



"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"

UNIVERSIDAD DE SONORA

**DIVISION DE INGENIERIA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y METALURGIA**

**PROYECCIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE BIOGAS Y
BIOFERTILIZANTE ORGANICO A PARTIR DE
EFLUENTES AGROINDUSTRIALES EN
BIODIGESTORES ANAEROBICOS**

TESIS

**Que para obtener el Título de:
INGENIERO QUÍMICO**

Presenta:

EDGAR ENRIQUE GUZMÁN GUTIÉRREZ

HERMOSILLO, SON.

JUNIO 2019

Universidad de Sonora

Repositorio Institucional UNISON



"El saber de mis hijos
hará mi grandeza"



Excepto si se señala otra cosa, la licencia del ítem se describe como openAccess

ÍNDICE DE CONTENIDO

	página
INDICE DE FIGURAS.....	5
ÍNDICE DE TABLAS.....	6
RESUMEN.....	7
I. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....	9
1.1.-Introducción:.....	9
1.2 Objetivos.....	10
1.2.1.-Objetivos generales.....	10
1.2.2.- Objetivos específicos.....	10
II. ANTECEDENTES.....	11
2.1.-Biogás.....	13
2.2.- Digestión Anaerobia.....	14
2.2.1.-Hidrólisis y acidogénesis.....	16
2.2.2.- Acetogénesis.....	16
2.2.3 Metanogénesis.....	16
2.2.4 Sulfurogénesis.....	17
2.3.- Composición bioquímica de materias primas.....	17
2.4.- Factores que Alteran la Digestión Anaerobia.....	20
2.4.1.-Temperatura del Proceso Anaerobio.....	21
2.4.2.-pH y Alcalinidad.....	22
2.4.3.- Concentración de Nutrientes.....	24
2.4.4.-Tóxicos e Inhibidores.....	25
2.5.- Tipo de Producción Porcina.....	25
2.6.-Tipos de Limpieza.....	26
2.7.-Tratamiento de Aguas.....	27
2.7.1.-Tratamientos Fisicoquímicos.....	28
2.7.2.-Sistemas Naturales Construidos.....	29
2.7.3.-Tratamiento Biológico Aerobio.....	30
2.7.4.-Tratamiento Biológico Anaerobio.....	30

2.7.4.1.-Biorreactor de Primer Generación.....	31
2.7.4.2.- Biorreactor de Segunda Generación	33
2.7.4.3.- Biorreactor de Tercer Generación	37
2.8.- Usos del Biogás	38
2.9.- Aplicaciones del Biogás	39
2.9.1.-Produccion de Calor o Vapor	39
2.9.2.-Generacion de Electricidad o Combinación de Calor y Electricidad.	39
2.9.3.-Combustible para Vehículos	40
2.10.-Usos de Lodos de Digestión	40
2.11.-Biofertilizante	41
III. METODOLOGIA EXPERIMENTAL	42
3.1 Simulación en SuperPro Designer	44
3.2.-Modelo Matemático	47
3.2.1.- Complementos Dentro de la Simulación.	51
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	52
4.1.2.- Análisis Bioquímico de Los Efluentes de las Granjas.....	53
4.1.3.- Análisis Químico de los Efluentes de las Granjas	54
4.2. Análisis en Correlaciones Estimadas	55
4.2.1.- Análisis de pH.....	55
4.2.2.- Análisis de PH con Material Estadístico	55
4.3.- Análisis de Conductividad y Solidos Disueltos Totales.....	58
4.3.1.- Análisis estadístico correlación conductividad y SDT	58
4.4.-Analisis de DQO y DBO	59
4.4.1.-Demanda química de oxígeno	59
4.4.2.-Demanda Bioquímica de Oxígeno	61
4.4.3.-Relación DBO/DQO	63
4.5.-Analisis de SVT con ST	67
4.5.1.-Sólidos totales	67
4.5.2.- Correlación de SVT con ST.	69
4.5.3.-Análisis de la Relación de SVT/ST.....	70
4.6.- Relación de SVT con la DQO	73
4.7.- Resultados Obtenidos de la Simulación en SuperPro Designer.....	75

V.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	79
5.1.-Conclusiones	79
5.2.- Recomendaciones	79
VI.- BIBLIOGRAFIA	80
VII.- APENDICES Y ANEXOS	82

INDICE DE FIGURAS

	Pagina
Figura 1. Producción de carne de cerdo en Mexico, 2006-2017	11
figura 2. Proceso de conversión en la digestión anaerobia	15
figura 3. Tasa de crecimiento relativo de microorganismos	22
figura 4. Composición de biogás en función de la mezcla de materias primas	23
figura 5. Esquema de proceso de tratamiento de agua	29
figura 6. Generaciones de reactores	38
figura 7. Esquema completo de simulación en SuperPro Designer	45
figura 8. Balance de masa de reactor anaerobio	47
figura 9. Vías principales de la degradación de la materia orgánica	48
figura 10. Histograma de frecuencia del pH para el total de las granjas analizadas.	56
figura 11. Diagrama de caja y bigotes por sistema de análisis de pH	57
figura 12. Relación de conductividad/sdt	58
figura 13. Histograma de la relación conductividad/sdt	59
figura 14. Diagrama de caja y bigotes de DQO por sitio	60
figura 15. Diagrama de caja y bigotes de DQO por sistema	61
figura 16. Diagrama de caja y bigote de DBO por sitio	62
figura 17. Diagrama de caja y bigote de DBO por sistema	63
figura 18. Relación DBO/DQO	64
figura 19. Histograma de frecuencias para la relación de DQO/DBO	65
figura 20. Diagrama de caja y bigote de la relación DBO/DQO por sistema	66
figura 21. Diagrama de caja y bigote de la relación DBO/DQO por sitio	67
figura 22. Diagrama de caja y bigotes de ST por sitio	68
figura 23. Diagrama de caja y bigotes de ST por sistemas	69
figura 24. Correlación de SVT y ST	70
figura 25. Histograma de frecuencias de relación SVT/ST	71
figura 26. Diagrama de caja y bigote de relación SVT/ST por sitio	72
figura 27. Diagrama de caja y bigotes de relación SVT/ST por sistema	73
figura 28. Diagrama de relación SVT/DQO	74
figura 29. Histograma de frecuencias de la relación SVT/DQO	75

