analizados previamente, concernientes al arrastre de nutrientes por kilogramo de residuos propiciado por una sola prueba de lavado.

Analizando el comportamiento en conjunto de todos los nutrientes considerados, se observa que no existe una sola relación residuos:agua bajo la que se logre el mayor arrastre de nutrientes hacia la fase líquida. Para la difusión de materia orgánica como DQO y DBO, la relación que mayormente favoreció el arrastre por kilogramo de residuo fue la 1:8, mientras que para los otros casos, dicha relación varió dependiendo del nutriente en cuestión y del tamaño de partícula de los residuos sometidos al proceso de lavado. Con esto se puede concluir que la difusión de cada uno de los nutrientes hacia la fase líquida es distinto y depende de la relación residuos:agua y del tamaño de partícula.

Con respecto a la influencia del tamaño de partícula, se puede observar a partir de la Tabla 4.2 que los residuos molidos propiciaron un mayor arrastre de nutrientes hacia la fase líquida en todos los casos, concluyendo que un menor tamaño de partícula de los residuos sometidos a la lixiviación favorece los procesos difusivos de transporte de nutrientes hacia la fase líquida.

Tabla 4.2 Arrastre de nutrientes hacia la fase líquida a partir de un solo lavado (mg/kg residuos)

Relación	Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido
	DQO		DBO		N-K		N-NH ₄	
1:4	38,872	39,963	27,000	29,000	1041	1,072	277	308
1:6	54,497	57,667	33,003	34,503	973	1,053	250	333
1:8	58,614	65,294	30,000	36,000	887	1,060	222	308
	PT		P-PO ₄		SDT			
1:4	1,333	1,445	1,052	1,182	53,440	55,291		
1:6	1,340	1,554	946	1,134	53,933	64,110		
1:8	1,483	1,510	877	923	54,688	60,560		

Comparando el arrastre de nutrientes hacia la fase líquida propiciado por un solo lavado con la concentración total de cada nutriente presente en la muestra de residuos (Tabla 4.1), se

observó una diferencia significativa, lo que permitió deducir que los bagazos resultantes de la prueba de lavado presentaron un contenido significativo de nutrientes, parte de los cuales es probable que fueran también solubles. Con base en esto se realizaron pruebas sucesivas de lavado sobre los residuos, con el fin propiciar un mayor arrastre de nutrientes solubles hacia la fase líquida, lo que a su vez permitió generar un bagazo considerablemente más pobre en nutrientes. Los resultados de estas pruebas se presentan en el apartado 4.4.

4.3.9 Caracterización de los bagazos

Los bagazos generados a partir de las pruebas de lavado fueron caracterizados para cuantificar la reducción en su concentración de nutrientes y para determinar si son susceptibles a un tratamiento químico.

Los resultados de dicha caracterización se muestran en la Tabla 4.3.

Tabla 4.3 Resultados de la caracterización de los bagazos generados a partir de un lavado. Los resultados están referidos a la FORSU en base húmeda.

	ST (mg/kg)	SF (mg/kg)	SV (mg/kg)	DQO (mgO ₂ /kg)	DBO (mgO ₂ /kg)	N-K (mg/kg)	PT (mg/kg)	Humedad (%)
Molido	202,841	60,484	142,357	174,098	50,700	3,363	1687	79.7
Extruido	244,794	80,023	164,771	205,333	58,500	3,291	1814	75.5

Con referencia a la Tabla 4.3, se observa que el bagazo molido presenta una concentración menor de todos los nutrientes con excepción del N-K, donde la diferencia entre los dos bagazos es mínima. Eso se debe principalmente a que el menor tamaño de partícula del bagazo molido favoreció los procesos de difusión de nutrientes hacia la fase líquida, generando lixiviados más ricos en nutrientes y bagazos menos concentrados.

Como se explicó previamente, es evidente que los bagazos aún presentan una alta concentración de cada uno de los nutrientes en comparación con la muestra original de residuos. Es por eso que fue necesaria la aplicación de pruebas sucesivas de lavado, para determinar la cantidad de sustancias solubles con las que cuentan los residuos orgánicos,

Los bagazos molidos y extruidos presentan una relación DBO/DQO de 0.29 y 0.28 respectivamente, lo que demuestra que son poco biodegradables en comparación con los lixiviados generados a partir de las mismas pruebas de lavado, los cuales presentaron relaciones DBO/DQO por encima de 0.6. Esta baja biodegradabilidad aerobia de los bagazos indica que son susceptibles al pre-tratamiento químico para aumentar su biodegradabilidad.

4.4 Pruebas de tres lavados sucesivos

Una masa de 60 g de residuos extruidos y otra de residuos molidos fueron lavadas con 240 ml de agua (relación 1:4 peso/volumen) durante 2 h. Posteriormente la muestra fue filtrada, y el bagazo resultante fue sometido a otro lavado con la cantidad necesaria de agua para mantener la relación 1:4. Esto se repitió por tercera vez. Los lixiviados y bagazos resultantes fueron caracterizados con base en su contenido de nutrientes con el fin de determinar de forma aproximada la cantidad de nutrientes potencialmente solubles con los que cuentan los residuos, así como la cantidad de los mismos presentes en la materia particulada.

Las tablas 4.4 a y b muestran los resultados del arrastre de nutrientes para los lixiviados molidos y extruidos por kilogramo de residuos en base húmeda, así como la concentración de los mismos para los bagazos resultantes.

Tabla 4.4 a) Arrastre de nutrientes hacia la fase líquida propiciado por los tres lavados sucesivos

	DQO (mgO ₂ /kg)	DBO (mgO ₂ /kg)	N-K (mg/kg)	PT (mg/kg)	N-NH₄ (mg/kg)	P-PO₄ (mg/kg)	SDT (mg/kg)
Lixiviado molido	92,163	50,000	1,925	1,878	732	1,547	122,278
Lixiviado extruido	91,336	50,000	1,899	1,789	680	1,536	117,722

Tabla 4.4 b) Concentración de nutrientes en los bagazos generados a partir de los tres lavados

	ST (mg/kg)	SF (mg/kg)	SV (mg/kg)	DQO (mgO ₂ /kg)	DBO (mgO ₂ /kg)	N-K (mg/kg)	PT (mg/kg)	Humedad (%)
Bagazo Molido	297,650	252,160	45,490	105,783	15,600	1,970	701	70.2
Bagazo Extruido	247,980	192,070	55,910	110,970	15,600	2,018	676	75.2

En la Figura 4.9 se muestran comparaciones del arrastre de cada nutriente para los lixiviados y sus correspondientes bagazos con respecto a la concentración total con que cuentan los residuos. La suma de las concentraciones de los bagazos con la de los lixiviados debería ser equivalente a la concentración total para cada uno de los nutrientes. Esto no se cumple para ninguno de los casos debido a que hubo pérdidas significativas de muestra en cada una de las tres filtraciones implicadas en las pruebas de lixiviación. Dichas pérdidas se deben a la muestra remanente en los diferentes filtros utilizados en las diferentes etapas de filtración, ya que al formarse suspensiones con alta viscosidad a partir de las pruebas de lavado, la filtración fue realizada en varias etapas utilizando filtros de diferente tamaño de poro, y la muestra remanente en cada uno de los filtros no fue cuantificada.

Con respecto a la materia orgánica, los resultados muestran que más de la tercera parte de la DQO presente en los residuos es potencialmente soluble, ya que los lixiviados (de residuos molidos y extruidos), obtenidos a partir de los tres lavados, presentan en promedio una DQO mayor a 91,000 mgO₂/kgFORSU, la cual representa el 38.3 % de la DQO total de los residuos (Figura 4.9a). Así mismo, con respecto a la DQO de los lixiviados de residuos molidos y extruidos provenientes de un lavado, los correspondientes lixiviados provenientes de tres lavados, presentan un arrastre 131 % y 135 % mayor, lo que indica que en lavados posteriores al primero se sigue presentando un arrastre significativo de materia orgánica.

Analizando el arrastre de materia orgánica biodegradable bajo condiciones aerobias (DBO), se puede observar a partir de la Figura 4.9b, que aproximadamente la mitad de la DBO con la que cuentan los residuos es potencialmente soluble. Los lixiviados provenientes de los tres lavados presentaron una DBO de 50,000 mgO₂/kgFORSU, la cual representa el 49.3 % de la DBO total, correspondiente a los residuos sin lixiviar. El porcentaje restante de DBO debe pertenecer al bagazo pero, en este caso, los bagazos (molido y extruido) sólo presentaron una DBO de 15,600, la cual representa tan sólo el 15.4 de la DBO total (Tabla 4.1). El porcentaje restante se debe a las fracciones perdidas en las diferentes filtraciones.

Con respecto a la DBO de los lixiviados provenientes de un solo lavado, los lixiviados de residuos molidos y extruidos, provenientes de los tres lavados, presentaron un arrastre 72.4 % y 85.2 % mayor, respectivamente. Esto indica que en lavados posteriores al primero se sigue presentando un arrastre significativo de materia orgánica.

En lo que respecta al nitrógeno Kjeldahl (N-K), los resultados muestran que algo más de la tercera parte del total es potencialmente soluble (Figura 4.9c), ya que los lixiviados de residuos molidos y extruidos, obtenidos a partir de los tres lavados, presentan un contenido que representa el 39.1 y 38.6 % del nitrógeno total presente en la muestra de residuos, respectivamente. Los bagazos extruidos y molidos, presentan una concentración de N-K promedio que representa el 40.5 % del total, lo que permite concluir que la mayor parte del nitrógeno se encuentra presente en la materia particulada en forma no soluble.

Los lixiviados de residuos molidos y extruidos provenientes de los tres lavados presentaron un arrastre 82.4 % y 79.6 % mayor de N-K que los lixiviados provenientes de un solo lavado, respectivamente. Esto indica que después del primer lavado se sigue presentando un arrastre significativo de nitrógeno, pero la mayor parte se arrastra en el primer lavado.

La Figura 4.9d muestra que menos de la mitad del fósforo con el que cuentan los residuos es potencialmente soluble. Los lixiviados de residuos extruidos y molidos, provenientes de los tres lavados, propiciaron un arrastre similar, de 1547 y 1536 gPT/kgFORSU respectivamente, el cual representa en promedio el 40.1 % de fósforo total, correspondiente a los residuos sin lixiviar. El porcentaje restante de fósforo debe pertenecer al bagazo; sin embargo, en este caso, los bagazos molidos y extruidos presentaron una concentración que representa tan sólo el 20.1 y 19.4 del fósforo total, respectivamente. Al igual que en otros casos, el porcentaje restante se debe a las fracciones perdidas en las diferentes filtraciones, las cuales no fueron cuantificadas.

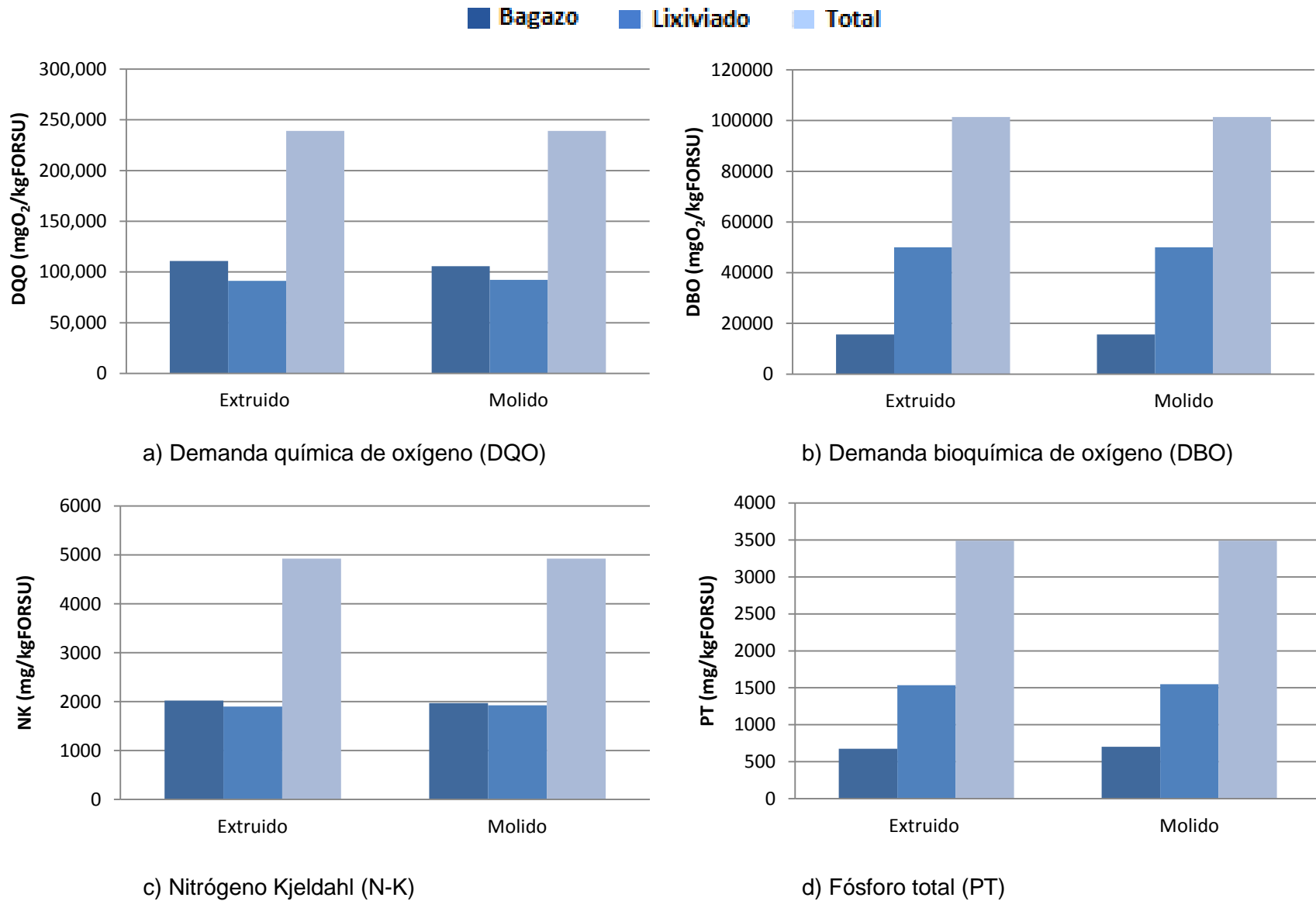


Figura 4.9 Concentración de nutrientes en bagazos y lixiviados despues de tres lavados con respecto al total

Los lixiviados de residuos molidos y extruidos, provenientes de los 3 lavados sucesivos presentan un arrastre 30.9 % y 46.0 % mayor que los lixiviados provenientes de un solo lavado, respectivamente. Estos porcentajes indican que después del primer lavado se lixivía una cantidad menor de fósforo de la que se logra lixiviar con sólo una operación.

En lo que respecta al arrastre de componentes disueltos, se observa en el caso del N-NH₄, que los lixiviados de residuos extruidos y molidos provenientes de los tres lavados presentan, respectivamente, una concentración 145 y 137 % mayor que los lixiviados provenientes de un solo lavado. Lo anterior indica que después del primer lavado se sigue dando un arrastre significativo de N-NH₄ hacia la fase líquida, concluyendo que la mayor parte del nitrógeno total que se lixivía en lavados posteriores al primero es nitrógeno en forma amoniacal.

Con base en el análisis de ortofosfatos (P-PO₄), los lixiviados de residuos extruidos y molidos provenientes de tres lavados presentaron, respectivamente, una concentración 34.2 y 30.0 % mayor que sus correspondientes lixiviados provenientes de un solo lavado, lo que indica que después de una primera lixiviación el arrastre de ortofosfatos ya no es significativo, lo cual concuerda con el comportamiento del fósforo total.

En lo que corresponde al comportamiento de los sólidos disueltos totales (SDT), los lixiviados de residuos extruidos y molidos provenientes de tres lavados sucesivos presentaron, respectivamente, una concentración 120.3 y 121.2 % mayor que sus correspondientes lixiviados provenientes de un solo lavado, lo que indica que después del primer lavado se sigue dando una disolución significativa de sustancias hacia la fase líquida, y por lo tanto se puede concluir que el bagazo resultante de la primera lixiviación aún es rico en nutrientes solubles.

Es reducido el número de publicaciones relacionadas con la lixiviación de residuos, y más aún el número relacionado con la lixiviación de residuos orgánicos, ya que la mayoría de los trabajos publicados se centran en la lixiviación de residuos inorgánicos (Kosson *et al*, 2002; Cossu *et al*, 2010 y Quevauviller *et al*, 1996). Dentro de los trabajos reportados, Parodi *et al*, 2011, reportan resultados relacionados con pruebas lixiviación aplicadas sobre residuos sólidos orgánicos. Dichas pruebas se realizaron en una relación residuos:agua de 1:10 (peso/volumen) bajo agitación continua. Los resultados generados a partir de varias pruebas sucesivas de lixiviación, reportan un valor máximo de 37.9 gO₂/kgST, como DQO lixiviable. Este resultado es menor que el obtenido a partir de las tres pruebas de lavado realizadas en esta tesis, donde se obtuvieron valores de 326.1 y 323.2 gO₂/kgST. La significativa diferencia puede deberse al tipo de residuos, a la relación residuos:agua aplicada, al tamaño de partícula y al grado de agitación manejado en cada uno de los experimentos; factores que influyen considerablemente en el equilibrio establecido en difusión de nutrientes (Kosson *et al*, 2002).

Con base en los resultados presentados por Campuzano *et al* (2010), en donde realizaron 5 pruebas sucesivas de lixiviación, con cambio de agua cada 2 h, se obtuvieron resultados comparables con los generados en este trabajo. El lixiviado de residuos extruidos de este trabajo presentó una DQO y una DBO 36.7 y 46.7 % menor que las correspondientes al

lixiviado del trabajo de Campuzano *et al* (2010). En lo que corresponde a la N-K, y PT, el lixiviado de residuos extruidos de este trabajo presentó una concentración 0.6 y 1.15 % menor que las correspondientes al lixiviado del trabajo referenciado. Comparando la concentración de materia disuelta, el lixiviado de residuos extruidos de este trabajo presentó una concentración de P-PO₄ 9.4 % menor y de SDT y N-NH₄ 76.0 y 24.1 mayor que la correspondiente al lixiviado del trabajo de Campuzano *et al* (2010) respectivamente.

Con base en las previas comparaciones se puede concluir que, con excepción del material carbonoso y los sólidos disueltos, las diferencias entre los resultados de este trabajo y el de Campuzano *et al* 2010 son menores al 30 %. Estas diferencias se atribuyen a las distintas condiciones de operación aplicadas en cada uno de los dos trabajos, principalmente en lo que se refiere al mezclado, al número de etapas de lixiviación y a las relaciones residuos:agua.

Finalmente los resultados indican que el bagazo, obtenido a partir de los tres lavados, está compuesto en su mayoría por materia inorgánica, ya que los bagazos extruido y molido, presentaron un porcentaje de sólidos fijos con respecto a los sólidos totales del 84.7 y 77.4 % respectivamente. Esto indica claramente que la mayor parte de los nutrientes que se lixivian hacia la fase líquida son orgánicos, resultando en bagazos ricos en materia inorgánica y, por lo tanto, muy poco biodegradables, con una relación DBO/DQO promedio de 0.144, la cual, al igual que la de los bagazos provenientes de un lavado, es significativamente menor que la correspondiente a los lixiviados, por lo que dichos bagazos fueron sometidos a un pre-tratamiento alcalino y otro ácido con el fin de aumentar dicha biodegradabilidad.

