

**ESTABILIZACIÓN DE LOS RESIDUOS GALLINAZA DE JAULA Y VINAZA
MEDIANTE CODIGESTIÓN ANAEROBIA**

LUIS ALBERTO SALAZAR VERA

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE FISICOQUÍMICA
ESCUELA INGENIERÍA QUÍMICA
MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL
BUCARAMANGA**

2016

**ESTABILIZACIÓN DE LOS RESIDUOS GALLINAZA DE JAULA Y VINAZA
MEDIANTE CODIGESTIÓN ANAEROBIA**

LUIS ALBERTO SALAZAR VERA

**Trabajo de grado presentado como requisito
para optar al título de Magister en Ingeniería Ambiental**

Director

PH. D. LILIANA DEL PILAR CASTRO MOLANO

Co-director

M. SC. MABEL QUINTERO

UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER

FACULTAD DE FISICOQUÍMICA

ESCUELA INGENIERÍA QUÍMICA

MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

BUCARAMANGA

2016

DEDICATORIA

Primero a Dios por darme la oportunidad y la fortaleza para alcanzar este sueño.

A mis padres, y mis hermanos por su amor, apoyo incondicional, por cada uno de esos sabios consejos que me han convertido en la persona que soy. Cada sueño alcanzado por mí es para ustedes, es la forma de agradecerle por todo lo que me han dado en la vida.

A mis tíos Juan Gabriel y Ana Belén y mi prima María Angélica por su colaboración y apoyo en este camino.

A todos mis compañeros del Pórtico y a mis alumnos, espero ser un buen ejemplo para ellos.

A mi esposa Johana y mi hijo por ser mi fortaleza, por su adorable compañía en mi afán por alcanzar mi sueño, por su inmenso amor, paciencia y comprensión.

Con todo mi amor, este triunfo es para ustedes.

LUIS ALBERTO.

AGRADECIMIENTOS

Al Doctor Fernando Figueredo por su apoyo, confianza, motivación y permisos otorgados.

A Sandra Liliana mi compañera con quien iniciamos y compartimos este sueño.

A la Doctora Liliana Castro y a la Magister Mabel Quintero por su paciencia, tiempo, dedicación y guía en la realización de este proyecto.

Al profesor Humberto Escalante por darme la oportunidad de pertenecer al grupo de investigación de Biotecnología, por sus consejos y apoyo.

A Diana Peñaloza por su paciencia, desinteresada ayuda, colaboración y motivación.

A José Marín y a cada uno de los miembros del grupo de investigación de Biotecnología, por su apoyo, colaboración y enseñanzas.

A don Eduardo, don Guillermo y don Wilson por sus orientaciones.

A todos aquellos que formaron parte de esta meta, que me acompañaron, ayudaron, aconsejaron y me permitieron culminar exitosamente esta etapa de mi vida.

A todos gracias.

CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	16
CAPÍTULO A POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DE LA DIGESTIÓN Y CODIGESTIÓN DE LA VINAZA Y LA GALLINAZA DE JAULA	21
1. FUNDAMENTOS DE LA DIGESTIÓN Y CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA	22
1.1 BIOQUÍMICA DE LA DIGESTIÓN Y CODIGESTIÓN ANAEROBIA	24
1.1.1 Variables del proceso de DA y CoDA	26
1.2 DIAGNÓSTICO GENERAL SOBRE LA VINAZA	29
1.2.1 Estudios sobre DA y CoDA de Vinaza	31
1.3 DIAGNÓSTICO GENERAL SOBRE LA GALLINAZA DE JAULA (GJ)	33
1.3.1 Estudios sobre DA y CoDA de GJ	33
1.4 METODOLOGÍA	35
1.5 RESULTADOS Y ANÁLISIS	40
1.5.1 Caracterización del sustratos y co-sustrato	40
1.5.2 Estabilización de la materia orgánica mediante la DA y Co DA DE VN y GJ	42
1.6 ENSAYOS DE POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN	43
1.6.1 Mezclas para la DA y Co-DA de Vinaza y Gallinaza de Jaula	43
1.7 MONITOREO DE VARIABLES DE RESPUESTA DURANTE CO- DIGESTIÓN ANAEROBIO DE DIFERENTES PROPORCIONES DE VN Y GJ .	45
1.8 INDICADORES DE ESTABILIDAD DEL PROCESO DE DIGESTIÓN PARA DIFERENTES PROPORCIONES DE VN: GJ	48
1.9 POTENCIAL ENERGÉTICO Y ECONÓMICO	50
1.10 CONCLUSIONES	54
CAPITULO B. ALTERNATIVA TECNOLÓGICA PARA EL DIGERIDO PRODUCTO DE LA CODIGESTIÓN ANAEROBIA VINAZA Y GALLINAZA DE JAULA PROPORCIÓN 3:1	55
2. DIGERIDO COMO MEJORADOR DE SUELOS	56

2.1 CRITERIOS DE CALIDAD DE UN DIGERIDO COMO MEJORADOR DE SUELOS	56
2.2 ESTUDIOS SOBRE DIGERIDOS GENERADOS EN PROCESOS DE DIGESTIÓN Y CODIGESTIÓN ANAEROBIA USADOS COMO MEJORADORES DE SUELOS.....	58
2.3 METODOLOGÍA	59
2.4 RESULTADOS Y ANALISIS	61
2.4.1 Evaluación de la estabilidad de la vinaza y la gallinaza mediante el proceso de la Co DA VN: GJ proporción 3:1	61
2.4.2 Caracterización fisicoquímica y microbiológica del digerido generado de la Co DA VN: GJ proporción 3:1	62
2.5 MEJORADOR DE SUELOS COMO ALTERNATIVA DE APROVECHAMIENTO DEL DIGERIDO PRODUCTO DE LA Co DA VN: GJ proporción 3:1	65
2.5.1 Evaluación de los criterios de calidad del digerido.....	65
2.5.2 Normatividad para el uso de digeridos como mejoradores de suelo.....	67
2.5.3 Beneficios ambientales del digerido como mejorador del suelo.....	70
2.6 CONCLUSIONES	72
3. CONCLUSIONES GENERALES	73
BIBLIOGRAFÍA.....	74
ANEXOS.....	93

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Etapas del proceso de digestión anaerobia	26
Figura 2. Cinética de sólidos volátiles	43
Figura 3. Rendimiento de la DA y Co-DA de Vinaza Y Gallinaza de Jaula.....	44
Figura 4. (a) Variación de Azúcares Reductores Totales (ART) y (b) Ácidos Grasos Volátiles (AGV) durante el período de digestión para diferentes proporciones de VN: GJ.....	47
Figura 5. Variación de capacidad buffer(a), pH (b) y amonio total (c) durante el período de digestión y codigestión para diferentes proporciones de VN: GJ..	49
Figura 6. Potencial Económico de la DA y CoDA de VN y GJ.	52
Figura 7. Potencial Económico de Vinaza y Gallinaza de jaula en el Valle del Cauca	53

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Características físico-químicas de la vinaza de caña.	30
Tabla 2. Condiciones de operación para la DA y Co-DA de la VN y GJ.	37
Tabla 3. Matriz estructura de experimento DA y Co-DA de los residuos	39
Tabla 4. Variables monitoreadas en la DA y Co DA de VN y GJ	40
Tabla 5. Caracterización de sustrato y cosustrato	41
Tabla 6. Comparación caracterización fisicoquímica Vinaza de un Ingenio Azucarero del Valle del Cauca y Vinaza utilizada como sustrato.....	42
Tabla 7. Potencial Energético y Económico de DA y CoDA de Vinaza y Gallinaza de jaula	51
Tabla 8. Potencial Económico aprovechable en el Valle del Cauca.	53
Tabla 9. Variables monitoreadas en la estabilización de la Co DA de VN3 GJ1	60
Tabla 10. Parámetros de estabilización del digerido.....	61
Tabla 11. Análisis físico-químicos digerido de la Co DA VN: GJ proporción 3:1.....	63
Tabla 12. Caracterización microbiológica digerido CoDA VN 3 GJ 1.....	65
Tabla 13. Requerimientos microbiológicos para digeridos según US EPA Norma CFR40 parte 503.....	67
Tabla 14 .Parámetros fisicoquímicos óptimos del digerido para ser utilizado como acondicionador de suelos.....	69

LISTA DE ANEXOS

	Pág.
Anexo A. Obtención de vinaza a partir de melaza	94
Anexo B. Recolección de muestra	98
Anexo C. Determinación de sólidos totales -método gravimétrico	99
Anexo D. Determinación de sólidos fijos y volátiles. Método gravimétrico.....	101
Anexo E. Determinación de PH. Método potenciométrico	103
Anexo F. Determinación de ácidos grasos volátiles y alcalinidad total. Método titrimétrico	105
Anexo G .Determinación de azúcares reductores totales. Método colorimétrico del ácido dinitrosalicílico	107
Anexo H. Determinación de la demanda química de oxígeno. Método colorimétrico.....	110
Anexo I. Ensayo de biodegradabilidad anaerobia -desplazamiento alcalino.	113
Anexo J. Determinación de amonio -método potenciométrico	116
Anexo K. Determinación de la relación n, p, k	119

ABREVIATURAS

AGVT: Ácidos grasos volátiles totales

AH: Actividad hidrolítica

AME: Actividad metanogénica

AT: Alcalinidad total

DQO: Demanda química de oxígeno

CoDA: Codigestión anaerobia

DA: Digestión anaerobia

EBP: Estiércol Bovino Potencializado

GJ: Gallinaza de jaula

PBM: Potencial de biometanización

RIS: Relación inóculo sustrato

ST: Sólidos totales

SV: Sólidos volátiles

VN: Vinaza

GLOSARIO

ACTIVIDAD HIDROLÍTICA (AH): También llamada actividad acidogénica o fermentativa, representa la capacidad de formar compuestos orgánicos solubles y ácidos orgánicos de cadena corta a partir de la degradación de la materia orgánica.

ACTIVIDAD METANOGENICA (AME): Representa la capacidad de los consorcios microbianos de convertir los ácidos orgánicos en metano y dióxido de carbono.

DIGERIDO: Son materiales orgánicos que se producen durante el proceso de digestión o co-digestión anaerobia y se caracterizan por la posibilidad de tener un uso benéfico, determinado por el cumplimiento de los requerimientos de US EPA Norma CFR 40 Parte 503 (US EPA, 2000).

ESTIÉRCOL BOVINO POTENCIALIZADO (EBP): Estiércol Bovino biodegradado en tanque de potencialización, según protocolo del laboratorio de biotecnología de la Escuela de Ingeniería Química de la UIS. La potencialización se realiza con el fin de agotar su materia orgánica, y favorecer su utilización en el proceso de digestión anaerobia.

GALLINAZA DE JAULA: resulta de las deyecciones, plumas, residuo de alimento y huevos rotos, que caen al piso y se mezclan.

INÓCULO: Suspensión de microorganismos que se transfieren a un medio de cultivo para facilitar su colonización.

VINAZA: es un subproducto líquido de color marrón oscuro obtenido de la destilación del alcohol

RESUMEN

TITULO: ESTABILIZACIÓN DE LOS RESIDUOS GALLINAZA DE JAULA Y VINAZA MEDIANTE CODIGESTIÓN ANAEROBIA*

AUTOR: LUIS ALBERTOSALAZAR VERA**

PALABRAS CLAVE: Codigestión anaerobia, estiércol bovino, gallinaza de jaula, vinaza.

DESCRIPCIÓN

La Vinaza es un subproducto de la industria azucarera (VN) y la gallinaza de jaula (GJ) es el residuo más representativo de las explotaciones avícolas y su contenido orgánico conlleva a considerar la VN y la GJ como un contaminante potencial del ecosistema, factible de ser estabilizado y tratado mediante el proceso de codigestión anaerobia. Estos tienen la capacidad de lograr un equilibrio en nutrientes cuando se mezclan para producir metano a través de la Codigestión anaerobia (Co-DA). En el presente estudio se investigó el efecto de la gallinaza de jaula sobre la biodegradación de la vinaza. Para ello se realizaron ensayos de biometanización con diferentes relaciones. Los experimentos se llevaron a cabo en reactores batch con una temperatura de 39°C. Durante la experimentación se monitorearon las variables de AGV, ART, pH, SV, DQO y AT, además se determinó el efecto de la inhibición por amonio. El potencial de biometanización para las diferentes relaciones de vinaza y gallinaza de jaula 1:0, 3:1, 1:3 y 0:1 fueron probadas usando estiércol bovino potencializado como inóculo. La mezcla de la proporción de CoDA 3:1 de vinaza y gallinaza de jaula comparada con la DA aumentó la producción de metano hasta 55 % y se obtuvo una producción de metano específica de 0,65 m³CH₄/kg SV. La mezcla entre los sustratos tuvo un efecto positivo. La GJ mejora la capacidad buffer disminuyendo el riesgo de acidificación por el cambio drástico de pH durante la digestión de la vinaza. Además, la vinaza permite la dilución de concentración de nitrógeno amoniacal total evitando la inhibición por amonio. Esta conversión representa la estabilización de la carga orgánica de la VN y la GJ, la cual puede mejorarse aumentando el tiempo de codigestión.

* Trabajo de grado

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Maestría en Ingeniería Ambiental. Directora: PH. D. Liliana del Pilar Castro Molano. Co-director. M. SC. Mabel Quintero.

ABSTRACT

TITLE: STABILIZATION OF THE RESIDUES CHICKEN MANURE AND VINASSE BY MEANS OF ANAEROBIC CODIGESTIÓN*

AUTHOR: LUIS ALBERTO SALAZAR VERA**

KEYWORDS: cattle sludge, co-digestion, chicken manure, vinasse.

Vinasse is a sub product of the sugar industry (VN) and chicken manure (CM) is the most representative of the poultry holdings residue and its organic composition, affords to the VN and the CM like a potential pollutant at the ecosystem. Therefore it is possible to stabilize and manage it through an anaerobic co-digestion process. They have the ability to achieve a balance of nutrients when mixed to produce methane by anaerobic Co-digestion (A-CoD). In the present study, the effect of chicken manure on the biodegradation of the vinasse was investigated. In order to do this, biomethanisation tests were carried out with different rates. The experiments were carried out in batch reactors with a temperature of 39° C. AGV, ART, pH, SV, DQO and AT variables were monitored during the experimentation, also was determined the effect of inhibition by ammonium. Biochemical methane potential for different vinasse to CM ratios of 1:0, 3:1, and 1:3 and 0:1 were tested using cattle sludge as inoculum. Mixing ratio of CoDA of 3:1 vinasse to CM on VS basis DA increased the specific methane production up to 55% of weighted specific methane production of 0,65 m³CH₄/kg VS. Mixtures between the substrates had a positive effect. CM improved buffer capacity diminishing the risk on acidification by drastic pH shift during vinasse digestion. Furthermore, vinasse allowed dilution of total ammonia nitrogen concentration avoiding ammonia inhibition. Its conversion represents the vinasse and chicken manure organic charge stabilization, and the continuous stabilization increases the codigestion time.

* Job degree

** Faculty of Physicochemical Engineering . School of Chemical Engineering. Master in Environmental Engineering. Director : PH . D. Liliana del Pilar Castro Molano. Co-director . M. SC . Mabel Quintero.

INTRODUCCIÓN

La industria avícola, la licorera y las biorefinerías de etanol involucran diversos procesos potencialmente contaminantes, según el producto final obtenido, además de elevado consumo energético, generación excesiva de residuos sólidos y aguas residuales (Escalante, et al., 2010).

El gobierno Colombiano aprobó la ley 939 de 2004, la ley 693 de 2001 y el CONPES 3510 para la producción de alcohol y el uso de biocombustibles en los automotores con una mezcla del 10% de alcohol con la gasolina y de un 5% con el diesel para disminuir los efectos de la contaminación ambiental generada por el uso de combustibles fósiles (Campuzano, 2004). Por consiguiente, en Colombia se instalaron biorefinerías de alcohol a partir de la fermentación de jugo de caña o melaza de azúcar para suplir las necesidades de consumo generado por estas mezclas. Además en Colombia, la producción y comercialización de alcohol etílico y licores destilados es la principal fuente de ingresos de algunos departamentos, con ventas superiores a los 500 mil millones de pesos anuales (Mena y Serrato, 2000).

La producción de alcohol en promedio es de 1100000 litros/día, esta producción genera como subproducto vinaza en una proporción promedio entre 11 y 15 por cada 1 litro de alcohol producido (Quintero, 2004), la cual presenta altos contenidos de materia orgánica (Leal, 2003, Duran, 1990), y/o demanda química de oxígeno (DQO) entre 80000-110000 mg/L, lo que la convierte en un agente contaminante del medio ambiente.

Según la Legislación Colombiana, mediante el Decreto 1594 de 1984, artículo 72, se resalta que los vertimientos a cuerpos de agua de residuos líquidos deben tener las siguientes características, pH entre 5 y 9, temperatura menor a 40°C y ausencia de sólidos suspendidos, además para las industrias que utilicen directa o

indirectamente los ríos o fuentes de agua para el vertimiento de residuos deberán sujetarse al pago de tasas retributivas según lo especificado en el Artículo 142 del Decreto 1594 y según los Decretos 901 de 1997 y 3440 de 2004.

Los estudios realizados a la vinaza de caña de azúcar han mostrado que es un residuo corrosivo y contaminante de las aguas, que presenta en su composición química altos contenidos de materia orgánica, potasio y calcio, así como cantidades moderadas de nitrógeno y fósforo (García, et al., 2007, Montenegro, 2008). La vinaza está compuesta además por elementos pesados como el Hierro (Fe), Cobre (Cu), Manganeseo (Mn) y Zinc (Zn) (Gnecco, 2007), que al ser aportados al suelo en grandes cantidades pueden llegar a ser fuentes de contaminación del suelo y el agua. La vinaza incrementa la temperatura del cuerpo receptor de agua cuando son vertidas y disminuyen la cantidad de oxígeno disuelto disponible; cuando no son neutralizadas pueden disolver algunos metales (Conil, 2006).

Por otra parte, la avicultura, al estar presente en diferentes productos básicos de la canasta familiar (huevos y carnes blancas) se considera uno de los sectores agroindustriales con mayor crecimiento a nivel mundial. Como consecuencia, el sector ha incrementado la generación de residuos orgánicos, despertando interés en el manejo adecuado de sus aguas residuales, en los desechos de cascara de huevos, aves muertas y estiércol generados durante la explotación (Salminen & Rintala, 2002).

En Colombia se generan 107,98 toneladas de gallinaza de jaula (GJ) por millar de aves (Escalante, et al., 2010). La gallinaza de jaula corresponde a una mezcla de plumas, heces fecales y orina. Este tipo de gallinaza tiene un elevado contenido de humedad y altos niveles de nitrógeno, que se volatiliza rápidamente, creando malos olores, perdiendo calidad como fertilizante (Estrada, 2005). Así mismo la GJ posee un gran contenido de materia orgánica representada en carbohidratos,

lípidos y proteínas. Posee alta concentración de nitrógeno, encontrándose principalmente en forma de proteínas (70%) y ácido úrico (30%) dada la relación C/N que oscila en un rango de 4 a 10. (Abouelenien, et al., 2010; Abouelenien, et al., 2014). Estas características fisicoquímicas convierten a la GJ en una biomasa residual que requiere de tratamientos antes de su disposición final para evitar inconvenientes relacionados con la proliferación de microorganismos patógenos, emisión de gases tipo efecto invernadero y contaminación de los cuerpos de agua (Zhang, et al., 2011; Sakar, et al., 2009).

Debido a la responsabilidad social sobre el medio ambiente, las industrias se han visto obligadas a tratar sus efluentes con eficacia y eficiencia antes de su eliminación. El desafío, se enfoca en encontrar métodos económicos y ambientalmente sostenibles que permitan reutilizar el agua, eliminar la generación de subproductos, gestionar adecuadamente los residuos, reducir el consumo de combustibles fósiles y la contaminación (Eriksson et al., 2014).

La estabilización de los residuos vinaza y GJ puede llevarse a cabo mediante sistemas de biodegradación anaerobia. La digestión anaerobia (DA) constituye una alternativa sobresaliente para el tratamiento de residuos debido a su bajo costo operacional y capacidad de estabilización de la biomasa residual (Venkateswara & Baral, 2011). Sin embargo, teniendo en cuenta la composición fisicoquímica de la vinaza y la GJ, los rendimientos del proceso anaerobio pueden ser bajos (Moraes et al., 2015). El proceso de digestión anaerobia de la vinaza depende de la materia prima de fermentación para la producción de etanol (Parnaudeau et al., 2008). En general, el contenido de macro y micronutriente es bajo y la relación C / N esta fuera del rango óptimo entre 25 y 35 para el proceso (Metcalf y Eddy, 2003). Se pueden añadir materiales ricos en carbono para optimizar la relación C / N, al utilizar la vinaza para la producción de biogás (Holm-Nielsen et al., 2009). Para obtener una digestión anaerobia estable, la vinaza puede ser digerida con estiércol para compensar el bajo contenido de

macro y micronutrientes (Demirel y Scherer, 2011). La necesidad de uso de co-sustratos en la producción de biogás a partir de la vinaza no está claro, en contraste con los estudios exitosos en el uso de estiércol animal en la co-digestión con residuos orgánicos industriales (Moraes et al., 2015).

En cuanto a la GJ existen limitaciones para la DA de este residuo en particular, asociadas a inhibiciones por NH_3 y AGV. El NH_3 es producto de la biodegradación del alto contenido de proteínas presentes en la GJ, las cuales generan un desbalance nutricional representado en una baja relación C/N que impide el máximo crecimiento de arqueas metanogénicas (Abouelenien, et al., 2014; Niu, et al., 2013b).

El bajo rendimiento e inhibición del proceso pueden ser minimizados a través de co-digestión anaerobia (CoDA) (Yenigün & Demirel, 2013; Rajagopal, et al., 2013). La CoDA consiste en la DA de dos o más sustratos favoreciendo el equilibrio de macronutrientes, micronutrientes y humedad del medio (Mata-Alvarez, et al., 2014; Kangle, et al., 2012).

La CoDA de mezclas con diferentes sustratos puede resultar en un mejor rendimiento del proceso dado un mejor balance en la composición de la mezcla que estimula los efectos sinérgicos (Wang, et al., 2013). Una composición balanceada en la mezcla genera un medio con todos los nutrientes y elementos trazas que los microorganismos metanogénicos necesitan para alcanzar altas tasas de crecimiento y utilización de sustrato (Navaneethan, et al., 2011; Niu, et al., 2013b). Adicionalmente, se suman los beneficios económicos y ambientales asociados al manejo integrado de residuos industriales (Wang, et al., 2013; Jiménez, et al., 2015; Mahanty, et al., 2014).

El desarrollo de este trabajo de aplicación se enfocó en un estudio del proceso de co-digestión anaerobia de la vinaza (VN) y la gallinaza de jaula (GJ), de tal forma

que las composiciones fisicoquímicas de cada sustrato actuaron en sinergia para aportar los nutrientes necesarios para el crecimiento microbiano y mejorar la dinámica bioquímica del sistema, como alternativa útil para la estabilización de la carga orgánica, y a su vez, permitió la valorización del proceso por obtención de biogás.