ÍNDICE DE TABLAS

	Pagina
Tabla 1. Composicion promedio del biogas	13
Tabla 2. Tipo de se residuos organicos para la produccion de biogas	18
Tabla 3 composición química de diversos residuos de origen vegetal y animal	19
Tabla 4. Clasificación de sustratos para la digestión anaerobia	20
Tabla 5. Tipo de microorganismo por temperatura.....	21
Tabla 6 microorganismo por potencial	22
Tabla 7. Tipo de producción porcina	26
Tabla 8. Recopilación de granjas por su clave	42
Tabla 9. Lista de equipos del proceso	46
Tabla 10. Valores de entrada por equipo	51
Tabla 11 análisis de parámetros fisicoquímicos para distintas granjas	52
Tabla 12. Análisis de parámetros bioquímicos para distintas granjas	53
Tabla 13. Análisis de parámetros químicos para distintas granjas	54
Tabla 14. Análisis de ph de los efluentes de diferentes sitios de crianza de cerdos	57
Tabla 15 resumen estadístico de la relación dbo/dqo	65
Tabla 16. Anova para el tipo de sistema de limpieza de la relación de svt/st	73
Tabla 17. Resumen estadístico de la relación de svt/dqo	75

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad de Sonora por haberme abierto las puertas y a todos los docentes de ella que me brindaron su conocimiento para realizar este proyecto especialmente a los profesores de mi licenciatura.

Al departamento de Ingeniería Química y Metalurgia desde los docentes hasta personal administrativo, por brindarnos los elementos necesarios para realizar las actividades que demandaba la carrera.

Doy gracias a la empresa Soluciones Ecológicas del Desierto y al Dr. Juan Antonio Noriega Rodríguez por darme la gran oportunidad de realizar este proyecto de investigación y brindarme su conocimiento e instalaciones, así como guiarme y asesorarme.

Gracias a mi familia, especialmente a mis padres Sara y Enrique por guiarme en este camino que se llama vida, por enseñarme sus valores, por el apoyo brindado durante toda esta etapa de mi carrera profesional, a mi hermana Alejandra por siempre demostrarme su amor y finalmente a mi novia Sofia por estar siempre ahí cuando la necesitaba y brindarme su amor.

Finalmente, agradezco a mis compañeros, amigos y hermanos; Monsho, Berna, Cepi, Cexi, Dani, Goque, Malon, Hilary, Rishis y Shuy por estar durante todo este proceso de 4 años y medio donde con quienes he compartido tanto conocimiento como risas y que hicieron que esta etapa fuera de las mejores experiencias.

RESUMEN

Para poder combatir o erradicar los gases de efecto invernadero (GEI) y la contaminación ambiental se están empleando distintos procesos siendo uno de ellos el estudiado en este trabajo, como los son los reactores anaerobios desde sus primeras generaciones se aprovecha lo que es la carga orgánica provenientes de distintos efluentes cada uno con sus valores de DQO, pH, Conductividad, entre otros parámetros mencionados dentro del presente.

Los estudios en ausencia de oxígeno y aprovechamiento de biogás provienen del reino unido siguiendo la línea en china se innovaron los primeros biodigestores anaerobios. En este estudio el biodigestor híbrido que se simula y se realizan estudios de estadística, no brindan valores prometedores y datos en concreto con muy alta credibilidad para poder emplearse y multiplicarse en otros proyectos similares con previo estudio para el diseño correcto de este.

Al ser los efluentes principalmente de las granjas porcinas un desecho que se dirige a ríos, lagos o directamente a el alcantarillado rural el biodigestor cumple con las normas para así después aprovechar el agua que se genera después del proceso anaerobio en el mismo proceso haciéndolo un proceso continuo o bien otorgarle algún otro uso a esa agua. El biogás que se genera por el reactor el metano se puede aprovechar para la creación de electricidad haciendo todo el proceso una energía limpia.

I. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1.-Introducción:

El tratamiento de los desechos agroindustriales puede ser aprovechado para la producción de biogás y fertilizantes orgánicos. El biogás es un producto de la descomposición anaerobia de materia orgánica, el cual está compuesto principalmente por dióxido de carbono y metano y es el producto final de una serie de reacciones en distintas etapas de degradación, relacionadas con la actividad de un consorcio microbiano de diversas bacterias y arqueas (productoras de metano). Así, la tecnología que se aplica para su aprovechamiento recae en el dominio de la ingeniería de bioprocesos, donde en un biodigestor se establecen condiciones favorables para el crecimiento de los microorganismos, dicho crecimiento es proporcional a la producción del biocombustible. Por ende, en la producción de biogás se deben controlar parámetros relevantes como temperatura, pH y concentración de sustratos, entre otros, para la optimación de este. En este trabajo se realizó un análisis de la producción de biogás y biofertilizante orgánico para diferentes escenarios tanto de tipos y concentración de los efluentes como del tipo de tecnología a utilizar. En este trabajo se estableció la ingeniería de bioprocesos para el tratamiento de efluentes agroindustriales. A través de programas de cómputo se realizó el análisis estadístico de datos reportados y se estimó la cantidad de biogás y biofertilizante orgánico por medio de una simulación computacional utilizando el programa SuperPro Designer.