4.5 Pre-tratamiento alcalino

Las pruebas de lixiviación generaron dos fracciones, una líquida (lixiviado) y la otra sólida (bagazo). De dichas fracciones, los lixiviados presentaron relaciones DQO/DBO superiores a las presentadas por los bagazos. Esto es un indicador de que los lixiviados son significativamente más biodegradables que los bagazos, y por lo tanto es necesaria la aplicación de un pre-tratamiento químico, alcalino en este caso, sobre los bagazos con el fin de disolver el material lignocelulósico presente en los mismos y con ello aumentar su biodegradabilidad anaerobia y la producción de biogás. La efectividad del pre-tratamiento fue determinada con base en el cambio en la demanda química de oxígeno disuelta (DQOd) y en la concentración de sólidos disueltos totales (SDT), tomando estos parámetros como indicadores de la concentración de material disuelto obtenida a partir de los pre-tratamientos.

Los resultados del cambio de la DQOd y SDT con respecto al tiempo fueron referenciados a los sólidos totales (ST) de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) sin lixiviar, con el fin de manejar la misma base en todos los resultados del presente trabajo.

4.5.1 Bagazos provenientes de un lavado

4.5.1.1 DQO disuelta

La Figura 4.10 muestra el cambio en la demanda química de oxígeno disuelta (DQOd) con respecto al tiempo de los bagazos provenientes de un lavado sometidos al tratamiento químico alcalino. Se observa que los sistemas pre-tratados presentan un incremento en la DQOd con respecto a los testigos después de 72 h de haber iniciado el experimento. El aumento fue proporcional al nivel de concentración de NaOH, obteniéndose el mayor grado de disolución en los bagazos pre-tratados con 0.2 eq NaOH/L, que corresponde a una relación de 197 gNaOH/kgST para el bagazo molido y de 163.4 gNaOH/kgST para el bagazo extruido.

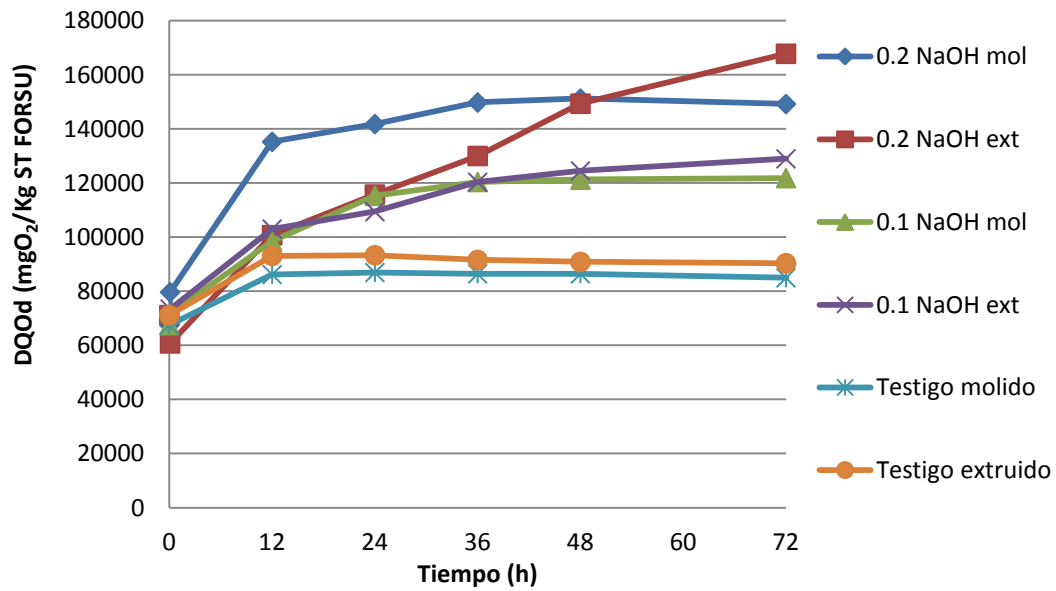


Figura 4.10 Comportamiento de la DQOd con respecto al tiempo para el tratamiento alcalino aplicado a bagazos provenientes de un lavado

También se observa que el efecto del tamaño de partícula es contrario al esperado: los bagazos extruidos (de mayor tamaño de partícula) presentaron una mayor disolución de materia orgánica cuando fueron pre-tratados con la solución de NaOH. Dicha diferencia entre la DQOd de los bagazos extruidos y molidos se debe a que, en la previa prueba de lavado, los residuos molidos lixiviaron más nutrientes hacia la fase líquida que los extruidos, propiciando que los bagazos molidos fueran menos ricos en material potencialmente soluble y, por lo tanto, presentarían una menor DQOd que los bagazos extruidos después del pre-tratamiento.

Los resultados fueron analizados estadísticamente para determinar el efecto que ejerce cada uno de los factores considerados en el experimento: el tamaño de partícula, y el nivel de concentración de reactivo (0.1 y 0.2 eq/L). Se realizó la prueba de Tukey, conocida como

prueba de la Diferencia Mínima Significativa Honesta (DMSH), que consiste en la comparación de las diferentes medias para comprobar si existe una diferencia significativa entre ellas (Romero, 2011).

A partir del análisis estadístico, se determinó que existe una interacción entre los dos factores, generando un efecto significativo en la DQOd. En la Tabla 4.5 se muestra la comparación de las diferentes medias, correspondientes a la DQOd de los bagazos provenientes de un lavado sometidos al pre-tratamiento alcalino. Aquellos tratamientos que compartan la misma letra no presentan medias significativamente diferentes entre ellos. Se observa que el tratamiento más eficiente fue el de 0.2 eq NaOH/L sobre los residuos extruidos, obteniéndose una DQOd 46.1 % mayor que la correspondiente al testigo. También se observa que el tratamiento con 0.1 eq NaOH/L ejerce un efecto significativo en el cambio de la DQOd sobre los respectivos testigos. Por otro lado, sólo en el tratamiento con 0.2 eq NaOH/L se observó una diferencia significativa entre los bagazos molidos y extruidos, presentando una mayor DQOd los bagazos extruidos. Para los demás casos (0.1 eq NaOH/L y testigos), no hubo diferencia significativa entre los bagazos molidos y extruidos.

Tabla 4.5 Prueba de Tuckey (DQOd), pre-tratamiento alcalino sobre bagazos provenientes de un lavado

Parámetro	Tratamiento Nivel-Tamaño	Media	Comparación de medias	Diferencia con respecto al testigo (%)
DQOd	0.2 Extruido	167816	A	46.1
	0.2 Molido	149227	B	43.1
	0.1 Extruido	128981	C	29.9
	0.1 Molido	121852	C	30.3
	Testigo extruido	90381	D	----
	Testigo molido	84972	D	----

Analizando la disolución de materia orgánica con respecto al tiempo (Figura 4.10), se observa que el NaOH logró solubilizar con mayor rapidez la materia orgánica de los bagazos molidos, ya que para el tratamiento a 0.2 y 0.1 eq NaOH/L se obtuvo el mayor incremento a las 24 horas de transcurrido el experimento, mientras que para los residuos extruidos se presenta un incremento prácticamente continuo a través de todo el tiempo del experimento.

4.5.1.2 Sólidos disueltos

En la Figura 4.11 se muestra el cambio en la concentración de SDT con respecto al tiempo de los bagazos provenientes de un lavado sometidos al tratamiento alcalino. Se observa que los bagazos pre-tratados presentan una mayor concentración que los testigos a las 72 h de haber iniciado el experimento. También se observa un aumento súbito en la concentración de SDT al tiempo cero por parte de las muestras pre-tratadas. Esto se debe a que, para permitir la homogeneización de la mezcla y facilitar la reacción, la primera toma de muestra se realizó un minuto después de que se agregó la solución de NaOH a los bagazos,

posteriormente la muestra se llevó a un pH de 7, lo que permitió que en los pocos minutos transcurridos se realizara la hidrólisis de materia orgánica, aumentado de forma considerable la concentración de SDT.

Con base en lo anterior, es importante hacer notar que, del aumento total de los SDT, entre el 70 y 80 % se llevó a cabo dentro de los primeros minutos de reacción (Figura 4.11). Posteriormente la pendiente disminuyó, incluso con tendencia asintótica en algunos casos, presentándose aumentos menos notables en la concentración.

A partir del análisis estadístico, se determinó que existe una interacción entre los dos factores considerados en este experimento: el tamaño de partícula y el nivel de concentración, generando un efecto significativo en la concentración final de SDT. A partir la prueba de Tuckey (Tabla 4.6), se concluye que el tratamiento más eficiente, con una media significativamente distinta a la de los otros tratamientos, fue el de 0.2 eq NaOH/L sobre los bagazos extruidos, obteniéndose una concentración de SDT 75.9 % mayor que la correspondiente al testigo. También se observó que el tratamiento de 0.1 eq NaOH/L ejerce una diferencia significativa en la concentración de SDT sobre los respectivos testigos.

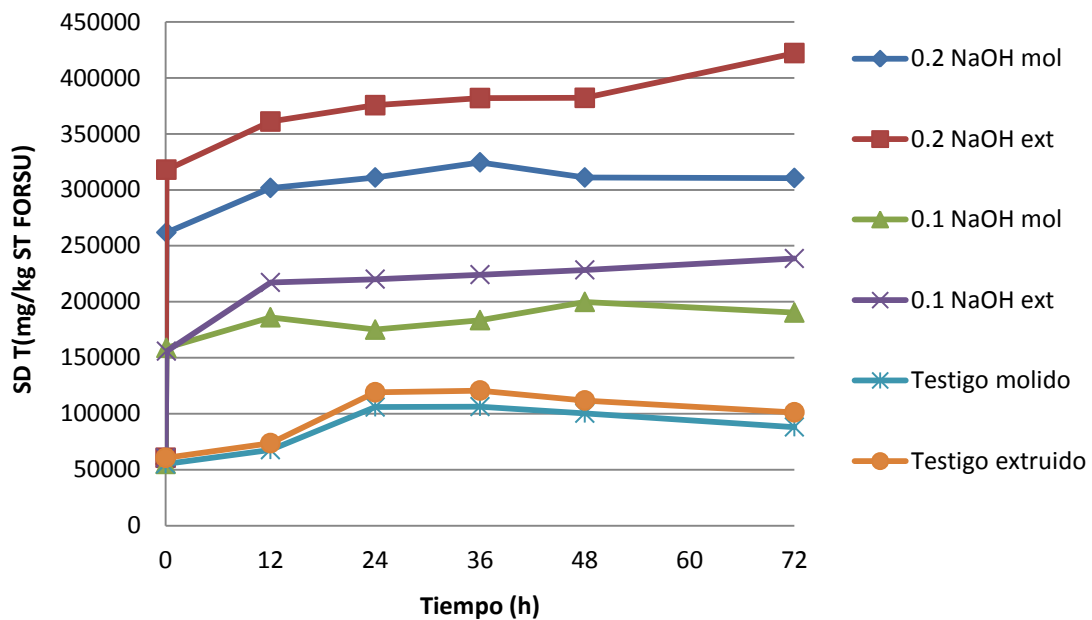


Figura 4.11 Comportamiento de la concentración de SDT con respecto al tiempo para el tratamiento alcalino aplicado a bagazos provenientes de un lavado

El efecto del tamaño de partícula sobre la concentración de SDT fue contrario al predicho, ya que se esperaba que los bagazos de menor tamaño aportaran mayores cantidades de SDT. En este caso, los bagazos extruidos (de mayor tamaño de partícula) presentaron una mayor disolución de materia cuando fueron puestos en contacto con una solución de NaOH. Así, los bagazos extruidos tratados con 0.1 eq NaOH/L, 0.2 eq NaOH/L (81.7 y 163.4 gNaOH/kgST de bagazo) presentaron una diferencia estadística significativa con respecto a los bagazos molidos sometidos al mismo pre-tratamiento. Dicha diferencia en la concentración de SDT

entre los bagazos extruidos y molidos coincide con el comportamiento de la DQOd, y se debe a que en la anterior prueba de lavado, los residuos molidos lixiviaron más nutrientes hacia la fase líquida que los extruidos, resultando en bagazos menos ricos en material potencialmente soluble, lo que finalmente ejerció un efecto en la concentración de material soluble en los posteriores pre-tratamientos.

Tabla 4.6 Prueba de Tuckey (SDT), pre-tratamiento alcalino sobre bagazos provenientes de un lavado

Parámetro	Tratamiento Nivel Tamaño	Media	Comparación de medias	Diferencia con respecto al testigo (%)
SDT	0.2 Extruido	422168	A	75.9
	0.2 Molido	310592	B	71.9
	0.1 Extruido	238607	C	55.7
	0.1 Molido	190335	D	53.3
	Testigo extruido	101202	E	----
	Testigo molido	88075	E	----

4.5.2 Bagazos provenientes de tres lavados

4.5.2.1 DQO disuelta

En la Figura 4.12 se muestran los resultados generados a partir del pre-tratamiento alcalino aplicado sobre los bagazos provenientes de tres lavados. Se observa que el NaOH ejerce un efecto significativo en la disolución de materia orgánica. En todos los casos se presentó un incremento en la DQOd proporcional a la concentración de NaOH. También se observa un incremento en la DQOd inicial de los sistemas pre-tratados con respecto a sus testigos, lo que se debe a la hidrólisis de materia orgánica generada en el tiempo transcurrido entre la adición de la solución y la toma y neutralización de la primera muestra, un minuto después de haber adicionado el NaOH.

Analizando el comportamiento de la DQOd con respecto al tiempo (Figura 4.12), se observa un aumento pronunciado durante las primeras 24 h y una disminución de las pendientes en las siguientes 48 h. A diferencia del tratamiento alcalino sobre los bagazos provenientes de un lavado (Figura 4.10), donde la mayor parte de la DQOd se presenta en las primeras 24 h y en las horas subsecuentes el aumento es mínimo, tendiendo incluso a una asíntota, en el caso de los bagazos lavados tres veces, la DQOd sigue aumentando de forma significativa después de las primeras 24 h, lo que indica que el NaOH sigue reaccionando, hidrolizando la materia orgánica presente.

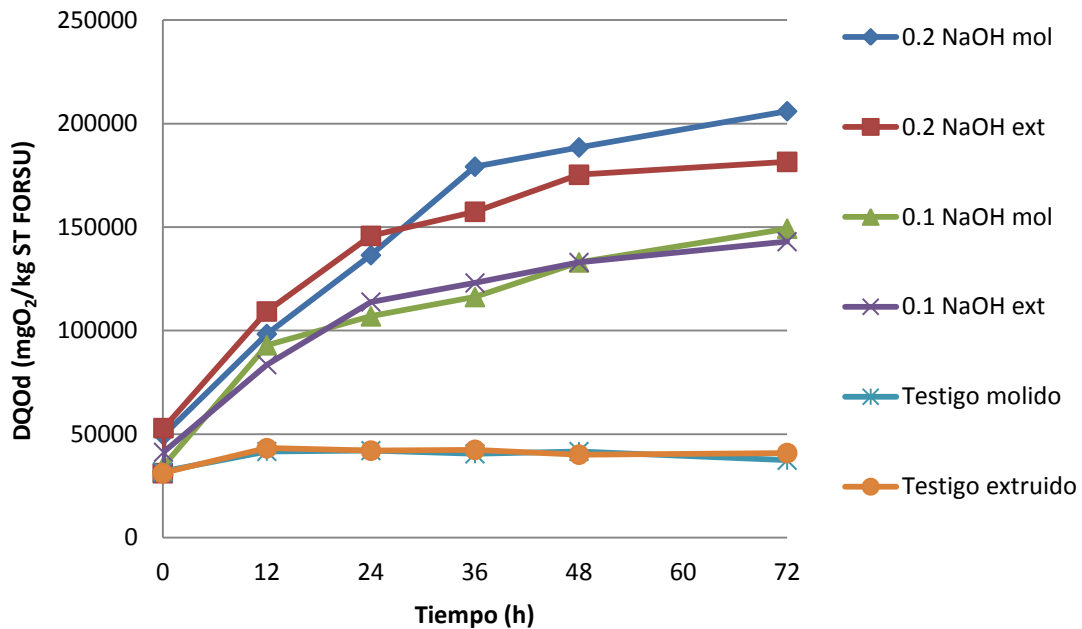


Figura 4.12 Comportamiento de la DQOd con respecto al tiempo para el tratamiento alcalino aplicado a bagazos provenientes de tres lavados

Con base en el análisis estadístico se determinó que existe una interacción entre los dos factores considerados en este experimento: el tamaño de partícula y el nivel de concentración, generando un efecto significativo sobre la DQOd final. Con base en la prueba de Tuckey (Tabla 4.7), se concluye que el tratamiento más eficiente, con una media significativamente distinta a la de los otros tratamientos, fue el de 0.2 eq NaOH/L sobre los bagazos molidos, obteniéndose una DQOd 81.8 % mayor que la correspondiente al testigo. De igual forma se observó que el tratamiento con 0.1 eqNaOH/L ejerce una diferencia significativa en la DQOd sobre los respectivos testigos.

Tabla 4.7 Prueba de Tuckey (DQOd), pre-tratamiento alcalino sobre bagazos provenientes de tres lavados

Parámetro	Tratamiento Nivel Tamaño	Media	Comparación de medias	Diferencia con respecto al testigo (%)
DQOd	0.2 Molido	206011	A	81.8
	0.2 Extruido	181535	B	77.5
	0.1 Molido	149290	C	74.9
	0.1 Extruido	143009	C	71.4
	Testigo molido	37402	D	----
	Testigo extruido	40898	D	----

En lo que se refiere al efecto del tamaño de partícula sobre la disolución de materia orgánica, con base en la prueba de Tuckey, se observa que sólo existe diferencia significativa en el tratamiento de 0.2 eq NaOH/L, donde los bagazos molidos presentaron una mayor DQOd

que los bagazos extruidos sometidos al mismo tratamiento. En el tratamiento con 0.1 eq NaOH/L y en los testigos no se observó una diferencia significativa, por lo que, en este caso, no se puede afirmar que el tamaño de partícula ejerza un efecto en la disolución de nutrientes orgánicos.

4.5.2.2 Sólidos disueltos

Los resultados generados a partir del pre-tratamiento químico alcalino aplicado sobre los bagazos provenientes de tres lavados sucesivos (Figura 4.13) muestran que el NaOH ejerce un efecto significativo en la disolución de material particulado. En todos los casos, el pre-tratamiento alcalino propició un incremento en la concentración de SDT con respecto a los testigos. Al igual que en el caso de los bagazos proveniente de un solo lavado, la concentración de SDT después del primer minuto de reacción aumenta de una forma súbita, lo que indica que se propicia una hidrólisis agresiva en el intervalo de tiempo que comprende la adición de la solución de NaOH y la toma y neutralización de la primera muestra. En este caso la concentración inicial de los bagazos pre-tratados con 0.2 eqNaOH fue significativamente mayor que la de los testigos.