En este sentido, en el capítulo 1 se determinó el potencial de biometanización de la digestión anaerobia (DA) de la vinaza y la gallinaza de jaula y la codigestión anaerobia (CoDA) de los 2 residuos empleando como inóculo para la estabilización del sustrato, estiércol bovino potencializado (EBP). Se adicionó una cantidad fija de inóculo 28 (mL) y las proporciones de los sustratos (vinaza y gallinaza de jaula) fueron equivalente a las razones 100/0, 70/30, 30/70 y 0/100, se monitorearon las variables de AGV, ART, pH, SV, y AT, además se determinó el efecto de la inhibición por amonio, esta conversión representa la estabilización de la carga orgánica de la VN y la GJ.

Finalmente, en el segundo capítulo, se tuvo en cuenta que en el proceso de biometanización, se genera un digerido con menor contenido de SV, derivado del proceso de co-digestión. Por lo cual se analizó el subproducto de la codigestión anaerobia de la vinaza y gallinaza de jaula que presentó el mayor potencial de biometanización para ser utilizado como mejorador de suelos.

CAPÍTULO A. POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DE LA DIGESTIÓN Y CODIGESTIÓN DE LA VINAZA Y LA GALLINAZA DE JAULA

El proceso de biometanización es un proceso natural de degradación anaerobia de compuestos orgánicos resultante en la producción de biogás (una mezcla de metano y dióxido de carbono). La aplicación de la DA y CoDA, trae consigo la necesidad de determinar el máximo rendimiento de metano obtenido a partir de la evaluación de la capacidad de biodegradabilidad y oxidación de sustratos de diferente origen, en términos de producción de biogás. Este análisis es conocido como potencial de biometanización (PBM) (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011)

El Potencial de Biometanización mide el rendimiento alcanzado por un sustrato en el proceso de DA y CoDA. La medida se expresa como el volumen producido de metano sobre la cantidad de sólidos volátiles adicionados ($\text{m}^3 \text{CH}_4 / \text{Kg SV}$) (Angelidaki et al., 2009). Esta variable define la viabilidad de un residuo, debido a ello se han realizado estudios donde han reportado rendimientos de producción de metano para procesos de digestión anaerobia con la gallinaza, estiércol bovino y los residuos agrícolas de: $0,31 \text{ m}^3 \text{CH}_4 / \text{kg SV}$; $0,3 \text{ m}^3 \text{CH}_4 / \text{kg SV}$ y $0,32 \text{ m}^3 \text{CH}_4 / \text{kg SV}$ respectivamente (Abouelenien et al., 2009; Raposo et al., 2009)

En este capítulo, se determinó el Potencial de Biometanización (PBM) de la digestión anaerobia (DA) de la vinaza y la gallinaza de jaula y la co-digestión anaerobia (CoDA) de los 2 residuos empleando como inóculo para la estabilización del sustrato, estiércol bovino potencializado (EBP).

1. FUNDAMENTOS DE LA DIGESTIÓN Y CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA

La DA es un proceso biológico en el cual la materia orgánica es degradada por un consorcio microbiano en ausencia de oxígeno, obteniéndose como producto final un biogás compuesto básicamente por metano y dióxido de carbono. Como subproducto de esta degradación, se origina un lodo compuesto por sustrato no degradado completamente y restos de los microorganismos involucrados en el proceso; este lodo puede ser usado para acondicionar suelos degradados, debido a que conserva los nutrientes de la materia orgánica (Angelidaki *et al.*, 2011; Salminen y Rintala 2002). Este proceso puede ocurrir de forma natural por acción de una comunidad microbiana que trabaja simbióticamente de forma coordinada, como ocurre en pantanos, siembras de arroz, chimeneas submarinas, entre otros. Puede ser muy estable y autorregulado, dependiendo del tipo de sustrato que esté involucrado en el proceso, en el cual no debe estar presente el oxígeno, para la generación de un biogás altamente energético (Angelidaki *et al.*, 2011).

Uno de los temas de investigación en el estudio de la digestión anaerobia es la codigestión anaerobia (CoDA) (Mata-Alvarez, Dosta, Mace, & Astals, 2010). La digestión simultánea de dos o más sustratos, se denomina co-digestión anaerobia. Las ventajas que implica digerir varios sustratos, van desde las ecológicas hasta las económicas (Marañón, *et al.*, 2011). Su principal objetivo consiste en mejorar el rendimiento de biogás del proceso, lo que se traduce en una mayor cantidad de energía producida en las unidades de cogeneración (Pavan, Bolzonella, Battistoni, & Cecchi, 2007).

En términos prácticos, la CoDA no es solo una simple DA, precisa seleccionar una excelente proporción entre las mezclas de sustratos con el fin de favorecer el sinergismo entre el balance de nutrientes y los microorganismos presentes en el sistema para reducir el efecto inhibitorio (Chen *et al.*, 2008).

Así mismo, la CoDA permite aumentar la capacidad amortiguadora del sistema, favorecer la modulación de la carga orgánica biodegradable y mejorar el contenido de nutrientes del digestato (Monou, Kythreotou, Fatta, & Smith, 2009).

La efectividad de la CoDA depende de las características del cosustrato seleccionado. Por lo general, se selecciona un cosustrato con características complementarias al sustrato que garantice la obtención de una mezcla en condiciones óptimas para el desarrollo de las matrices microbianas (Mata-Alvarez, Dosta, Mace, & Astals, 2010).

Los cosustratos más utilizados en CoDA corresponden a lodos residuales, estiércoles, residuos sólidos urbanos y residuos agroindustriales los cuales permiten aumentar los rendimientos de metano. (Mata-Alvarez, Dosta, Mace, & Astals, 2010).

El objetivo de la co-digestión es establecer un balance nutricional, en términos de la relación C/N, macro y micronutrientes, al tiempo que se diluyen los componentes potencialmente tóxicos o inhibidores de la metanogénesis por ejemplo, el amoníaco es uno de los compuestos inhibidores que se encuentra frecuentemente durante la DA de residuos con alto contenido de nitrógeno, como lodos de agua residuales y estiércoles (Mata *et al.*, 2011).

Generalmente los estiércoles animales como el estiércol bovino, han sido considerados excelentes cosustratos dadas su alta capacidad buffer, contenidos de nitrógeno adecuados y amplios rangos de nutrientes (Moral, et al., 2008). El éxito de la co-digestión de estiércoles animales y sustratos, se origina en el ajuste de la relación C/N, concentración de micro/macronutrientes, y capacidad buffer.

1.1 BIOQUÍMICA DE LA DIGESTIÓN Y CODIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión y codigestión anaerobia, es un proceso bioquímico que involucra cuatro etapas: a) la hidrólisis de las macromoléculas como polisacáridos, lípidos y proteínas, b) la acidogénesis de los monómeros, c) la acetogénesis y d) la metanogénesis (Figura 1).

La **hidrólisis** es el primer paso de la digestión anaerobia debido a que los complejos materiales que componen el sustrato primario, carbohidratos, lípidos y proteínas, deben ser despolimerizados y solubilizados hasta la obtención de monosacáridos, ácidos grasos de cadena larga y glicerol, y aminoácidos, respectivamente, mediante la acción catalizadora de enzimas que han sido liberadas al medio por las bacterias aeróbicas y anaeróbicas. Esta etapa incluye reacciones de óxido-reducción como por ejemplo en la escisión de enlaces disulfuro. (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011).

La etapa hidrolítica, determina el tiempo de retención requerido en los biorreactores metanogénicos debido a la presencia de materia orgánica en altas concentraciones, a la presencia de fibra, proteínas fibrosas en lugar de globulares o solubles, y lípidos con gran tamaño de partícula, además de condiciones ambientales (pH y tensión superficial) no aptas para el proceso.

La **acidogénesis**, es el segundo paso del proceso de digestión anaerobia. Es un proceso fermentativo donde los monosacáridos, ácidos grasos de cadena larga, glicerol, y aminoácidos, obtenidos en la etapa anterior, se degradan hasta la generación de acetato, propionato y butirato, ácidos orgánicos y ácidos grasos de cadena corta, con residuos de dióxido de carbono (CO_2) e hidrógeno (H_2). A su vez, el propionato y butirato también se degradan a los productos finales de la fermentación (hidrógeno, dióxido de carbono, acetato) que son los precursores de la formación de metano en la metanogénesis.

Durante la **acetanogénesis** se produce principalmente acetato. Esta etapa compete con la metanogénesis hidrogenotrófica, por sustratos como el metanol, H_2 y formiato. Finalmente la **metanogénesis** acetoclástica utiliza el acetato para la generación de biogás, rico en metano y CO_2 . En esta etapa la producción de metano representa el 72% del total generado en la digestión anaerobia. (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011)

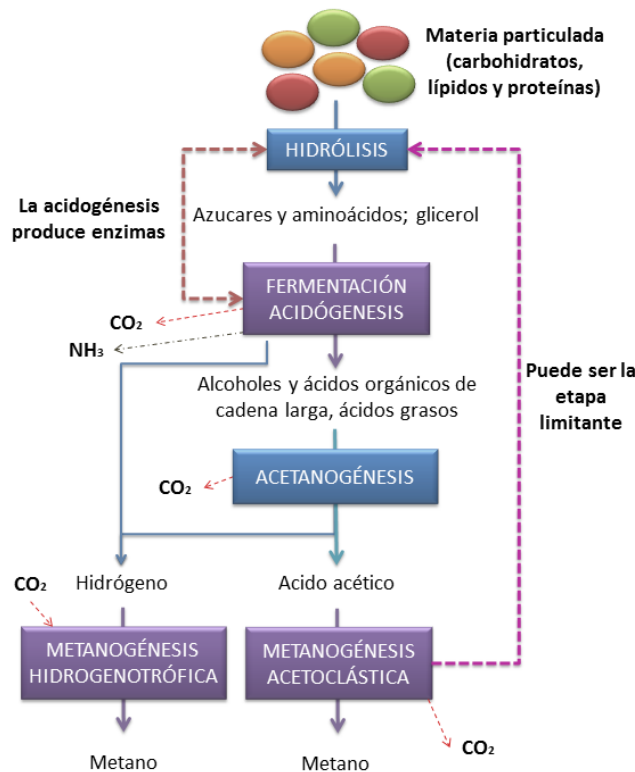
Los metanógenos y los agentes acidógenicos forman una relación microbiana de beneficio mutuo, en el que los metanógenos convierten los productos finales de la fermentación a metano y dióxido de carbono.

Los microorganismos responsables de la producción de metano, arqueobacterias, son anaerobios estrictos obligados, los microorganismos responsables de la hidrólisis y la fermentación son facultativos y anaerobios obligados. La metanogénesis, por su parte es, en la mayoría de los casos, el paso limitante del proceso en general.

La evolución de la etapa hidrolítica se cuantifica mediante la determinación de la concentración de azúcares reductores totales (ART), a fin de determinar la actividad hidrolítica del inóculo. Así mismo, la capacidad proteolítica se determina, mediante la cuantificación de la concentración de proteínas. El grado de desarrollo de la etapa acidogénica está determinado por la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV).

La actividad metanogénica se refiere a la capacidad de la biomasa microbiana para transformar un sustrato específico en metano. En este sentido, el inóculo utilizado es un factor influyente en el arranque y operación de un digestor anaerobio; y un factor influyente en la toma de decisiones relacionadas con el funcionamiento de los reactores (Zhang, 2010).

Figura 1. Etapas del proceso de digestión anaerobia



Fuente: (Angelidaki I, Karakashev, Batstone, Plugge, & Stams, 2011).

1.1.1 Variables del proceso de DA y CoDA. El funcionamiento de un proceso de DA y CoDA involucra algunas variables que deben ser controladas para evitar la desestabilización, debido a que los microorganismos son sensibles a los cambios en su entorno (Díaz-Báez *et al* 2002; Amani *et al.*, 2010).

Diferentes factores influyen sobre la DA y CoDA, principalmente las características del sustrato y las condiciones de operación del proceso. Entre los aspectos que más inciden en la estabilidad del proceso están:

Amonio

El amoníaco puede estar presente en el residuo utilizado como sustrato para el reactor o puede ser producido durante la degradación anaeróbica de los

compuestos orgánicos nitrogenados como las proteínas o aminoácidos. El tratamiento anaeróbico de estos residuos puede desestabilizarse, debido a altas concentraciones de este compuesto. Concentraciones de amónico entre 50 y 1000 mg/L no presentan reacciones adversas, pero concentraciones superiores a 1500 mg/L presentan inhibición de la metanogénesis por efecto tóxico (Chen *et al.*, 2008).

Ácidos Grasos Volátiles (AGV)

Los AGV son el resultado de la fase de acidogénesis y son principalmente ácido: acético, propiónico, butírico y valérico (Zhang *et al.*, 2013). En la DA y CoDA, los AGV producidos son convertidos finalmente en CH_4 y CO_2 . La inhibición de microorganismos metanogénicos se presenta por la acumulación de AGV ya que representa caídas en el pH (Castillo *et al.*, 2007).

Alcalinidad Total (AT)

Es la capacidad del sistema para soportar y amortiguar la presencia de ácidos sin disminuir su pH. Esto ocurre por el efecto buffer generado por la presencia de iones hidroxilo (OH^-), carbonato (CO_3^{2-}) y bicarbonato (H_2CO_3^-). Valores típicos de alcalinidad para procesos de DA y CoDA están entre 1500 y 7500 mg CaCO_3/L (Castillo, *et al.*, 2007). La estabilidad de un sistema de tratamiento anaerobio también puede ser evaluada por la relación AGV/AT. Para el tratamiento anaerobio, esta relación debe ser de 0.1 - 0.25, para que sea favorable para el sistema y no haya riesgo de acidificación. Un aumento de esta relación por encima de 0.3 - 0.4 indica fallas en el digestor y son necesarias medidas correctivas. Una relación de 0,8 o superior, significa reducción del pH, inhibición de la producción de metano y el fracaso del digestor (Charles *et al.*, 2009).

Azúcares Reductores Totales (ART)

La etapa hidrolítica de la DA y CoDA expresa la cinética de consumo de ART. La alta concentración inicial de ART favorece el arranque del proceso y promueve el

buen funcionamiento del reactor durante el proceso de DA y CoDA. Los ART son compuestos solubles que son fácilmente metabolizados por los microorganismos, permitiendo llevar a cabo las etapas de la DA y CoDA (Madigan *et al.*, 2006).

pH

El intervalo óptimo de pH para obtener máxima producción de biogás en la digestión anaerobia es de 6,5 a 8 (Appels *et al.*, 2008; Amani *et al.*, 2010). Valores de pH inferiores a 4 y superiores a 9,5 puede llevar a un desequilibrio en el proceso. Los microorganismos anaerobios se pueden agrupar en dos grupos teniendo en cuenta el pH: los acidogénicos (pH entre 5.5 - 6.5) y los metanogénicos (pH entre 7.8 - 8.2). Los microorganismos metanogénicos son más susceptibles a la variación del pH que otros microorganismos presentes en el consorcio microbiano (Nielsen *et al.*, 2007).

Relación Carbono – Nitrógeno (C/N)

La relación carbono-nitrógeno (C/N) es un indicador utilizado para el control de sistemas de tratamiento biológico (Wang *et al.*, 2012). Si la relación es baja, los microorganismos no podrán metabolizar la materia orgánica, y si la relación es alta hay un exceso de nitrógeno que se acumula en forma amoniacal e inhibe el proceso (Hansen *et al.*, 1998). Para una degradación óptima la relación debe estar entre 25/1 y 30/1 (Wang *et al.*, 2012).

Relación Inóculo/Sustrato (RIS)

La RIS expresa la relación del contenido de SV del inóculo sobre SV adicionados del sustrato. Un valor óptimo de RIS en el proceso de DA y CoDA asegura la presencia de los tres grupos de bacterias necesarios para la biodegradación de la materia orgánica (Eskicioglu y Ghorbani, 2011).

Temperatura

La DA y CoDA se puede llevar a cabo en tres intervalos de temperatura: a menos de 30° C (proceso psicofílico); 30-40 °C (proceso mesofílico) y de 50-60 °C (proceso termofílico). No obstante, los microorganismos anaerobios son más activos en intervalos de temperaturas mesofílico y termofílico (Donoso *et al.*,2009).

1.2 DIAGNÓSTICO GENERAL SOBRE LA VINAZA

Colombia es el décimo productor mundial de etanol de caña de azúcar. Hay más de 150 mil hectáreas cultivadas con caña de azúcar y alrededor de 60.000 hectáreas están dedicadas a la producción de bioetanol. En la actualidad, el alcohol carburante producido en Colombia proviene exclusivamente del procesamiento de la caña de azúcar del Valle geográfico del Río Cauca. Por sus condiciones agro-climáticas ideales, esta región permite cosecha y molienda de caña de azúcar durante todo el año. En esta región se encuentran localizados los trece ingenios azucareros y las cinco destilerías de etanol. Estas cinco plantas proporcionan al país una capacidad de producción de 1,3 millones de litros de alcohol por día. Las cinco plantas de producción, entraron en funcionamiento en el año 2006 y han mantenido una producción promedio cercana a 1 millón de litros/día. Del etanol total producido, el 61% se obtiene de las destilerías ubicadas en el departamento del Valle, 29% en el Cauca, y 10% en Risaralda. De acuerdo con los niveles de producción la destilería del Ingenio del Cauca aporta el 31% de la producción nacional de etanol, seguido de Ingenio Providencia el cual suministra el 25%, mientras que el Ingenio Manuelita da cuenta del 20%. En menor proporción están los Ingenios Mayagüez y Risaralda, los cuales producen 16% y 8% respectivamente (Biocombustibles en Colombia, 2011).

Esta producción de bioetanol genera alrededor de 10 millones de L/día de un residuo llamado vinaza. La vinaza es un subproducto líquido de color marrón oscuro obtenido de la destilación del alcohol para diferentes usos como

carburante, bebidas alcohólicas y farmacéuticas. Es de carácter oxidante y olor fuerte. Las fuentes de materia prima con que se pueden producir vinaza puede ser la caña de azúcar, el maíz, la remolacha, la cebada, entre otros (Rossi, 2007). La composición o concentración de elementos de la vinaza dependen de la materia prima con que se destila alcohol. Las propiedades químicas y la densidad varían de acuerdo con el material usado para obtener el mosto; cuando se elabora a partir de la melaza, se generan vinazas de mayores contenidos de materia orgánica (Quintero, 2004). Presenta un pH bajo que varía entre 3,5 y 4,5 (Ver tabla1). La vinaza presenta elevado índice de DBO, siendo considerado un material contaminante cuando es descartado en fuentes de agua y el suelo (Gnecco 2007, Becerra et al, 2006).

Tabla 1. Características físico-químicas de la vinaza de caña.

PARÁMETRO	UNIDADES	VALOR
Sólidos totales	% p/p	9 – 12
DQO	mg/L	80000 – 110000
DBO ₅	mg/L	45000 – 50000
pH	-	3,5 - 4,5
Nitrógeno total	mg/L	1000 – 12000
Fósforo	mg/L	200 – 300
Calcio	mg/L	2000 – 3500
Sodio	mg/L	400 – 600
Potasio	mg/L	8000 – 12000

Fuente: Nimbalkar, D. Vasantdada Sugar Institute, Pune, India. 2005.

El potencial energético generado a partir de la vinaza en Brasil, de una sola biorrefinería de caña de azúcar, que se pierde generalmente, debido a su aplicación al suelo sin tratamiento, es comparable a la demanda de suministro de energía eléctrica de una ciudad de aproximadamente 130.000 habitantes. A nivel nacional, este tipo de energía desaprovechada es el 7,5% de la electricidad generada por la planta hidroeléctrica más grande del mundo proporcionando aproximadamente 14 MW/h (Moraes *et al.*, 2014).

1.2.1 Estudios sobre DA y CoDA de Vinaza. El tratamiento biológico de las vinazas ha abarcado sistemas aerobios y anaerobios, en donde se ha encontrado que los aerobios tienen la capacidad de remover la carga orgánica de los residuos tratados produciendo una gran cantidad de biomasa que genera un problema adicional de contaminación; dado que se debe disponer no solo de un sistema de tratamiento de las vinazas, sino también de un sistema para la disposición final de los lodos; debido a esto se incrementan los costos de implementación de sistemas de este tipo (Chamy, 2003).

Por otro lado, la utilización de tratamientos anaerobios ha demostrado ser una gran alternativa para el tratamiento de efluentes que contienen altas cargas orgánicas, tal como la vinaza.

La DA es una tecnología económicamente factible, ha sido probada como una alternativa para tratar los desechos mientras se genera energía (Buitrón et al., 2014). Las actividades de investigación en el campo de DA de la vinaza se ha enfocado en la influencia de parámetros operacionales, configuraciones de diferentes reactores, microbiología, condiciones operacionales y optimización del proceso. Se han obtenido producciones de CH_4 a partir de la vinaza entre 0,22- 0,47 m^3/kg sólidos volátiles (SV). (Moraes et al., 2015). Las investigaciones con diferentes tipos de reactores han obtenido las siguientes producciones de CH_4 : Con Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado entre 0,26- 0,34 m^3/kg sólidos volátiles (SV) (Fernandez et al., 2001), Reactor de Mezcla Completa (CSTR) 0,40 m^3/kg sólidos volátiles (SV) (Harada et al., 1996) , Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente (UASB) entre 0,22- 0,47 m^3/kg sólidos volátiles (SV) (Fernandez et al., 2011) y con el Reactor de Lecho Fijo Formando Biopelícula entre 0,23- 0,42 m^3/kg sólidos volátiles (SV) (Wang et al., 2011).

Estas investigaciones sobre DA de vinaza revelan un cambio de pH drástico durante el arranque del proceso, que implica operaciones con alto tiempo de retención hidráulica que es económicamente inviable para la aplicación industrial

(Buitrón et al., 2015; Jáuregui-Jáuregui et al., 2014; Moraes et al., 2015). Los cambios de pH son correlacionados con altas concentraciones de ácidos grasos volátiles (AGV). Driessen *et al.* (1994) indican la posibilidad de efectos inhibitorios en la DA de las vinazas producidos por las altas concentraciones salinas, por ácidos grasos volátiles y por la presencia de compuestos caramelizados. De la misma manera Harada et al. (1996) trabajando con vinaza en reactores UASB termofílicos sugieren que las inhibiciones son debidas a la presencia de compuestos fenólicos coloreados. Goodwin *et al.* (2001), digestando la vinaza de una destilería de whisky solo encuentran buenos resultados con vinaza diluida, observando acumulación ácidos grasos volátiles (AGV) aunque ello no implique un descenso del pH. Los autores sugieren como posible explicación las altas concentraciones de DQO y AGV que tienden a inactivar los microorganismos, que también podrían estar estresados debido a las altas concentraciones salinas. Además, cambios drásticos sobre el pH afectan directamente el aumento de población de microorganismos metanogénicos y la disminución de la producción de biogás (Espinoza-Escalante et al., 2009). Los fracasos durante el arranque de la DA vinazas podrían ser mitigados por la co-digestión anaerobia (CoDA). Esta variante de DA consiste en la mezcla de dos o más sustratos con características complementarias para el tratamiento combinado (Astals et al., 2014). La CoDA es una solución factible para vencer inhibiciones y mejorar el funcionamiento del proceso debido a la mejor disponibilidad de carbón, el equilibrio nutritivo y la capacidad buffer (Wang et al., 2014).