1.2 Objetivos

1.2.1.-Objetivos generales

Realizar una proyección de la producción de biogás y biofertilizante orgánico a partir de diferentes fuentes de efluentes pecuarios en biodigestores anaeróbicos.

1.2.2.- Objetivos específicos

- Analizar el acumulado estadístico de los análisis fisicoquímicos de diferentes efluentes pecuarios.
- Elaborar un programa de cálculo para la producción de biogás en base a los parámetros fisicoquímicos de los efluentes pecuarios.
- Establecer en base a la tecnología aplicada la proyección de biogás y biofertilizantes orgánico para diferentes efluentes pecuarios.

II. ANTECEDENTES

La producción nacional de carne de cerdo registro una tendencia creciente durante la década reciente, con una tasa de crecimiento promedio anual de 2.2 por ciento, para ubicarse en 1.38 millones de toneladas en 2016 (FIRA, 2017). Debido a la gran demanda de esta carne el incremento de contaminantes se hace cada vez más importante principalmente en los estados con mayor producción.

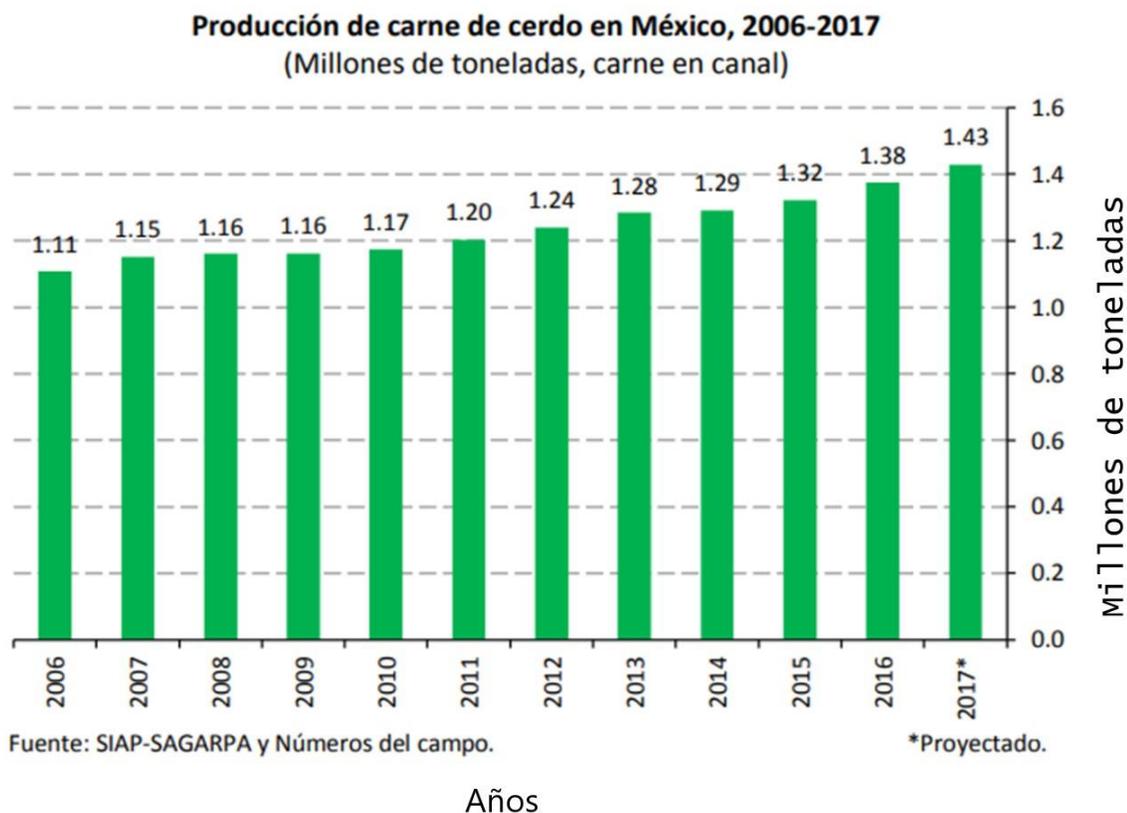


Figura 1. Producción de carne de cerdo en México, 2006-2017

Fuente: (FIRA, 2017)

El aprovechamiento del biogás derivado del tratamiento de aguas residuales data el siglo pasado cuando se utilizaba en el alumbrado público de Exeter (Reino Unido). En China se construyeron digestores anaerobios, con el propósito de obtener biogás para uso doméstico a partir de desechos agrícolas. En Alemania, antes de la segunda guerra mundial, se incorporó el biogás como combustible para el transporte en vehículos municipales (Deublein & Steinhauser, 2010)

Actualmente, la digestión anaerobia de lodos producidos durante el tratamiento de aguas residuales en países desarrollados es un requisito indispensable para plantas

de tratamiento a gran escala, ofreciendo además el beneficio de que la energía generada puede disminuir el consumo de electricidad de la planta. En México, la generación de electricidad es la segunda responsable en la producción de GEI, (gases de efecto invernadero) especialmente CO₂ y menos del 10% de las fuentes primarias de energía son limpias o no basadas en combustibles fósiles(Martínez-lozano, 2015). Se espera que para el año 2025, un 35% de la energía debe ser proveniente de fuentes renovables(SENER, 2013)