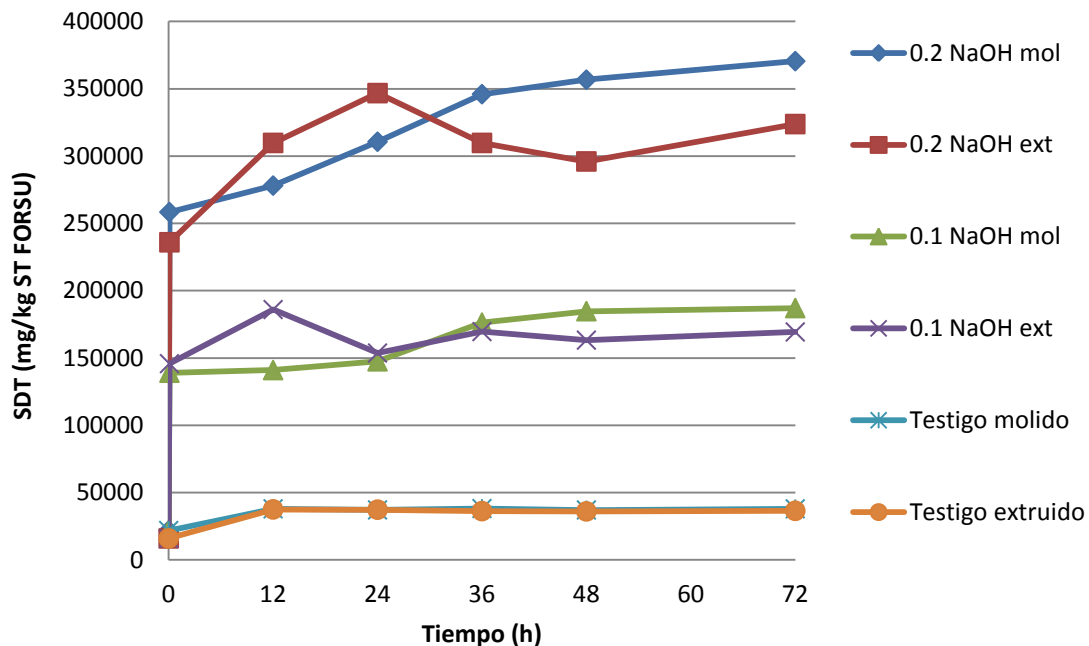


Figura 4.13 Comportamiento de la concentración de SDT con respecto al tiempo para el tratamiento alcalino aplicado a bagazos provenientes de tres lavados

Con base en el análisis estadístico, se determinó que existe una interacción entre los dos factores considerados en este experimento: el tamaño de partícula y el nivel de concentración, generando un efecto significativo en la concentración final de SDT. A partir de la prueba de Tuckey (Tabla 4.8), se concluye que el pre-tratamiento más eficiente, con una media significativamente distinta a la de los otros tratamientos, fue el de 0.2 eq NaOH/L sobre los bagazos molidos (134.4 gNaOH/kg de bagazo), obteniéndose una concentración

de SDT 89.8 % mayor que la correspondiente al testigo. Este mismo efecto se observó en el tratamiento de 0.1 eq NaOH/L (que corresponde a 67.2 y 80.7 gNaOH/kgST de bagazo molido y extruido respectivamente), el cual ejerció propició una diferencia significativa en la concentración de SDT con relación a los respectivos testigos.

Con respecto al tamaño de partícula, los bagazos molidos (de menor tamaño), presentaron una concentración significativamente mayor que los bagazos extruidos sometidos al mismo tratamiento. Así, en el caso de los bagazos lavados tres veces, se concluye que el menor tamaño de partícula ejerce un efecto positivo en la disolución de sustancias cuando estos son sometidos al pre-tratamiento alcalino.

Tabla 4.8 Prueba de Tuckey (SDT), pre-tratamiento alcalino sobre bagazos provenientes de tres lavados

Parámetro	Tratamiento Nivel Tamaño	Media	Comparación de medias	Diferencia con respecto al testigo (%)
SDT	0.2 Molido	370514	A	89.8
	0.2 Extruido	323745	B	88.9
	0.1 Molido	187055	C	79.7
	0.1 Extruido	165049	D	77.9
	Testigo molido	37877	E	----
	Testigo extruido	36395	E	----

Las curvas de la Figura 4.13, correspondientes a los diferentes pre-tratamientos, no presentan un comportamiento uniforme, ya que en ciertas zonas los bagazos de residuos molidos presentan una mayor concentración de SDT, mientras que en otras los bagazos de residuos extruidos presentan una mayor concentración. También es importante resaltar que más del 70 % de la concentración total final de SDT se obtiene dentro de los primeros minutos de reacción, lo que concuerda con el comportamiento de los bagazos lavados una vez sometidos al mismo pre-tratamiento.

4.6 Pre-tratamiento ácido

4.6.1 Bagazos provenientes de un lavado

4.6.1.1 DQO disuelta

En la Figura 4.14 se muestra el cambio en la DQOd con respecto al tiempo de los bagazos provenientes de un lavado sometidos al pre-tratamiento ácido. En dicha figura se observa que todos los bagazos pre-tratados presentaron una DQOd menor que la correspondiente al testigo extruido durante las 72 h del experimento. Con respecto al testigo molido, los bagazos pre-tratados presentaron una menor DQOd durante las primeras 48 h, pero al final de experimento (a las 72 h), la muestra de bagazo extruida pre-tratada con 0.2 eqH₂SO₄/L

(200.2 gH₂SO₄/kgST de bagazo) presentó una DQOd ligeramente por encima de la correspondiente al testigo molido.

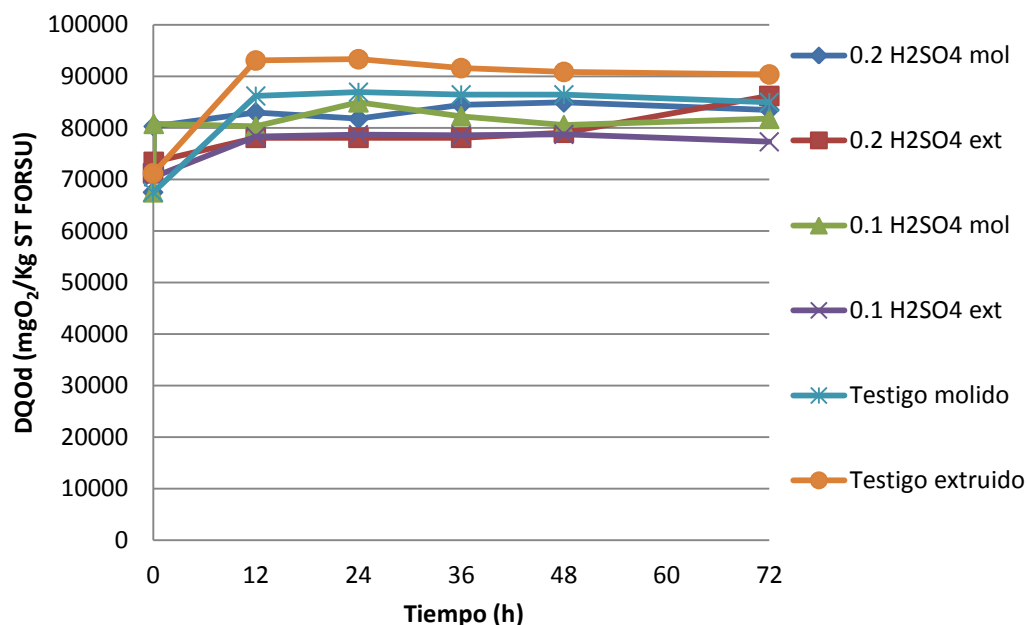


Figura 4.14 Comportamiento de la DQOd con respecto al tiempo para el tratamiento ácido aplicado a bagazos provenientes de un lavado

Según el análisis estadístico de los datos, no existe una interacción entre los dos factores del tratamiento (tamaño de partícula y concentración de reactivo), ni tampoco existe un efecto individual por parte de alguno de dichos factores. Se realizó la prueba de Tuckey de comparación de medias (Tabla 4.9) y se comprobó que no existe un efecto significativo por parte de ninguno de los dos factores, ya que todas las medias resultaron estadísticamente iguales. Con base en lo anterior se concluye que el pre-tratamiento ácido no ejerce ningún efecto en la hidrólisis de materia orgánica, expresada como DQOd, y por lo tanto no genera beneficio alguno la aplicación de dicho tratamiento.

Tabla 4.9 Prueba de Tuckey (DQOd), pre-tratamiento ácido sobre bagazos provenientes de un lavado

Parámetro	Tratamiento Nivel-Tamaño	Media	Comparación de medias	Diferencia con respecto al testigo (%)
DQOd	0.2 Extruido	86202	A	-4.8
	0.2 Molido	83497	A	-1.8
	0.1 Extruido	77313	A	-16.9
	0.1 Molido	81776	A	-3.9
	Testigo extruido	90381	A	----
	Testigo molido	84972	A	----

Analizando el comportamiento de la DQOd con respecto al tiempo (Figura 4.14), se observa que los valores más altos de la DQOd se presentan a las 12 h de haber comenzado el experimento. A partir de este momento dicha variable se mantiene prácticamente constante para todos los casos, incluyendo los testigos.

4.6.1.2 Sólidos disueltos

Analizando la disolución de nutrientes con respecto al tiempo (Figura 4.15), se observa un aumento significativo en la concentración de SDT de las muestras pre-tratadas después de los primeros minutos de reacción, lo que se debe a la rápida reacción entre el reactivo y el material particulado que se da en el intervalo de tiempo que comprende la adición de la solución de H_2SO_4 y la toma y neutralización de la primera muestra. Posteriormente, la concentración disminuye de forma significativa a las 12 h, tiempo a partir del cual la concentración permanece prácticamente constante. Con esto se puede concluir que el ácido es capaz de hidrolizar de forma eficiente el material particulado cuando entra en contacto con él, pero posteriormente, el mismo ácido reacciona con los sólidos disueltos previamente liberados, hasta que la concentración de reactivo se ve limitada y por lo tanto la concentración de SDT permanece prácticamente constante.

A partir del análisis estadístico se determinó que existe una interacción entre los dos factores considerados en este experimento: el tamaño de partícula y el nivel de concentración, generando un efecto significativo en la concentración final de SDT. A partir de la prueba de Tuckey (Tabla 4.10), se concluye que el tratamiento más eficiente, con una media significativamente distinta a la de los otros tratamientos, fue el de 0.2 eq H_2SO_4/L sobre los bagazos molidos (241.6 g $H_2SO_4/kgST$ de bagazo), obteniéndose una concentración de SDT 58.7 % mayor que la correspondiente al testigo después de 72 h de haber comenzado el experimento. También se observó que los tratamientos a otras concentraciones ejercieron un efecto significativo en la concentración final de SDT.

Con respecto al tamaño de partícula, se observa un comportamiento inverso al que se presentó en el tratamiento alcalino, ya que en este caso los bagazos molidos presentaron una concentración significativamente mayor de SDT que los bagazos extruidos, con lo que se puede concluir que el menor tamaño de partícula tiene un efecto positivo en la hidrólisis cuando los residuos son tratados con H_2SO_4 .

Las altas concentraciones de SDT de los sistemas pre-tratados pueden estar influenciadas por las sales generadas a partir de la adición del H_2SO_4 . Tomando en cuenta la composición de los residuos, pudo producirse $(NH_4)_2SO_4$ si el ácido reacciona con el amonio presente en las muestras, además de que la neutralización, previa al análisis de las muestras, pudo haber provocado también la generación de Na_2SO_4 . En cada experimento se adicionaron 450 mL de soluciones 0.2 N o 0.1 N, que corresponden a 4.41 y 2.21 g de H_2SO_4 por sistema respectivamente. Así, en el caso de que todo el H_2SO_4 reaccionara para formar sales, entonces los valores presentados previamente no corresponderían únicamente a la concentración de sólidos disueltos liberados a partir de la hidrólisis de la materia orgánica.

En este caso, la formación de dichas sales no se toma en cuenta en el análisis de los SDT debido a que no se determinó el efecto de éstas en los experimentos.

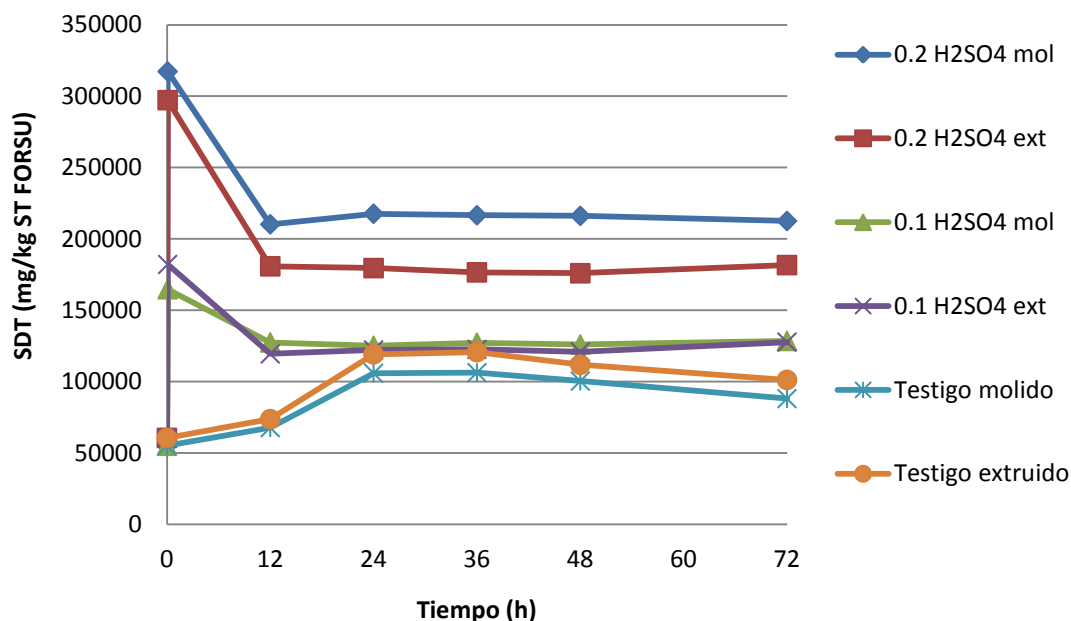


Figura 4.15 Comportamiento de la concentración de SDT con respecto al tiempo para el tratamiento ácido aplicado a bagazos provenientes de un lavado

Tabla 4.10 Prueba de Tuckey (SDT), pre-tratamiento ácido sobre bagazos provenientes de un lavado

Parámetro	Tratamiento Nivel Tamaño	Media	Comparación de medias	Diferencia con respecto al testigo (%)
SDT	0.2 Molido	212566	A	58.7
	0.2 Extruido	181655	B	44.3
	0.1 Molido	128514	C	31.4
	0.1 Extruido	127667	C	20.7
	Testigo extruido	101202	D	----
	Testigo molido	88075	E	----

4.6.2 Bagazos provenientes de tres lavados

4.6.2.1 DQO disuelta

En la Figura 4.16 se muestra el cambio en la DQOd con respecto al tiempo de los bagazos provenientes de tres lavados sometidos al pre-tratamiento químico ácido. Se observa que el pre-tratamiento propició una disminución en la DQOd en los bagazos con respecto a los testigos a las 72 h de haber iniciado el experimento. En comparación con los bagazos

lavados una sola vez sometidos al mismo pre-tratamiento, los bagazos lavados tres veces presentaron una mayor diferencia en la DQOd con respecto al testigo.

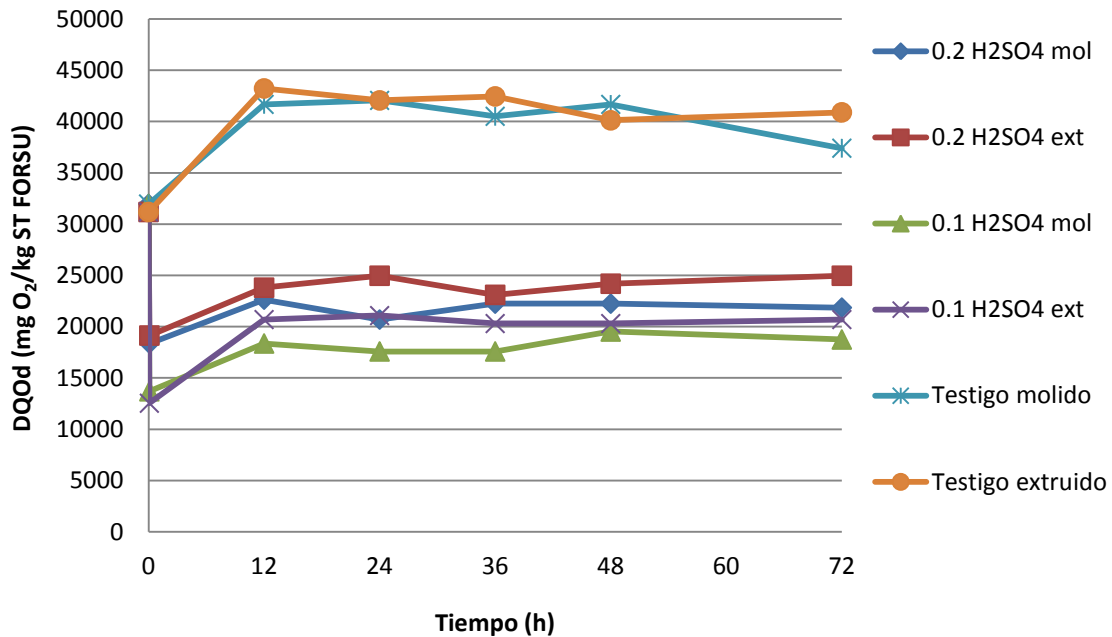


Figura 4.16 Comportamiento de la DQOd con respecto al tiempo para el tratamiento ácido aplicado a bagazos provenientes de tres lavados

La diferencia en la DQOd de los bagazos pre-tradados con respecto a los testigos se presentó a los pocos minutos de iniciar el experimento, lo que indica que la posible oxidación de materia orgánica, propiciada por la adición del ácido, se generó en el corto tiempo transcurrido entre la adición de la solución de H_2SO_4 y la toma y neutralización de la muestra. Este comportamiento se presentó en todos los experimentos realizados, comprendiendo el pre-tratamiento alcalino y ácido sobre bagazos lavados una y tres veces.

El comportamiento de la DQOd con respecto al tiempo (Figura 4.16) muestra que los valores más altos se presentan a las 12 h de haber comenzado el experimento. A partir de este momento el valor de la DQOd se mantiene prácticamente constante, incluyendo los testigos. Esto permite concluir que el tiempo de reacción en el pre-tratamiento ácido es considerablemente menor que el correspondiente al pre-tratamiento alcalino, en donde se sigue dando un aumento significativo en la DQOd aún después de las primeras 24 h del experimento.

Según el análisis estadístico de los datos, no existe una interacción entre los dos factores del tratamiento (tamaño de partícula y concentración de reactivo), por lo que el nivel de concentración fue el único factor que ejerció un efecto significativo sobre la DQOd final de cada uno de los sistemas. Con base en esto, se realizó la prueba de Tuckey tomando en cuenta sólo el nivel de concentración como factor. Los resultados del análisis se muestran en la Tabla 4.11. De acuerdo con la comparación de medias, se concluye que el tratamiento

ácido ejerce un efecto negativo en la DQOd de las muestras, ya que los valores finales de los sistemas pre-tratados son significativamente menores que los valores correspondientes a los testigos.

Tabla 4.11 Prueba de Tuckey (DQOd), pre-tratamiento ácido sobre bagazos provenientes de tres lavados

Parámetro	Nivel de concentración	Media	Comparación de medias
DQOd	0 (Testigos)	39150	A
	0.2	23416	B
	0.1	19725	B

4.6.2.2 Sólidos disueltos

Los bagazos lavados tres veces sometidos al pre-tratamiento ácido presentaron una concentración de SDT, después de 72 h de reacción, más alta que sus respectivos testigos (Figura 4.17). Al igual que en el caso de los bagazos provenientes de un lavado, los bagazos provenientes de tres lavados, sometidos al pre-tratamiento ácido, presentaron una alta concentración de SDT al inicio del experimento, la cual disminuyó de forma súbita después a las 12 h, tiempo a partir del cual permaneció prácticamente constante para todos los casos. El aumento súbito en la concentración inicial (al tiempo cero) de las muestras pre-tratadas se debe a la rápida reacción entre el ácido y los residuos orgánicos, que provoca un aumento considerable en la concentración de SDT. Esto sucede en el corto tiempo transcurrido entre la toma y la neutralización de la primera muestra.