Un aspecto importante en Co-DA es el criterio de selección del sustrato. El sustrato se selecciona con base para ajustar la relación C/N a valores óptimos (entre 20-30), facilidad de transporte y valor económico (Mata-Álvarez *et al.*, 2014). Un co-sustrato atractivo para la Co-DA de la vinaza es la gallinaza de jaula, debido a que la vinaza es un subproducto de la industria azucarera, posee un bajo costo comercial y un alto contenido de carbono en forma de azúcares fermentables y

otros compuestos solubles que permiten balancear la relación C/N y mitigar el efecto inhibitorio por caída de pH y amonio (Fajardo *et al.*, 2012).

1.3 DIAGNÓSTICO GENERAL SOBRE LA GALLINAZA DE JAULA (GJ)

La industria avícola colombiana representa un aporte del 28% del PIB pecuario de la nación con una producción de 636.345 toneladas de huevo y 1112260 toneladas de pollo. El departamento de Santander contribuye con cerca del 25% del total nacional (FENAVI, 2013). Una granja de crianza y producción de aves genera aproximadamente 127,7 m³ de gallinaza por día (Sierra, 2013).

La gallinaza de jaula (GJ), resulta de las deyecciones, plumas, residuo de alimento y huevos rotos, que caen al piso y se mezclan durante la producción avícola. Este tipo de gallinaza tiene un alto contenido de humedad y altos niveles de nitrógeno, que se volatiliza rápidamente, creando malos y fuertes olores, perdiendo calidad como fertilizante (Estrada, 2005).

1.3.1 Estudios sobre DA y CoDA de GJ. Se ha demostrado que es posible obtener biogás a partir de GJ vía DA y CoDA. Las primeras publicaciones sobre tratamiento anaerobio de la GJ y la producción de biogás se presentaron a mediados de la década de los años 80. Estas experimentaciones estuvieron direccionadas a buscar las mejores condiciones de operación para el proceso (carga orgánica, concentración C/N, tiempos de retención, temperatura de operación, otros), detectándose la inhibición por NH₃ y AGV como principal limitación del proceso en la producción de biogás (Lane, 1984; Webb & Hawkes, 1985; Maibaum & Kuehn, 1999). La inhibición por amonio se produce a partir de rangos de concentración de 1,5- 2,5 g/L y es dependiente de la temperatura y pH del medio (Yangin-Gomec & Ozturk, 2013). El NH₃ es producto de la biodegradación del alto contenido de proteínas presentes en la GJ, las cuales generan un desbalance nutricional representado en una baja relación C/N que

impide el máximo crecimiento de arqueas metanogénicas (Abouelenien, et al., 2014; Niu, et al., 2013b). Al disminuir la población de microorganismo metanogénicos se presenta acumulación de AGV en el medio conduciendo a un equilibrio dinámico entre ácidos, amonio y pH que conlleva a un estado estacionario donde el proceso opera en estado estable pero con baja producción de CH₄ (Lu, et al., 2013; Chen, et al., 2008).

Tratando de disminuir los efectos inhibitorios en la DA de la GJ se han evaluado estrategias correspondientes a la dilución de la carga orgánica del sustrato (Magbanua, et al., 1997; Bujoczek, et al., 2000); además los tratamientos y pre tratamiento también han sido estudiados para aumentar el rendimiento del proceso. La GJ ha sido sometida a pre tratamientos químicos y térmicos para aumentar la biodegradabilidad del sustrato (Ardic & Taner, 2005; Sangaraju, et al., 2013; Clark, 1994). Tecnologías como el ultrasonido, la electrocoagulación y desnitrificación han sido empleadas con el fin de mejorar las propiedades de la gallinaza de jaula. El efecto adsorbente e intercambio iónico de la zeolita también ha sido estudiado para disminuir la concentración de amonio en el medio (Fotidis, et al., 2014). Se han obtenido producciones de CH₄ a partir de GJ entre 0,29- 0,38 m³/kg sólidos volátiles (SV) adicionados en operación discontinua (Li, et al., 2013b; Garcia & Lambis, 2013) y entre 0,27- 0,35 m³/kg SV para operación continua (Wilawana, et al., 2014; Niu, et al., 2013b).

El siglo XXI dio apertura a la CoDA como alternativa para disminuir la inhibición por amonio e incrementar el rendimiento del proceso de la DA de la GJ. Actualmente la CoDA es un tema de interés en la tecnología del tratamiento anaerobio de residuos (Mata-Alvarez, et al., 2014). La GJ ha sido co-digestada en operación continua y discontinua con diferentes tipos de estiércoles animales (Borowski, et al., 2014; Magbanua, et al., 1997), lodo anaerobio (Fierro, et al., 2014), residuos lignocelulósicos (Li, et al., 2013a), residuos agrícolas (Abouelenien, et al., 2014; Zhang, et al., 2014) y residuos post cocción (Wang, et

al., 2014). Para todos los estudios se ha presentado como principal consecuencia de la CoDA, una dilución en la concentración de amonio del medio que representa una disminución del grado de inhibición del proceso. Lo anterior se ha explicado a través de la complementariedad del cosustrato para satisfacer la falta de nutrientes del sustrato. En el caso de la GJ se ha propuesto seleccionar un cosustrato rico en carbono para disminuir la concentración de nitrógeno a partir de incrementos en la relación C/N (Abouelenien, et al., 2014; Wang, et al., 2014; Li, et al., 2014). Se investigó la Co-DA de residuos de maíz con GJ, obteniendo un aumento en el rendimiento del 12% (Li *et al.*, 2013), se planteó la Co-DA de una mezcla de 40% estiércol bovino, 40% gallinaza de jaula y 20% paja de trigo aumentando la producción de metano en un 46%. Estas investigaciones demuestran la efectividad de la Co-DA para aumentar el rendimiento del proceso de producción de metano a partir de GJ.

El estudio del Potencial de Biometanización de la vinaza y la gallinaza de jaula en procesos de co-digestión anaerobia son limitados por lo anterior, el objetivo de este trabajo de aplicación fue determinar el potencial de biometanización mediante la digestión y co-digestión anaerobia de vinaza (VN) y gallinaza de jaula (GJ) como sustratos, empleando estiércol bovino potencializado (EBP) como inóculo.

1.4 METODOLOGÍA

Posterior a un estudio bibliográfico, se siguió una metodología en 3 etapas orientadas a evaluar la producción de biogás a partir de la digestión anaerobia (DA) de la vinaza (VN) y la gallinaza de jaula (GJ) y la co-digestión (CoDA) de estos dos residuos de la siguiente manera:

- 1) Recolección y caracterización fisicoquímica del sustrato y cosustrato.
- 2) Determinación del potencial de biometanización a la VN y GJ.

3) Evaluación de la estabilidad del proceso de la DA Y CoDA de la vinaza y la gallinaza de jaula.

ETAPA 1: RECOLECCIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUOS

SUSTRATO

La vinaza utilizada en este estudio como sustrato modelo para todos los ensayos, fue preparada en el laboratorio de procesos de la Escuela de Ingeniería Química de la Universidad Industrial de Santander, como se indica en el ANEXO A y utilizada como sustrato modelo para todos los ensayos. Se refrigeró a 4°C para los correspondientes análisis.

Co-SUSTRATO

La Gallinaza de Jaula (GJ) fue recolectada en la empresa Incubadora Santander S.A, localizada en el municipio de Lebrija Santander. El protocolo de toma de muestra de GJ se presenta en el ANEXO B. Una vez se recolectaron las muestras se conservaron a 4°C en las instalaciones del laboratorio de biotecnología de la escuela de Ingeniería Química en la Universidad Industrial de Santander, para su posterior caracterización según el protocolo requerido de la APHA (American Public Health Association, 1998).

INÓCULO

Se utilizó como inóculo estiércol bovino potencializado (EBP), el cual fue recolectado del Frigorífico Vijagual en el municipio de Rio negro –Santander, para ser trasladado a la Universidad Industrial de Santander a un bio-reactor para su estabilización.

El inóculo tenía una concentración de sólidos totales (ST) de 30.1g/L, sólidos volátiles (SV) de 20,8g/L y actividad metanogénica de 0,6 DQO CH₄/g SSV-día.

ETAPA 2: ENSAYOS DE BIOMETANIZACIÓN PARA LA DIGESTIÓN Y CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LA VINAZA Y LA GALLINAZA DE JAULA

Se realizaron ensayos de biometanización para la digestión y la co-digestión de los residuos: vinaza (VN) y gallinaza de jaula (GJ).

Los ensayos se llevaron a cabo en operación discontinua en biodigestores con capacidad de 50 mL, con un volumen de operación de 40 mL. Posteriormente los reactores se gasearon con nitrógeno durante 2 minutos para garantizar la anaerobiosis en el sistema, usando las condiciones de operación que se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Condiciones de operación para la DA y Co-DA de la VN y GJ.

PARÁMETROS	CONDICIONES
RIS	2
Temperatura	39°C
Volumen inóculo	28 mL
Carga orgánica	8 g/L
Tiempo digestión	30 días

La Relación Inóculo/Sustrato (RIS) se seleccionó teniendo en cuenta la revisión bibliográfica realizada y los resultados de experimentación preliminares realizados por el grupo de investigación en digestión anaerobia de la UIS.

En la literatura se reportan desempeños de producción de biogás y estabilidad durante la biodegradación anaerobia para relaciones inóculo-sustrato (RIS) superiores a 1, como éste parámetro afecta la cinética de biodegradación del sustrato, se recomiendan valores entre 1,5- 2 (Marín *et al.*, 2015). Para la experimentación se utilizó una RIS de 2, garantizando una mayor estabilidad en el proceso (Li *et al.*, 2013). Para establecer la Relación Inóculo/Sustrato (RIS), se agregó la misma cantidad de carga orgánica de mezcla de VN: GJ con una

cantidad fija de inóculo. Para evaluar el rendimiento se utilizó la siguiente expresión matemática:

$$Y_{p/s} = \frac{\text{volumen de producto formado}}{\text{masa de sustrato consumido}} \quad \text{Ec. 1}$$

Dónde $Y_{p/s}$ representa el cálculo matemático del rendimiento, correspondiente a un cociente del volumen acumulado de gas metano a condiciones normales, con respecto a la cantidad de carga orgánica adicionada de la mezcla; con unidades de:

$$\frac{m^3 \text{ metano}}{kg \text{ de SV agregados}}$$

Para las pruebas experimentales se utilizaron cuatro mezclas de sustrato - co-sustrato, VN: GJ de 1:0, 3:1, 1:3, 0:1; expresadas en términos de SV como se observa en la tabla 3. Cada experimento se realizó por triplicado a una temperatura de 39° C durante 30 días de acuerdo al procedimiento descrito por Angelidaki *et al.*, (2009), en donde las mezclas 1:0 y 0:1 corresponden a la mono-digestión (DA) de sustrato y co-sustrato y las mezclas 3:1 y 1:3 a la co-digestión (CoDA) respectivamente. Se realizó un experimento blanco con una cantidad fija de inóculo y volumen de operación completado con agua destilada, esto se hizo con el fin de evaluar la producción endógena de metano del inóculo.

Todos los digestores fueron agitados manualmente dos veces al día durante un minuto.

Tabla 3. Matriz estructura de experimento DA y Co-DA de los residuos

PROPORCIÓN		PROPORCIÓN %		SV SUSTRATO (g)		PESO HÚMEDO (g)		VOLUMEN DE OPERACIÓN mL
GJ	VN	GJ	VN	GJ	VN	GJ	VN	
0	1	0	100	0	0,32	0	3,74	35
0,33	0,67	33	67	0,11	0,21	1,01	2,51	35
0,67	0,33	67	33	0,21	0,11	2,05	1,24	35
1	0	100	0	0,32	0	3,06	0	35

Los resultados de potencial de biometanización (BPM) fueron expresados en $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$ agregado. La producción de biogás se determinó mediante el método de desplazamiento alcalino detallado en el Anexo I; según los protocolo de la *APHA* (American Public Health Association, 1998). Para la selección de la relación más adecuada, en la búsqueda de mejorar el potencial de biometanización de los residuos, se tuvo en cuenta como variable de respuesta el volumen normalizado de metano producido (VNTP) expresado en mL de metano y el potencial de biometanización (PBM) reflejado en el rendimiento de producción de biogás (YPS) (ecuación 1).

Los resultados experimentales fueron analizados con el software estadístico Minitab 17. Para este análisis se tuvo en cuenta restar el experimento blanco para determinar el rendimiento total de la producción de biogás (Li et al., 2013). Así mismo se aplicó desviación estándar a las curvas representativas de cada ensayo.

ETAPA 3: EVALUACIÓN DE LA ESTABILIDAD DE LA VINAZA Y LA GALLINAZA DE JAULA MEDIANTE EL PROCESO DE DA Y CoDA.

Con el objetivo de monitorear la evolución y estabilidad de la DA y Co-DA de VN: GJ, durante 30 días, se cuantifico la concentración de ácidos grasos volátiles, alcalinidad total, consumo de sólidos, pH, capacidad buffer, azúcares reductores

totales y amonio. En la tabla 4 se listan las variables monitoreadas, la frecuencia de monitoreo y el método usado para cuantificar dichas variables durante el desarrollo experimental.

Tabla 4. Variables monitoreadas en la DA y Co DA de VN y GJ

VARIABLE MONITOREADA	UNIDAD	PERIODICIDAD	MÉTODO
(AGV)	mg/L	Cada 5 días	Titulación ANEXO F
(AT)	mg CaCO ₃ / L	Cada 5 días	Titulación ANEXO F
NH ₃	mg / L	Cada 5 días	Electrodo de Amonio (pH/mV CrisonmicroPH2002) ANEXO J
(ART)	mg / mL	Cada 5 días	Colorimétrico usando ácido 3-5 dinitrosalicílico (DNS) ANEXO G
p H	-	Cada 5 días	Potenciométrico /NTC 5167 ANEXO E
PBM	m ³ CH ₄ /kg SV	AL final de la experimentación	Calculo ANEXO I
ST	g /L	Cada 5 días	Gravimétrico ANEXO C
SV	g/L	Cada 5 días	Gravimétrico ANEXO D
CH ₄	m L	Diario	Desplazamiento alcalino ANEXO I

1.5 RESULTADOS Y ANÁLISIS

1.5.1 Caracterización del sustratos y co-sustrato. En la tabla 5 se presenta la caracterización fisicoquímica de los sustratos y co-sustrato utilizados en la experimentación.

Las concentraciones de sólidos volátiles de los residuos VN y GJ se encuentran en un rango de 78-107 g/kg y sólidos totales entre 89-226 g/kg, indicando que hay materia orgánica disponible para la estabilización de estos residuos mediante la digestión y co-digestión (Álvares et al., 2014).

Tabla 5. Caracterización de sustrato y cosustrato

PARAMETRO	UNIDAD	VN (SUSTRATO)	GJ(COSUSTRATO)
ST	g/L	89,2	226,2
SV	g/L	78,5	107,4
DQO	g/L	82,3	731,7
PH	-	4,2	8,3
C orgánico total	g/L	98,9	56,5
carbohidrato	(%)	61,2	35,2
lípidos	(%)	0,3	1,2
proteína	(%)	19,3	35,5
N ₂ total	g/L	3,9	5,5

% En base a peso seco.

El análisis para la vinaza reveló los valores de DQO, pH, sólidos y concentraciones de nitrógeno total son similares a la vinaza de la industria azucarera reportada en la tabla 6. Por lo tanto, la Vinaza preparada en este estudio corresponde a un residuo representativo para evaluar como sustrato modelo de vinaza de caña de azúcar por digestión anaerobia.

La literatura reporta valores apropiados de pH para arrancar el proceso de DA en un rango de 7 a 8 (Li et al., 2013). La VN presentó un pH ácido de 4,2 y la GJ un pH básico de 8,4. Entonces, se espera que la mezcla VN y la GJ proporcionen un pH adecuado para la Co-DA. La vinaza aporta el carbono que le hace falta a la GJ, la adición de Vinaza a co-sustratos con alto contenido de nitrógeno, pero bajo en carbono como la GJ, representa una alternativa para el mejoramiento de la relación C/N del proceso (Xie,2012).

Tabla 6. Comparación caracterización fisicoquímica Vinaza de un Ingenio Azucarero del Valle del Cauca y Vinaza utilizada como sustrato.

PARÁMETRO	UNIDAD	VALOR VINAZA INGENIO VALLE	VALOR VINAZA SUSTRATO
DQO	g/L	97	90
p H	-	4,65	4,2
ST	g/L	110	89,2
Densidad	g/mL	1,035	1,1
Conductividad	m V	122	-
N ₂ Total	%	9	9

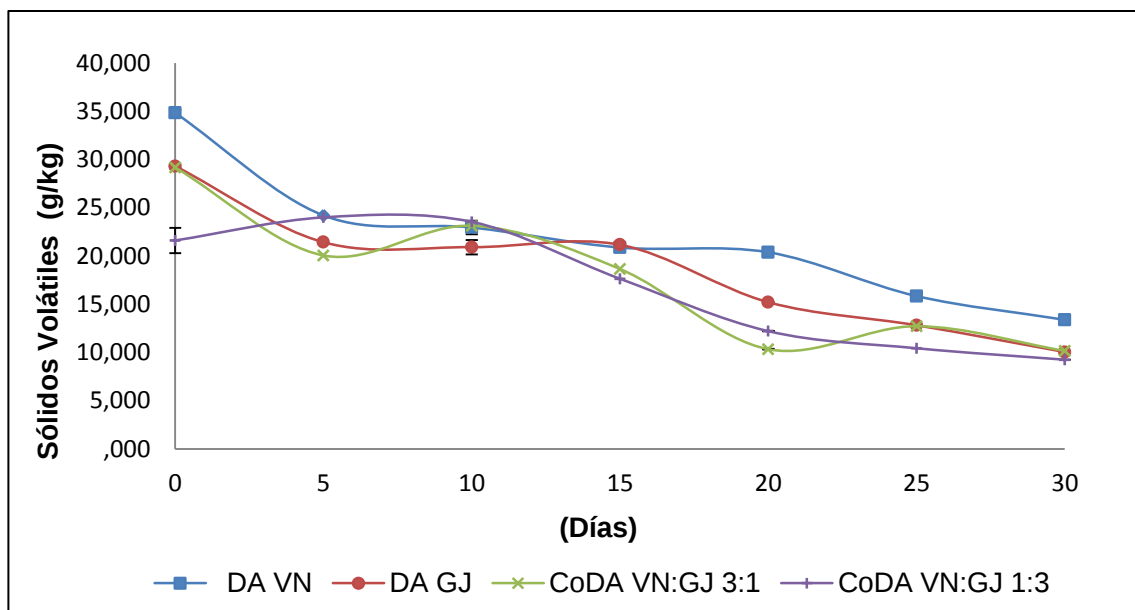
Fuente: Laboratorio CEIAM –UIS

1.5.2 Estabilización de la materia orgánica mediante la DA y Co DA DE VN y GJ. La figura 2 muestra las concentraciones de sólidos volátiles, las cuales tuvieron valores iniciales de 34,8g/kg, 31,25 g/kg, 29,2 g/kg y 26 g/kg, para la DA y CoDA de VN: GJ de 1:0, 3:1, 1:3 y 0:1 respectivamente.

Estas concentraciones disminuyeron con el tiempo durante la fase experimental. Los sólidos volátiles indican la gran cantidad de materia disponible para ser transformada durante el proceso.

Los porcentajes de remoción de materia orgánica disponible para ser aprovechada por los microorganismos en términos de sólidos volátiles fueron de 63%,66%,65% y 68% para la DA y CoDA de VN: GJ de 1:0, 3:1, 1:3 y 0:1, respectivamente. Lo anterior demuestra que los procesos de digestión y co-digestión anaerobia son viables para estabilizar la materia orgánica presente en estos residuos.

Figura 2. Cinética de sólidos volátiles

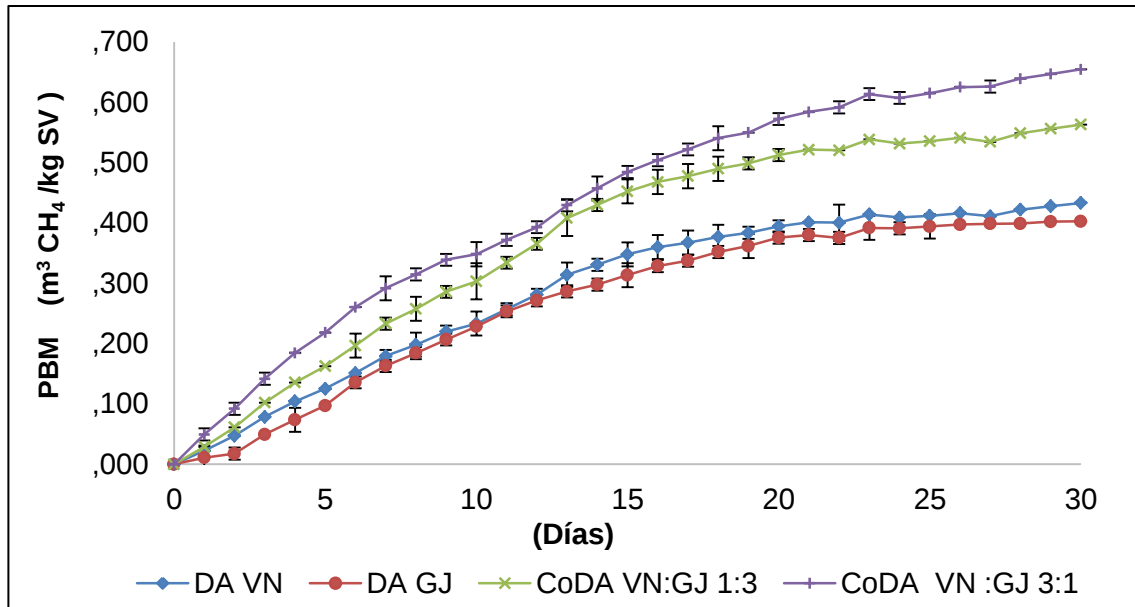


1.6 ENSAYOS DE POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN

1.6.1 Mezclas para la DA y Co-DA de Vinaza y Gallinaza de Jaula. La producción de metano de los ensayos de DA y CoDA se presentan en la figura 3. El Potencial de Biometanización (PBM) para la DA y CoDA de VN: GJ de 1:0, 3:1, 1:3 y 0:1 fue determinado en la prueba de biodegradabilidad. La figura 5 muestra el valor de PBM después de restar a cada uno de los ensayos la producción de metano endógena del inóculo que fue de $0,17 \pm 0,02 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{kg}$. Las proporciones de VN: GJ de 1:0 y 0:1 corresponden a la mono digestión de vinaza (sustrato) y la GJ (cosustrato).