La excreta del ganado porcino libera metano (CH₄), en un proceso de descomposición natural, el cual presenta consecuencias severas como gas de efecto invernadero (GEI), teniendo un potencial de calentamiento global de hasta 23 veces mayor que el del CO₂ (Campero *et al.*, 2008). Los desechos porcinos influyen directamente sobre el medio ambiente, por lo que es necesario determinar el impacto ambiental que generan los desechos, sobre los recursos agua, suelo y aire, factores como olores indeseables y plagas de insectos, además de los efectos sociales y políticos inherentes a esta actividad. Por ello, es razonable considerar su tratamiento con miras preservar el medio ambiente.

El tratamiento de residuos agroindustriales es prioritario para evitar la contaminación ambiental, por lo que surge la necesidad de desarrollar procesos que combinen una alta eficiencia de tratamiento, con bajos costos de construcción y mantenimiento. La tecnología existente y aplicada actualmente al tratamiento de excretas de puerco ha sido insuficiente e ineficiente.

Aun cuando se cuenta actualmente con la tecnología necesaria para evitar la excreción excesiva de contaminantes en las excretas, no se ha logrado disminuir la contaminación de los cuerpos de agua (FAO, 2000). El tratamiento de efluentes es de vital importancia para evitar la contaminación ambiental, por lo que surge la necesidad de desarrollar procesos que combinen una alta eficiencia de tratamiento, con bajos costos de construcción y mantenimiento. Por otro lado, la legislación para reducir el uso indiscriminado del agua ha encaminado a que los desechos sean obtenidos con alta carga orgánica.

Los efluentes de los desechos agroindustriales se pueden aprovechar de dos maneras; en la generación de energía eléctrica con gas natural-metano (CH₄) y para nutrir los suelos agrícolas con biofertilizantes. El biogás es un producto de la descomposición anaerobia con bacterias, el cual se compone por dióxido de carbono y metano en mayor proporción. Estos mecanismos entran dentro los estudios de bioprocesos, donde en esta rama se caracterizan por utilizar agentes vivos como su principal materia prima con lo establecido en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (PROFEPA,1982)

2.1.-Biogás

“Gas que se produce por la conversión biológica de la biomasa como resultado de su descomposición”.

De forma general en la literatura se define el "Biogás" como un gas producido por la digestión anaerobia de diferentes formas de la materia orgánica y se compone principalmente de metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂).

Un proceso anaeróbico es controlado por diferentes variedades de microorganismos, contenidos en el tanque o digestor anaerobio, por lo general a una temperatura de 30 a 40 ° C.(Ortiz, Ortiz, & Gomez, 2017)

Tabla 1. Composición promedio del biogás

Composición	% en volumen
Metano (CH ₄)	50-75
Dióxido de Carbono (CO ₂)	25-45
Vapor de Agua (H ₂ O)	2-7
Nitrógeno (N ₂)	<2
Oxígeno (O ₂)	<2
Sulfuro de Hidrogeno (H ₂ S)	<2
Monóxido de Carbono (CO)	Trazas
Amoniaco (NH ₃)	Trazas

Fuente: Reporte de inteligencia tecnológica, biocombustibles gaseosos.(Ortiz et al., 2017)

A través de la digestión anaerobia se alcanzan dos objetivos principales:

- La gestión de residuos para una posterior utilización como composta, por lo que este se convierte en un subproducto.
- El aprovechamiento energético de estos residuos obteniéndose una rentabilidad con la producción de biogás.

2.2.- Digestión Anaerobia

El proceso de digestión anaerobio involucra una compleja serie de reacciones bioquímicas y se puede dividir en cuatro etapas que se desarrollan de manera simultánea y secuencial: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Lee, Kim, Shin, & Hwang, 2008)

Es un proceso biológico donde el objetivo es degradar la materia orgánica que se encuentra dentro de sustratos (residuos animales y vegetales) para así obtener biogás, una mezcla de metano y dióxido de carbono mayormente, por un conjunto de bacterias que trabajan especialmente en ausencia de oxígeno.

Dentro de la digestión anaerobia se llevan a cabo reacciones donde los microorganismos recuperan la energía para su propio crecimiento, formando otros compuestos de menor complejidad hasta la obtención de biogás. A continuación, se muestran las 6 etapas generales de la digestión anaerobia:

1. Hidrólisis de biopolímeros (proteínas, carbohidratos y lípidos).
2. Fermentación de aminoácidos y azúcares.
3. Oxidación anaerobia de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes.
4. Oxidación anaerobia de productos intermedios como ácidos volátiles (excepto acetato).
5. Conversión de acetato en metano.
6. Conversión de hidrógeno en metano.