A partir del análisis estadístico se determinó que no existe una interacción entre los dos factores: el tamaño de partícula y el nivel de concentración, por lo que es necesario realizar un análisis del efecto individual que ejerce cada uno de éstos. Con base en la prueba de Tuckey (Tabla 4.12) se puede concluir que el nivel de concentración ejerce un efecto significativo sobre la concentración final de SDT, pero no existe una diferencia mínima significativa entre la media de los tratamientos a 0.2 y 0.1 eq H₂SO₄/L. También, existe un efecto significativo por parte del tamaño del tamaño de partícula, siendo mayor el efecto del tamaño de los bagazos molidos.

Tabla 4.12 Prueba de Tuckey (SDT), pre-tratamiento ácido sobre bagazos provenientes de tres lavados

Parámetro	Nivel de concentración	Media	Comparación de medias
DQOd	0.2	102241	A
	0.1	96490	A
	0 (Testigos)	37136	B

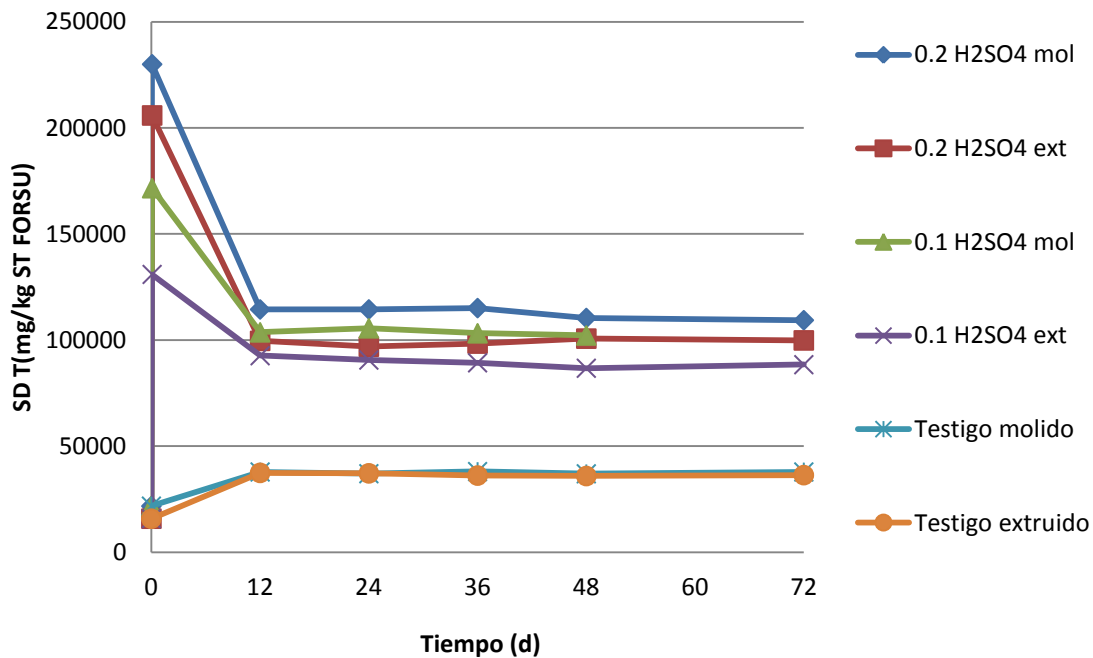


Figura 4.17 Comportamiento de la concentración de SDT con respecto al tiempo para el tratamiento ácido aplicado a bagazos provenientes de tres lavados

Al igual que en el caso del pre-tratamiento ácido sobre los bagazos provenientes de un solo lavado, la concentración de SDT de los sistemas pre-tratados puede estar influenciada por las sales generadas a partir de la reacción del ácido con iones como el amonio y el sodio. Este efecto no se considera en los análisis previos debido a que fue cuantificado en las experimentaciones.

4.6.3 Discusión de resultados sobre el pre-tratamiento

En la Tabla 4.13 se muestran los resultados generados por diversos trabajos en los que se aplicó el tratamiento químico sobre diferentes materiales. Como se puede observar, la mayor parte de los trabajos se centran en el tratamiento de lodos activados, donde la mayor parte del sustrato se encuentra encerrado dentro de la membrana celular, y por lo tanto se requiere de la ruptura de dichas membranas para la liberación del sustrato. Así mismo, han sido publicados trabajos relacionados con el pre-tratamiento químico de residuos con alto contenido de material lignocelulósico, entre los que se encuentran la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y los residuos de papel.

Los resultados mostrados en la Tabla 4.13 indican que el pre-tratamiento alcalino es altamente efectivo en la solubilización del material carbonoso, siendo el NaOH el reactivo más empleado. Los porcentajes de aumento en la solubilización a partir de dicho tratamiento van desde 43.5 % hasta 1200 %, con respecto al testigo. La variabilidad en los grados de solubilización obtenidos en los diferentes trabajos se debe, entre otras cosas, a la diferencia

en la composición de los sustratos sometidos al pre-tratamiento, a la diferencia en las concentraciones de reactivo manejadas, a los diferentes tiempos de pre-tratamiento y a las diferentes concentraciones de sustrato manejadas.

Con base en el tratamiento químico aplicado sobre la FORSU son pocos los trabajos reportados. López y Espinosa (2008) reportan un aumento del 41 % en la solubilización de la FORSU después de ser sometida al pre-tratamiento alcalino por 6 h a una concentración de 29 gCa(OH)₂/kgST. Estos resultados son comparables con los generados en el presente trabajo, donde se obtuvo un aumento en la solubilización del 46.1 % cuando los bagazos extruidos, provenientes de una sola prueba de lavado, fueron sometidos al tratamiento químico durante 72 h a una concentración de NaOH de 0.2 eq/L (que equivale a 197.2 y 163.4 gNaOH/kgST de bagazo molido y extruido respectivamente). Así mismo se obtuvo un aumento en la solubilización del 81.8 % cuando los bagazos molidos, provenientes de tres lavados, fueron sometidos al pre-tratamiento químico durante 72 h a la misma concentración de NaOH de 0.2 eq/L (134.4 gNaOH/kgST de bagazo). La diferencia entre el presente trabajo y el de López y Espinosa (2008) se puede deber a la mayor eficiencia del NaOH sobre el Ca(OH)₂ en la solubilización de materia orgánica (Kim *et al*, 2003). Además, los residuos utilizados en esta tesis provienen de pruebas de lixiviación, lo que provocó un cambio en su composición con respecto a los residuos empleados en el trabajo de López y Espinosa (2008).

Con respecto al pre-tratamiento ácido, se observan en la Tabla 4.13 resultados contradictorios. Por un lado González Fernández *et al* (2008) reportan un decremento del 30 % en la solubilización de estiércol sometido al pre-tratamiento ácido con 131 gHCl/kgST por 24 h a 32 °C, resultado que concuerda con lo obtenido en este trabajo, donde se obtuvo una disminución del 16.9 % en la solubilización cuando los bagazos extruidos, provenientes de una sola prueba de lavado, fueron sometidos al tratamiento químico durante 72 h a una concentración de 0.1 eqH₂SO₄/L (100.1 gH₂SO₄/kgST de bagazo). Por otro lado, y contrario a lo obtenido en el presente trabajo, Meng y Haobo (2009) obtuvieron un incremento en la solubilización del 277 % en el pre-tratamiento de lodos de aguas residuales con ácido peracético al 0.266 % por 6 h. Así mismo, Chen *et al*, (2007), reportan un incremento del 22.1 % cuando lodos activados fueron tratados con HCl a pH=4 durante 20 d.

El hecho de que los resultados del presente trabajo indiquen que hay una reducción en la solubilización de materia orgánica cuando los residuos son sometidos al tratamiento ácido, puede deberse a la oxidación química de la muestra generada por la adición del ácido (González *et al*, 2008), lo que genera una reducción directa en la DQO.

De acuerdo con López y Espinosa (2008) y Eom *et al* (2009), el cambio en la demanda química de oxígeno disuelta, generado por los pre-tratamientos, se debe a un cambio en la estructura química de la materia orgánica, el cual promueve la hidrólisis de lípidos, carbohidratos y proteínas a ácidos alifáticos, polisacáridos y aminoácidos respectivamente. De forma más específica, con respecto al material lignocelulósico y a los carbohidratos en general, se da una ruptura de las moléculas a componentes más simples. En el pre-tratamiento ácido la celulosa y la hemicelulosa se descomponen en glucosa y otras hexosas,

las cuales pueden descomponerse hasta generar ácido levulínico y ácido fórmico (Ahuja, 2011), además de la conversión de xilan a xilosa (Sun y Cheng, 2002). Mientras que en el pre-tratamiento alcalino se promueven reacciones como la saponificación de ácidos urónicos y acetil ésteres, reacciones con grupos carboxílicos libres y la neutralización de varios ácidos (Kim *et al*, 2003). Con respecto a las proteínas, tanto el pre-tratamiento ácido, como el alcalino, provocan la ruptura de las proteínas para liberar los respectivos aminoácidos que las conforman (Tsugita, 1982).

Tabla 4.13 Resumen de resultados obtenidos por diferentes trabajos de aplicación del tratamiento químico a residuos orgánicos

Sustrato	Condiciones del tratamiento			Solubilización (DQOd con respecto al testigo)	Referencia
	Concentración	Tiempo	Temperatura °C		
Biomasa microbiana	870 gNaOH/kgST	30 min	Ambiente	53.2 % con respecto a la DQOt	Penaud <i>et al</i> , 1999
Estiércol	12 gNaOH/kgST	24 h	32	57 %	González Fernández <i>et al</i> , 2008
Estiércol	131 gHCl/kgST	24 h	32	- 30 %	González Fernández <i>et al</i> , 2008
FORSU	29 gCa(OH) ₂ /kg	6 h	Ambiente	41 %	López y Espinosa, 2008
Lodos activados	pH = 11	20 d	Ambiente	38.3 % con respecto a la DQOt	Chen <i>et al</i> , 2007
Lodos activados	pH = 4	20 d	Ambiente	22.1 % con respecto a la DQOt	Chen <i>et al</i> , 2007
Lodos activados	184 gNaOH/kgST	30 min	Ambiente	43.5 %	Kim <i>et al</i> , 2003
Lodos activados	160 gNaOH/kgST	24	25	91.2 %	Lin <i>et al</i> , 1997
Lodos activados	7 gNaOH/L	30 min	121	88 % con respecto a la DQOt	Park <i>et al</i> , 2005
Lodos de aguas residuales	0.266 % ácido peracético	6 h	35	277 %	Meng y Haobo, 2009
Paja de arroz	5.5 gNaOH/kgST	2 h	140	8 veces	Hosseini <i>et al</i> , 2011
Pulpa y lodos de papel	16 gNaOH/kgST	6 h	37	12 veces	Yunquin <i>et al</i> , 2009

Además, los sistemas sometidos al pre-tratamiento alcalino presentaron una coloración tipo marrón, lo que puede indicar el desarrollo de reacciones de Maillard en dichos sistemas, lo cual también fue señalado por Penaud *et al* (1999) en el pre-tratamiento térmico alcalino de biomasa. Las reacciones de Maillard son favorecidas a pH altos e involucran transformaciones entre el grupo carbonilo de carbohidratos reductores y un grupo amino libre proveniente del aminoácido de una proteína (Ajandouz *et al*, 2001). Los productos de las reacciones de Maillard son las melanoidinas, compuestos poliméricos coloreados que presentan dobles enlaces de aminoácidos y distintos grupos heterocíclicos, provenientes de fufural, aldehídos y otras sustancias (Badui, 1990). Estos son compuestos considerados tóxicos para los sistemas biológicos de tratamiento. (Rodríguez *et al*, 2005)

4.6.4 Análisis de nutrientes en las muestras sometidas al tratamiento químico

Los dos principales indicadores de este trabajo, manejados como variables de respuesta para determinar el grado de solubilización logrado a partir del tratamiento químico, fueron la demanda química de oxígeno disuelta (DQOd) y la concentración de sólidos disueltos totales (SDT). El cambio de estas variables sirvió para indicar el comportamiento de la disolución de materia orgánica con respecto al tiempo, pero no proporciona información acerca de la influencia que ejerce el pre-tratamiento sobre la concentración de los otros macronutrientes. Es así que se realizó un análisis de la DQOt, N-K, N-NH₄, PT, P-PO₄, ST, SVT, y SFT de las mezclas provenientes de los pre-tratamientos. En la Figura 4.18 se observa que las muestras provenientes de los tres lavados sometidas al pre-tratamiento químico presentan concentraciones de nutrientes inferiores a las muestras provenientes de un lavado sometidas al mismo pre-tratamiento. Esto concuerda con el arrastre de nutrientes propiciado en el segundo y tercer lavado, que generó bagazos más pobres en nutrientes.

En la Figura 4.18a se muestra la demanda química de oxígeno total (DQOt) de cada una de las muestras finales hidrolizadas. Para el tratamiento alcalino, se observa un incremento con respecto al testigo en todos los casos, tanto en los bagazos provenientes de un lavado como en los bagazos provenientes de tres. Los casos en los que se obtuvo la mayor diferencia fueron el tratamiento alcalino con 0.2 eq NaOH/L aplicado sobre bagazos molidos provenientes de un lavado y sobre bagazos extruidos provenientes de tres lavados, con un aumento del 41.5 y 34.6 % sobre sus testigos, respectivamente. Estos resultados concuerdan con los obtenidos previamente respecto a la DQOd de los bagazos sometidos al tratamiento alcalino, lo cuales presentaron altos porcentajes de solubilización.

Por otro lado, los bagazos sometidos al tratamiento ácido presentaron en la mayoría de los casos un decremento en la DQOt con respecto a sus testigos, lo que concuerda también con los resultados analizados previamente relacionados con la DQOd, con lo que se concluye que la hidrólisis generada a partir del ácido reduce la DQO de la muestra.

Con respecto al Nitrógeno Kjeldahl (N-K), se muestra en la Figura 4.18 b que los pre-tratamientos provocaron una disminución en la concentración con respecto a sus testigos. En este caso, el tratamiento ácido resultó ser más afectivo en la disminución de nitrógeno

orgánico y amoniacal. Para el tratamiento alcalino, la reducción en la concentración de N-K puede deberse a la hidrólisis de proteínas propiciada por el NaOH (Penaud *et al*, 1999), la cual provocó la liberación de nitrógeno amoniacal (N-NH_4) que posteriormente escapa del sistema en forma de NH_3 por el aumento en el pH. Por otro lado, para el caso del tratamiento ácido, se supone una oxidación total del nitrógeno orgánico a otras formas que no son cuantificables mediante el método de Nitrógeno Kjeldahl, mediante el cual sólo se puede cuantificar la concentración de nitrógeno orgánico y amoniacal.

Mediante la Figura 4.18c se muestra la concentración final de N-NH_4 en cada uno de los diferentes sistemas sometidos al pre-tratamiento alcalino y ácido. Se observa una disminución en la concentración de N-NH_4 en los bagazos provenientes de un lavado, sometidos al tratamiento alcalino y ácido. En el caso del pre-tratamiento alcalino dicha disminución puede deberse a lo mencionado previamente, donde el incremento en el pH, causado por la adición de NaOH, causa la liberación de NH_3 a la atmósfera, mientras que en el caso del tratamiento ácido, la razón puede ser la naturaleza oxidante del H_2SO_4 , que pudo haber reaccionado con el N-NH_4 presente en la muestra generando sulfato de amonio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ entre otros compuestos. Por otro lado, en el caso del pre-tratamiento químico sobre los bagazos provenientes de tres lavados, se observó un comportamiento distinto, donde los sistemas sometidos al pre-tratamiento ácido y alcalino presentaron una mayor concentración de N-NH_4 que sus testigos. En este caso, la diferencia en la concentración entre los bagazos sometidos al pre-tratamiento ácido y los testigos no parece ser significativa, mientras que para el pre-tratamiento alcalino sí se presenta una diferencia mayor.

En lo que respecta al fósforo total, se observa una disminución en la concentración por parte de los dos tipos de bagazos pre-tratados con respecto a sus testigos (Figura 4.18d). En este caso, se observa que el NaOH provocó una mayor disminución en la concentración de fósforo total que el H_2SO_4 . Esto se atribuye a que el H_2SO_4 es capaz de transformar el fósforo orgánico a la forma de ortofosfatos (Fluoreciencia, 2012), los cuales son cuantificados dentro de la concentración de fósforo total, mientras que el NaOH probablemente reacciona de forma más agresiva con el fósforo, generando NaH_2PO_4 entre otros productos de reacción. Así, los bagazos sometidos al tratamiento alcalino presentaron concentraciones de fósforo considerablemente menores que las de sus respectivos testigos (Figura 4.18d).

Con respecto al comportamiento de los ortofosfatos, se observa una concentración considerablemente mayor en los sistemas sometidos al pre-tratamiento alcalino y ácido con relación a sus testigos. Esto confirma que, con la hidrólisis producida a partir del pre-tratamiento, se da una transformación de fósforo total a ortofosfatos, los cuales se encuentran en forma soluble y pueden ser aprovechados de forma directa por los microorganismos en los procesos biológicos. En la Figura 4.18e, se aprecia que el tratamiento ácido provoca una mayor transformación del fósforo orgánico a ortofosfatos que el NaOH, presentándose una mayor diferencia en los pre-tratamientos sobre bagazos provenientes de tres lavados que en aquellos provenientes de uno.