El PBM obtenido para la monodigestión de la vinaza 1:0 fue de $0,43 \pm 0,04 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$ y para la proporción 0:1 fue de $0,39 \pm 0,02 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$. Estos valores están dentro del rango $0,35\text{-}0,68 \text{ m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$, reportado por Belhadj et al., (2013).

Figura 3. Rendimiento de la DA y Co-DA de Vinaza Y Gallinaza de Jaula.



Las proporciones de VN: GJ de 3:1 y 1:3 representa la co-digestión entre ambos residuos. La CoDA de VN: GJ de 3:1 tuvo el PBM más alto de $0,65 \pm 0,01 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$. Lo anterior demuestra que reemplazando cerca del 30 % de la carga orgánica de VN por la GJ causó un incremento muy significativo del 35% sobre el PBM ($p < 0.00$) comparado con la mono-digestión de la VN. Lo anterior se podría presentar porque la GJ proporciona sustancias nutritivas esenciales que promueven el metabolismo microbiano y por lo tanto aumenta la producción de metano.

La CoDA de VN: GJ de 1:3 tuvo un PBM de $0,56 \pm 0,02 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$, este valor de PBM es significativo, causó un incremento del 20% sobre el PBM ($p < 0.00$) comparado con la mono-digestión de la VN, a pesar que el valor es 14% inferior a la proporción 3:1.

La mezcla de los sustratos permite equiparar la relación carbono-nitrógeno mejorando el equilibrio nutricional del medio, reduciendo el riesgo de inhibición y

mejorando la producción de metano por el aporte de la materia orgánica de cada sustrato.

Una mayor proporción de gallinaza hace que baje el rendimiento, esto se debe a la velocidad de biodegradación del sustrato. Los resultados son coherentes por que el mayor PBM en mono-digestión se obtiene para vinaza y luego en co-digestión el mayor rendimiento es para la mezcla que tiene mayor proporción de vinaza.

1.7 MONITOREO DE VARIABLES DE RESPUESTA DURANTE CO-DIGESTIÓN ANAEROBIO DE DIFERENTES PROPORCIONES DE VN Y GJ

La figura 4, presenta la dinámica de hidrólisis y acidogénesis durante la co-digestión anaerobia de VN y GJ. El consumo de azúcares reductores totales (ART) en el tiempo indica el inicio del arranque del proceso (Quintero et al., 2012). El perfil de ART durante la digestión y co-digestión de las proporciones de VN y GJ de 1:0, 3:1, 1:3 y 0:1 se muestra en la figura 6a. Se observa que los experimentos DA de VN: GJ de 1:0 y 0:1 mostró el consumo ART hasta el décimo día de digestión, a diferencia de las CoDA VN: GJ de 3:1 y 1:3, el cual ocurrió de forma más rápida al quinto día de digestión.

La actividad hidrolítica, definida como la reducción total de la concentración de azúcar fue de 54%, 40%, 74% y 66% para la DA y CoDA VN: GJ de 1:0, 3:1, 1:3 y 0:1, respectivamente. La CoDA VN: GJ de 3:1 presentó la actividad hidrolítica más alta, indicando una mayor actividad enzimática del inóculo. (Quintero et al., 2012). La CoDA VN: GJ de 1:3 también mostró una actividad hidrolítica más alta que las DA VN: GJ de 1:0, 0:1 las mono-digestiones. Sin embargo, la co-digestión de VN y GJ mejoró la tasa de consumo de ART sobre ambos residuos.

Los ácidos grasos volátiles (AGV) se muestran en la figura 4b, AGV son uno de los indicadores más importantes para medir el funcionamiento de digestión

anaerobia (Abouelenien et al., 2014) ya que son un producto intermedio, definido como la mezcla de los ácidos: acético, propiónico, butírico y valérico (Zhang et al., 2013). En la DA, los AGV producidos son convertidos finalmente en CH_4 y CO_2 ; debido a la acción del consorcio microbiano. Sin embargo, la acumulación de AGV es un factor inhibitorio en la DA ya que ocasiona disminución de los valores de pH (Castillo et al., 2007). Las concentraciones de AGV aumentaron durante los primeros días de digestión para todos los ensayos DA y CoDA.

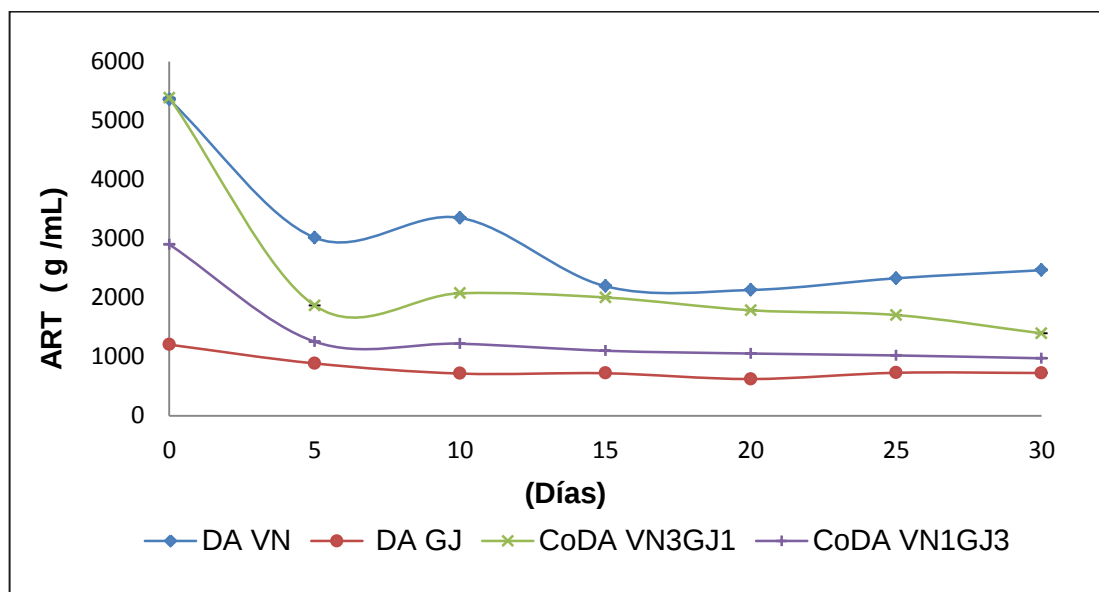
El incremento sobre la concentración de AGV es atribuida a la actividad de microorganismos acidogénicos que convierten en ácidos orgánicos los ART liberados durante la etapa hidrolítica en el arranque del proceso (Fig 4a). La acumulación rápida de AGV reduce el pH y la alcalinidad, afectando negativamente la actividad de los microorganismos metanogénicos, reductores de acetato a metano (Nui et al., 2013). En este estudio, los valores obtenidos para los AGV fueron 3420 mg/L, 3180 mg/L, 2820 mg/L y 2580 mg/L para la DA y CoDA de VN: GJ de 1:0, 3:1, 1:3 y 0:1, respectivamente estos valores se encuentran por debajo del rango de inhibición de 6000 mg/L. La DA de VN alcanzó la concentración más alta de AGV, indicando un desequilibrio metabólico entre la producción AGV y la tasa de consumo (Nui et al., 2013), a diferencia de la DA de GJ que obtuvo la concentración de AGV más baja.

Las CoDA de VN: GJ de 3:1 y 1:3 alcanzaron valores intermedios de acumulación de AGV en los ensayos. Este resultado indica que la adición de GJ a la digestión anaerobia de VN reduce el riesgo de acidificación por la acumulación rápida AGV durante el arranque del proceso, lo que podría llevar al colapso del sistema.

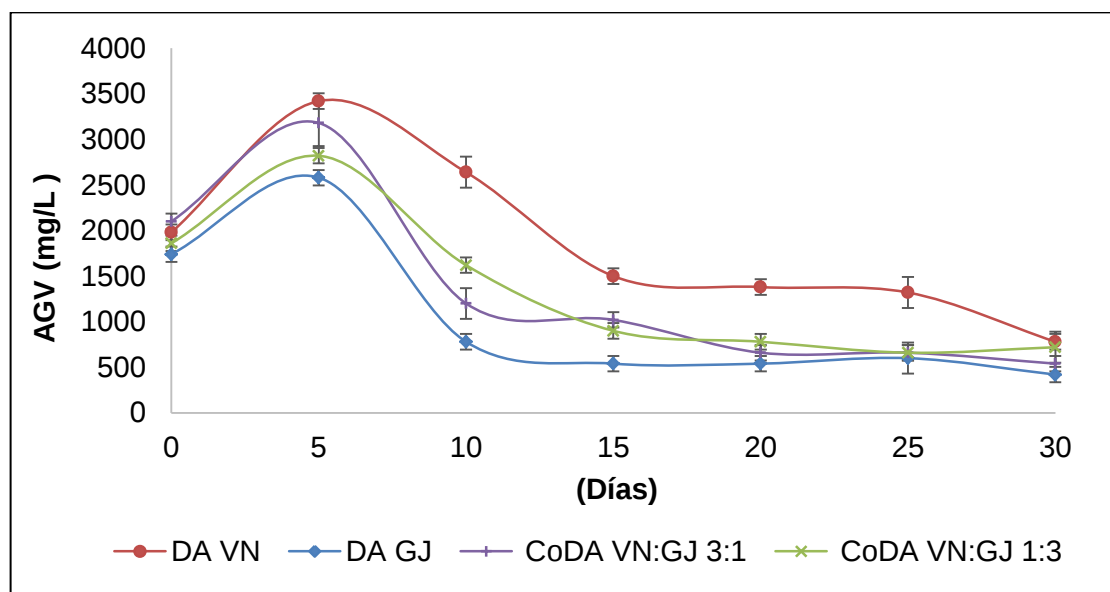
Después del quinto día de proceso, en las distintas proporciones de VN: GJ disminuyó la concentración de AGV, denotando el consumo de materia orgánica como el resultado de actividad de microorganismos acetogénicos capaces de transformar el acetato en metano.

Figura 4. (a) Variación de Azúcares Reductores Totales (ART) y (b) Ácidos Grasos Volátiles (AGV) durante el período de digestión para diferentes proporciones de VN: GJ

(a). Variación de Azúcares Reductores Totales (ART)



(b). Ácidos Grasos Volátiles (AGV) durante el período de digestión para diferentes proporciones de VN: GJ.



1.8 INDICADORES DE ESTABILIDAD DEL PROCESO DE DIGESTIÓN PARA DIFERENTES PROPORCIONES DE VN: GJ

La baja producción de metano es generalmente una consecuencia del desequilibrio entre las diferentes poblaciones microbianas causadas por el pH bajo, la acumulación de AGV, y la alta concentración de amonio libre, que son indicadores de parámetros de estabilidad del proceso (Li et al., 2013). La figura 5 presenta el perfil de capacidad buffer, pH y la concentración de amonio total, durante el período de digestión para la DA y CoDA VN: GJ de 1:0, 3:1, 1:3 y 0:1.

Los procesos anaerobios alcanzan la estabilidad en rangos de capacidad buffer (AGV/AT) entre 0,2-0,8. Valores más altos de 0,8 de AGV/AT indican un desequilibrio entre la población de microorganismos acidogénicos y metanogénicos. Las distintas proporciones de VN:GJ iniciaron con los valores adecuados de capacidad buffer en un rango de 0,48 a 0,64. Durante el arranque del proceso, la DA VN: GJ de 1:0 aumentó estos valores alcanzando un máximo de 1,10 AGV/AT. Lo anterior se vio reflejado en un aumento de la concentración de AGV y una disminución del pH como se observa en la figura 5b. Para la monodigestión de vinaza el pH varió de 7,7 a un pH de 6,7. También se observa como el incremento en la concentración de GJ en las mezclas incrementa la capacidad buffer y hace el pH más estable durante el período de digestión.

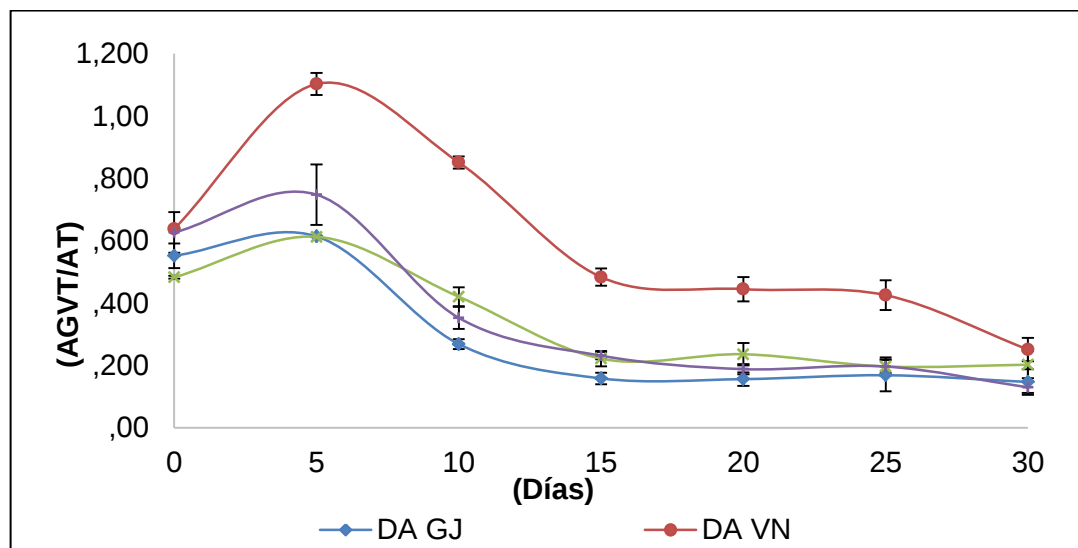
Las CoDA y DA de VN: GJ de 3:1, 1:3 y 0:1 siempre presentan valores de la capacidad buffer dentro de los valores normales de 0,2 a 0,8 (Figura 7 a). Las CoDA y DA de VN: GJ de 3:1, 1:3 y 0:1 se mantuvieron de modo similar en términos de pH, que varió durante el período de digestión manteniéndose en un rango entre los 6,5 – 8 adecuados para el proceso (Figura 5 b).

La concentración de amonio total podría contribuir a la capacidad buffer y ayudar a mantener los valores de pH. Como puede ser observado en la figura 5 c, la

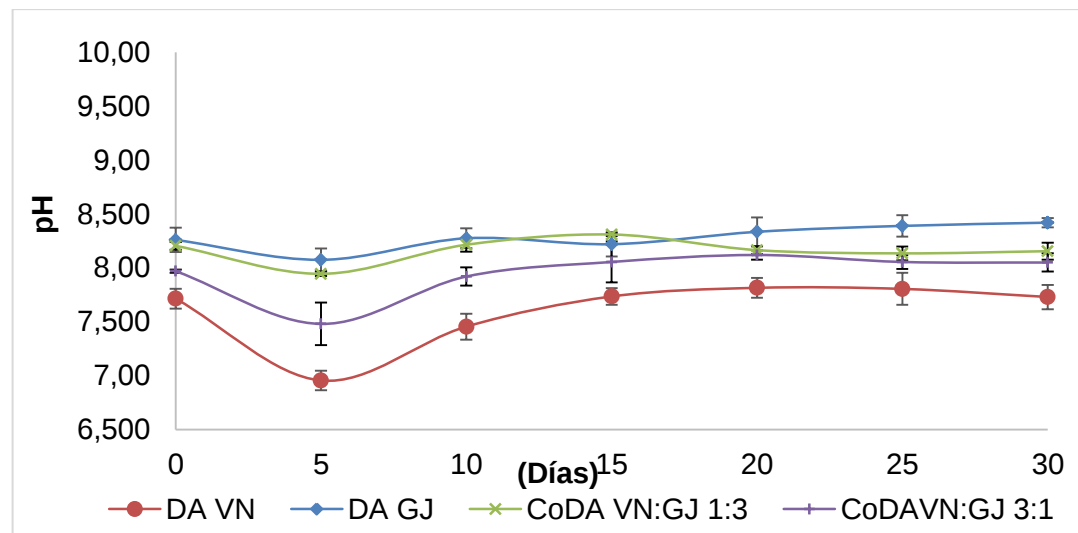
concentración de amonio total aumentó conforme la cantidad de GJ aumentó en la mezcla. Esto ha sido reportado extensamente como inhibición para microorganismos metanogénicos a una concentración cerca de 3000 mg/L (Wang et al., 2014). La DA VN: GJ de 0:1 alcanzó la concentración final de ANT más alta de 1875 mg/L.

Figura 5. Variación de capacidad buffer(a), pH (b) y amonio total (c) durante el período de digestión y codigestión para diferentes proporciones de VN: GJ

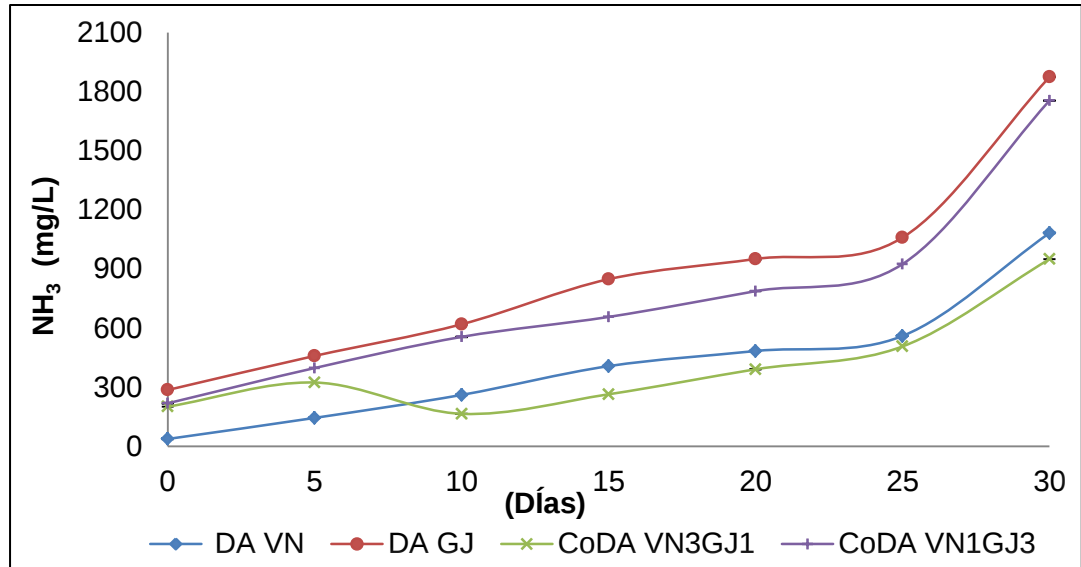
(a)



(b)



(c)



1.9 POTENCIAL ENERGÉTICO Y ECONÓMICO

Una manera de contextualizar en un panorama real la mejoría obtenida mediante la co-digestión de la vinaza y la gallinaza de jaula, es expresar en términos energéticos y monetarios estos aumentos. A partir de los resultados experimentales se realizó un estimativo de aprovechamiento energético de la mono-digestión anaerobia de los residuos y de la co-digestión.

En la tabla 7 se presentan los mililitros de CH₄ producidos en los ensayos de DA Y CoDA de la vinaza y la gallinaza de jaula y el potencial energético y económico correspondiente. Para la transformación de biogás en energía eléctrica fue usada la siguiente ecuación (Tricase C et al., 2009):

$$Electricidad \frac{kwh}{año} = biogás \frac{m^3}{año} * 1.9 \left(\frac{kwh}{m^3} \right)$$

Tabla 7. Potencial Energético y Económico de DA y CoDA de Vinaza y Gallinaza de jaula

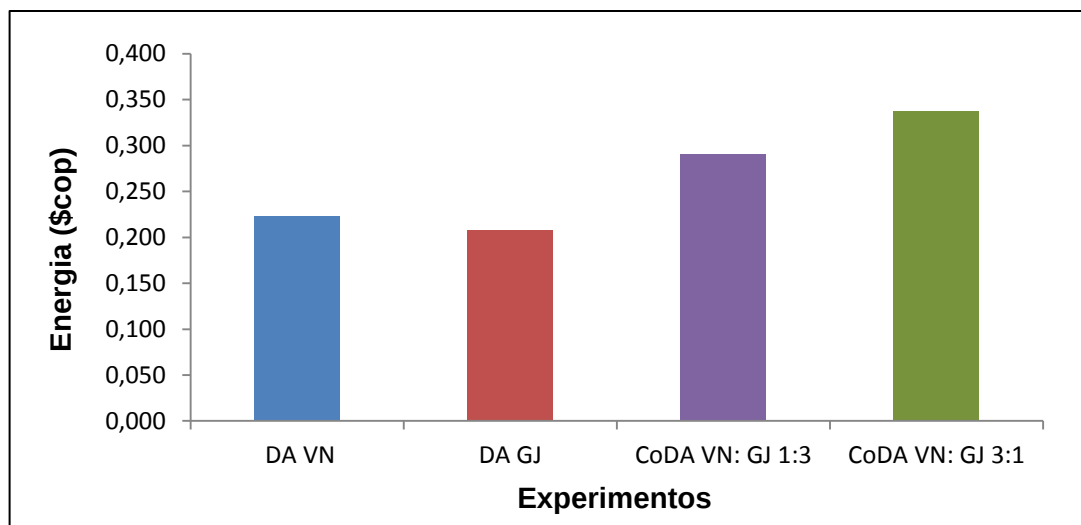
PROCESO	MUESTRA	CH ₄ (mL)	CH ₄ (m ³)	BIOGÁS	ENERGÍA (kWh)	PRECIO \$/kWh	ENERGÍA \$COP
DA	Control VN	169	0,00017	0,00028	0,0005	417,5	0,223
	Control GJ	157	0,00016	0,00026	0,0005	417,5	0,208
CoDA	VN:GJ 1:3	220	0,00022	0,00037	0,0007	417,5	0,290
	VN:GJ 3:1	255	0,00026	0,00043	0,0008	417,5	0,337

Con los 255 mL de metano producidos en el ensayo de Co-DA VN 3 GJ 1 se pueden generar 0,00075 kWh que representarían un ahorro de \$COP 0,337 en energía eléctrica; siendo el residuo más representativo con el que se puede obtener el mayor potencial energético y económico.

Según los datos obtenidos anteriormente se observa que es posible obtener beneficio energético y económico considerable implementando la co-digestión anaerobia para el aprovechamiento energético de los residuos.

La grafica 6 demuestra que aumenta en un 37% y 25% la generación energética a partir de la Co-DA VN3 GJ1 y VN1 GJ3 respectivamente comparados con la monodigestión de estos. Las co-digestiones de los residuos presentan un mayor potencial económico debido a su alto potencial de biometanización el cual garantiza disponibilidad de biogás para ser transformado a energía eléctrica o a energía en forma de calor.

Figura 6. Potencial Económico de la DA y CoDA de VN y GJ.



El departamento del Valle del Cauca es el principal productor en el país de vinaza con aproximadamente 11 millones de litros diarios, además es el tercer productor nacional de gallinaza de jaula con una producción anual de 31592 toneladas por millar de aves (Escalante *et al.*, 2010) lo que hace la aplicación de esta tecnología como una alternativa muy atractiva para la gestión y el aprovechamiento de estos residuos convirtiéndolos en energía renovable en esta región del país.