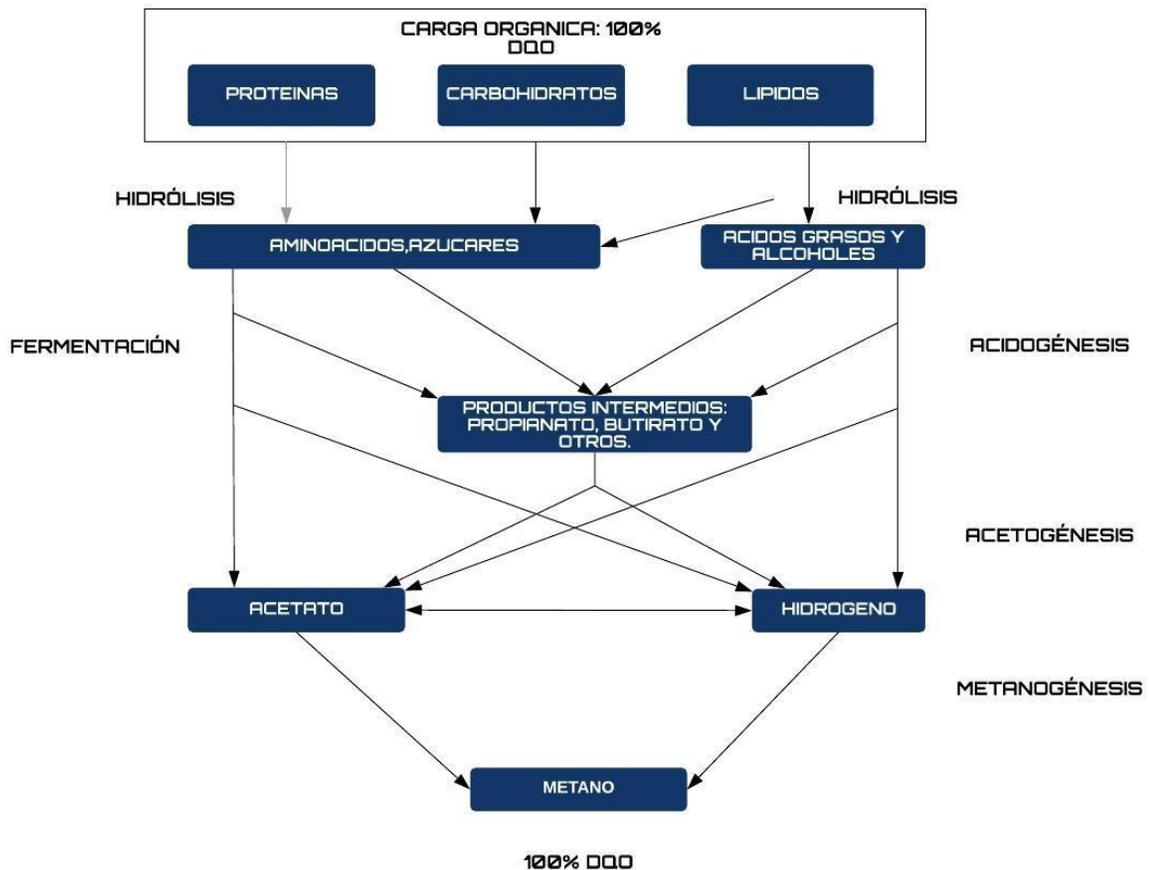


Figura 2. Proceso de conversión en la digestión anaerobia

Fuente: (J. E. Hernández, Ramírez, Cabral, & Morgan-Sagastume, 2017)

Las especies de microorganismos involucrados en el proceso de digestión varían dependiendo de los materiales que serán degradados. Los alcoholes, ácidos grasos, y los enlaces aromáticos pueden ser degradados por la respiración anaeróbica de los microorganismos. Estos utilizan, entre otros nutrientes, el nitrato (*Paracoccus denitrificans*, *Pseudomonas stutzerii*), azufre (*Desulfuromonas acetoxidans*, *Pyrodictium occultum*), sulfato (*Desulfovibrio desulfuricans*, *Desulfonema limicola*), carbonato (*Acetobacterium woodi*, *Clostridium aceticum*, *Methanobacterium thermoautotrophicum*), fumarato (*Escherichia coli*, *Wolinella succinogenes*) o Fe(III) (*Alteromonas putrefaciens*) como aceptores de electrones, por lo que pueden denominarse reductores de nitrato, reductores de sulfato, etc. (Varnero et al., 2011)

2.2.1.-Hidrólisis y acidogénesis.

La materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos a menos que se hidrolicen en compuestos solubles, que puedan atravesar la pared celular. La hidrólisis es el primer paso necesario para la degradación anaeróbica de sustratos orgánicos complejos.(Varnero et al., 2011)

En la primera fase la materia orgánica, donde las bacterias liberan enzimas que convierten los carbohidratos complejos en monómeros y azúcares; las proteínas en aminoácidos, y los lípidos (grasas) en ácidos grasos. En paralelo, estas mismas bacterias fermentan la materia orgánica hidrolizada, mediante la acidogénesis de los productos obtenidos y con esto forman moléculas más pequeñas.(Hernández, Ramírez, Gomes, & Morgan-Sagastume, 2017).

Al ser las primeras bacterias en actuar son las que más energía logran tomar y aprovechar, así mismo la acidogénesis puede empezar su cometido si se llega a tener un tiempo de retención de los lodos con alta materia orgánica.

2.2.2.- Acetogénesis

Mientras que algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos (H_2 y acético), otros (etanol, ácidos grasos volátiles y algunos compuestos aromáticos) deben ser transformados en productos más sencillos, como acetato (CH_3COO^-) e hidrógeno (H_2), a través de las bacterias acetogénicas. Representantes de los microorganismos acetogénicos son *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophobacter wolini*.(Varnero et al., 2011)

A esta altura del proceso, la mayoría de las bacterias anaeróbicas han extraído todo el alimento de la biomasa y, como resultado de su metabolismo, eliminan sus propios productos de desecho de sus células. Estos productos, ácidos volátiles sencillos, son los que van a utilizar como sustrato las bacterias metanogénicas en la etapa siguiente.