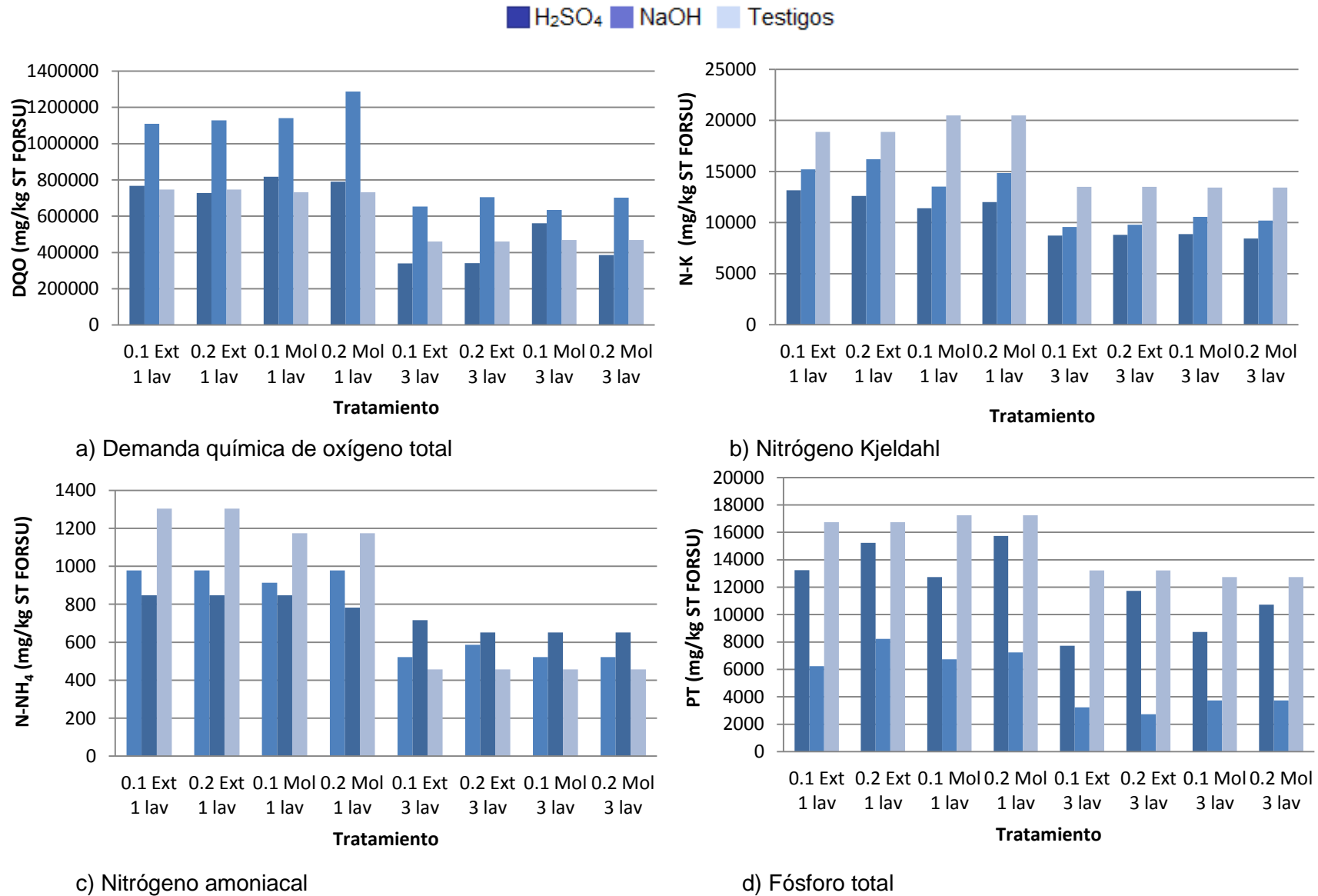


Figura 4.18 Concentración de nutrientes en las muestras hidrolizadas sometidas al pre-tratamiento químico

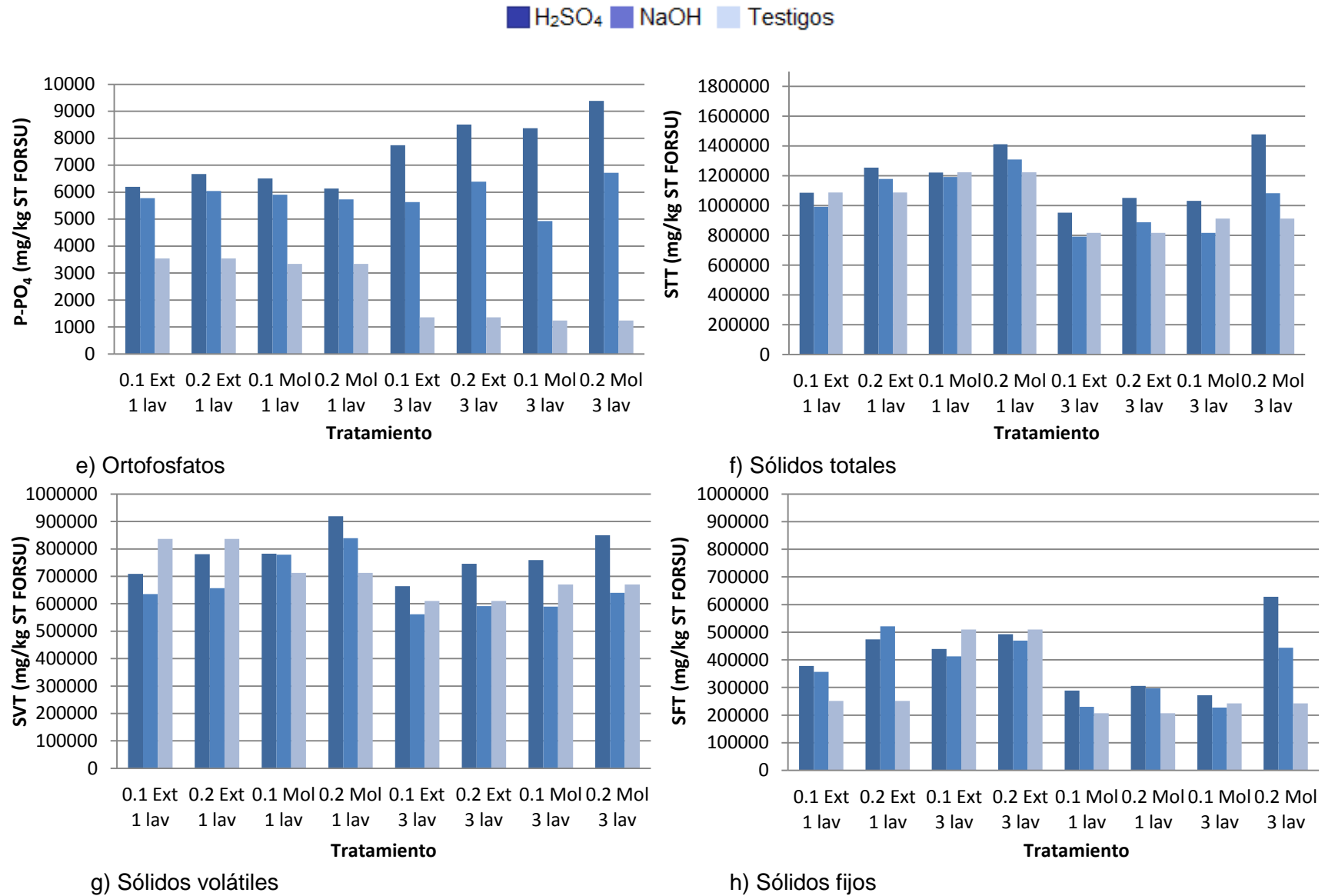


Figura 4.18 Concentración final de nutrientes en las muestras hidrolizadas sometidas al pre-tratamiento químico

En el comportamiento de los sólidos totales se observa que no existe una influencia significativa por parte de los pre-tratamientos en la concentración final. En la Figura 4.18f se aprecia que el tratamiento ácido genera una mayor concentración de ST que la que presentan sus testigos. Este comportamiento concuerda con los resultados de Ma *et al*, (2010), quienes reportan un aumento del 2.4 % en la concentración de ST después de que residuos de cocina fueron pre-tratados con HCl 10 N, lo cual puede deberse a la formación de ciertas sales a partir de la adición del ácido (González *et al*, 2008). En general no se esperarían variaciones significativas en la concentración de sólidos totales, por lo que la diferencia presentada puede también atribuirse a error estándar comprendido en la determinación.

Con base en la Figura 4.18g, no se observa una tendencia uniforme en el cambio en la concentración de SV por parte de los bagazos provenientes de un lavado sometidos a los pre-tratamientos con respecto a los testigos, mientras que en el caso los bagazos provenientes de tres lavados, los sometidos al pre-tratamiento ácido presentaron una mayor concentración de SV que sus respectivos testigos. En este caso, debido a la heterogeneidad de los residuos, no se puede deducir un efecto claro por parte de los pre-tratamientos sobre la concentración final de SV. Así mismo, con respecto a los sólidos fijos totales (SFT), se observa un comportamiento similar, donde el pre-tratamiento químico propicia en algunos casos una mayor concentración de SFT, mientras que en otros la diferencia con respecto a los testigos no es significativa.

4.7 Pruebas de potencial bioquímico de metano

Se realizaron pruebas de potencial bioquímico de metano para determinar el potencial de producción de biogás con el que cuentan las diferentes fases obtenidas a partir de las pruebas de lavado sobre los residuos, así como para conocer el efecto que tuvo el pre-tratamiento químico aplicado a los bagazos (resultantes de las pruebas de lavado) sobre dicho potencial. Fueron sometidos a la prueba los diferentes lixiviados y los bagazos de diferente tamaño de partícula, previamente pre-tratados químicamente.

Las pruebas consistieron en inocular 1.6 g de muestra como DQOt con 8 gramos de lodos anaerobios como SSV, posteriormente fue añadido 1 ml de solución de micronutrientes y el volumen de solución amortiguadora necesaria para completar un volumen de 400 ml (volumen útil de los reactores empleados en la experimentación) (ver Capítulo 3.5.3). Los reactores fueron burbujeados con nitrógeno con el fin de mantener condiciones anaerobias en el medio, y la producción de biogás fue contabilizada mediante un software. La composición del biogás producido fue determinada a partir de la inyección diaria de muestra de cada uno de los reactores en un cromatógrafo de gases.

4.7.1 Potencial de metano de lixiviados

En la Figura 4.19a se muestran los volúmenes de producción de biogás de cada uno de los lixiviados sometidos a la prueba de potencial de metano durante 6 días. Para esta determinación se tomó como base de cálculo la relación de la DQO de dichos lixiviados con respecto a los SV totales de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) sin triturar.

En la figura 4.19a se observa que los lixiviados son altamente biodegradables, mostrando un aumento prácticamente constante en la producción de biogás durante las primeras 8 horas del experimento, tiempo a partir del cual la producción disminuye significativamente, tendiendo a una asíntota hasta el día 6 del experimento. El rápido consumo de sustrato, indica que existe una alta afinidad entre las bacterias y el sustrato, lo que confirma la alta biodegradabilidad mencionada. Por otro lado, la curva de producción de biogás de la muestra triturada de residuos, tomada como control, presentó una pendiente considerablemente menor que las de los lixiviados durante el primer día, con una producción de biogás que disminuyó a partir del día 3 hasta el día 6.

La mayor biodegradabilidad de los lixiviados con respecto a la muestra de residuos se debe a que los lixiviados presentan una concentración considerablemente mayor de material soluble por gramo de DQOt que la muestra de residuos, la cual presenta una alta proporción de material particulado que no es accesible a las bacterias. Esto concuerda con los resultados de Itodo y Awulu (1999), quienes sugieren que una mayor concentración de ST provoca una disminución en la generación de biogás, mientras que González Fernández *et al* (2008) obtuvieron mayores rendimientos de producción de biogás y metano a partir de la fase líquida de estiércol generada a partir de tamizado que de la muestra cruda de estiércol.

En la Figura 4.19a también se muestra que la producción de biogás se encuentra ligada a la concentración de materia orgánica. De todos los lixiviados sometidos a la prueba de potencial de metano, los que mayor producción de biogás presentaron fueron los provenientes de tres lavados mientras que, para el caso de los lixiviados provenientes de un solo lavado, los lixiviados más diluidos provenientes de la relación 1:8, son los que presentan la mayor producción de biogás, seguidos por los lixiviados en relación 1:6, posteriormente por los lixiviados en relación 1:4. Esto indica que, a medida que el agua se satura de materia orgánica, mediante lixivaciones más concentradas (relación 1:4), se favorece el arrastre de materia menos biodegradable que la que se difunde en proporciones menos concentradas como la 1:8.

Analizando la producción de metano por gramo de SV de la FORSU, se observa un comportamiento similar al de la producción de biogás. La Figura 4.19b muestra que los lixiviados producen la mayor cantidad de CH₄ durante el primer día y posteriormente se llega a un valor *cuasi* constante, mientras que la muestra triturada de residuos, empleada como control, presenta una generación de metano continua, con una pendiente menor que los lixiviados durante los primeros días.

En el caso de los lixiviados provenientes de un lavado, los que mayor cantidad de biogás produjeron fueron los más diluidos (relación 1:8) provenientes de residuos molidos, con $0.118 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kgSV}$, mientras que los lixiviados provenientes de residuos extruidos lavados tres veces, tuvieron una producción de metano de $0.132 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kgSV}$, valores que son considerablemente menores que los obtenidos por González Fernández *et al* (2008), quienes a partir de su trabajo obtuvieron una generación de $0.272 \text{ l CH}_4/\text{gSV}$ a partir de la fracción líquida del estiércol.

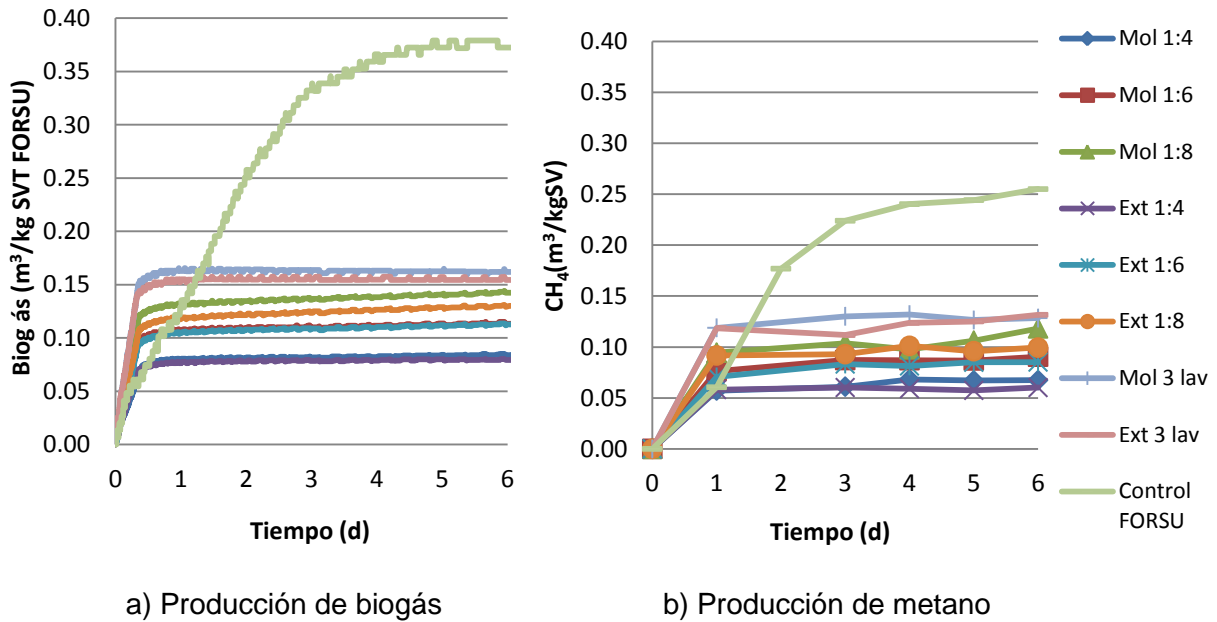


Figura 4.19 Potencial de producción de biogás y metano de los lixiviados por gramo de SV de FORSU

Para el caso de los lixiviados provenientes de un solo lavado, los resultados sugieren que los más biodegradables son los lixiviados más diluidos (aquellos provenientes de la relación 1:8.), lo que parece indicar que las proporciones más diluidas propician la lixiviación de materia orgánica biodegradable, mientras que las proporciones más concentradas, al saturarse, propician de forma simultánea el arrastre de material menos biodegradable, lo que repercute en menores rendimientos de producción de metano.

La composición del biogás generado a partir de la digestión de los lixiviados no presentó una variación significativa entre cada una de las muestras. Al sexto día, el biogás presentó un contenido de CH_4 que osciló entre el 63.0 % y el 68.5 %, siendo la muestra de lixiviado molido proveniente de tres lavados la que generó el biogás con el menor porcentaje de metano y la muestra de lixiviado proveniente de la relación 1:6 de residuos extruidos la que generó el biogás con el mayor porcentaje de metano.

4.7.2 Potencial de metano de bagazos de provenientes de un solo lavado

En las figuras 4.20 y 4.21 se presenta la producción de metano de las muestras de bagazo provenientes de un lavado sometidas al pre-tratamiento alcalino y al pre-tratamiento ácido. Se observa que la producción de metano aumentó de forma constante durante los primeros 3 días, tiempo a partir del cual se observa una disminución en la producción. Este tiempo es considerablemente mayor al tiempo en el que se estabilizó la producción de metano para los lixiviados, el cual fue menor a un día, lo que indica que las muestras de bagazo hidrolizadas son menos biodegradables que los lixiviados.

La Figura 4.20 muestra que los bagazos pre-tratados con NaOH presentaron una mayor producción de metano que los testigos molido y extruido en todos los casos, e incluso mayor que la producción del control de residuos extruidos sin lixiviar, lo que indica que el pre-tratamiento alcalino ejerce un efecto positivo en la producción de metano a partir del aumento en la concentración de material disuelto obtenido mediante la aplicación de éste.

Las muestras de bagazo molido y extruido pre-tratadas con 0.2 eqNaOH/L (197.2 y 163.4 gNaOH/kgST de bagazo molido y extruido, respectivamente) presentaron un aumento en la producción de metano del 50.9 y 34.9 % con respecto a sus testigos. Así mismo, las muestras de bagazo molido y extruido pre-tratadas con 0.1 eq NaOH/L (98.6 y 81.7 gNaOH/kgST de bagazo molido y extruido, respectivamente) presentaron un aumento en la producción de metano del 41.9 y 32.9 % sobre sus correspondientes testigos. Por otro lado, con respecto a la muestra de residuos sin lixiviar (muestra control), las muestras que presentaron mayor aumento en la producción de metano fueron las de bagazo molido y extruido pre-tratadas con 0.2 eq NaOH/L, con una diferencia del 30.1 y 19.5 respectivamente. Es importante señalar que la producción de metano del testigo extruido se encuentra por encima de la curva del testigo molido, lo que concuerda con los previos resultados de lixiviación, en los cuales el bagazo extruido presentó una DQO 15.2 % mayor que el bagazo molido, lo que se traduce en un mayor contenido de materia orgánica potencialmente aprovechable para la producción de metano por parte del bagazo extruido.

Con base en lo mencionado, las muestras que mayor producción específica de metano presentaron fueron las pre-tratadas con 0.2 eq NaOH/L, seguidas por las pre-tratadas con 0.1 eq NaOH/L y finalmente por los testigos, lo que concuerda con la mayor concentración de material soluble obtenida a partir del pre-tratamiento.

En la Figura 4.21 se muestran los resultados de la producción de metano (por gramo de SV de la FORSU) de las muestras de bagazo provenientes de un lavado sometidas al pre-tratamiento ácido. Se observa que la producción fue menor que la de sus respectivos testigos durante los primeros 6 días del experimento, a excepción de la muestra de bagazos extruidos pre-tratada con 0.1 eq H₂SO₄/L, la cual presentó una producción apenas por encima (1.7 % mayor) que la correspondiente al testigo molido, el cual presentó una producción de metano menor que el testigo extruido.

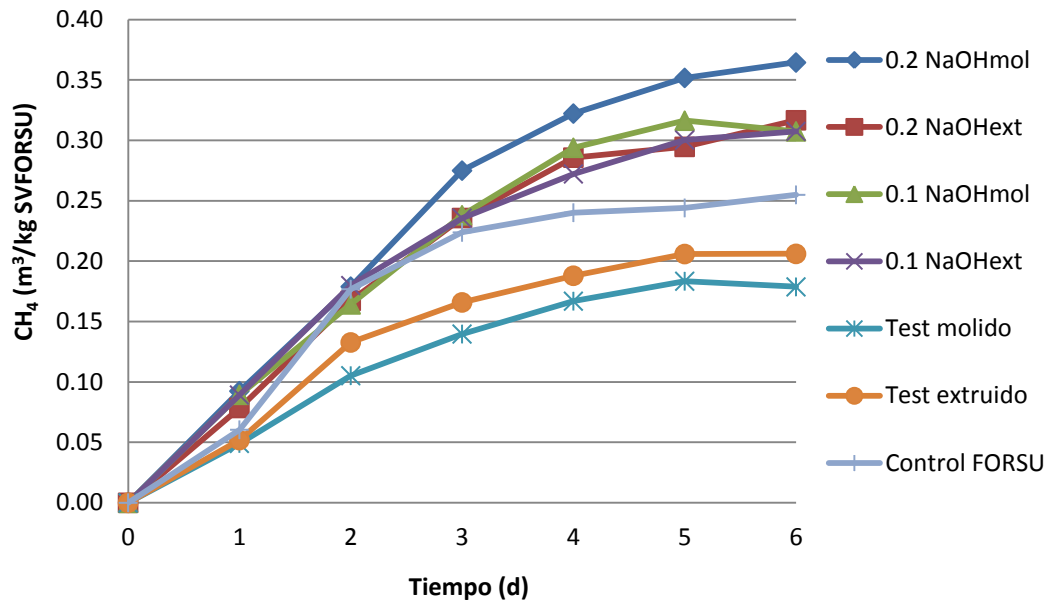


Figura 4.20 Potencial de producción de metano por gramo de SV de la FORSU de las muestras de bagazo provenientes de un lavado sometidas al pre-tratamiento alcalino.