Para contextualizar el impacto que genera el aprovechamiento energético de los residuos vinaza y gallinaza de jaula mediante la Co-DA, se realizó un estimado de ahorro de energía en \$MMUSD si se aprovecharan las toneladas generadas anualmente en el Valle del Cauca.

En la tabla 8 se presenta el potencial económico y energético disponibles para ser aprovechado mediante la DA y la Co-DA.

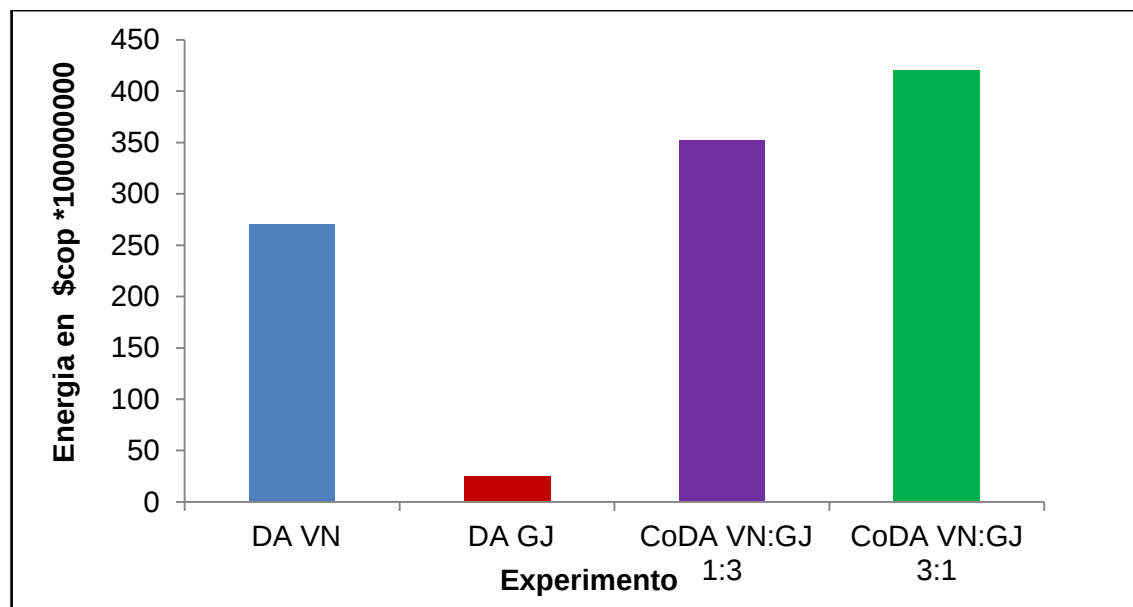
Tabla 8. Potencial Económico aprovechable en el Valle del Cauca.

PROCESO	MUESTRA	BIOGÁS ANUAL(m ³)	ENERGÍA (kWh) ANUAL	PRECIO \$/kWh	ENERGÍA \$COP ANUAL
DA	VN	32583107	61907903	417,5	25846549396
	GJ	2850919	5416747	417,5	2.261491736
CoDA	VN1:GJ3	45127087	85741465	417,5	35797061457
	VN3:GJ1	52737268	100200810	417,5	41833838078

El potencial energético contenido en la vinaza y la gallinaza de jaula puede ser aprovechado mediante la Co-DA, generando mas de 100 millones de kWh anuales de energía eléctrica renovable la cual representa beneficios económicos por más de \$MMCOP 41833838078.

La figura 7 demuestra que la CoDA VN 3 GJ 1 aumenta en un 39% y 94% los beneficios económicos respecto a la monodigestión de la VN y la GJ.

Figura 7. Potencial Económico de Vinaza y Gallinaza de jaula en el Valle del Cauca



1.10 CONCLUSIONES

La Vinaza y la Gallinaza de jaula son residuos con una concentración de carbono, nitrógeno e hidrogeno que los convierten en una fuente de biomasa residual que puede ser valorada energéticamente.

La concentración de SV indica un porcentaje de reducción de más del 60 %, lo que demuestra la estabilización de la materia orgánica presente en la Vinaza y la Gallinaza de jaula por medio del proceso de Co-digestión anaerobia.

Las Co-digestiones de los residuos vinaza y gallinaza de jaula, aumentan en un 37% y 25% la generación energética a partir de la Co-DA VN3 GJ1 y VN1 GJ3 respectivamente, garantizando disponibilidad de biogás para ser transformado a energía eléctrica o a energía en forma de calor.

CAPITULO B. ALTERNATIVA TECNOLÓGICA PARA EL DIGERIDO PRODUCTO DE LA CODIGESTIÓN ANAEROBIA VINAZA Y GALLINAZA DE JAULA PROPORCIÓN 3:1

El proceso de codigestión anaerobia presenta diversas ventajas entre las que se encuentran el aprovechamiento de la materia orgánica de un residuo contaminante para la producción de metano, la reducción de emisiones de dióxido de carbono y la generación de un digerido que puede ser aprovechado de formas diversas según sus características fisicoquímicas y microbiológicas.

El mayor PBM fue producido a partir de la co-digestión anaerobia de la vinaza y la gallinaza de jaula en una proporción 3:1, alcanzando un valor de $0,65 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 / \text{kg} - \text{SV}$. Por lo tanto, para el desarrollo de este capítulo se empleó el digerido generado del proceso Co DA VN: GJ proporción 3:1.

El digerido es el residuo proveniente del tratamiento de materia orgánica contaminante estabilizada biológicamente, por medio del proceso de digestión o codigestión anaerobia, con suficiente concentración de nutrientes (mayores y menores), contenido de microorganismos, presencia permisible de metales pesados, que se puede utilizar como fertilizante, acondicionador o mejorador de suelos, de acuerdo a la composición físico-química y la vocación de uso de suelo (Tambone et al., 2009).

2. DIGERIDO COMO MEJORADOR DE SUELOS

Las alternativas planteadas para el aprovechamiento de este tipo de digerido se han evaluado y comparado a partir de la aplicación de diferentes métodos, entre ellos el *Analytical Hierarchy Process* (Plata, Rivera, Castro, Guzmán, & Escalante ,2011) y análisis de ciclo de vida comparativo (Houillon & Jolliet, 2005), encontrando que el mejoramiento de suelos es el método mas apropiado para el uso de este tipo de subproductos (Teglia, Tremier, & Martel ,2011).

El mejoramiento de suelos es una práctica promovida por su valor agronómico, dada su capacidad para recuperar los nutrientes del suelo perdidos a causa del cultivo excesivo (Plata, Rivera, Castro, Guzmán, & Escalante, 2011).

2.1 CRITERIOS DE CALIDAD DE UN DIGERIDO COMO MEJORADOR DE SUELOS

Desde el punto de vista de la valorización de los materiales digeridos, las características químicas y biológicas que presentan un mayor interés y que por tanto definen su calidad y su uso son:

a. Contenido en materia orgánica y en nutrientes

Desde el punto de vista de criterios de calidad de los materiales digeridos, no se establecen límites en su contenido de nutrientes pero sí, que se deben declarar parámetros tales como: densidad, pH, N, P, K, Ca, Mg, S, micronutrientes, Cl, Na (Siebert et al. ,2008; BSI, 2010).

b. Estabilidad y madurez

La estabilidad microbiana está asociada a la presencia de compuestos fácilmente degradables que provocan una rápida activación de las poblaciones microbianas, mientras que la madurez se refleja por la ausencia de efectos fitotóxicos. Esto se

evidencia y se ha referenciado con reducciones en el contenido de materia orgánica de entre el 50 y el 70% tras procesos de digestión anaerobia aplicados a diversos sustratos orgánicos lo que conlleva directamente a importantes reducciones en parámetros tales como la demanda química de oxígeno (DQO) indicando una mayor estabilidad del digerido (Chadwick, 2007; Gómez et al., 2007).

Además el pH debe ser alcalino ($> 7,5$), valores ácidos de pH pueden ser indicativos de una alta inestabilidad del digerido asociado a la presencia de ácidos orgánicos volátiles (Schievano et al., 2008).

c. Nivel de higienización

El digerido para ser usado como ingrediente de abonos o en los productos fertilizantes de origen orgánico, debe acreditar que no supera los siguientes niveles máximos de microorganismos: *Salmonella spp* (ausente en 25 g de producto elaborado) y *Escherichia coli* (< 1000 número más probable por gramo de producto elaborado) como lo establece el Reglamento CE 1774/2002 del Marco Común Europeo.

d. Presencia de impurezas

La presencia en el digerido de contaminantes en forma de impurezas de tipo físico (plástico, vidrio, metales, etc.) también está regulada, estableciéndose como criterio de calidad y limitando su contenido máximo (Comisión Europea, 2001; Real Decreto 824/2005; Siebert, 2008; BSI, 2010).

Si los digeridos cumplen con los límites establecidos, tanto por la legislación como por los estándares de calidad, podrán ser usados como fertilizantes o mejoradores de suelo, de lo contrario deberán ser incinerados o dispuestos en rellenos sanitarios para su disposición segura.

2.2 ESTUDIOS SOBRE DIGERIDOS GENERADOS EN PROCESOS DE DIGESTIÓN Y CODIGESTIÓN ANAEROBIA USADOS COMO MEJORADORES DE SUELOS

A continuación se presentan algunos ejemplos experimentales realizados sobre diversos cultivos, utilizando el digerido como mejorador de suelo y fertilizante.

Aruani et al., 2008 trabajando con lechuga (*Lactuca sativa* L.) obtuvieron mayor rendimiento en la producción del cultivo, con la aplicación de digerido de estiércol de pollo que con fertilizantes químicos. Adegbidia et al., 2008 adicionó digerido al terreno para cultivo de sauce, favoreciendo su crecimiento al modificar las condiciones acidas de pH debido a su incrementó, además aumento la biomasa del tallo con liberaciones lentas de N que contribuyen a la sostenibilidad de la planta, reduciendo gastos en fertilizantes y nutrientes en las plantaciones de sauce.

Álvarez Solís et al., 2010 demostraron que la disminución de la fertilización inorgánica y su complementación con digerido de estiércol bovino, generó un aumento del 20% en la biomasa microbiana y una mayor eficiencia en la asimilación del carbono orgánico y en la construcción de la materia orgánica. Se destaca que el digerido presentó un comportamiento similar a los fertilizantes químicos, siendo una alternativa para remplazarlos, coincidiendo con Gálvez et al., 2011 quienes demostraron, trabajando en microcosmos, que la harina de colza y el digerido de purín de cerdo son los más apropiados para mejorar la fertilidad química y biológica del suelo, concluyendo que si bien el digerido generó un mayor desprendimiento de CO₂ que los fertilizantes químicos, para su comparación habría que considerar el CO₂ emitido durante la elaboración de los fertilizantes y su transporte.

Mohammadi (2011), evaluó la actividad biológica a través de la actividad enzimática en el cultivo de trigo y encontró que la actividad enzimática, al aplicar

digerido de estiércol de corral combinado con compost, es mayor que la fertilización química. Iocoli et al., 2015 con el objetivo de evaluar la respuesta de las comunidades microbianas y el desarrollo vegetal a la aplicación de digerido anaeróbico y su capacidad potencial de reemplazar los fertilizantes químicos, evaluó la actividad biológica del suelo y el desarrollo del cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.), concluyendo que, en las primeras horas el digerido produce un rápido incremento en la actividad biológica y una respuesta positiva en el desarrollo del cultivo de lechuga, comparable con los fertilizantes químicos.

Hasta el momento el uso del digerido a partir del proceso Co DA VN: GJ proporción 3:1 no ha sido estudiado, por lo anterior el objetivo de este capítulo fue describir la alternativa de utilización del digerido como mejorador de suelo o su disposición segura, haciendo de la codigestión anaerobia un proceso productivo y competitivo.

2.3 METODOLOGÍA

El desarrollo de este capítulo se llevó a cabo en tres etapas:

1. Evaluación de la estabilidad del proceso de Co DA VN: GJ proporción 3:1.
2. Caracterización fisicoquímica y microbiológica del digerido obtenido del proceso de Co DA VN: GJ proporción 3:1.
3. Alternativa para el uso como mejorador de suelo o disposición segura del digerido.

Etapas 1: Evaluación de la estabilidad de la vinaza y la gallinaza mediante el proceso de co digestión

Con el objetivo de monitorear la evolución y estabilidad de la Co-DA de VN: GJ proporción 3:1, se cuantificó el consumo de sólidos volátiles, pH y DQO, en el día inicial y al día 30 final del proceso de codigestión mediante pruebas por triplicado.

En la tabla 9 se listan las variables monitoreadas, la frecuencia de monitoreo y el método usado para cuantificar dichas variables durante el desarrollo experimental.

Tabla 9. Variables monitoreadas en la estabilización de la Co DA de VN3 GJ1

VARIABLE MONITOREADA	UNIDAD	PERIODICIDAD	MÉTODO
pH	-	Al inicio y final de la experimentación	Potenciométrico /NTC 5167 Anexo e
SV	g/L	Al inicio y final de la experimentación	Gravimétrico Anexo d
DQO	gO ₂ /kg	Al inicio y final de la experimentación	Walkley Black Anexo

Etapas 2: Caracterización fisicoquímica y microbiológica del digerido generado de la Co DA VN: GJ proporción 3:1

Se realizó la caracterización fisicoquímica del digerido, cuantificándose la concentración de ácidos grasos volátiles, azúcares reductores totales, densidad, % de cenizas, elementos menores Zn, Fe, Mn, Cu, S, y elementos mayores Fe, N, P, K, Na, Ca, Mg en el Laboratorio de Consultas Industriales UIS.

Se determinó la relación N, P, K del digerido como se indica en el anexo K.

Adicionalmente, se realizó la caracterización microbiológica de agentes patógenos: Coliformes totales y fecales, *Salmonella spp* y huevos de Helminths en el Laboratorio de Diagnóstico Agropecuario del ICA.

Etapas 3: Alternativa para el uso como mejorador de suelo o disposición segura del digerido generado de la Co DA VN: GJ proporción 3:1

Se evaluaron los criterios de calidad: Contenido en materia orgánica y en nutrientes, estabilidad y madurez, nivel de higienización, presencia de impurezas, del digerido del proceso de Co DA VN: GJ proporción 3:1 y las disposiciones del

decreto 1287 del 10 de Julio de 2014 para establecer su uso como mejorador de suelo o disposición segura.

2.4 RESULTADOS Y ANALISIS

2.4.1 Evaluación de la estabilidad de la vinaza y la gallinaza mediante el proceso de la Co DA VN: GJ proporción 3:1. La tabla 10 presenta los resultados de los parámetros evaluados para determinar la estabilización del digerido.

Se evidencia un porcentaje de remoción de 66% de los sólidos volátiles y un porcentaje de remoción del 58% de la DQO durante el proceso de la Co DA VN: GJ proporción 3:1, valores que se encuentran entre el porcentaje de 50%-70% de remoción de materia orgánica y DQO reportado en la literatura (Chadwick, 2007; Gómez et al., 2007); además el pH varió de 4,2 a un pH alcalino de 8 demostrando la estabilidad y madurez del digerido (Schievano et al., 2008).

El proceso de estabilización genera la reducción de la materia orgánica, favoreciendo la reducción de atracción de vectores que pudiera generarse a causa del uso del digerido (EPA/625/2003).

Tabla 10. Parámetros de estabilización del digerido.

PARÁMETRO	CONCENTRACIÓN INICIAL	CONCENTRACIÓN FINAL	%REDUCCIÓN
SV g/Kg	29,17	10,1	66
DQO g de O ₂ /L	95,3	39,7	58
p H	4,2	8,05	-

2.4.2 Caracterización fisicoquímica y microbiológica del digerido generado de la Co DA VN: GJ proporción 3:1.

2.4.2.1 Caracterización fisicoquímica del digerido generado de la Co DA VN: GJ proporción 3:1. La caracterización del digerido se presenta en la tabla 11. Las relación de los elementos mayores N, P, K es 6-4-16 (Anexo k), indicando que son aptas para cultivos, especialmente de plantas florales y verduras debido a que en todas las etapas de desarrollo de una planta, el N,P,K se constituyen en elementos esenciales para su nutrición y desarrollo (Moller & Stinner, 2009).

Un importante valor fertilizante se asocia a la presencia de nitrógeno que puede perderse fácilmente por volatilización como amoníaco durante el almacenamiento y la aplicación agrícola, debido al pH alcalino del digerido. Para evitar la pérdida de valor fertilizante y un impacto negativo sobre el medio ambiente, es necesario adoptar buenas prácticas de manejo y uso del digerido, principalmente durante el almacenamiento y aplicación.

Por otra parte, el nitrógeno es rápidamente nitrificado en el suelo bajo condiciones favorables, siendo la forma nítrica rápidamente asimilable para los cultivos. Sin embargo, también es muy soluble, por lo que aplicaciones excesivas de digerido pueden suponer un riesgo de lixiviación y contaminación de acuíferos (Real Decreto 261/1996).

Un alto contenido en sales solubles en los digeridos puede incidir negativamente sobre el desarrollo de los cultivos, aumentando la salinización del suelo siendo conveniente controlar la concentración de sodio aportadas (Amezquita, 2010). Las concentraciones de Cu y Zn son bajas lo cual garantiza que no haya contaminación en el ambiente por metales pesados al aplicarlo al suelo (Uggetti, et al., 2009).

El pH básico de 8 del digerido permite la corrección en el pH de suelos que producen liberación de iones amonio, causante de acidez en el suelo, por lo cual, el digerido se hace idóneo como mejorador de suelos para corregir el pH en estos terrenos (Guía Ambiental Ministerio de Planeación, 2006).

El digerido de la Co DA VN: GJ proporción 3:1 aporta los elementos esenciales nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio y azufre, seguido de una serie de micronutrientes (hierro, cobre, manganeso, zinc) y carbono soluble, que puede ser usado en mejoramiento de suelos o como fuente alterna de nutrimentos para suelos con bajos niveles de nutrientes (Navas et al., 2008).

Tabla 11. Análisis físico-químicos digerido de la Co DA VN: GJ proporción 3:1

PARÁMETRO	UNIDADES	RESULTADO
Azufre	mg S/ L	841,48
Calcio Total	mg Ca/L	1002,24
Carbono Orgánico	mg C/L	395,7
Cobre	mg Cu/L	1,49
Fósforo Total	mg P/L	294,25
Hierro	mg Fe/L	32,96
Manganeso Total	mg Mn/L	11,69
Magnesio	mg Mg/L	258,48
Nitrógeno Total	mg N/L	995,08
Potasio Total	Mg K/L	1790,52
Sodio	mg Na/L	296,01
Zinc	mg Zn/L	4,64
Densidad	mg/ml	1,004
Cenizas	%	1,05
ART	mg/mL	1396
AGV	mg/L	420
ST	g/kg	21
SV	g/kg	10,1
p H	-	8

Fuente: Laboratorio de Consultas Industriales UIS.

2.4.2.2 Caracterización microbiológica del digerido generado de la Co DA VN:

GJ proporción 3:1. Con respecto a la caracterización microbiológica, la presencia de agentes patógenos específicos en el digerido, es comúnmente utilizada como indicador de la contaminación, debido a los efectos potenciales en la salud humana y animal, sobre todo al ser depositados en tierras agrícolas.

Los Coliformes totales y fecales, *Escherichia coli*, estreptococos fecales, enterococos y huevos de Helmintos son los indicadores bacterianos más comúnmente analizados (Saunders, Harrison, Fortuna, Whitefield, & Bary, 2012) (Teglia, Tremier, & Martel, 2011) (Plata, Rivera, Castro, Guzman, & Escalante, 2011).

La caracterización microbiológica realizada al digerido de la Co DA VN: GJ proporción 3:1 (Tabla 12) indica la reducción microbiana de Coliformes totales y fecales por debajo del límite de detección del método. El proceso de digestión anaerobia supone una disminución muy importante en la carga de microorganismos Coliformes, con un contenido de *E. coli* inferior a 1000 NMP/g. La ausencia de *Salmonella spp* demuestra que no hubo crecimiento de estos microorganismos patógenos. La principal limitación en cuanto a la posible utilización del digerido como fertilizante viene impuesta por la presencia de *Salmonella spp*, hecho frecuente en los procesos de co-digestión que se desarrollan en intervalos de temperatura mesófilos y sin tratamientos posteriores de higienización (Resende, y otros, 2014). Por lo cual, se han realizado investigaciones en este sentido, analizando la permanencia de microorganismos patógenos como *salmonella*, coliformes totales, fecales y huevos de helminto a diferentes condiciones de temperatura (Kunte, Yeole, & Ranade, 2004) (Teglia, Tremier, & Martel, 2011) (Plata, Rivera, Castro, Guzman, & Escalante, 2011). Los resultados obtenidos por Lara e Hidalgo evidencian que por medio de la digestión anaerobia se logra la disminución del 96% de su principal bacteria, *Escherichia coli* y la eliminación de la *Salmonella spp* (Lara G & Hidalgo C, 2011).

La no detección de huevos de helmintos evidencia un margen de seguridad en cuanto a su utilización y aplicación en procesos agrícolas o de mejoramiento de suelos.

Tabla 12. Caracterización microbiológica digerido CoDA VN 3 GJ 1

MICROORGANISMO	UNIDAD	CONCENTRACIÓN	TÉCNICA DE MEDICIÓN
Coliformes Totales	NMP/g ST	No detectable	NMP en caldo LMX, Fluorocult
Coliformes Fecales	NMP/g ST	No detectable	NMP en caldo LMX, Fluorocult
<i>Salmonella spp</i>	presencia	Ausencia	Pruebas Bioquímicas
Huevos de Helmintos	HH/4gST	0	Flotación en ZnSO ₄

Fuente: Laboratorio de diagnóstico Instituto Colombiano Agropecuario ICA.

2.5 MEJORADOR DE SUELOS COMO ALTERNATIVA DE APROVECHAMIENTO DEL DIGERIDO PRODUCTO DE LA CO DA VN: GJ PROPORCIÓN 3:1

El uso del digerido obtenido del proceso de codigestión puede presentar riesgos y ocasionar daños al ser utilizado como acondicionador de suelos, por el exceso de materiales inertes, emisión de malos olores, salinidad elevada, toxicidad por contaminantes orgánicos, toxicidad por metales pesados y presencia de organismos patógenos. Por lo anterior, es necesario hacer evaluaciones de los criterios de calidad: Contenido en materia orgánica y en nutrientes, estabilidad y madurez, nivel de higienización, presencia de impurezas y de los parámetros físico-químicos y microbiológicos del digerido, teniendo en cuenta la normatividad vigente que regula los materiales orgánicos usados como acondicionadores de suelos para Colombia.

2.5.1 Evaluación de los criterios de calidad del digerido. Los criterios que permiten evaluar la calidad del digerido y define su uso como mejorador de suelo son:

Contenido en materia orgánica y en nutrientes:

No se establecen límites en la concentración de nutrientes pero sí se deben declarar parámetros tales como: densidad, pH, N, P, K, Ca, Mg, S, micronutrientes, Cl, Na (Siebert et al. ,2008; BSI, 2010), tal como se hizo en la caracterización fisicoquímica del digerido de la Co DA VN: GJ proporción 3:1(Tabla 11), donde estos parámetros son declarados.