2.2.3 Metanogénesis

En esta última etapa las bacterias forman metano y dióxido de carbono a partir de compuestos anteriores tales como el acetato e hidrogeno. El proceso puede no llevarse a cabo o ser inhibido por exceso de acidez. La disminución en la producción de metano (causada, por ejemplo, por la competencia con las bacterias sulfatorreductoras, sección 2.2.4) resulta en la acumulación de hidrógeno y

probablemente también de acetato, con la consecuente inhibición de la Acetogénesis.(J. Hernández et al., 2017)

Los microorganismos metanogénicos pueden ser considerados como los más importantes dentro del consorcio de microorganismos anaerobios, ya que son los responsables de la formación de metano y de la eliminación del medio de los productos de los grupos anteriores, siendo, además, los que dan nombre al proceso general de biometanización.(Varnero et al., 2011)

2.2.4 Sulfurogénesis

Este proceso tiene importancia cuando los sustratos, el agua residual y el lodo municipal contienen ciertas cantidades de sulfato (SO_4^{2-}), sulfito (SO_3^{2-}) u otros compuestos del azufre.

Los microorganismos sulfatorreductores (grupo diverso de bacterias y arqueobacterias) utilizan los compuestos azufrados, principalmente sulfato, para oxidar bioquímicamente compuestos orgánicos (ácidos orgánicos, azúcares, glicerol, etanol, aminoácidos y acetato), con lo que se producen los gases sulfuro de hidrógeno (H_2S) y dióxido de carbono (CO_2), o en el caso de una degradación incompleta, H_2S y compuestos orgánicos de menor complejidad.

Pero hay un problema: las bacterias sulfatorreductoras compiten por todos los compuestos orgánicos formados en la cadena (Figura 2) y reducen la eficacia de generación de biogás. Además, el H_2S generado puede inhibir la reproducción de las arqueas metanogénicas.

2.3.- Composición bioquímica de materias primas

Las diversas materias primas que se pueden utilizar en la fermentación metanogénica, pueden ser residuos orgánicos de origen vegetal, animal, agroindustrial, forestal, doméstico u otros.

Tabla 2. Tipo de se residuos organicos para la produccion de biogas

Origen del residuo	Materia prima
Residuos de origen animal	Estiércol, orina, guano, camas, residuos de mataderos (sangre y rastro), residuos de pescados
Residuos de origen vegetal	Malezas, rastrojos de cosechas, pajas, forraje en mal estado.
Residuos de origen humano	Heces, basura, orina.
Residuos agroindustriales	Salvado de arroz, orujos, cosetas, melazas. residuos de semillas
Residuos forestales	Hojas, vástago, ramas y cortezas
Residuos de cultivos acuáticos	Algas marinas, jacintos y maleas acuáticas

Fuente : (Varnero et al., 2011)

De toda la materia orgánica que contienen los residuos existen sustancias que es difícil de primera instancia poder degradarla un caso de esto es la lignina, al no ser aprovechable directamente suelen someterse a tratamientos previos para ligerar su estructura con el fin de liberar sustancias que sean factibles para ser transformadas otros compuestos.

El contenido de agua de estas diversas materias primas varía entre 10 a 90% del peso fresco del residuo, dependiendo de la edad y órgano del residuo, formas de obtención. Los componentes orgánicos de estos residuos son variados y corresponden aproximadamente a un 50% del peso fresco, en función del contenido de agua y de las cenizas. Los principales grupos que se distinguen son (Tabla 3): carbohidratos (50% del total de la materia orgánica seca), compuestos nitrogenados (20%), lignina (10 a 40%) y el resto fracciones como cera, resinas, grasas. La composición promedio de la materia orgánica seca es: 48%C; 44%O; 7%H; 2%N.(Varnero et al., 2011)

Tabla 3 Composición química de diversos residuos de origen vegetal y animal

Materia prima	Lípidos (%)	Proteínas (%)	Celulosa hemicelulosa (%)	Lignina (%)	Ceniza (%)
Paja de trigo	1.10	2.10	65.45	21.60	3.53
Paja de centeno	9.62	5.42	59.95	12.70	12.31
Paja de arroz	2.35	12.26	30.51	10.61	12.55
Poroto verde	3.80	11.04	39.61	13.84	9.14
Pasto verde	8.05	4.94	57.22	9.80	19.99
Alfalfa	10.41	12.81	36.79	8.95	10.30
Hojas secas	4.01	3.47	32.78	29.66	4.68
Caña de maíz		4.50	35.40	10.30	6.50
Bovino	3.23	9.05	32.49	35.57	19.66
Porcino	11.50	10.95	32.39	21.49	23.67
Aves	2.84	9.56	50.55	19.82	17.32
Equino	2.70	5.00	40.50	35.00	17.80
Ovino	6.30	3.75	34.00	33.00	26.40
caprino	2.90	4.70	34.00	33.00	26.40

Fuente: (Varnero et al., 2011)

En términos generales, se pueden clasificar los sustratos en cuatro clases en función de su apariencia física, nivel de dilución, grado de concentración y características cuantitativas, como el porcentaje de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y demanda química de oxígeno (DQO), como puede apreciarse en la Tabla 4

- Los **sustratos de clase 1** pueden degradarse eficientemente en digestores tipo Batch o por lotes.
- Los **sustratos de la clase 2** son degradados de manera eficiente en digestores mezcla completa de operación continua.
- Por presentar una dilución mayor y en consecuencia una DQO menor, los **sustratos de clase 3** deben tratarse con digestores de alta eficiencia, como los de filtro anaerobio.
- En cuanto a los **sustratos de clase 4**, debido a su alto contenido de DQO deben ser degradados en digestores aerobios intensivos para mayor eficiencia.