En todos los casos, las muestras de bagazo extruidas presentaron una producción específica de metano mayor que las muestras molidas, lo que concuerda con la mayor concentración de material soluble presente en los bagazos extruidos, los cuales lixiviaron una menor cantidad de nutrientes que los bagazos molidos en las pruebas de lavado (Tabla 4.2).

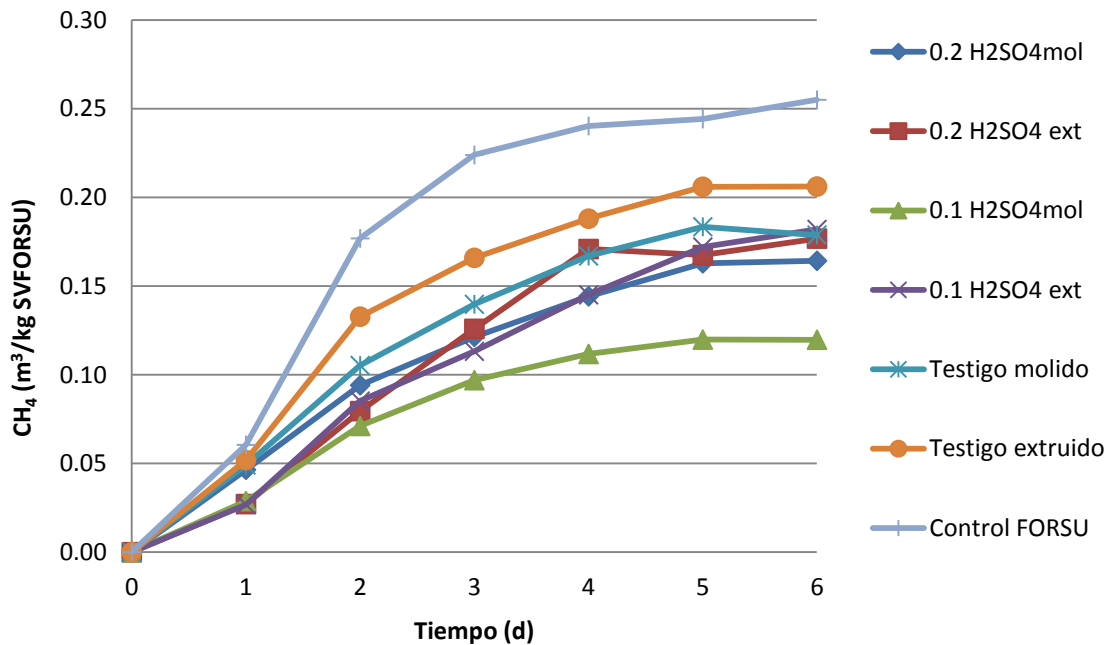


Figura 4.21 Potencial de producción de metano por gramo de SV de la FORSU de las muestras de bagazo provenientes de un lavado sometidas al pre-tratamiento ácido.

La menor producción de metano de las muestras pre-tratadas con ácido se puede deber a la menor concentración de material orgánico soluble (como DQOd) presente después del pre-tratamiento. Dicho comportamiento puede también deberse a la presencia de ácidos carboxílicos, furanos y compuestos derivados del fenol, los cuales se producen por las reacciones entre el ácido y los residuos, y pueden reducir la velocidad de reproducción de los microorganismos (Taherzadeh y Karimi, 2008; Hendriks y Zeeman, 2009).

El biogás generado a partir de la digestión de las muestras de bagazo sometidas al pre-tratamiento ácido y alcalino y sus testigos presentó una composición de metano que osciló entre el 63.8 y el 67.2 %, lo que refleja una variación no significativa en dicha composición. En este caso, la muestra que generó el biogás con el menor porcentaje de metano fue la muestra extruida pre-tratada con 0.2 eq H_2SO_4/L , mientras que la muestra que produjo el biogás con el mayor porcentaje de metano fue la muestra del testigo molido.

4.7.3 Potencial de metano de bagazos provenientes de tres lavados

En las figuras 4.22 y 4.23 se muestra la producción específica de metano de las muestras de bagazo provenientes de tres lavados sometidas al pre-tratamiento alcalino y ácido. Al igual que los casos previos, la producción bruta de metano fue referenciada a los SV de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) sin lixiviar.

Se observa que las muestras hidrolizadas mediante los pre-tratamientos presentan una producción de metano considerablemente menor que la correspondiente a la muestra extruida de residuos sin lixiviar (muestra control). En este caso la producción de metano por gramo de SV aumentó de forma constante durante prácticamente los 6 días de duración del experimento, lo que indica una menor tasa de degradación de sustrato que en el caso de las muestras de lixiviado y la muestra extruida sin lixiviar, ya que dichas muestras generaron la mayor parte de metano durante el primer y los primeros tres días del experimento, respectivamente.

En comparación con los bagazos de un lavado, las muestras provenientes de tres lavados presentaron una producción de metano considerablemente menor, esto se debe a una menor concentración de material disuelto presente en dichas muestras derivada del mayor arrastre de nutrientes propiciado por los tres lavados sucesivos a los que fue sometido el bagazo.

En la Figura 4.22 se muestra la producción de metano de las muestras hidrolizadas mediante el pre-tratamiento alcalino. Se observa que, con excepción de la muestra de bagazo molido pre-tratada con 0.2 eq $NaOH/L$, la producción de metano de las muestras pre-tratadas es ligeramente mayor que la de sus correspondientes testigos, siendo las muestras pre-tratadas con 0.2 y 0.1 eq de $NaOH$ sobre bagazos extruidos y molidos las que presentaron la mayor producción, con 0.150 l/gSV de CH_4 respectivamente.

Derivado del pre-tratamiento alcalino, las muestras de bagazo provenientes de tres lavados presentaron una concentración de material disuelto (determinado como DQOd)

significativamente mayor que sus respectivos testigos, pero la producción de metano fue sólo ligeramente mayor, lo que permite concluir que no existe una relación directa entre la mayor concentración de material disuelto lograda a partir del pre-tratamiento alcalino y el potencial de producción de metano. Esto puede estar relacionado con lo descrito por Ma *et al* (2010) y Penaud *et al* (1999), quienes mencionan que con el pre-tratamiento se logra la ruptura de las membranas celulares, permitiendo el aumento de la solubilización, pero la biodegradabilidad de la materia hidrolizada puede ser limitada. En este caso el NaOH reaccionó con el material particulado de los bagazos, hidrolizándolo, y aumentando con ello de forma significativa la concentración de material disuelto, pero no la biodegradabilidad anaerobia.

Con base en lo anterior, se concluye que el efecto de la hidrólisis con NaOH en la producción de metano no es considerable en residuos con una baja concentración de material potencialmente soluble (como los bagazos provenientes de 3 lavados), donde según Penaud *et al* (1999), la adición del NaOH parece producir compuestos solubles no biodegradables.

Por otro lado, mediante la Figura 4.23 se observa que las muestras de bagazo provenientes de tres lavados sometidas al pre-tratamiento ácido presentaron una generación menor que sus respectivos testigos, con excepción de la muestra de bagazo molido pre-tratada con 0.1 eq H_2SO_4/L (82.3 $gH_2SO_4/kgST$ de bagazo). En este caso las curvas de las muestras provenientes del tratamiento ácido muestran una producción baja de metano durante los primeros tres días del experimento para después dar lugar a un aumento en la pendiente y en la producción de biogás. Dicho aumento causa que la producción de metano llegue al sexto día a una producción similar a la de sus testigos, con excepción de la muestra ya mencionada, la cual presentó un comportamiento diferente desde el primer día, superando la producción de metano de los testigos.

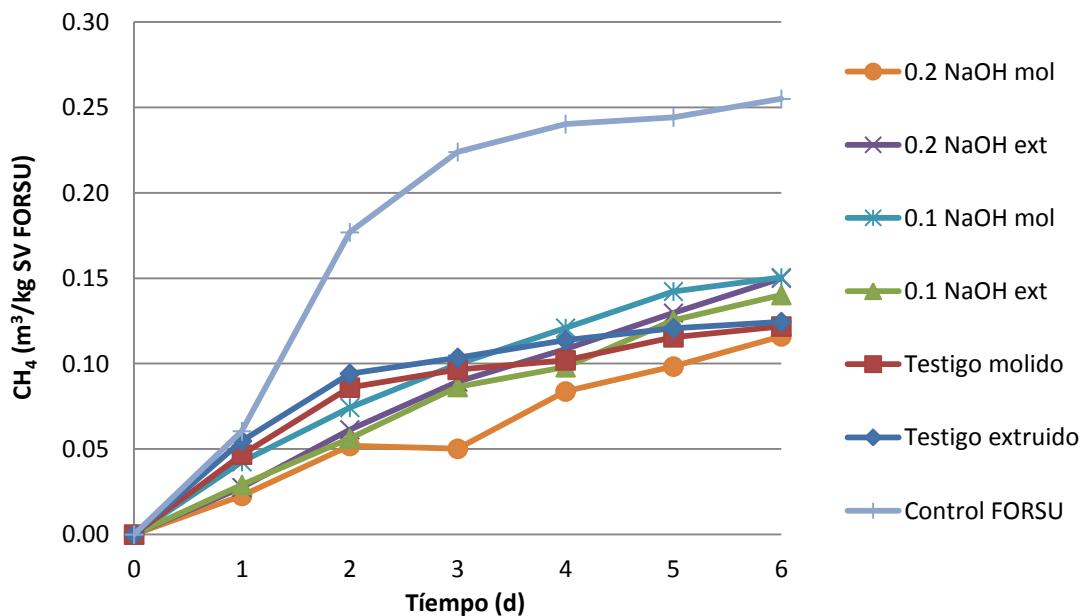


Figura 4.22 Potencial de producción de metano por gramo de SV de la FORSU de las muestras de bagazo provenientes de tres lavados sometidas al pre-tratamiento alcalino

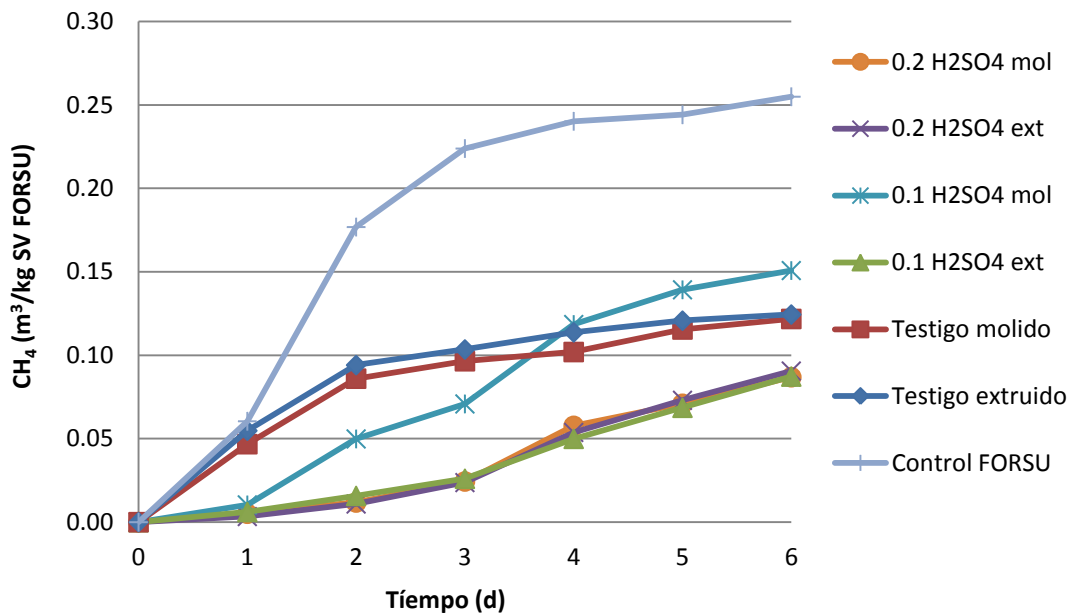


Figura 4.23 Potencial de producción de metano por gramo de SV de la FORSU de las muestras de bagazo provenientes de tres lavados sometidas al pre-tratamiento ácido

Dado que la producción de metano final es similar entre las muestras extruidas y molidas, se concluye que no existe un efecto por parte del tamaño de partícula en la producción específica de metano, ya que las diferencias no son significativas. Así mismo, es importante señalar que la baja producción de metano por parte de las muestras sometidas al pre-tratamiento ácido coincide con la menor concentración de material orgánico disuelto (como DQOd) propiciado por la adición del ácido en dicho pre-tratamiento. Además, al igual que se concluyó en el tratamiento ácido sobre bagazos provenientes de un lavado, la menor producción de biogás de las muestras pre-tratadas puede estar asociada con la formación de sustancias poco biodegradables generadas por la reacción entre los residuos y el ácido.

En este caso, y en comparación con las muestras de bagazo provenientes de un lavado, las muestras de tres lavados presentaron una mayor variación en la composición del biogás, el cual presentó un contenido de metano que osciló entre un 62.9 y 66.7 %; la muestra que generó el biogás con el menor porcentaje de metano fue la muestra extruida pre-tratada con 0.1 eq H_2SO_4/L , mientras que la muestra con el mayor porcentaje de metano fue el testigo molido.

En la Tabla 4.14 se muestran resultados de diferentes trabajos relacionados con la producción de metano a partir de diferentes tipos de residuos sometidos previamente al pre-tratamiento químico. En todos los casos el pre-tratamiento alcalino ejerció un efecto positivo en la producción de metano con respecto a su testigo. De los resultados mostrados, resaltan los obtenidos por López y Espinosa (2008) y Lin *et al* (1997), quienes obtuvieron incrementos del 172.7 y el 88.0 % en la producción de metano con relación a sus testigos respectivamente.

Tabla 4.14 Resumen de resultados obtenidos por diferentes trabajos del potencial de producción de metano de muestras pre-tratadas químicamente

Sustrato	Pretratamiento	Digestión anaerobia	Resultados	Referencia
Lodos activados	184 gNaOH/kgST, 30 min, Tamb	Batch, 7 days	+11.3 % en la producción de metano por m ³ de lodo	Kim <i>et al</i> , 2003
Estiércol	12 gNaOH/kgST, 24 h, 32 °C	Batch, 1 mes, 32 °C	+11.6 % en la producción de metano por g/DQO	González Fernández <i>et al</i> , 2008
Estiércol	131 gHCl/kgST, 24h, 32 °C	Batch, 1 mes, 32 °C	-3.6 % en la producción de metano por g/DQO	González Fernández <i>et al</i> , 2008
Residuos de cocina	HCl 10 N hasta pH 2, 24 h, (18±2 °C)	Batch, 25 días, 52 °C	-54.3 % en la producción de biogás por g/DQO rem	Ma <i>et al</i> , 2009
FORSU	29 gCa(OH) ₂ /kgST, 6h, Tamb	Batch, 18 días	+172.7 % en el rendimiento de producción de metano	López y Espinosa, 2008
Lodos activados	1.65 gKOH/L, hasta pH 10, 60 min 130 °C	Batch, 24 días, 35 °C	+30 % en el rendimiento de producción de biogás	Valo <i>et al</i> , 2004
Lodos activados	128 gNaOH/kgST, 6 h, 37 °C	Batch, 42 días, 37 °C	+106-287 % en el rendimiento de producción de metano	Lin <i>et al</i> , 1997
Lodos de aguas residuales	0.266 % ácido peracético, 6h, 35 °C	Batch, 20 días, 35 °C	+ 72 % en el rendimiento de producción de biogás	Meng y Haobo, 2009
Papel periódico	35 % CH ₃ COOH + 2 % HNO ₃ , 30 min, 100 °C	Batch, 60 días, 35 °C	+300% en la producción de metano por gramo de SV	Xiao y Clarkson, 1997
Lodos activados	7 gNaOH/kgST, 30 min, 121 °C	Digestión en tres etapas	+44.2 % en la producción de metano por gramo de SV	Park <i>et al</i> , 2005
Pulpa y lodos de papel	8 gNaOH/kgST, 6 h, 37 °C	Batch, 37 °C, 42 d	+83 % en la producción de metano por gramo de SV	Yunquin <i>et al</i> , 2009

Los resultados mencionados concuerdan con la mayor producción de metano de muestras de bagazo provenientes de un lavado sometidas al pre-tratamiento alcalino, las cuales generaron hasta un 50.9 % más que sus testigos, siendo la muestra de bagazos molidos pre-tratada con 0.2 eqNaOH/L (197.5 gNaOH/kgST de bagazo) la que mayor generación de metano presentó, con 0.365 m³CH₄/gSV de la FORSU (Anexo 1). Este resultado concuerda con el obtenido por el trabajo de Yunquin *et al* (2009), quien obtuvo una producción de 0.320 m³CH₄/kgSV a partir del tratamiento de papel periódico con 8 gNaOH/kgST.

Para el caso del tratamiento alcalino sobre las muestras de bagazo lavadas tres veces, donde la producción de metano fue apenas mayor que la de sus testigos, los resultados no concuerdan con los expuestos en la Tabla 4.14, ya que se esperaría un mayor aumento en la producción de metano derivado de la alta concentración de material disuelto generado a partir de la hidrólisis mediante el NaOH, lo que sugiere que el ataque del NaOH sobre este tipo de bagazos produce la liberación de sustancias disueltas poco biodegradables.

En lo que respecta al pre-tratamiento ácido, se muestran pocos resultados en la Tabla 4.14 debido al menor número de investigaciones realizadas sobre este pre-tratamiento con respecto al pre-tratamiento alcalino. Los resultados publicados por González Fernández *et al* (2008) y Ma *et al* (2009) sugieren que el pre-tratamiento ácido genera un efecto negativo en la producción de metano, obteniéndose una disminución en la generación de hasta el 54.3 % (Ma *et al*, 2009).

Estos resultados concuerdan con los obtenidos en esta tesis, donde los bagazos provenientes de uno y tres lavados, sometidos al pre-tratamiento ácido, presentaron una generación de metano específica menor que la de sus respectivos testigos, lo que corrobora la hipótesis de que los diferentes compuestos generados a partir de la hidrólisis ácida son poco biodegradables para las bacterias. Por otro lado, Xiao y Clarkson (1997) reportan un rendimiento de metano tres veces mayor que el testigo cuando los residuos de papel fueron pre-tratados con una mezcla de CH₃-COOH y HNO₃. Estos resultados son contrarios a los generados por este trabajo. Probablemente el aumento se debe a las características de los ácidos usados, las cuales pudieron haber causado menor cantidad de compuestos poco biodegradables que la que se genera cuando se emplean ácidos como el H₂SO₄.

5. CONCLUSIONES

Los residuos orgánicos obtenidos a partir del muestreo en la Delegación Milpa Alta presentan una relación de macronutrientes (DQO/N/P) de 69/1.4/1, la cual se encuentra, aparentemente, por abajo del intervalo que se reporta por otros trabajos como adecuado para el proceso anaerobio (420:7:1 a 1500:7:1). Lo anterior se debe a la alta concentración de fósforo de los residuos. La diferencia en el valor de la relación no afectó la posterior digestión de la muestra debido a que los sistemas anaerobios no presentan requerimientos tan estrictos como los aerobios en la relación de nutrientes.

Para la DQO, la relación residuos:agua con la que se obtuvo la mayor eficiencia de lixiviación fue la 1:8 (mayor cantidad de agua) tanto para residuos molidos como extruidos. Para el nitrógeno total (Kjeldahl) y el fósforo total se obtuvo la mayor y casi igual eficiencia de lixiviación con las relaciones 1:6 y 1:8, lo que indica que una mayor proporción de agua favorece el arrastre de nutrientes hacia la fase líquida debido a que esta no alcanza a saturarse.

Los residuos cuentan con un porcentaje significativo de sustancias potencialmente solubles, lo cual se demostró por medio de las pruebas de lavado. Por medio de tres “lavados” sucesivos se determinó que, del total de la FORSU, se disuelven 38, 39 y 40 % de su peso como DQO, N-K, y PT, respectivamente.