Estabilidad y madurez:

La estabilidad y madurez del digerido se evidencia con la reducción en el contenido de materia orgánica y DQO entre el 50% y 70% (Chadwick, 2007; Gómez et al., 2007) y con el pH alcalino (> 7,5) (Schievano et al., 2008).

El digerido de la Co DA VN: GJ proporción 3:1 presenta una reducción del 66% de SV, y del 58% en la DQO, además presenta un pH de 8 (Tabla 10), cumpliendo con los parámetros de calidad.

Nivel de higienización:

Se debe acreditar que no superan los siguientes niveles máximos de microorganismos: *Salmonella* (ausente en 25 g de producto elaborado) y *Escherichia coli* (< 1000 número más probable por gramo de producto elaborado) como lo establece el Reglamento CE 1774/2002 del Marco Común Europeo.

El digerido de la Co DA VN: GJ proporción 3:1 en su caracterización microbiológica (Tabla 12) evidencia que no hubo detección de los microorganismos Coliformes fecales, totales y *Salmonella* tal como establece el criterio de calidad.

Presencia de impurezas:

La presencia en el digerido de contaminantes en forma de impurezas de tipo físico (plástico, vidrio, etc.) también está regulada, estableciéndose como criterio de

calidad y limitando su contenido máximo (Comisión Europea, 2001; Real Decreto 824/2005; Siebert, 2008; BSI, 2010).

El digerido de la Co DA VN: GJ proporción 3:1 en su inspección no evidenció impurezas de tipo físico.

2.5.2 Normatividad para el uso de digeridos como mejoradores de suelo. El decreto 1287 del 10 de Julio de 2014 establece los criterios para el uso de digeridos generados durante procesos anaerobios y con base en los criterios de la USEPA (Tabla 13) determina los criterios microbiológicos clasificándolos en categoría A y B. De acuerdo con la caracterización microbiológica (Tabla 11) el digerido producto del proceso de Co DA VN: GJ en proporción 3:1 es clasificado como categoría A según la norma USEPA.

Tabla 13. Requerimientos microbiológicos para digeridos según US EPA Norma CFR40 parte 503

MICROORGANISMO PATÓGENO	UNIDAD	CLASIFICACIÓN SEGÚN LA US EPA	
		CLASE A	CLASE B
Coliformes Totales	NMP/g ST	-	-
Coliformes Fecales	NMP/g ST	<1000NMP/gST	<2x10 ⁶ gST
<i>Salmonella Spp</i>	PRESENCIA	<3NMP/4gST	-
Huevos de Helminthos	HH/4gST	<1huevo/4gST	-

En el artículo 8 del decreto 1287 del 10 de Julio de 2014 se describen las alternativas de uso de acuerdo con la categoría, indicando que los de categoría A pueden destinarse para los siguientes usos:

- a. En zonas verdes tales como cementerios, separadores viales, campos de golf y lotes vacíos.

- b. Como producto para uso en áreas privadas tales como jardines, antejardines, patios, plantas ornamentales y arborización.
- c. En agricultura.
- d. En la recuperación, restauración o mejoramiento de suelos.

La Norma Técnica Colombiana 5167 establece los requisitos que deben cumplir y los ensayos a los cuales deben ser sometidos los productos orgánicos usados como abonos fertilizantes y enmiendas de suelo. En el capítulo 3.2.4 se establecen los requerimientos específicos para cumplir como mejorador de suelos tal como lo indica la tabla 14.

Dentro de los parámetros establecidos se tiene que: La concentración de carbono oxidable total debe estar en los rangos entre 5% y 15%, la suma de N+P+K debe ser mínimo del 10% y la riqueza de cada elemento $>2\%$, la suma de Ca, Mg y elementos menores mínimo 10% y la densidad mayor a 1 g/cm^3 .

De acuerdo a la caracterización fisicoquímica realizada al digerido de la Co DA VN:GJ en proporción 3:1 (Tabla 11) se puede determinar que la concentración carbono orgánico es de 6,7%, la suma de N+P+K es de 52% , la riqueza de cada elemento es $>2\%$, la suma de Ca, Mg y elementos menores es mayor al 30% y la densidad es mayor de 1 g/cm^3 , por lo tanto se evidencia que se cumplen con los parámetros fisicoquímicos para que el digerido para ser utilizado como mejorador de suelos según la norma NTC 5167.

Se concluye que el digerido del proceso de la Co DA VN: GJ en proporción 3:1, cumple con los criterios de calidad de los digeridos y los requerimientos microbiológicos y fisicoquímicos contemplados por la normatividad Colombiana, por lo tanto puede ser utilizado como mejorador de suelos.

Tabla 14 .Parámetros fisicoquímicos óptimos del digerido para ser utilizado como acondicionador de suelos

CLASIFICACIÓN DEL PRODUCTO	INDICACIONES RELACIONADAS CON LA OBTENCIÓN Y LOS COMPONENTES PRINCIPALES	PARÁMETROS A CARACTERIZAR		PARÁMETROS A GARANTIZAR (EN BASE HÚMEDA)
Abono orgánico mineral	Producto obtenido por mezcla o combinación de abonos minerales y orgánicos de origen animal ,vegetal pedogenético (geológico) o provenientes de lodos de tratamiento, que contiene porcentajes mínimos de materia orgánica expresada como carbono orgánico oxidable total y de los parámetros que se indican.	Perdidas por volatilización %		contenido de carbono orgánico oxidable total (%C) Humedad máxima (%), Contenido total de nitrógeno (%N) Contenido de potasio soluble (%K) Contenido Fósforo (%P) Contenido de Calcio (% Ca) Contenido de magnesio (% Mg) Contenido de elementos menores (%), Densidad (g/cm ³), Contenido de metales pesados (mg/kg) (ppm)
		Contenido de cenizas %		
		Contenido de humedad, máximo 15%		
		Contenido de carbón orgánico oxidable total, mayor de 5 % y menor de 15%		
		N+P+K minimo10%, riqueza total de cada elemento mínimo es 2%.		
		Ca+Mg+elementos menores ,la suma de los elementos a reportar debe ser mínimo 10%		
		Densidad mayor a 1g/cm ³ , reportar		
		pH, reportar		
		Residuo insoluble en acido ,máximo 50% del contenido de cenizas		
		Contenido de sólido, reportar		
		Conductividad eléctrica , reportar		
		Límites máximos en mg /kg (ppm) de los metales pesados expresados a continuación(solo con productos de mezcla con residuos de planta de tratamiento de aguas residuales):		
		Arsénico (As) 41	Mercurio (Hg) 17	
		Cadmio (Cd) 39	Níquel (Ni) 420	
Cromo (Cr) 1200	Plomo (Pb) 300			
(se indicara la materia prima de la cual procede el producto)				

Fuente: Norma Técnica Colombiana 5167 de 2004

2.5.3 Beneficios ambientales del digerido como mejorador del suelo. La alternativa tecnológica del digerido como mejorador de suelo seleccionada en este trabajo de aplicación contribuye al tratamiento y cierre del ciclo de vida del proceso de producción de biogás a partir de la co-digestión anaerobia de la vinaza y gallinaza de jaula de manera sostenible.

El aprovechamiento de los materiales contenidos en el digerido tiene como beneficios ambientales:

- Racionalizar el uso y consumo de las materias primas provenientes de los recursos naturales.
- Recuperar valores económicos y energéticos que hayan sido utilizados en los diferentes procesos productivos.
- Reducir la cantidad de residuos que van a disposición final.
- Disminuir los impactos ambientales, tanto por demanda y uso de materias primas como por los procesos de disposición final.

Según Hivos (Groot & Bogdanski, 2013), los beneficios más importantes de la aplicación del digerido como mejorador del suelo son:

- Aumentar la fertilidad del suelo (capacidad de intercambio catiónica) y para mejorar la estructura del suelo y su capacidad de retención de agua.
- Aumentar la disponibilidad de nutrientes para la microflora del suelo, tal como los organismos de fijación de nitrógeno u organismos solubilizantes de fósforo.
- Reducir el uso del fosfato, una fuente no renovable que se está agotando a nivel global.
- Tratar las semillas y obtener una más alta germinación, resistencia a las enfermedades, mejores rendimientos, mejor coloración de frutas y vegetales y más suavidad y gusto de los vegetales de hoja.
- Aumentar el valor alimenticio del forraje con bajo valor proteínico.

- Para el forraje concentrado para el ganado, los cerdos y peces y para la producción de lombrices y algas.
- La producción de vitamina B12 y aminoácidos para el crecimiento de los animales.
- Además, contiene enzimas que estimulan el hambre para que los animales coman más y mejoren su nutrición.
- Como repelente de insectos.
- Para reducir la erosión del suelo.

Se puede concluir que en las 5 esferas ambientales se tienen los siguientes beneficios: en la hidrósfera, en la geósfera, por disminución de residuos que pueden contaminar las fuentes hídricas y el suelo, el uso del digerido resulta en una situación inmejorable, ya que éste incrementa el rendimiento energético reduciendo a la vez los riesgos de la lixiviación del nitrato, (Directiva 91/676/CE), por metales pesados (Directiva 86/278/CE), o patógenos (Reglamento CE 1069/2009).

En la atmósfera al reducir las emisiones de óxido nitroso, gases de efecto invernadero y los malos olores (Moller & Stinner, 2009).

En la biosfera y la antropósfera disminuye la atracción de vectores que transmiten enfermedades y a su vez disminuye el impacto por la utilización de fertilizantes químicos ya que los efectos de la aplicación del digerido, se comparan con los efectos de la aplicación de fertilizantes químicos (Serge, 2012), y comparado con ellos, el digerido se descompone en un proceso largo que es mejor para la ingestión de nutrientes y la asimilación por parte de las plantas sin afectar al hombre (Yu, et al., 2009).

2.6 CONCLUSIONES

En el proceso de Co DA VN: GJ en proporción 3:1 se obtuvo un porcentaje de remoción del 66% en SV, 58% de la DQO y variación del pH de un valor de 4 a 8, demostrando la estabilización de la materia orgánica por medio del proceso de codigestión anaerobia.

El digerido del proceso de Co DA VN: GJ en proporción 3:1, cumple con los criterios de calidad y los requerimientos fisicoquímicos y microbiológicos contemplados por la normatividad Colombiana y puede emplearse como mejorador de suelo.

La tecnología de co-digestión anaerobia es adecuada para la estabilización de residuos de la industria azucarera, dado que además de estabilizar la vinaza es posible obtener $0,65\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg-SV}$ y un digerido que puede ser utilizado como mejorador de suelos.

3. CONCLUSIONES GENERALES

En este trabajo de aplicación se demostró que el proceso de co-digestión anaerobia VN: GJ en proporción 3:1 utilizando estiércol bovino potencializado como inóculo incrementa en un 55% el potencial de biometanización de este sustrato, lo cual se ve representado en un 66% de conversión de sólidos volátiles.

El máximo potencial de biometanización de $0,65 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg-SV}$ se obtuvo cuando la co-digestión anaerobia se llevó a cabo empleando una relación volumétrica VN: GJ de 3:1 en rango mesofílico durante 30 días.

La concentración de amonio libre (NH_3) cerca de 3000 mg/L, que afecta especialmente a los microorganismos metanogénicos causando la inhibición, disminuyó en el proceso de Co DA VN: GJ en proporción 3:1 a una concentración de 900 mg/L. Lo anterior demuestra que en la Co-DA se reduce el contenido de los compuestos inhibidores al adicionar el co-sustrato.

El proceso de la Co DA VN: GJ en proporción 3:1 genera un digerido con 10 g/kg de SV que cumple con los requerimientos microbiológicos y fisicoquímicos y de calidad estipulados por la normatividad Colombiana para ser utilizado como mejorador de suelos.

BIBLIOGRAFÍA

ABOUELENIEN F., Fujiwara W., Namba Y., Kosseva M., Nishio N., Nakashimada Y., 2010. Improved methane fermentation of chicken manure via ammonia removal by biogas recycle. *Bioresource Technology*, vol. 101, p. 6368–6373.

ABOUELENIEN F., Namba Y., Kosseva M.R., Nishio N., Nakashimada Y., 2014. Enhancement of methane production from co-digestion of chicken manure with agricultural wastes. *Bioresource Technology*, vol. 159, p. 80–87.

ADEGBIDIA, H.G., Briggs, R.D., Volk, T.A., White, E.H., Abrahamson, L.P., 2003. Effect of organic amendments and slow-release nitrogen fertilizer on willow biomass production and soil chemical characteristics. *Biomass and Bioenergy*, vol. 25, p. 389–398.

AKAR SUBASI, A., Ince, O., Oz, N., Kirdar, B., Ince, B., 2006. Evaluation of performance, acetoclastic methanogenic activity and archaeal composition of full-scale UASB reactors treating alcohol distillery wastewaters *Process biochemistry*, vol. 41 p. 28-35.

ÁLVAREZ, J.D., Díaz, E., León, N., Guillén, J., 2010. Enmiendas orgánicas y actividad metabólica del suelo en el rendimiento de maíz. *Terra Latinoamericana*, vol. 28(3), p. 239-245.

ALVAREZ E., Calderon D., 2014. *Modelamiento del rendimiento de metano de los residuos sobrantes de restaurante UIS*. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander.

American Public Health Association, 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* Washington, USA: APHA, vol. Edition 20th.

ANGELIDAKI I., Alves M., Bolzonella D., Borzacconi D., Campos J.L., Guwy A.J., Kalyuzhnyi S., Jenicek P., van Lier J. B., Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Science & Technology*, 2009. Vol. 59 (5), p. 1-8.

ANGELIDAKI, I., Karakashev, D., Batstone, D., Plugge, C., Stams, A. J., Biomethation and its potential. En: *Methods in Enzymology*, Editor: Rosenzweig y Ragsdale. Elsevier Academic Press Inc., 2011. Vol. 494, p. 327-351.

ARDIC, I. & Taner, F., Effects of thermal, chemical and thermochemical pretreatments to increase biogas production yield of chicken manure. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2005. p. 373-380.

ARUANI, M., Gili, P., Fernández, L., González,R., Reeb, P., Sánchez, E., Utilización del Nitrógeno en diferentes manejos de fertilización en lechuga (*Lactuca sativa* L.) y su efecto sobre algunas variables biológicas del suelo, Neuquén. Argentina. *AGRO SUR*, 2008. Vol. 36(3), p.147-157.

BELHADJ, S., Karouach, F., El Bari, H., Joute,Y., Issue 6 Sep. - Oct. 2013. The biogas production from mesophilic anaerobic digestion of vinasse . *Journal Of Environmental Science, Toxicology And Food Technology*, 2013. Vol. 5, p.2319-2402.

BOROWSKI, S., Domansk, J. & Weatherley, L., Co-digestion of swine and poultry manure with municipal sewage sludge. *Waste Management*, 2014. Vol. 34, p. 513–521.

BSI, 2010. PAS 110:2010, Specification for whole digestate, separated liquor and separated fibre derived from the anaerobic digestion of source-segregatedbiodegradable materials. British Standard Institution, London.

BUJOCZEK, G., Oleszkiewicz, J., Sparling, R. & Cenkowski, S., High Solid Anaerobic Digestion of Chicken Manure. J. agric. Engng Res, 2000. Vol. 76, p. 51-60.

CAMPUZANO, H.E. Se Despeja el Camino para los Alcoholes Carburantes en Colombia. CORPODIB. 2004. Disponible en: www.corpodib.com.co.

CARRHA L, R., van Haandel, A. C., Zeeman, G., & Lettinga, G., The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: A review. Bioresource Technology, 2006. Vol. 97, p. 1105-1118.

CASTILLO E., Vergara M., Cristancho D., Arenas L., Martinez A., Hernandez M., Luna H., Castillos J., Sandoval C., Digestión anaerobia una alternativa para el tratamiento de residuos sólidos urbanos, 2007. Pág. 13-21.

CHADWICK, D., September. Digestate as a fertiliser-Environmental concerns. In: Anaerobic Digestion Stakeholder Workshop: Building the Market for Digestate. Exeter University, UK. Session IV. 2007.

CHAMY, R., Pizarro, C., Vivanco, E., Schiappacasse, M.C., Jeison, D., Poirrer, P, Ruiz; FILIPPI, G., Selected experiences in Chile for the application of UASB technology for vinasse treatment, Water Science and Technology, 2007. Vol. 56(2), p. 39-48.

CHAMY, R., Avances en Biotecnología Ambiental: Tratamiento de Residuos Líquidos y Sólidos. Archivos de ingeniería bioquímica, Ediciones Universitarias de Valparaíso, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, vol. II. 2003.

CHEN, Y., Cheng, J. & Creamer, k., Inhibition of anaerobic digestion process: A review. Bioresource Technology, 2008. Vol. 99, p. 4044–4064.

CLARK, P. B., Enhancing the anaerobic digestion of poultry manure through nutrient supplementation via duckweed biomass, Southampton, Inglaterra: University of Southampton. 1994.

COBAN, V., Sarac, H.İ., Kaya, D., Eyidogan, M., Cagman, S., Effects of Various Nitrogen Rates to Biogas Production Yield in Anaerobic Digestion of Only Chicken manure. Life Science Journal, 2014. Vol 11(2), p. 186-190.

COMISIÓN EUROPEA. Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. BOE 171, p. 25592-25669.

COMISIÓN EUROPEA. 91/676/CE del Consejo de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en agricultura. DOUE L375, 1-8.

COMISIÓN EUROPEA. Directiva 86/278/CE del Consejo de 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura. DOUE L181, 6-12.

COMISIÓN EUROPEA. Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero 1996, sobreprotección de aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. BOE 61, p. 9734-9737.

COMISIÓN EUROPEA. Reglamento (CE) nº 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo de 21 de octubre de 2009 por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no

destinados al consumo humano y por el que se deroga el Reglamento (CE) nº 1774/2002 (Reglamento sobre subproductos animales). DOUE L300, p. 1-33.

COMISIÓN EUROPEA. Reglamento (CE) nº 1774/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo de 3 de octubre de 2002 por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano. DOUE L273, p.1-95.

COMISIÓN EUROPEA. Working document on biological treatment of biowaste, 2nd draft. Bruselas, 12 de febrero de 2001. <http://www.compost.it/biod.pdf>

CONIL, P., Manejo de vinazas, metanización y compostaje, aplicaciones industriales. Biotec Technology, Nota técnica. Colombia. 2006.

COTANA, F.,Coccia, V.,Petrozzi, A., Cavalaglio,G., Geliosa, M., Energy valorization of poultry manure in a thermal power plant: experimental campaign. Energy Procedia, 2014. Vol. 45, p. 315 – 322

DÍAZ-BÁEZ, M., Espitia, S., Molina, F., Digestión Anaerobia: Una aproximación a la tecnología. Bogotá, Colombia: Editorial Universidad Nacional de Colombia, 2002. p. 41 – 71, p. 82-97, p. 108-112, p. 151-167.

DEMIREL, B., Scherer, P., Trace element requirements of agricultural biogas digesters during biological conversion of renewable biomass to methane. Biomass Bioenerg, 2011. Vol. 35, p. 992–998.

DRIESSEN, W.J.B.M., Tielbaard, M.H., Vereijken, T.L.F.M. Experience on anaerobic treatment of distillery effluent with the UASB process, Wat. Sci. Tech, 1994. Vol. **30** (12), p.193-201.

DURAN C., Noyola A., Poggi H., Zedillo L.E., México. Uso del agua y la energía en ingenios azucareros/alcoholeros. 1990. Disponible en: www.unesco.org.uy/phi/libros/uso_eficiente/duran.html

ERIKSSON, O., Bisailon, M., Haraldsson, M., Sundberg, J., Integrated waste management as a mean to promote renewable energy, *Renew. Energy*, 2014. Vol. 61, p. 38–42.

ESCALANTE, H., Orduz Prada, J. & Zapata, L., Atlas del potencial energético de la biomasa residual en Colombia. Unidad de planeación minero energética, UPMe, Instituto de Hidrología, meteorología y estudios ambientales, 2010.

IDEAM, Departamento Administrativo de ciencia, tecnología e innovación, Colciencias y Universidad Industrial de Santander, UIS.

ESTRADA, M., Manejo y procesamiento de la gallinaza. *Revista Lasallista de investigación*, 2005. vol. 2(1), p. 43-48.

FANTOZZI, F. & Buratti, C., Biogas production from different substrates in an experimental Continuously Stirred Tank Reactor anaerobic digester. *Bioresource Technology*, 2009. Vol. 100, p. 5783–5789.

FIERRO, J., Martinez, J. & Rosas, J., Anaerobic Codigestion of Poultry Manure and Sewage Sludge under Solid-Phase Configuration. *Environmental progress & sustainable energy*, 2014. Vol. 33(3), p. 866-872.

FOTIDIS, J., Kougias, P., Zaganas, I. & Kotsopoulos, T., Inoculum and zeolite synergistic effect on anaerobic digestion of poultry manure. *Environmental Technology*, 2014. Vol.35(10), p. 1219–1225.

GÁLVEZ, A., Sinicco, Y., Cayuela, T., Mignorance, M., Fornasier, F., Mondini, M., Use of organic residues for the recovery of soil and environmental sustainability. *Environmental Quality*, 2011. Vol. 7, p. 33-40.

GARCIA, N. & Lambis, L., 2013. Estudio preliminar de la Codigestión anaerobia de Gallinaza de jaula con melaza, lodo residual y aceite de oliva como cosustratos. Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander.

GARCÍA, A., Rojas, C., Marzo 2007. Posibilidades de uso de la vinaza en la agricultura de acuerdo con su modo de acción en los suelos. *Revista Técnicaña*. Cali.

GNECCO M. J. Composición de la Vinaza, Agosto 2007. Seminario Sobre el Potasio y su importancia en el manejo de la caña de azúcar. Asocaña. Cali.

GÓMEZ, X., Cuetos, M.J., García, A.I., Morán, A., 2007. An evaluation of stability by thermogravimetric analysis of digestate obtained from different biowastes. *Journal of Hazardous Materials*, vol.149, p. 97-105.

GOODWIN, J., Finlayson, J.M., Low, E.W., 2001. A further study of the anaerobic biotreatment of malt whisky distillery pot ale using an UASB system, *Bioresource Technology*, vol. 78, p. 155-160.

GROOT, L., Bogdanski, A., 2013. Biol = Brown Gold? A review of scientific literature on the co-product of biogas production. *Environment and Natural Resources Series*. FAO, Rome, Italy. p.32.

HARADA, H., Uemura, S., Chen, A.C., Jayadevan, J., 1996. Anaerobic treatment of a recalcitrant distillery wastewater by a thermophilic UASB reactor, *Bioresource Technology*, vol. 55, p. 215-221.

HASHEMIAN, S.J., Torkian, A., Hakimjavadi, M., Azimi, E., 2005. Anaerobic degradation of malasses stillage in a pilot UASB reactor, *Scientia Iranica*, vol. 12 (3), p. 255-261.

HOLM-NIELSEN J.B., Al Saedi, T., P. Oleskowicz-Popiel, P., 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Biores. Technol*, vol.100, p. 5478-5484.