Tabla 4. Clasificación de sustratos para la digestión anaerobia

CARACTERÍSTICAS	clase	Tipo de sustrato	Características cuantitativas
solido	1	Basura domestica Estiércol solido Restos de cosecha	>20% ST 40-70 % fracción orgánica
Lodo altamente contaminado, alta viscosidad	2	Heces animales	100-500 g/l DQO 5%-10% ST 4%-8% SV
Fluidos con alto contenido de solidos suspendidos (SS)	3	Heces animales de cría y levante con agua de lavado Aguas residuales de mataderos	5-18 g/l DQO
Fluidos muy contaminados sólidos en suspensión	4	Aguas residuales de agroindustrias Aguas negras	4-500 g/l DQO

Fuente : (J. E. Hernández et al., 2017)

2.4.- Factores que Alteran la Digestión Anaerobia

Es importante examinar algunos de los factores importantes que gobiernan el proceso metanogénico. Los microorganismos metanogénicos, son altamente susceptibles a los cambios en las condiciones ambientales. Muchos investigadores evalúan el desempeño de un sistema anaeróbico en función de la tasa de producción de metano, porque la metanogénesis se considera un paso limitante del proceso. Debido a esto, la biotecnología anaeróbica requiere de un cuidadoso monitoreo de las condiciones ambientales. Algunas de estas condiciones ambientales son: temperatura (mesofílica o termofílica), tipo de materias primas, nutrientes y concentración de minerales traza, pH (generalmente cercano a la neutralidad), toxicidad y condiciones redox óptimas. Estas condiciones se discuten a continuación:(Varnero et al., 2011)

Además de sus capacidades cinéticas específicas, los microorganismos asociados a los reactores anaerobios son particularmente susceptibles a las condiciones ambientales y sus interacciones requieren que se mantenga un equilibrio delicado

en el sistema. En seguida se señalan las principales influencias y los requisitos que han de cumplirse en caso de problemas identificados. (J. Hernández et al., 2017)

2.4.1.-Temperatura del Proceso Anaerobio

Las bacterias sobreviven a distintas temperaturas según su tipo, este siendo un factor físico importante el cual afecta la velocidad de las reacciones bioquímicas. Los diferentes rangos de temperatura de crecimiento microbiano son:

Tabla 5. Tipo de microorganismo por temperatura

Tipo de microorganismo	Mínimo	Optimo	máximo
Psicrófilo	-5 a 5°C	12 a 15°C	15 a 20°C
Mesófila	5 a 15°C	30 a 45°C	35 a 47°C
Termófilas	40 a 45 °C	55 a 75 °C	60 a 90 °C

Las bacterias fermentativas llegan a una tasa máxima de crecimiento entre 50 y 55°C en condiciones termofílicas o bien alcanzan un 60% de su crecimiento en condiciones mesofílicas entre 30 y 40°C. (J. Hernández et al., 2017)

Dentro del proceso las bacterias dentro del rango termófilo suelen ser más eficientes para la producción de biogás sin embargo tienen la desventaja de ser más sensibles por lo tanto se requiere un control mayor, esto se puede compensar aumentando el volumen del reactor. Las bacterias mesófilas alcanzan una producción de alrededor de 30% de biogás siendo el CO₂ de mayor concentración, en resumen, las condiciones óptimas ocurren dentro del rango de 35°C(mesófilas) siendo estas menos susceptibles a alteraciones que influyan su eficiencia.

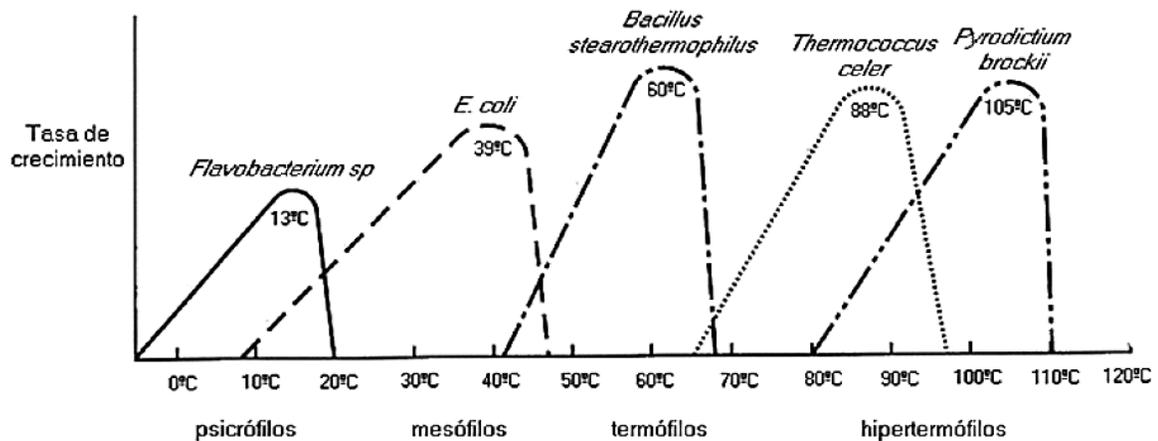


Figura 3. Tasa de crecimiento relativo de microorganismos

2.4.2.-pH y Alcalinidad

El proceso anaeróbico es afectado adversamente con pequeños cambios en los niveles de pH (que se encuentran fuera del rango óptimo). Los microorganismos metanogénicos son más susceptibles a las variaciones de pH que los otros microorganismos de la comunidad microbiana anaeróbica. Los diferentes grupos bacterianos presentes en el proceso de digestión anaeróbica presentan unos niveles de actividad óptimos en torno a la neutralidad. El óptimo es entre 5.5 y 6.5 para acidogénicos y entre 7.8 y 8.2 para metanogénicos. El pH óptimo para cultivos mixtos se encuentra en el rango entre 6.8 y 7.4, siendo el pH neutro el ideal. (Varnero et al., 2011)

La respuesta que presentan los microorganismos a cambios de pH tiene un comportamiento similar al dado por la temperatura, ya que cada microorganismo tiene un pH mínimo, un óptimo y uno máximo para desarrollarse.