El menor tamaño de partícula ejerce un efecto positivo en la disolución de sustancias. En todos los casos, los residuos molidos (tamaño promedio entre 0.01 y 0.5 mm) lixiviaron más nutrientes (carbono, nitrógeno y fósforo) que los residuos extruidos (tamaño promedio entre 0.1 y 0.5 m), presentando diferencias que fueron desde el 0.8 % hasta el 28 %. Esto se demostró por medio de los dos tipos de pruebas de lavado.

El pre-tratamiento químico ácido no es efectivo en la disolución de materia orgánica (DQOd) pero sí en la hidrólisis de otras sustancias disueltas inertes que se determinan como sólidos disueltos totales (SDT), donde el aumento fue proporcional a la concentración de reactivo.

Con respecto a la DQOd, los resultados indican una ligera disminución por parte de las muestras pre-tratadas con H_2SO_4 con respecto a sus testigos, la cual no resultó ser significativa según las pruebas estadísticas aplicadas.

La reacción del ácido (H_2SO_4) con la FORSU es rápida y se lleva a cabo en menos de 5 minutos. Pocos minutos después de agregar la solución de ácido al bagazo aumenta la concentración de sólidos disueltos, la cual decae aproximadamente a las 12 horas, permaneciendo constante hasta el final del experimento a las 72 horas.

El tiempo del pre-tratamiento ácido debe ser menor a 12 h. Durante ese tiempo se logra más del 90 % de la DQOd total y de la concentración de SDT para todos los casos.

El pre-tratamiento químico alcalino con hidróxido de sodio (NaOH) es efectivo en la disolución del material presente en los bagazos provenientes de uno y tres lavados. El pre-tratamiento con 0.2 eq NaOH/L (134 a 197 gNaOH/kgST de bagazo) fue el que propició la mayor liberación de material disuelto como DQOd y SDT, generando un incremento de hasta 81.8 % en la DQO de los bagazos molidos con respecto al testigo.

Durante el pre-tratamiento alcalino se observó que la reacción con los bagazos de la FORSU se lleva a cabo durante prácticamente todo el tiempo de duración de los experimentos (72 h). Cuando los bagazos provenientes de un solo lavado fueron pre-tratados con NaOH se presentó un incremento en la DQOd durante las primeras 36 h, mientras que para los bagazos lavados tres veces, el incremento en la DQOd continuó hasta las 72 h.

El pre-tratamiento alcalino provoca un aumento en la DQOt, mientras que el ácido ejerce un efecto negativo, causando una disminución con respecto a los testigos. En lo que respecta al N-K y al PT, los dos tipos de pre-tratamiento, tanto ácido como alcalino, producen una disminución en la concentración de estos nutrientes con respecto a los testigos

Por medio de las pruebas de potencial de metano fue posible determinar que el material disuelto presente en los lixiviados es fácilmente biodegradable. Más del 85 % del biogás total cuantificado a partir de cada uno de los lixiviados se produjo de manera rápida durante las primeras 8 horas del experimento de potencial de metano.

El material orgánico presente en los lixiviados fue más biodegradable que el de los sistemas pre-tratados. La producción de metano se estabilizó aproximadamente al día 4 para dichos sistemas, mientras que para los lixiviados la estabilización se dio a las 8 horas de la prueba.

El pre-tratamiento alcalino sobre las muestras de bagazo provenientes de un solo lavado propició un aumento significativo en la producción específica de metano con respecto a sus testigos; el aumento más sobresaliente fue del 51 %, correspondiente al bagazo proveniente de FORSU molida hidrolizada con 0.2 eqNaOH/L (197 gNaOH/kgST de bagazo). Por otro lado, los bagazos provenientes de tres lavados presentaron incrementos menos significativos con respecto a los testigos, el mayor incremento se presentó con la muestra de bagazo molido pre-tratada con 0.1 eqNaOH/L (67 gNaOH/kgST de bagazo), la cual mostró un incremento del 17 %.

El material disuelto, liberado a partir del pre-tratamiento ácido es difícilmente biodegradable, ya que no propicia un aumento en la producción de metano. Los dos tipos de bagazos pre-tratados (lavados una y tres veces) mostraron una producción de metano inferior que sus respectivos testigos. La mayor disminución fue del 30 %, correspondiente a las muestras de bagazo molidas y extruidas sometidas al pre-tratamiento con $0.2 \text{ eqH}_2\text{SO}_4/\text{L}$.

6. REFERENCIAS

- Ajandouz EH, Tchiakpe LS, Talle Ore F., Benajiba A, y Puigserver A (2001) Effects of pH on Caramelization and Maillard Reaction Kinetics in Fructose-Lysine Model Systems, *Journal of Food Science*, 66(7), 926-931
- APDF (Administración Pública del Distrito Federal) (2008), Reglamento de la ley de residuos del Distrito Federal. Gaceta Oficial del Distrito Federal, 7 de octubre de 2008
- APHA-AWWA-WPCF (1992) Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater- 20th Edition, Washington. D.C
- Archundia M y Mejia G (2010) Bordo Poniente se cierra en 13 meses, *El Universal online*, 23 de noviembre, En: Distrito Federal
- Ahuja J (2011) Degradación de azúcares por hidrólisis ácida, tesis de licenciatura, *Facultad de Ingeniería Química, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo*, México, 69 pp
- Bermúdez JJ, Canovas M, Manjon A, Iborra JL, Howell JA (1988), *La digestión anaerobia*, EDITUM, Murcia, 75 pp
- Badui A (1990) *Química de los Alimentos*, Alhambra Mexicana, 2da Edición, Ciudad de México, 648 pp
- BTA (BTA International) (2010), The BTA process. [En línea]: <http://bta-international.de/der_bta_prozess.html?&lang=3> [Consulta: 11 de noviembre de 2010].
- Campos AE (2001), Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria, tesis de doctorado, *Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Sol, Universidad de Lleida (Catalán)*, España, 394 pp
- Carrère H, Dumas C, Battimelli A, Batstone DJ, Delgenès JP, Steyer JP, Ferrer I (2010), Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review, *Journal of Hazardous Materials* 183(1-3),1–15.
- Campuzano Ángeles R, González Martínez S, Posadas Medina R (2010), Lixiviación de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales de la ciudad de México, *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS-2010*, Punta Cana, República Dominicana
- Chen M, Zhao J, Xia L (2009) Comparison of four different chemical pretreatments of corn stover for enhancing enzymatic digestibility, *Biomass and bioenergy*, 33(10), 1381-1385

- Chen Y, Jiang S, Yuan H, Zhou Q, Gu G (2007), Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs, *Water Research*, **41**(3), 683-689
- Chen Y, Cheng JJ, Creamer KS (2008), Inhibition of anaerobic digestion process: a review, *Bioresource Technology* **99**(10), 4044–4064
- COMIA-GTZ (Comisión Mexicana de Infraestructura Ambiental-Agencia de Cooperación Técnica Alemana) (2003), *La Basura en el limbo: Desempeño de Gobiernos Locales y Participación Privada en el Manejo de los Residuos Sólidos Urbanos*, GTZ, México 2003
- Cossu R., Lai T., Pivnenko K. (2010). *Waste washing pre-treatment of municipal and special waste*. Proceedings IWWG 2nd International Conference on Hazardous and Industrial Waste Management, 5-8 October 2008 Chania, Crete
- Cruz MA y Hermosilla G (2008) Capítulo 3 Fisiología bacteriana, [En línea]: <http://microbiologiabasica.files.wordpress.com/2008/03/fisiologia_microbiana.pdf> [Consulta: 05 de mayo de 2010]
- Cuervo L, Folch JL, Quiroz RE (2009), Lignocelulosa Como Fuente de Azúcares Para la Producción de Etanol. *Centro de Investigación en Biotecnología, UAEM. Instituto de Biotecnología, UNAM*, **13**(3), 15
- De la Cruz M (2010), Estudio de los parámetros de operación de un reactor anaerobio para la producción de hidrógeno a partir de residuos orgánicos, tesis de maestría, *Instituto Politécnico Nacional, Unidad Profesional Interdisciplinaria de Biotecnología*, México, DF, 103 pp
- De Baere L. (2006), The Dranco Technology: a unique digestion technology for solid organic waste, *Organic Wastes Systems*. [En línea]: <http://www.ows.be/pub/The%20Dranco%20Technology%202006_alg.14634%20Rev00.pdf> [Consulta: 12 de diciembre de 2010]
- Deublein D y Steinhauser A (2008), *Biogas from Waste and Renewable Resources, An Introduction*, Wiley-VCH, Weinheim, 450 pp
- Díaz, B. (2002) Estado del arte sobre el tratamiento biológico para los residuales de Punta Periquillo II Digestión Anaerobia, *Ingeniería Hidráulica y Ambiental* **23**(1), 34-38
- EEC (Evergreen Energy Corporation) (2007), The Kompogas Process, [En línea]: <http://www.evergreenenergy.com.au/Content_Common/index.aspx?Id=8BFB8C05-78EB-4442-AA4B-D2337897C757> [Consulta: 11 de noviembre de 2010]
- Eom C, Lim J, Kim JY (2009), Effect of alkaline pretreatment of food waste on solubilization and biodegradability for anaerobic digestion, *24th International Conference on Solid Waste Technology and Management*, Philadelphia, EUA
- Fernández LA (2008), Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU, efectos de diferentes pretratamientos sobre la biodegradabilidad del residuo, tesis de doctorado, *Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente, Universidad de Cadiz*, Cadiz, 442 pp
- Ferry JG (1993), *Methanogenesis, Ecology, Physiology, Biochemistry and Genetics*, Chapman and Hall, Londres, 536 pp
- Fluoreciencia (2012), Mediciones de fósforo [En línea]: <http://atenea.udistrital.edu.co/grupos/fluoreciencia/capitulos_fluoreciencia/calaguas_cap19.pdf> [Consulta: 01 de mayo de 2012]
- FOE (Friends of the Earth) (2007), Briefing Anaerobic Digestion, [En línea]: <http://www.foe.co.uk/resource/briefings/anaerobic_digestion.pdf> [Consulta: 11 de noviembre de 2010]
- Garcés M de J (2010), Caracterización de los residuos sólidos urbanos del Distrito Federal mediante muestreo para su valorización y disposición final, tesis de licenciatura, *Facultad de Química, UNAM*, México, DF, 129 pp

- GDF (Gobierno del Distrito Federal) (2010), Programa delegacional de separación de residuos sólidos en la delegación milpa alta, *Gaceta Oficial del Distrito Federal*, Décima Séptima Época No 784, México, DF, 12 pp
- Gerardi M (2003), *The Microbiology of Anaerobic Digesters*, Wiley-Interscience, Wastewater Microbiology Series, 188 pp
- Gómez F (2008), Métodos secuenciales de pretratamiento químico de residuos agrícolas para la producción de metano, tesis de maestría, *Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C., División de Ciencias Ambientales*, Sn Luis Potosí, 94 pp
- González Fernández C, León Cofreces C, García Encina PA (2008) Different pretreatments for increasing the anaerobic biodegradability in swine manure, *Bioresource Technology* **99**(1), 8710–8714
- Gosh S y Henry MP (1985), Hemicellulose Conversion by Anaerobic Digestion, *Biomass*, **6** (4), 257-269
- Gujer W., Zehnder AJB (1983), Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Science and Technology* **15** (8-9), 127-167
- Hosseini SH, Aziz HA, Syafalni, Kiamahalleh MV (2011), Optimization of NaOH thermochemical pretreatment for enhancing solubilisation of rice straw by Response Surface Methodology, *11th edition of the World Wide Workshop for Young Environmental Scientists*, Arcueil : France
- Haines R, (2008) The BTA Process, Implementing Anaerobic Digestion in Wales Workshop, . [En línea]: <http://www.swea.co.uk/downloads/Biogas_ROBYN.pdf> [Consulta: 21 de Octubre de 2010]
- Hendriks ATWM y Zeeman G. (2009) Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass, *Bioresource Technology*, **100** (1) 10-18
- Henze M, van Loosdrecht M, Ekama G, Brdjanovic D (2008), Biological wastewater treatment, IWA Publishing, Londres, 511 pp
- Ibáñez, JR y Corroccoli, MD (2002) Valorización de residuos sólidos urbanos, *Anuario 2002 – F.C.E. – U.N.P.S.J.B.* **43**, 32 pp
- Itodo I.N., Awulu, J.O., (1999), Effects of total solids concentrations of poultry, cattle and piggery waste slurries on biogas yield, *Transactions of the ASAE* **42** (6), 1853-1855
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática) (2010) Información por Entidad, Distrito Federal. [En línea]: <<http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/df/default.aspx?tema=me&e=09>> [Consulta: 15 de Octubre de 2010]
- IWA (Asociación Internacional del Agua) (2002), *Anaerobic digestion model No. 1, IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes*, IWA Publishing, EUA, 77 pp
- JICA (Agencia de Cooperación Internacional de Japón), GDF (Gobierno del Distrito Federal), (1999), Estudio sobre el manejo de los residuos sólidos para la ciudad de México de los Estados Unidos Mexicanos, Editorial Kokusai Kogyo Co., LTD, México
- Jones W, Nagle D, Whitman W.(1987) Methanogens and the Diversity of Archaeobacteria *Microbiological Reviews* **51**(1), 135-177
- Karena O (2004), Greening waste: anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes, tesis de maestría, *Department of Earth and Environmental Engineering, Columbia University, USA, Columbia*, 59 pp
- Kim J, Park C, Kim TH, Lee M, Kim S, Kim SW, Lee J (2003), Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge, *Journal of Bioscience and Bioengineering*, **95**(3) 271-275

- Kompogas (2010), Evergreen Energy, The kompogas process. [En línea]:<
http://www.evergreenenergy.com.au/Content_Common/index.aspx?Id=8BFB8C05-78EB-4442-AA4B-D2337897C757> [Consulta: 13 de noviembre de 2010]
- Kosson DS, Van der Sloot HA, Sanchez F, Garrabrants AC (2002) An integrated framework for evaluating leaching in waste management and utilization of secondary materials, *Environmental Engineering Science*, **19**(3), 159-204
- Leslie CP, Daigger GT y Lim HC (1999), *Biological Wastewater Treatment*, Segunda Edición, Marcel Dekker, Inc, Nueva York, 1075 pp
- Li C y Fang HP (2007) Fermentative Hydrogen Production From Wastewater and solid Wastes by Mixed Cultures, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **37**(1),1-39
- Lin JG, Chang CN, Chang SC (1997), Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization, *Bioresource. Technology*. **62**(3) 85–90
- Liu C y Wyman CE (2003), The effect of flow rate of compressed hot water on xylan, lignin and total mass removal from corn , *Industrial & Engineering Chemistry Research* **42**(21), 5409–5416
- López JE, Morgan JM, Noyola A (2000), Arranque de reactores anaerobios industriales: dos casos de estudio, informe, *IBTech - Instituto de Ingeniería UNAM*, 10 pp
- López M y Espinosa M del C (2007), Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes, *Waste Management* **28** (11) 2229–2234
- Ma J, Hang Duong TH, Smits M, Verstraete W, Carballa M (2010), Enhanced biomethanation of kitchen waste by different pre-treatments, *Bioresource Technology* **102**(2):592-9
- Martí N (2006) Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process, tesis de licenciatura, *Universidad de Valencia*, Valencia, España, 53 pp
- Mata-Alvarez, J. (2003) *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*, IWA Publishing, Barcelona, España, 323 pp
- Mata-Alvarez J, Macé S, Llabrés P (2000), Anaerobic digestion of organic solid waste. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology* **74** (1), 3-16
- Meng S y Haobo H (2009), Studies on effect of peracetic acid pretreatment on anaerobic fermentation biogas production from sludge, *Power and Energy Engineering Conference, Asia Pacific*, 1-3
- Montes ME, (2008), Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás, tesis de doctorado, *Departamento de Ingeniería Civil: Ordenación del Territorio, Urbanismo y Medio Ambiente, ETSI Caminos, Canales y Puertos (UPM)*, Madrid, 286 pp
- Nallathabi V (1997) Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review, *Biomass and Bioenergy* **13** (1,2),. 83-114
- NMX-AA-015-1985 Protección al Ambiente - Contaminación del Suelo -Residuos Sólidos Municipales - Muestreo - Método de Cuarteo
- NMX-AA-019-1985 Protección al Ambiente - Contaminación del Suelo - Residuos Sólidos Municipales-Peso Volumétrico "IN SITU"
- NSCA (National Society for Clean Air and Environmental Protection) (2006) Biogas as a road transport fuel, an assessment of the potential role of biogas as a renewable transport fuel, Inglaterra, 52 pp
- Oremland R y Taylor R (1977) Sulfate reduction and methanogenesis in marine sediments Division of Biology and Living Resources, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **42**(2), 209-214

- OWS (Organic Waste Systems) (2010) DRANCO Technology [En línea]:<
http://www.ows.be/pages/index.php?menu=85&choose_lang=EN> [Consulta: 09 de
 noviembre de 2010]
- Pacheco J. y Magaña A., (2003), Arranque de un reactor anaerobio, *Ingeniería Revista Académica* **7**(1) 21-25
- Park C, Lee C, kim S, Chen Y, Chase HA (2005) Upgrading of Anaerobic Digestion by Incorporating Two Different Hydrolysis Processes, *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 100(2), 164-167
- Pavlostathis SG, Giraldo-Gomez E (1991), Kinetics of anaerobic treatment: a critical review, *Criticals reviews in enviromental control* **21**(5,6), 411-490
- Penaud V, Delgenès JP, Molett R (1999), Thermo-chemical pretreatment of a microbial biomass: influence of sodium hydroxide addition on solubilization and anaerobic biodegradability, *Enzyme and Microbial Technology*, **25**(1-3), 258-263
- Quevauviller Ph, van der Slootb HA, Ure A, Muntau H, Gomez A, Rauret G (1996), Conclusions of the workshop: harmonization of leaching/extraction tests for environmental risk assessment, *Science of The Total Environment*, **178**(1-3), 133-139
- Residua (2007), Anaerobic Digestion, *Information Sheet, Warmer Bulletin*, [En línea]:<
[www.waste.nl/.../WB89-InfoSheet\(Anaerobic%20Digestion\).pdf](http://www.waste.nl/.../WB89-InfoSheet(Anaerobic%20Digestion).pdf)> [Consulta: 13 de
 noviembre de 2010]
- Rodríguez A (2003) Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Documento en línea en la Biblioteca Virtual de Desarrollo Sostenible y Salud Ambiental [En línea]:<
<http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/fulltext/tratamiento.pdf>> [Consulta: 18 de agosto de
 2011]
- Rodríguez S, Bermúdez RC, Giardina P, Fernández M (2005) Tratamiento Combinado (anaerobio-aerobio) para la Decoloración de la Vinaza de Destilería, *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, 36 (No. Esp), 1-5
- Rojas M, Castro P, Ortega S, Noyola A (1999), Digestión anaerobia mesofílica y termofílica de lodos biológicos de desecho, *Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México*, 15 pp
- Sánchez E, Borja R, Weiland P, Travieso, L. y Martin, A. (2001) Effect of substrate concentration and temperature on the anaerobic digestion of piggery waste in a tropical climate, *Process Biochemistry*, **37**(5), 483–489.
- Salinas J (2012) El DF y el Estado de México negocian manejo de residuos, *La Jornada en línea*, 8 de enero de 2012, p26, En: Capital
- Sanz JL (2008), Microbiología Ambiental UAM, *Centro de Biología Molecular Severo Ochoa, Universidad Autónoma de Madrid*, [En línea]:<
<http://www.cbm.uam.es/jlsanz/docencia/archivos/13.pdf>> [Consulta: 03 de myo de
 2011]
- Scheper T, (2003), *Biomethanation II, Advances in Bochemical Engineering/Biotechnology*, Springer, Berlin, Alemania, 200 pp
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2008), Programa Nacional Para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2009 – 2012
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2009), Generación de residuos sólidos urbanos, [En línea]:<
http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/resumen_2009/07_residuos/cap7_1.html>[Consulta : 23 de octubre de 2010]
- SMA (Secretaría del Medio Ambiente) (2009), Programa de gestión integral de los residuos sólidos para el Distrito Federal 2009-2014. Gaceta Oficial del Distrito Federal, 04 de noviembre del 2009