Houillon, G., & Jolliet, O., 2005. Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge. *Journal of Cleaner Production*, vol. 13(3), p. 287-299.

INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN, 2004. Norma Técnica Colombiana –NTC 5167: Productos para la industria agrícola- Productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas de suelo; Bogotá, ICONTEC.

IOCOLI, G. A., Gomez, M. A., 2015. Utilization of anaerobic digestate of pig slurry: soil biological activity of soil and plant production. *Ciencia del Suelo*, vol. 33(1), p. 1-9

Jiménez, J.,Guardia-Puebla,Y.,Cisneros,M., Morgan, J., Guerra,G., Noyola,A.,2015. Optimization of the specific methanogenic activity during the anaerobic co-digestion of pig manure and rice straw, using industrial clay residues as inorganic additive. *Chemical Engineering Journal*, vol. 259, p. 703–714.

KANGLE, K. M., Kore, S. V., Kore, V. S. & Kulkarni, G. S., 2012. Recent Trends in Anaerobic Codigestion: A Review. *Universal Journal of Environmental Research and Technology*, vol. 2(4), p. 210-219 .

KUNTE, D. P., Yeole, T. Y., & Ranade, D. R., 2004. Two-stage anaerobic digestion process for complete inactivation of enteric bacterial pathogens in human night soil. *Water Science Technology*, vol. 50, p.103-108.

LANE, A., 1984. Anaerobic digestion of solid fruit waste supplemented with poultry manure in a horizontal plug-flow reactor. *Environmental Technology Letters*, vol. 5(11), p. 465-470.

LARA G, E. S., & Hidalgo C, M. B., 2011. Diseño de un biorreactor y conducción del biogás generado por las excretas de ganado vacuno, estación Tunshi-Espoch. Escuela de Ciencias Químicas. Riobamba, Ecuador: Escuela Superior Técnica de Chimborazo.

LEAL G, Iván, Chirinos, Elisabeth, LEAL, Mayra et al., dic. 2003. Caracterización fisicoquímica de la vinaza del Agave cocui y su posible uso agroindustrial. *Multic*, vol.3 (2), p.83-88.

LIU, Z., Zhou, X., Zhang, Y. & Zhu, H., 2012. Enhanced anaerobic treatment of CSTR-digested effluent from chicken manure: The effect of ammonia inhibition. *Waste Management*, vol. 32, p. 137–143.

LI Y., Zhang R., He Y., Zhang C., Liu X., Chen C., Liu G., 2014. Anaerobic codigestion of chicken manure and corn stover in batch. *Bioresource Technology*. p. 342-347.

LI, Y., Zhang, R., Chen, C., Liu, G., He Y., Liu, X., 2013. Biogas production from co-digestion of corn stover and chicken manure under anaerobic wet, hemi-solid, and solid state conditions. *Bioresource Technology*, vol.149, p. 406–412.

LI, Y., Zhang, R., He, Y., Chenyu, Z., Liu, X., Chen C., Liu G., 2013. Comparison of methane production potential, biodegradability and kinetics of different organic substrates. *Bioresource Technology*. Vol. 145, p. 565–569.

LI, Y., Zhang, R., He, Y., Chenyu, Z., Liu, X., Chen, C., Liu, G., 2014. Anaerobic co-digestion of chicken manure and corn stover in batch and continuously stirred tank reactor (CSTR). *Bioresource Technology*, vol. 156, p. 342–347.

LU, F., Hao, L., Guan, D., Qi, Y., Shao, L., He, P., 2013. Synergetic stress of acids and ammonium on the shift in the methanogenic pathways during thermophilic anaerobic digestion of organics. *Water Research*, vol. 47, p. 2297- 2306.

MAGBANUA, B., Adams, T. & Johnston, P., 1997. Anaerobic codigestion of poultry and hog waste. *Georgia Water Resources Conference*. p. 240-243.

MAHANTY, B., Zafar, M., Jae Han, M. & Park, H., 2014. Optimization of co-digestion of various industrial sludges for biogas production and sludge treatment: Methane production potential experiments and modeling. *Waste Management*, vol. 34, p. 1018–1024.

MAIBAUM, C. & Kuehn, V., 1999. Thermophilic and mesophilic operation of an anaerobic treatment of chicken slurry together with organic residual. *Water Science and Technology*, vol.40(1), p. 231–236.

MARIN, B., Castro, L., Escalante, H., 2015. Effect of chicken manure organic load on biomethane potential DOI: 10.15446/rev.colomb.biote, vol. 17 (1.39971).

MATA-ALVAREZ, J. y otros, 2014. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 36, p. 412–427.

MATA-ALVAREZ, J., Dosta, J., Macé, S. & Astals, S., 2011. Anaerobic codigestion of solid waste: A review of its uses and perspectives including modeling.. *Critical Reviews in Biotechnology*, p. 1-13.

MATA-ALVAREZ, J., Dosta, J., Mace, S., & Astals, S., 2010. Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. *Critical Reviews in Biotechnology*, p.1–13

MARAÑÓN, E., Salter, A M., Castrillón, L., Heaven, S,2011. Reducing the environmental impact of methane emissions from dairy farms by anaerobic digestion of cattle waste.*Waste Management*, vol. 31, p. 1745–1751.

MENA, J. A. y Serrato, J.C., 2000. Tratamiento Anaerobio de Vinazas en un reactor SCFBR. Univ. Nacional de Colombia, Santa Fé de Bogotá D.C...

METCALF AND EDDY, Inc., 2003. *Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse*. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, p .1819

MIJAYLOVA, P., Moeller, G., Matías, J., Canul, A., 2009. Treatment of cane sugar industry wastewater in an upflow anaerobic sludge bed reactor, *Wat. Sci.Tech*, vol. 60(5), p.1347-1352.

MOHAMMADI, K., 2011. Soil Microbial Activity and Biomass as Influenced by Tillage and Fertilization in Wheat Production. *American-Eurasian J Agric & Environ Sci*, vol. 10(3), p. 330-337.

MOLLER, J., Boldrin, A., 2009. Christensen, T. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Manage Res*, vol. 27, p. 813-817.

MÖLLER, K., Stinner, W., 2009. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). In: *European Journal of Agronomy*. N. 30.

MONOU, M., Kythreotou, N., Fatta, D., & Smith, S. R., 2009. Rapid screening procedure to optimise the anaerobic codigestion of industrial biowastes and agricultural livestock wastes in Cyprus. *Waste Management*, vol. 29, p. 712-720.

MORAES, B.S., Zaiat, M., Bonomi, A., 2015. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 44, p. 888–903.

MONTENEGRO, S., 2008. Influencia de la aplicación de vinaza sobre la presencia, actividad y biomasa microbiana del suelo en el cultivo de maíz dulce (*Zea Mays*). Universidad Nacional de Colombia Palmira. Disponible en: www.digital.unal.edu.co/dspace/bitstream/10245/495/1/7005004.2008.pdf.

MORAES, B.S., Junqueira, T.L., Pavanello, L.G., Cavalett, O., Mantelatto, E., Bonomi, A., Zaiat, M., January 2014. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane biorefineries in Brazil from energy, environmental, and economic perspectives: Profit or expense? *Applied Energy*, vol. 113, p. 825-835.

MORAES, B.S., Triolo, J.M., Lecona, V.P., Zaiat, M., Sommer, S.G., 2015. Biogas production within the bioethanol production chain: use of co-substrates for anaerobic digestion of sugar beet vinasse, *Bioresource Technology*.

MORAL, M.D., Perez-Murcia, A., Perez-Espinosa, J., Moreno-Caselles, C., Paredes, B. Rufete, R., 2008. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain.. *Waste Management*, vol. 28, p. 367–371.

NAVANEETHAN, N., Topczewski, P., Royer, S. & Zitomer, D., 2011. Blending anaerobic co-digestates: synergism and economics. *Water Science & Technology*, vol. 63(12), p. 2916-2926.

NAVAS,A.,Bermúdez,F., 1998. Machin,J.Influence of sewage sludge application on physical and chemical properites of Gypsisols.Geoderma, p. 123-135.

NIU Q., Qiao W., Qiang H., Hojo T., Li Y.,2013. Mesophilic methane fermentation of chicken manure at a wide range of ammonia concentration: Stability, inhibition and recovery. Biore source Tec hnology, vol. 137, p. 358–367.

NIU, Q., Qiao, W., Qiang, H. & Li, Y.-Y., 2013b. Microbial community shifts and biogas conversion computation during steady, inhibited and recovered stages of thermophilic methane fermentation on chicken manure with a wide variation of ammonia. Bioresource Technology, vol. 146, p. 223–233.

PARNAUDEAU, V., Condom, N., Oliver, R., Cazevieille, P., Recous, S., 2008. Vinasse organic matter quality and mineralization potential, as influenced by raw material, fermentation and concentration processes. Bioresour. Technol, vol. 99, p. 1553–1562.

PAVAN, P., Bolzonella, D., Battistoni, E., & Cecchi, F. 2007. Anaerobic codigestion of sludge with other organic wastes in small wastewater treatment plants: an economic considerations evaluation. Water Science and Technology, vol. 56(10), p. 45-53.

PLATA M, L. T., & Rivera G, D. 2011. Alternativas para el aprovechamiento del subproducto generado en la digestión anaerobia del bagazo de fique.Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga: Facultad de ingenierías Fisicoquimicas - Escuela de Ingenieria Quimica.

QUINTERO, M. y otros, 2012. Enhancement of starting up anaerobic digestion of lignocellulosic substrate: fique’s bagasse as an example. Bioresource Technology, vol. 108, p. 8-13.

QUINTERO R., . 2004. Efectos de la aplicación de elementos menores en caña de azúcar en suelos del Valle del río Cauca. (Documento de trabajo, no.530) Cenicaña. Cali, Colombia, p.11.

RAJAGOPAL, R., Massé, D. & Singh, G., 2013. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. Bioresource Technology, vol. 143, p. 632–641.

RAPOSO F., Borja R., Martín M., Rubia de la M A., Rincón B. 2009. Influence of inoculums-substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: Process stability and kinetic evaluation. Chemical Engineering Journal, p.70-77.

RESENDE, J. A., Silva, V. L., Lopes R, T., de Oliveira F, S., da Costa C, J., Otenio, M. H., & Galuppo D, C., 2014. Prevalence and persistence of potentially pathogenic and antibiotic resistant bacteria during anaerobic digestion treatment of cattle manure. Bioresource Technology, vol.153, p. 284-291.

ROSSI G., 2007. Vinaza: Características, usos y manejos. Guatemala. [Online]. <http://www.mem.gob.gt/portal/documents/imglinks/2007-11 / 750 /10. pdf>

SAKAR, S., Yetilmezsoy, K. & Kocak, E., 2009. Anaerobic digestion technology in poultry and livestock waste treatment- a literature review. waste management and research, vol. 27, p. 3-18.

SALMINEN, E. & Rintala, J., 2002. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review. Bioresource Technology, vol. 83, p. 13–26.

SANGARAJU, C., Sutaryoa, S., James, A. & Bjarne, H., 2013. Effects of high-temperature isochoric pre-treatment on the methane yields of cattle, pig and chicken manure. *Environmental Technology*, vol. 34, p. 239-244.

SATYAWALI, Y., Balakrishnan, M., 2008. Wastewater treatment in molasses - based alcohol distilleries for COD and color removal: A review, *J. of Environmental Management*, vol. 86, p.481-497.

SAUNDERS, O., Harrison, J., Fortuna, A. M., Whitefield, E., & Bary, A., 2012. Effect of anaerobic digesiton and application method on the presence and survivability of *E. coli* and fecal coliforms in dairy waste applied to soil. *Water, Air, Soil Pollut*, vol. 223, p.1055-1063.

SERGE, W., October 2012. Etude de la valeur agronomique du compost a base d'effluent de biodigesteur. Ministere de L'Agriculture et de L'Hydraulique. Secretariat General. Centre Argricole Polyvalent de Matourkou.. (CAP-M). Burkina Faso.

SHIVAYOGIMATH, C.B., Ramanujan, T.K., 1999. Treatment of distillery spentwash by hybrid UASB reactor, *BioprocessEngineering*, vol. 21, p. 255-259.

SCHIEVANO, A., Adani, F., Tambone, F., D'Imporzano, G., Scaglia, B., Genevini, P.L., 2008. What is digestate?. En: Adani, F., Schievano, A., Boccasile, G. (Eds.), *Anaerobic Digestion: Opportunities for Agriculture and Environment*. Milano, Italy: Regione Lombardia, p. 7-18.

SIEBERT, S., Thelen-Jüngling, M., Kehres, B., 2008. Development of quality assurance and quality characteristics of composts and digestates in Germany. En: 6th International conference ORBIT 2008, Moving Organic Waste Recycling

Towards Resource Management and Biobased Economy. 13-15 de Octubre de 2008 Wageningen, The Netherlands, p. 1-12.

TAMBONE, F., Genevin, P., D'Imporzano, G., Adani, F., 2009. Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW. *Biosource Technol*, vol. 100(12), p. 3140-3142.

TEGLIA, C., Tremier, A., & Martel, J. L., 2011. Characterization of Solid Digestates: Part 1, Review of Existing Indicators to Assess Solid Digestates Agricultural Use. *Waste Biomass Valor*, vol. 2, p.43-58.

TRICASE C., Lombardi M., 2009. State of the art and prospects of Italian biogas production. *Renewable Energy*. p.477-485.

UGGETTI, E., Llorens, e., Pedescoll, A., Ferrer, I., Castellnou, R., Garcia, J., 2009. Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: Characterization of three full-scale systems in Catalonia, Spain. *Bioresource Technology*, vol. 100, p. 3882–3890.

VENKATESWARA, P. & Baral, S., 2011. Experimental design of mixture for the anaerobic co-digestion of sewage sludge. *Chemical Engineering Journal*, vol 171, p. 977–986.

WALSH, J.J., Rousk, J., Edwarda, J., Jones, D., Prysor, W. 2012. Fungal and bacteria growth following the application of slurry and anaerobic digestate of livestock manure to temperate pasture soils. *Biol Fertil of Soils*, vol. 488, p. 889-897.

WANG, L., 2008. Anaerobic Digestion of Food Processing Wastes. En: Energy Efficiency and Management in Food Processing Facilities. Taylor & Francis Group. CRC Press.

WANG, X., Yang, G., Li, Fang., Hong, Y., 2013. Evaluation of two statistical methods for optimizing the feeding composition in anaerobic co-digestion: Mixture design and central composite design. *Bioresource Technology*, vol. 131, p. 172–178.

WANG, M., Sun, X., Li, P., Yin, L., Liu, D., Zhang, Y., Li, W., Zheng, G., 2014. A novel alternate feeding mode for semi-continuous anaerobic co-digestion of food waste with chicken manure. *Bioresource Technology*, vol. 164, p. 309–314.

WANG, X., Lu, X., Li, F. & Yang, G., 2014. Effects of Temperature and Carbon-Nitrogen (C/N) Ratio on the Performance of Anaerobic Co-Digestion of Dairy Manure, Chicken Manure and Rice Straw: Focusing on Ammonia Inhibition. *PLoS ONE*, vol. 9(5), p. 97258-97265.

WEBB, A. & Hawkes, F. R., 1985. The anaerobic digestion of poultry manure: Variation of gas yield with influent concentration and ammonium-nitrogen levels. *Agricultural Wastes*, vol. 14(2), p. 135–156.

WILAWANA, W., Pholchan, P. & Aggarangsi, P., 2014. Biogas Production from Co-digestion of Pennisetum purpurem cv. Pakchong 1 Grass and Layer Chicken Manure using Completely Stirred Tank. *Energy Procedia*, vol. 52, p. 216 – 222 .

WILKIE, A.C., Riedesel, K.J., Owens, J.M., 2000 Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks, *Biomass and Bioenergy*, vol.19, p.63-102.

WOLMARANS, B., de Villiers, G.H.,2002. Start -up of a UASB effluent treatment plant on distillery wastewater, Water SA, vol. 28(1), p. 63-68.

WONG,J.,Ammaiyappan,S., 30 September 2009. Reduction of indicator and pathogenic microorganisms in pig manure through fly ash and lime addition during alkaline stabilization. Journal of Hazardous Materials, vol. 169, p. 882–889

XIE S., Wub G., Lawloe P., Frost J., Zhan X., 2012. Methane production from anaerobic co-digestion of the separated solid fraction of pig manure with dried grass silage. Bioresource Technology, vol.104, p. 298-297.

YANGIN-GOMEC, C. & Ozturk, I., 2013. Effect of maize silage addition on biomethane recovery from mesophilic co-digestion of chicken and cattle manure to suppress ammonia inhibition. Energy Conversion and Management, vol. 71, p. 92–100.

YENIGÜN, O. & Demirel, B., 2013. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. Process Biochemistry, vol. 48, p. 901–911.

YU, F., Luo, X., Song, C., Zhang, M., Shan, S., 2010. Concentrated biol from biogas enhanced soil fertility and tomato quality. In: Acta Agriculturae Scandinavica Section B- Soil and Plant Science, vol. 60, p. 262-268.

ZHANG, X., 2010. Anaerobic co-digestion of municipal primary sludge and whey Massey University Palmerston North.

ZHANG, Y.,Zamudio,C., Esteban, M., Zhu, Z., Linville., J., Chen,S., Quian, H.,2011. Robustness of archaeal populations in anaerobic co-digestion of dairy and poultry wastes. Bioresource Technology, vol. 102, p. 779–785.

ZHANG, T., Yang, Y., Ren, G., Yang, G., 2014. Improved Biogas Production from Chicken Manure Anaerobic Digestion Using Cereal Residues as Co-substrates. *Energy fuel*, vol. 28, p. 2490–2495.

ANEXOS

Anexo A. Obtención de vinaza a partir de melaza

DIAGRAMA DE FLUJO DEL PROCESO

1- Preparación de la mezcla
2-Pasteurizacion
3-Ajuste de pH
4- Preparación del inóculo
5-Fermentacion
6-Evaporacion
7-Destilacion
8-Envasado

PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

A. PREPARACIÓN DE MEZCLAS

Cargar 45 kg de melaza en un tanque con capacidad para 100 galones. Luego se diluye en 40 galones de agua, se agita manualmente con una pala de madera y se mide la temperatura.

B. PASTEURIZACIÓN

Se instala al interior de la mezcla del tanque una manguera de vapor para elevar la temperatura hasta 80 °C, con el fin eliminar los microorganismo que puedan inhibir el proceso de fermentación, esta etapa dura alrededor de una hora.

Al tener la solución de melaza a 80°C, se procede a bajar la temperatura hasta 40°C mediante un serpentín de enfriamiento utilizando agua fría esto con el fin

de propiciar las condiciones necesarias para la actividad metabólica de los microorganismos que realizaran la fermentación.

C.AJUSTE DE pH

Se realizó un ajuste de pH hasta un valor de 4,5 mediante la adición de 110 ml de H₂SO₄.

D. PREPARACIÓN DEL INÓCULO

Cuando la solución alcanza la condición de temperatura y pH adecuadas, se prepara una mezcla de nutrientes en un recipiente plástico de 20 litros solución.

A continuación, se muestra la cantidad másica de cada arrancador para estimular la activación de la levadura, en este caso el microorganismo de fermentación empleado es *Saccharomyces cerevisiae*.

ARRANCADORES	
COMPUESTO	CANTIDAD (g)
Cloruro de amonio	144
Sulfato de magnesio	24
Urea	24
Roca fosfórica	10

Luego, se agrega 500 kg de Levapan, se agita muy suavemente la mezcla para homogenizar y se dispone de un aireador para oxigenar el inóculo favoreciendo la activación de la levadura.

E. FERMENTACIÓN

A la solución de melaza se le adiciona el inóculo y se procedió a airear durante 15 min para homogenizar. Posteriormente se tapa el tanque puesto que es un proceso anaerobio. La fermentación tiene lugar durante 3 días, tiempo en el cual se toman muestras de densidad ° Bx y temperatura cada dos horas. La densidad se determina por medio de un densímetro y los °Bx mediante un refractómetro portátil.

F .EVAPORACIÓN

La solución de la melaza fermentada (mosto) se bombea a un evaporador y se aumenta su temperatura hasta 200°F por medio de un intercambiador de calor con vapor de agua. Durante esta etapa se toman medidas de temperatura de salida del etanol, agua condensada en el intercambiador de calor y agua usada en el condensador.

Además se mide el caudal de agua de vapor condensada y porcentaje en volumen del alcohol por medio de un alcoholímetro.

G. DESTILACIÓN

La solución resultante de la evaporación se conduce a un tanque de alimentación para separar totalmente el etanol del agua. Por medio de una bomba centrífuga se impulsa el fluido hacia un rehervido en donde el etanol se volatiliza primero seguido, el vapor pasa a través de una torre empacada de tornillos rashing, luego se condensa completamente y se va acumulando en un tanque cuya temperatura se debe mantener inferior a los 76°C ya que el punto de ebullición del etanol es 78°C.

La relación de reflujo empleada es de 1:4(1 ml de destilado por cada 4ml recirculado) la cual se obtiene variando el indicador en el rotámetro, dicha relación se trabaja pues con ella se aseguraba la temperatura a 76°C. Finalmente al alcohol destilado se le mide la temperatura de salida y porcentaje de alcohol al igual que se toman datos de temperatura del agua de servicio en el condensador y condensado del vapor en el rehervidor. Se obtendrá un volumen de destilado de 8 litros de etanol de 90%. El líquido obtenido del remanente del destilado es la vinaza, del cual se obtienen entre 80 y 110 litros.

Anexo B. Recolección de muestra

1. Ubicar la fuente de la muestra, se estima volumen (TOTAL).
2. Mediante una agitación, traqueteo oscilatorio se unifica toda la fuente para homogenizarla y se realiza la fase exploratoria de forma manual.
3. La extracción de la muestra piloto debe hacerse en un ambiente seco aireado y con una temperatura no mayor los 22°-23°C para evitar la estimulación de la muestra y su propio consorcio microbiano presente.
4. Hacer dos tomas de 2000 g desde el fondo de los recipientes de almacenamiento para asegurar una muestra representativa que permita la repetitividad del experimento.
5. Licuar las muestras tomadas para homogenizar y disminuir el tamaño de partícula, y por ende mejorar la solubilidad de la carga orgánica.
6. Mezclar los batidos por semanas, y finalmente mezclar las muestras representativas de las semanas.
7. Cuando se tenga el concentrado final (batido) se somete a cadena de frío intenso para mantener las propiedades y detener cualquier actividad microbiología que pueda afectarlas para su correcta caracterización.
8. Caracterización fisicoquímica y organoléptica.

Anexo C. Determinación de sólidos totales -método gravimétrico

Definición

El término sólidos totales -ST- incluye todos los sólidos contenidos en una muestra, tanto suspendidos como disueltos. Son todos los residuos sólidos que se obtienen cuando ocurre la evaporación de una muestra y su secado a una temperatura determinada.

Fundamento

Cuando una cantidad de muestra específica se deposita en un recipiente previamente secado y pesado y se lleva a secado entre 103 y 105°C hasta peso constante, el incremento en el peso del recipiente representa los sólidos totales presentes en esa cantidad de muestra.