- SMA (Secretaría del Medio Ambiente) (2008), Inventario de residuos sólidos del Distrito Federal, Informe, 2008
- Smith MR, Lequerica JL, Hart MR (1985), Inhibition of Methanogenesis and Carbon Metabolism in *Methanosarcina* sp. by Cyanide, *Journal of bacteriology* **162**(1) 67-71
- Stams, A (1994), Metabolic interactions between anaerobic bacteria in methanogenic environments, *Antonie van Leeuwenhoek* **66**(1-3), 271-294
- Sun Y y Chen J (2002) Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: a review, *Bioresource Technology*, **83**(1), 1–11
- Taherzadeh M y Karimi K (2008), Pretreatment of Lignocellulosic Wastes to Improve Ethanol and Biogas Production: A Review, *International Journal of Molecular Sciences* **9**(9), 1621-1651
- Teghammar A, Yngvesson J, Lundin M, Taherzadeh M, Sávári LI (2010), Pretreatment of paper tube residuals for improved biogas production, *Bioresource Technology* **101**(4), 1206-1212
- Toerien DF y Hattingh WHJ (1967), Anaerobic Digestion I. The Microbiology of Anaerobic Digestion, *Water Research Pergamon Press* **3**, 385-416
- Tsugita A y Scheffler J (1982) A Rapid Method for Acid Hydrolysis of Protein with a Mixture of Trifluoroacetic Acid and hydrochloridric acid, *European Journal of Biochemistry*, **124**(3):585-8
- Urta J, Ruiz JC, Lesty I, Poirrer P, Chamy.R (2002), Desestabilización de la digestión anaerobia de lodos al incorporar cloruro férrico al proceso, *XVIII Congreso chileno de ingeniería sanitaria y ambiental*, Pucón Chile
- Vaccarino, C, Lo Curto R B, Tripodo M M, Bellocco E, Lagana G, Patané R (1987), Effect of SO₂, NaOH and Na₂CO₃ pretreatments on the degradability and cellulase digestibility of grape marc, *Biological Wastes*, **20** (2), 79-88
- Valo A, Carrère H, Delgenès JP, Thermal, chemical and thermo-chemical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **79**(11), 1197–1203
- Valorga (Valorga International) (2010), Presentation, Valorga International. [En línea]: <<http://www.valorgainternational.fr/en/?>>[Consulta: 07 de noviembre de 2010]
- Vandevivere P, De Baere L, Verstraete W (2000), Types of anaerobic digesters for solid wastes, Documento en línea en la dirección de la Universidad de Adelaide, [En línea]:<http://www.adelaide.edu.au/biogas/anaerobic_digestion/pvdrv.pdf> [Consulta: 04 de octubre de 2011]
- Verma, S (2002), Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes, tesis de maestría, Department of Earth and Environmental Engineering, Columbia University, USA, Columbia, 56 pp
- WaN-Kat C (2008), *Ingeniería de procesos de separación*. Segunda edición, Pearson educación, México, 738 pp
- Wheeler PA y Rome L (2002), Waste pre-treatment A review, *R&D Technical Report PI-344/TR Research Contractor: AEA Technology Environment*, 117 pp
- WTERT (Waste to Energy Research and Technology Council) Anaerobic Digestion Systems, [En línea]: <<http://www.wtert.eu/default.asp?Menu=13&ShowDok=17>>[Consulta: 06 de enero de 2011]
- Xiao W, Clarkson W (1997), Acid solubilization of lignin and bioconversion of treated newsprint to methane, *Biodegradation* **8**(1),61-66
- Yunqin L, Dehan W, Shaoquan W, Chummin W (2009), Alkali pretreatment enhances biogas production in the anaerobic digestion of pulp and paper sludge, *Journal of Hazardous Materials* **170**(1),366-373

Zábranská J, Stepová J, Wachtl R, Jeníček P y Dohányos M (2000), The activity of anaerobic biomass in thermophilic and mesophilic digesters at different loading rates, *Water Science and Technology*, **42**(9), 49-56

ANEXO

Tabla I Concentración de nutrientes (mg/L) de los lixiviados obtenidos a partir de un solo lavado

Relación	Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido
	DQO		DBO		N-K		N-NH ₄	
1:4	9718	9991	6750	7250	260	268	69	77
1:6	9082	9610	5500	5750	162	176	42	55
1:8	7327	8162	3750	4500	111	132	28	39
	PT		P-PO ₄		SDT			
1:4	333	361	263	296	13360	13823		
1:6	223	259	158	189	8988	10684		
1:8	185	189	110	115	6836	7570		

Tabla II Arrastre de nutrientes hacia los lixiviados obtenidos a partir de un solo lavado (mg/kg de residuos)

Relación	Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido
	DQO		DBO		N-K		N-NH ₄	
1:4	38872	39963	27000	29000	1041	1072	277	308
1:6	54497	57667	33003	34503	973	1053	250	333
1:8	58614	65294	30000	36000	887	1060	222	308
	PT		P-PO ₄		SDT			
1:4	1333	1445	1052	1182	53440	55291		
1:6	1340	1554	946	1134	53933	64110		
1:8	1483	1510	877	923	54688	60560		

Tabla III Demanda química de oxígeno disuelta de las muestras de bagazo provenientes de un lavado sometidas al pre-tratamiento ($\text{mgO}_2/\text{kg ST FORSU}$)

Tiempo (h)	Testigos		Tratamiento alcalino (eq NaOH/L)				Tratamiento ácido (eq $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{L}$)			
	Extruido	Molido	0.1		0.2		0.1		0.2	
			Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido
0	71204	67516	73471	71665	60762	79649	70521	80793	73417	80301
12	93086	86202	103032	98469	100752	135254	78318	80301	78088	83005
24	93331	86939	109448	115293	115772	141813	78700	84972	78088	81776
36	91610	86447	120331	120426	130027	149797	78557	82268	78088	84481
48	90873	86447	124513	121282	149352	151223	78748	80547	79072	84972
72	90381	84972	128981	121852	167816	149227	77313	81776	86202	83497

Tabla IV Demanda química de oxígeno disuelta de las muestras de bagazo provenientes de tres lavados sometidas al pre-tratamiento ($\text{mgO}_2/\text{kg ST FORSU}$)

Tiempo (h)	Testigos		Tratamiento alcalino (eq NaOH/L)				Tratamiento ácido (eq $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{L}$)			
	Extruido	Molido	0.1		0.2		0.1		0.2	
			Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido
0	31186	31963	41287	34682	52942	49445	12538	13703	19142	18365
12	43229	41675	83569	92957	109274	98396	20696	18365	23804	22639
24	42064	42064	113872	106943	145793	136469	21085	17588	24970	20696
36	42452	40510	123066	116267	157448	179204	20308	17588	23105	22250
48	40121	41675	132973	132973	175319	188528	20308	19531	24193	22250
72	40898	37402	143009	149290	181535	206011	20696	18754	24970	21862

Tabla V. SDT de las muestras de bagazo provenientes de un lavado sometidas al pre-tratamiento (mg/kg ST FORSU)

Testigos			Tratamiento alcalino (eq NaOH/L)				Tratamiento ácido (eq H ₂ SO ₄ /L)			
Tiempo (h)	Extruido	Molido	0.1		0.2		0.1		0.2	
			Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido
0	60552	55047	155825	158789	318002	261897	182079	164718	297254	317367
12	73678	67750	217224	186101	360981	301700	119410	127455	180808	210237
24	119113	105860	220188	175092	375590	311016	122162	125126	179538	217647
36	120680	106283	224211	183561	381941	324566	122585	127243	176574	216589
48	111788	100355	228445	199863	382153	311016	120892	125973	175939	216165
72	101202	88075	238608	190336	422168	310592	127667	128514	181655	212566

Tabla VI. SDR de las muestras de bagazo provenientes de tres lavados sometidas al pre-tratamiento (mg/kg ST FORSU)

Testigos			Tratamiento alcalino (eq NaOH/L)				Tratamiento ácido (eq H ₂ SO ₄ /L)			
Tiempo (h)	Extruido	Molido	0.1		0.2		0.1		0.2	
			Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido	Extruido	Molido
0	15870	21795	145740	139022	235935	258365	130981	171609	205888	230011
12	37453	37877	185945	140979	309731	278044	92681	103685	99664	114476
24	37242	37073	153623	147486	346762	310631	90618	105589	96913	114476
36	36184	38088	169546	176264	309731	345968	89322	103240	98395	115111
48	35972	37030	163197	184728	295977	356760	86757	102203	100722	110456
72	36395	37877	169281	187056	323750	370514	88449	104531	99876	109398

Tabla VII Concentración de nutrientes en las muestras sometidas al pre-tratamiento (mg nutriente/kg ST FORSU)

		DQO	PT	N-K	N-NH ₄	P-PO ₄	ST	SVT	SFT
Testigos	Ext 1 lav	747394	16736	18,866	1,304	3538	1087602	836714	250887
	Ext 3 lav	460783	13227	13,509	456	1361	816993	609976	207017
	Mol 1 lav	731846	17237	20,485	1,174	3338	1222608	712788	509820
	Mol 3 lav	468553	12727	13,438	456	1236	912707	670423	242283
H ₂ SO ₄	0.1 Ext 1 lav	766830	13234	13,164	978	6202	1086472	708907	377566
	0.2 Ext 1 lav	727958	15236	12,601	978	6674	1254507	780538	473969
	0.1 Ext 3 lav	339053	7727	8,724	521	7742	952629	664005	288624
	0.2 Ext 3 lav	341643	11727	8,795	587	8506	1051071	745424	305646
	0.1 Mol 1 lav	817363	12734	11,404	913	6511	1222255	783008	439247
	0.2 Mol 1 lav	790153	15736	12,003	978	6137	1411250	918861	492388
	0.1 Mol 3 lav	560498	8727	8,865	521	8376	1030992	759507	271484
	0.2 Mol 3 lav	385673	10727	8,443	521	9384	1477894	849762	628131
NaOH	0.1 Ext 1 lav	1108901	6231	15,206	848	5779	991552	635158	356394
	0.2 Ext 1 lav	1128336	8232	16,191	848	6039	1178359	657176	521182
	0.1 Ext 3 lav	653738	3227	9,569	717	5630	791812	562084	229728
	0.2 Ext 3 lav	704243	2727	9,780	652	6394	887985	591426	296559
	0.1 Mol 1 lav	1139998	6731	13,516	848	5909	1191344	779127	412217
	0.2 Mol 1 lav	1287710	7231	14,854	783	5731	1308707	839326	469382
	0.1 Mol 3 lav	634313	3727	10,554	652	4931	816463	589521	226942
	0.2 Mol 3 lav	701653	3727	10,202	652	6719	1083684	640168	443516

Tabla VIII Producción de metano específica de los lixiviados (l CH₄/gDQO FORSU)

Día	Mol 1:4	Mol1:6	Mol1:8	Ext 1:4	Ext 1:6	Ext 1:8	Mol 3 lav	Ext 3 lav	Control FORSU
1	0.037	0.049	0.054	0.037	0.045	0.059	0.076	0.076	0.051
3	0.039	0.056	0.060	0.039	0.053	0.059	0.083	0.071	0.189
4	0.044	0.056	0.056	0.038	0.052	0.065	0.084	0.079	0.202
5	0.043	0.056	0.061	0.037	0.054	0.061	0.081	0.080	0.206
6	0.043	0.058	0.068	0.038	0.055	0.064	0.082	0.084	0.215

Tabla IX Producción de metano específica de los lixiviados (l CH₄/g SVT FORSU)

Día	Mol 1:4	Mol1:6	Mol1:8	Ext 1:4	Ext 1:6	Ext 1:8	Mol 3 lav	Ext 3 lav	Control FORSU
1	0.057	0.076	0.094	0.058	0.071	0.092	0.119	0.119	0.060
3	0.061	0.087	0.104	0.060	0.083	0.093	0.130	0.112	0.224
4	0.068	0.087	0.098	0.059	0.081	0.101	0.132	0.124	0.240
5	0.067	0.087	0.106	0.057	0.085	0.096	0.126	0.125	0.244
6	0.067	0.090	0.118	0.060	0.085	0.099	0.128	0.132	0.255

Tabla X Producción de metano específica de las muestras de bagazo provenientes de un lavado pre-tratadas (ICH₄/g DQO FORSU)

Día	0.2 NaOHmol	0.2 NaOHext	0.1 NaOHmol	0.1 NaOHext	0.2 H ₂ SO ₄ mol	0.2 H ₂ SO ₄ ext	0.1 H ₂ SO ₄ mol	0.1 H ₂ SO ₄ ext	Test molido	Test extruido
1	0.059	0.050	0.057	0.057	0.036	0.017	0.022	0.017	0.032	0.036
2	0.115	0.107	0.105	0.115	0.072	0.051	0.055	0.054	0.069	0.092
3	0.176	0.151	0.152	0.151	0.093	0.081	0.074	0.072	0.092	0.114
4	0.206	0.183	0.188	0.174	0.110	0.109	0.086	0.093	0.110	0.130
5	0.225	0.189	0.202	0.192	0.125	0.107	0.092	0.110	0.121	0.142
6	0.233	0.203	0.197	0.197	0.126	0.113	0.092	0.116	0.118	0.142

Tabla XI Producción de metano específica de las muestras de bagazo provenientes de un lavado pre-tratadas (ICH₄/g SV FORSU)

Día	0.2 NaOHmol	0.2 NaOHext	0.1 NaOHmol	0.1 NaOHext	0.2 H ₂ SO ₄ mol	0.2 H ₂ SO ₄ ext	0.1 H ₂ SO ₄ mol	0.1 H ₂ SO ₄ ext	Test molido	Test extruido
1	0.092	0.079	0.089	0.089	0.046	0.027	0.029	0.027	0.049	0.052
2	0.179	0.167	0.164	0.180	0.094	0.080	0.071	0.085	0.105	0.133
3	0.275	0.236	0.238	0.236	0.121	0.126	0.097	0.113	0.140	0.166
4	0.322	0.286	0.294	0.272	0.144	0.171	0.112	0.145	0.167	0.188
5	0.352	0.295	0.316	0.300	0.163	0.167	0.120	0.172	0.183	0.206
6	0.365	0.317	0.307	0.308	0.164	0.177	0.120	0.182	0.179	0.206

Tabla XII Producción de metano específica de muestras de bagazo provenientes de tres lavados pre-tratadas (ICH₄/gDQO FORSU)

Día	0.2 NaOHmol	0.2 NaOHext	0.1 NaOHmol	0.1 NaOHext	0.2 H ₂ SO ₄ mol	0.2 H ₂ SO ₄ ext	0.1 H ₂ SO ₄ mol	0.1 H ₂ SO ₄ ext	Test molido	Test extruido
1	0.014	0.018	0.027	0.019	0.003	0.002	0.007	0.004	0.030	0.035
2	0.033	0.039	0.048	0.036	0.008	0.007	0.032	0.010	0.055	0.060
3	0.032	0.057	0.064	0.055	0.016	0.015	0.045	0.017	0.062	0.066
4	0.054	0.069	0.077	0.063	0.037	0.034	0.076	0.032	0.065	0.073
5	0.063	0.083	0.091	0.080	0.045	0.047	0.089	0.044	0.074	0.077
6	0.074	0.096	0.096	0.090	0.056	0.058	0.096	0.056	0.078	0.080

Tabla XIII Producción de metano específica de muestras de bagazo provenientes de tres lavados pre-tratadas (ICH₄/gSVT FORSU)

Día	0.2 NaOHmol	0.2 NaOHext	0.1 NaOHmol	0.1 NaOHext	0.2 H ₂ SO ₄ mol	0.2 H ₂ SO ₄ ext	0.1 H ₂ SO ₄ mol	0.1 H ₂ SO ₄ ext	Test molido	Test extruido.
1	0.023	0.028	0.043	0.029	0.005	0.003	0.010	0.006	0.047	0.055
2	0.052	0.061	0.074	0.056	0.012	0.011	0.050	0.016	0.086	0.094
3	0.050	0.089	0.100	0.086	0.024	0.024	0.071	0.026	0.096	0.103
4	0.084	0.108	0.121	0.098	0.058	0.054	0.118	0.050	0.102	0.114
5	0.098	0.130	0.142	0.125	0.071	0.073	0.139	0.069	0.115	0.121
6	0.116	0.150	0.150	0.140	0.087	0.091	0.151	0.087	0.122	0.124

Tabla XIV Porcentaje de metano en el biogás generado por la digestión de los lixiviados y la muestra control de FORSU sin lixiviar

Día	ML 1:4	ML1:6	ML1:8	EL 1:4	EL 1:6	EL 1:8	Mol 3 lav	Ext 3 lav	Control FORSU
1	0.69	0.641	0.623	0.734	0.675	0.602	0.595	0.611	0.470
3	0.707	0.726	0.631	0.681	0.67	0.649	0.693	0.674	0.674
4	0.681	0.653	0.649	0.677	0.679	0.67	0.682	0.665	0.656
5	0.657	0.650	0.638	0.676	0.704	0.693	0.690	0.713	0.656
6	0.661	0.659	0.638	0.648	0.685	0.676	0.630	0.678	0.685

Tabla XV Porcentaje de metano en el biogás generado por la digestión de las muestras de bagazo lavadas una vez pre-tratadas

Día	0.2 NaOHmol	0.2 NaOHext	0.1 NaOHmol	0.1 NaOHext	0.2 H ₂ SO ₄ mol	0.2 H ₂ SO ₄ ext	0.1 H ₂ SO ₄ mol	0.1 H ₂ SO ₄ ext	Test molido	Test extruido
1	0.643	0.630	0.613	0.683	0.477	0.628	0.582	0.582	0.537	0.506
2	0.683	0.650	0.642	0.709	0.654	0.656	0.677	0.602	0.668	0.731
3	0.661	0.660	0.666	0.672	0.658	0.718	0.684	0.625	0.694	0.685
4	0.644	0.661	0.681	0.653	0.649	0.696	0.685	0.637	0.679	0.674
5	0.641	0.628	0.672	0.652	0.673	0.697	0.685	0.653	0.687	0.680
6	0.653	0.655	0.643	0.644	0.663	0.638	0.675	0.648	0.672	0.668

Tabla XVI Porcentaje de metano en el biogás generado por la digestión de las muestras de bagazo lavadas tres veces pre-tratadas

Día	0.2 NaOHmol	0.2 NaOHext	0.1 NaOHmol	0.1 NaOHext	0.2 H ₂ SO ₄ mol	0.1 H ₂ SO ₄ mol	0.2 H ₂ SO ₄ ext	0.1 H ₂ SO ₄ ext	Test molido	Test extruido
1	0.592	0.560	0.745	0.604	0.504	0.625	0.583	0.582	0.668	0.737
2	0.712	0.698	0.701	0.688	0.644	0.655	0.696	0.602	0.740	0.738
3	0.668	0.675	0.679	0.733	0.674	0.668	0.682	0.625	0.692	0.690
4	0.678	0.659	0.722	0.665	0.666	0.630	0.713	0.637	0.687	0.693
5	0.659	0.675	0.662	0.653	0.654	0.627	0.680	0.653	0.699	0.664
6	0.661	0.642	0.649	0.639	0.644	0.650	0.650	0.648	0.667	0.634