Procedimiento:

1. Llevar al horno dos crisoles por cada muestra a procesar y dejarlos a 103-105°C durante dos horas. Dejarlos enfriar en el desecador y pesarlos **(A)**.
2. Depositar en cada crisol una alícuota bien homogenizada de la muestra a analizar y pesarlos **(B)**.
3. Llevarlos al horno a 103-105°C hasta que la muestra esté seca. Dejar enfriar en el desecador y pesarlos. Llevar nuevamente los crisoles al horno y dejarlos una hora más, enfriar y pesar nuevamente. Repetir el ciclo hasta peso constante **(C)** o hasta que la diferencia con el peso anterior sea menor al 4%.

Cálculos:

$$ST \text{ (mg/Kg)} = (C - A) * 1000 / (B-A)$$

En donde:

A= Peso del crisol vacío (mg)

B= Peso del crisol + muestra húmeda (mg)

C= Peso del crisol + muestra seca (mg)

B – A = Peso inicial de la muestra (mg)

Referencia

SM 2450 E

Anexo D. Determinación de sólidos fijos y volátiles. Método gravimétrico

Definición

Es una medida de la cantidad de materia orgánica presente en la fracción sólida de una muestra. Los sólidos fijos -SF- son todos los residuos sólidos que se obtienen cuando ocurre la evaporación de una muestra y su calcinación; es el peso del residuo después de ser sometido a 550°C. Los sólidos volátiles -SV- representan el peso perdido por ignición de la muestra calcinada a 550°C; son los sólidos que se volatilizan durante la calcinación.

Fundamento

Una cantidad conocida de muestra sometida a calcinación a 550°C, pierde peso por volatilización de compuestos denominados sólidos volátiles y el peso del residuo que permanece en el recipiente, corresponde a los sólidos fijos.

Procedimiento:

1. Los crisoles que contienen las muestras a las que se determinó sólidos totales después de someterlos a temperatura de 103-105°C en el horno **(C)**, se llevan a una mufla a 550°C durante una hora.
2. Apagar y dejar que baje la temperatura. Sacar los crisoles y pasarlos al desecador.
3. Pesarlos y repetir el ciclo de calcinar, enfriar y pesar hasta peso constante **(D)**.

Cálculos:

$$SV \text{ (mg/Kg)} = (C - D) * 1000 / (B - A)$$

$$SF \text{ (mg/Kg)} = (D - A) * 1000 / (B - A)$$

Donde:

A= Peso del crisol vacío (mg)

B= Peso del crisol + muestra húmeda (mg)

C= Peso del crisol + muestra seca (mg)

D= Peso del crisol + muestra calcinada (mg)

B – A = Peso inicial de la muestra (mg)

Referencia

SM 2450 E

Anexo E. Determinación de PH. Método potenciométrico

Definición

El pH es una medida de la acidez o alcalinidad de una muestra, de acuerdo a la concentración de iones de hidrógeno presentes.

Fundamento

La medida del pH está dada por la diferencia de potencial existente entre un electrodo indicador de vidrio y un electrodo de referencia, sumergidos en una misma solución, como función lineal del pH de ésta. La medida de la diferencia es detectada, enviada al sistema de medición y se visualiza en la pantalla del equipo en unidades de pH.

Procedimiento:

1. Hacer la calibración del equipo con soluciones tampón: Sacar del refrigerador los tubos con las soluciones y dejarlas tomar temperatura ambiente. Lavar el electrodo con agua destilada -AD-, secarlo cuidadosamente con papel absorbente, introducirlo en la solución de pH 7.0 y esperar a que el valor se estabilice en la pantalla (hasta que la palabra DRIFT desaparezca). Presionar la tecla pH CAL e inmediatamente ENTER. Esperar hasta que en la pantalla aparezca **B2** titilando. Enjuagar el electrodo con AD, secarlo, introducirlo en la solución de pH 4.0, esperar a que el valor aparezca en la pantalla y se estabilice. Sacar el electrodo del buffer, enjuagarlo con AD y secarlo.
2. Determinación del pH de la muestra: Introducir el electrodo en la muestra a analizar y esperar hasta que el valor aparezca en la pantalla y se estabilice.

Registrar el dato, sacar el electrodo, enjuagarlo con AD, secarlo y dejarlo dentro de la solución en el recipiente de almacenamiento ubicado junto al equipo.

Referencia

SM 4500 B

Anexo F. Determinación de ácidos grasos volátiles y alcalinidad total.

Método titrimétrico

Definición

La alcalinidad es una medida de la capacidad de una muestra de neutralizar ácidos. Los carbonatos y bicarbonatos son los compuestos que más contribuyen a la alcalinidad y se forman por reacción del dióxido de carbono con la materia orgánica.

Fundamento

Cuando una muestra se lleva a pH 3.0 con HCL 0.1N, el bicarbonato presente es convertido en dióxido de carbono; los ácidos grasos volátiles -AGV- están presentes en forma no ionizada en la solución. Cuando la muestra se somete a calentamiento hasta el punto de ebullición con un sistema de condensación para remover el CO₂ y posteriormente se titula con NaOH 0.1N hasta pH 6,5, los ácidos grasos volátiles son convertidos a su forma disociada. Los equivalentes de bicarbonato y ácidos grasos se pueden calcular a partir de los volúmenes de ácido y base utilizados en la titulación.

Procedimiento

1. Centrifugar un volumen de muestra entre 7 y 20 mL (la cantidad depende de los sólidos que ésta tenga) a 5000 rpm por 30 minutos en un tubo falcón de 50 mL.
2. Pasar el sobrenadante a un tubo o vaso de precipitado y medir el pH inicial.
3. A 5 mL de la muestra, adicionar 25 mL de agua destilada -AD- y llevar a la plancha de agitación usando agitador magnético (perla) en vaso de 50 mL.

4. Medir nuevamente el pH. Si es mayor de 6,5, se agrega HCl 0.1N hasta pH 6,5 para iniciar la titulación con HCl 0.1N hasta pH 3.0. Anotar el volumen utilizado (V1).

5. Pasar la muestra a un balón de destilación, conectar al equipo y calentarlo con mechero o estufa hasta ligera ebullición por 2 min.

6. Desmontar el balón del destilador e inmediatamente hacer choque térmico con hielo.

7. Pasar la muestra al vaso de precipitado, llevarla a agitación con perla; midiendo el pH, adicionar NaOH 0.1N hasta pH 6,5. Anotar el volumen utilizado (V2).

Cálculos

Para la determinación de alcalinidad total –AT-, se hace en función del carbonato de calcio (50 mg CaCO₃/meq x 1000= 50000 mL/L).

Los ácidos grasos volátiles -AGV-, se determinan en función del ácido acético (60 mg CH₃COOH/meq x 1000= 60000)

$$V1 \cdot C1 = V2 \cdot C2 \quad AT = \frac{V1 \cdot N \text{ HCL}}{\text{Vol muestra}} * 50000 \left[mg \frac{CaCO_3}{L} \right]$$

$$AGV = \frac{V2 * N \text{ NaOH}}{\text{Vol. muestra}} * 60000 \left[mg \text{ Ac. acético } L \right]$$

Referencia: Anderson, G.K. y Yang, G., 1992.

Anexo G .Determinación de azúcares reductores totales. Método colorimétrico del ácido dinitrosalicílico

Definición

Los azúcares reductores son aquellos carbohidratos que poseen un grupo carbonilo libre que reacciona con el tartrato de sodio y potasio presente en el ácido 3,5- dinitrosalicílico -DNS-.

Fundamento

El ácido 3,5- dinitrosalicílico de color amarillo, es reducido a ácido 3-amino-5-nitrosalicílico, por reacción con el grupo aldehído libre presente en los azúcares reductores en medio alcalino, el cual cambia a color rojo en presencia de calor. El choque térmico finaliza la reacción y devuelve la configuración al azúcar. La intensidad del color es proporcional a la concentración de azúcares y se lee por espectrofotometría a 540 nm.

Procedimiento

1. Centrifugar un volumen de muestra entre 2 y 10 mL (la cantidad depende de los sólidos que ésta tenga) a 10000 rpm por 15 minutos en tubo Falcon de 15 mL.
2. Procesar cada muestra por duplicado usando tubos de ensayo con tapa.
3. Medir 200 μ L del sobrenadante en cada tubo y agregar 200 μ L de reactivo DNS. Preparar un blanco reemplazando la muestra por agua destilada -AD-.
4. Tapar los tubos, mezclar e introducirlos en un baño a ebullición por 5 minutos.

5. Enfriar inmediatamente en agua con hielo por 2-3 min.
6. Adicionar 2 mL de AD y esperar 15 minutos.
7. Leer la absorbancia en el espectrofotómetro a 540 nm, contra el blanco. Si la lectura no está por debajo de 1, la muestra se debe diluir (100 µL del sobrenadante +100 µL de AD + 200 µL de reactivo DNS) y repetir el procedimiento.
8. Para determinar la concentración de ART, la absorbancia de la muestra leída en el espectrofotómetro se reemplaza por **y** en la ecuación de la curva de calibración (ver: Cálculos). En muestras diluidas, el valor se multiplica por el factor de dilución.

Cálculos

La concentración de ART de la muestra se determina a partir de la ecuación obtenida de la curva de calibración, que relaciona la absorbancia leída con la concentración del patrón:

$Y = mx + b$, $y = \text{Absorbancia}$, $m = \text{pendiente de la recta}$, $X = \text{concentración}$
 $B = \text{intersección con eje } y$.

Se calcula **x** teniendo en cuenta que los valores **m** y **b** los proporciona la ecuación y se tienen los valores de **y** de la absorbancia leída de las muestras en el espectrofotómetro.

Curva de calibración

Preparar una solución de 2 g/L de glucosa como patrón, a partir de la cual se preparan concentraciones entre 0 y 2 g/L, como se observa en la Tabla 1. Cada

una de éstas se procesa por duplicado de acuerdo al protocolo descrito anteriormente (medir 200 μ L de la dilución correspondiente + 200 μ L de reactivo DNS, ebullición, choque térmico + 2 mL de AD y leer a 540 nm contra el blanco de AD). Graficar los datos (concentración en el eje X y absorbancia en el eje Y). Verificar la validez de los puntos de la curva, determinando la concentración real de cada uno usando la ecuación de la recta; este valor debe estar entre más y menos 10% de la concentración teórica para que sea un error permitido.

Preparación del reactivo DNS

10,6 g ácido dinitrosalicílico; 19.6 g de NaOH; 306 g tartrato sódico y potásico; 7.6 mL de fenol; 8.3 g metabisulfito sódico; 1416 mL agua AD Mezclar, marcar y guardar en lugar fresco en envase cerrado y protegido de la luz. Duración: 3 meses.

Referencia: Miller, 1959

Tabla 1. Ejemplo de datos para elaboración de la curva de calibración de ART y sus cálculos.

PUNTO	VOL (μ l)		[] TEÓRICA	ABSORBANCIA			[] CALCULADA	ERROR PERMITIDO	
	PATRON	A.D.		A	B	MEDIA		[] T – 10%	[] T + 10%
0	0	1000	0						
1	50	950	0.1						
2	100	900	0.2						
3	150	850	0.3						
4	200	800	0.4						
5	250	750	0.5						
6	300	700	0.6						
7	350	650	0.7						
8	400	600	0.8						
9	450	550	0.9						
10	500	500	1						
11	550	450	1.1						
12	600	400	1.2						
13	650	350	1.3						
14	700	300	1.4						
15	750	250	1.5						
16	800	200	1.6						
17	850	150	1.7						
18	900	100	1.8						
19	950	50	1.9						
20	1000	0	2						

Anexo H. Determinación de la demanda química de oxígeno. Método colorimétrico

Definición:

La Demanda Química de Oxígeno -DQO- es una medida de la cantidad de oxígeno necesario para la oxidación total de la materia orgánica presente en una muestra.

Fundamento

Una muestra con concentración desconocida de materia orgánica, se somete a ebullición en presencia de una solución fuertemente ácida con un exceso conocido de dicromato de potasio. La materia orgánica se oxida durante la digestión al reaccionar con el dicromato y éste cambia de estado hexavalente a trivalente. Como ambas especies son coloreadas y absorbidas en la región visible del espectro, la lectura se hace en el espectrofotómetro. A 420 nm el ión dicromato absorbe fuertemente y el ión cromo (Cr^{+3}) poco y a 600 nm ocurre lo contrario.

Procedimiento

1. Usar tubos de ensayo de 16 x 100 mm con tapa rosca. Enjuagarlos previamente con ácido sulfúrico al 20% para prevenir contaminación; para eliminar trazas de contaminantes completamente, llevarlos a la mufla a 500°C por una hora.
2. Medir 2.5 mL de muestra en un tubo de ensayo, adicionar 1.5 mL de solución digestora y 3.5 mL de solución catalítica. Esta última verterla con cuidado por las paredes del tubo. Preparar un blanco remplazando la muestra por agua destilada -AD-. Analizar las muestras por duplicado.
3. Cerrar herméticamente los tubos, agitarlos con cuidado (reacción exotérmica) y llevarlos al digestor a 150°C por 2 horas.

4. Sacar los tubos, agitarlos y dejar enfriar las muestras. Leer en el espectrofotómetro a 600 nm para valores de DQO altos y a 420 nm para valores bajos.

Preparación de reactivos

1. **Solución digestora:** 5,1 g de dicromato de potasio, 84 mL de ácido sulfúrico concentrado y 16.7 g de sulfato de mercurio se adicionan a 250 mL de AD, disolver a temperatura ambiente, dejar enfriar (reacción exotérmica) y completar 500 mL.

2. **Solución catalítica:** Adicionar 22 g de sulfato de plata a una botella de 4,09 kg de ácido sulfúrico concentrado. Agitar hasta disolver.

3. **Ácido sulfámico:** Se adiciona solamente si hay nitritos, con el fin de eliminarlos.

4. **Estandar de Ftalato de Potasio -KHP-:** Disolver 0,425 g de KHP en 400 mL de AD y llevar a 500 mL. Preparar bajo condiciones estériles, mantener en refrigeración y descartar a la semana. DQO teórico del KHP es 1.176 mg O₂/mg. 1 mL= 1mg DQO.

Curva de calibración

A partir del estándar de KHP, preparar una serie de por lo menos tres estándares que abarquen los diferentes rangos de concentración esperados y un blanco.

Cálculos:

DQO mg O₂/L = mg O₂ en volumen final * 1000 / mL de muestra.

Referencia

SM 5220-D;EPA 410.

Anexo I. Ensayo de biodegradabilidad anaerobia -desplazamiento alcalino.

Definición

Es la capacidad de una sustancia de ser degradada biológicamente en ausencia de oxígeno, para producir metano.

Fundamento

El biogás producido en el reactor se burbujea en una solución de pH mayor a 12, con fenolftaleína como indicador. El CO_2 es absorbido y reacciona con la soda; el volumen de gas metano desplaza un volumen igual de la solución alcalina debido a que no reacciona con la solución. El volumen de solución desplazada en el recipiente colector, es equivalente al volumen de metano generado en el sistema.

Materiales

Una manguera con regulador de flujo y agujas hipodérmicas en cada extremo.

Una manguera corta con aguja en un solo extremo.

Una botella de vidrio con 500 mL de NaOH con pH mayor a 12.

Fenolftaleína como indicador de pH dentro de la solución alcalina.

Soporte metálico para la botella.

Una probeta.

Procedimiento

1. Amarrar la botella de NaOH al soporte, con la tapa hacia abajo e introducir en el tapón de caucho la aguja de la manguera corta. Debajo de esta manguera, ubicar la probeta (ver Figura 1).

2. En el tapón del biorreactor introducir una aguja de la manguera larga, asegurándose previamente que el regulador de flujo esté cerrando el paso del aire. La aguja del otro extremo se introduce en el tapón de la botella con NaOH.
3. Deslizar el regulador de flujo de la manguera larga, para permitir el paso del biogás del biorreactor hacia la botella con solución alcalina.
4. El CO₂ del biogás reacciona con el NaOH y queda atrapado en la solución. El CH₄ no reacciona con la solución y pasa hasta la parte superior de la botella, desplazando un volumen equivalente de solución alcalina, la cual sale por la manguera corta hasta la probeta. Anotar el volumen desplazado en mL.

Cálculos

Para poder comparar la producción de biogás y por lo tanto el redimiendo, es necesario llevar el volumen de biogás a condiciones normalizadas

$$PV = 10 * e^{(16,573 - \frac{3988,42}{39,47+T \text{ } ^\circ K})}$$

$$VNTP = V * P_{atm} - P * V * T_o * P_o * T$$

V= volumen de gas generado en (mL) To= temperatura estándar 273,15 (K)

P atm = presión atmosférica

Po= presión estándar 1013,25 (mbar)

PV= Presión de vapor de agua

T= temperatura al momento de medir

(K)

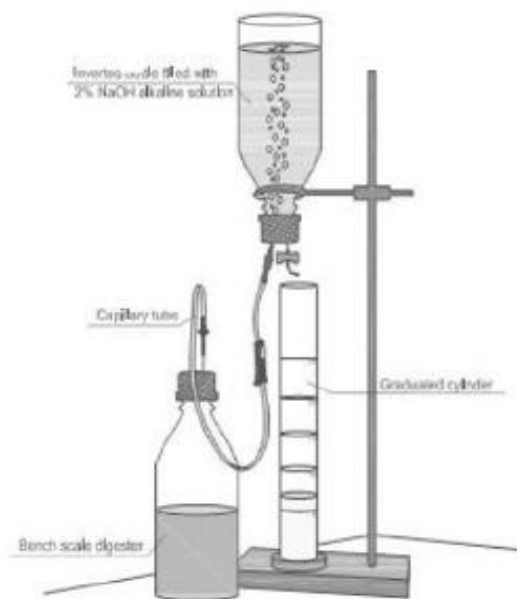


Figura 1. Esquema del sistema para cuantificar el biogás producido en la prueba de biodegradabilidad anaerobia.

REFERENCIA:

Díaz-Báez., 2002.

Anexo J. Determinación de amonio -método potenciométrico

Definición

La Demanda Química de Oxígeno -DQO- es una medida de la cantidad de oxígeno necesario para la oxidación total de la materia orgánica presente en una muestra.

Fundamento

Una muestra con concentración desconocida de materia orgánica, se somete a ebullición en presencia de una solución fuertemente ácida con un exceso conocido de dicromato de potasio. La materia orgánica se oxida durante la digestión al reaccionar con el dicromato y éste cambia de estado hexavalente a trivalente. Como ambas especies son coloreadas y absorbidas en la región visible del espectro, la lectura se hace en el espectrofotómetro. A 420 nm el ión dicromato absorbe fuertemente y el ión cromo (Cr^{+3}) poco y a 600 nm ocurre lo contrario.

Procedimiento

1. Usar tubos de ensayo de 16 x 100 mm con tapa rosca. Enjuagarlos previamente con ácido sulfúrico al 20% para prevenir contaminación; para eliminar trazas de contaminantes completamente, llevarlos a la mufla a 500°C por una hora.
2. Medir 2.5 mL de muestra en un tubo de ensayo, adicionar 1.5 mL de solución digestora y 3.5 mL de solución catalítica. Esta última verterla con cuidado por las paredes del tubo. Preparar un blanco remplazando la muestra por agua destilada -AD-. Analizar las muestras por duplicado.

3. Cerrar herméticamente los tubos, agitarlos con cuidado (reacción exotérmica) y llevarlos al digestor a 150°C por 2 horas.
4. Sacar los tubos, agitarlos y dejar enfriar las muestras. Leer en el espectrofotómetro a 600 nm para valores de DQO altos y a 420 nm para valores bajos.

Preparación de reactivos

1. Solución digestora: 5.1 g de dicromato de potasio, 84 mL de ácido sulfúrico concentrado y 16,7 g de sulfato de mercurio se adicionan a 250 mL de AD, disolver a temperatura ambiente, dejar enfriar (reacción exotérmica) y completar 500 mL.
2. Solución catalítica: Adicionar 22 g de sulfato de plata a una botella de 4,09 kg de ácido sulfúrico concentrado. Agitar hasta disolver.
3. Ácido sulfámico: Se adiciona solamente si hay nitritos, con el fin de eliminarlos. Se adicionan 10 mg de ácido sulfámico por cada mg de NO_2^- -N presente en el volumen de muestra usado; se agrega la misma cantidad al blanco de agua destilada.
4. Estándar de ftalato de potasio -KHP-: Disolver 0,425 g de KHP en 400 mL de AD y llevar a 500 mL. Preparar bajo condiciones estériles y mantener en refrigeración. Se prepara cada semana. DQO teórico del KHP es 1,176 mg O_2 /mg. 1 mL= 1mg DQO.

Curva de calibración

A partir del estándar de KHP, preparar una serie de por lo menos tres estándares que abarquen los diferentes rangos de concentración esperados y un blanco. Se procesan de acuerdo al procedimiento descrito.

Cálculos

$$DQO \text{ mg } \frac{O_2}{L} = \frac{\text{mg } O_2 \text{ en volumen final} * 1000}{\text{mL de muestra}}$$

Referencia

SM 5220-D; EPA 410.4

Anexo K. Determinación de la relación n, p, k

El índice NPK (o N-P-K) es la relación entre los elementos químicos Nitrógeno (N), Fósforo (P) y Potasio (K) que son comúnmente utilizados en los fertilizantes. El N, P y K, son sales solubles en agua y son los tres elementos considerados en agricultura como los macro nutrientes que deben estar presentes en suelos destinados a cultivos de cualquier índole. EL P se expresa como óxido de fósforo (P_2O_5) y el K se expresa como óxido de potasio (K_2O).

CALCULOS: Para el cálculo del P_2O_5 :

$$\text{Valor de P} \frac{mg}{L} P * \frac{1 mol P}{30,974 mg P} * \frac{1 mol P_2O_5}{2 mol P} * \frac{141,948 mg P_2O_5}{1 mol P_2O_5} = \frac{mg}{L} P_2O_5$$

Para el cálculo de K_2O :

$$\text{Valor de K} \frac{mg}{L} K * \frac{1 mol K}{39,098 mg} * \frac{1 mol K_2O}{2 mol K} * \frac{94,196 mg K_2O}{1 mol K_2O} = \frac{mg}{L} K_2O$$

Para el cálculo del N:

$$N = \text{El valor reportado}$$

También puede realizarse de la siguiente manera

Fósforo

Cambiar de P_2O_5 (fosfato) a P multiplicando P_2O_5 por 0,4364

Cambiar de P a P_2O_5 multiplicando P por 2,2914

Potasio

Cambiar de K_2O (potasa) a K multiplicando K_2O por 0,8302

Cambiar de K a K_2O multiplicando K por 1,2046

En ambos casos para hallar las relaciones se debe dividir por el menor valor entre P_2O_5 , K_2O y N, y multiplicarse por un número entero.

REFERENCIA: LOS FERTILIZANTES Y SU USO. Una guía de bolsillo para los oficiales de extensión Cuarta edición. ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN ASOCIACIÓN INTERNACIONAL DE LA INDUSTRIA DE LOS FERTILIZANTES.FAO, Roma, 2002.