Tabla 6 Microorganismo por potencial

Tipo de microorganismo	pH
Neutrófilos	6 a 8
Acidófilos	2 a 5
Alcalófilos	9 a 11

Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe bajar de 6.0 ni subir de 8.0. El valor del pH en el digestor no sólo determina la producción de biogás

sino también su composición (Figura 4). La composición que se genera a pH menores de 6 es pobre en metano lo que quiere decir que su contenido energético es pobre. Los valores de pH bajos reducen la actividad de los microorganismos metanogénicos, provocando la acumulación de ácido acético y H_2 . Los valores de pH bajos reducen la actividad de los microorganismos metanogénicos, provocando la acumulación de ácido acético y H_2 . Al aumentar la presión parcial del H_2 , las bacterias que degradan el ácido propiónico serán severamente inhibidas, causando una excesiva acumulación de ácidos grasos volátiles de alto peso molecular, particularmente ácidos propiónico y butírico, los cual disminuirá la producción de ácido acético, generando una disminución del pH. Si la situación no se corrige, el proceso eventualmente fallará. (Varnero et al., 2011)

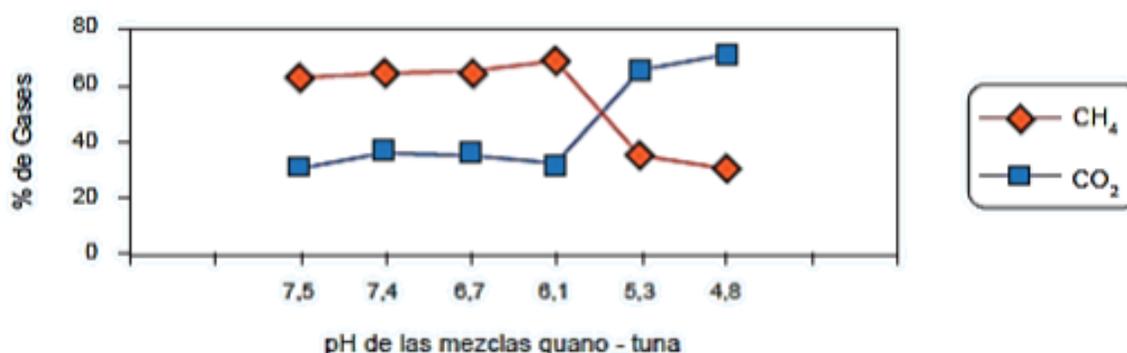


Figura 4. Composición de biogás en función de la mezcla de materias primas

Fuente: (Varnero et al., 2011)

La disminución del pH se debe a la acumulación de dióxido de carbono (CO_2) o bien por ácidos grasos volátiles (AGV). (Varnero et al., 2011). La solución más sencilla para este problema es simplemente reducir el flujo de la carga orgánica, hasta el punto de que los AGV y el CO_2 se lleguen a consumir al mismo tiempo de que estos se generan, llegando a tener balanceado este problema el pH se normaliza a rangos de operaciones ideales.

Como agente alcalinizante para los procesos anaerobios se recomienda el hidróxido de sodio ($NaOH$), ya que los alcalinizantes con base en carbonatos como el carbonato de sodio (Na_2CO_3) aumentan la presión de CO_2 en el sistema y, por lo tanto, requieren mayor dosificación (Bischofsberger et al., 2005). No obstante, la adición de bicarbonato de sodio ($NaHCO_3$) puede resultar útil porque al ser la base conjugada de un ácido débil, permite un mejor control del pH del medio por efecto de amortiguamiento (capacidad tampón). (J. Hernández et al., 2017)

Por otra parte, la cal (cal viva, CaO, o cal hidratada, Ca (OH)₂) tiene la desventaja de ser convertida en carbonato de calcio (CaCO₃), un producto inerte, cuya acumulación en el fondo del reactor causa serios problemas operacionales (Chernicharo, 2007). En caso de baja concentración de CO₂ en el medio líquido, la cal aumentaría el pH, lo que podría ser tan perjudicial para el proceso como cuando el pH es bajo. (J. Hernández et al., 2017)

2.4.3.- Concentración de Nutrientes

Al igual que en todas las operaciones bioquímicas, se requieren macronutrientes (nitrógeno y fósforo) y micronutrientes (minerales traza) en el proceso anaeróbico para la síntesis de nueva biomasa. Sin embargo, una de las ventajas de los procesos de digestión anaeróbica, frente a los procesos aeróbicos, es su baja necesidad de nutrientes derivada de los bajos índices de producción de biomasa que presentan los microorganismos anaeróbicos. (Varnero et al., 2011)

Nitrógeno: su presencia depende de los compuestos proteicos o urea (parámetro NTK) y es el nutriente principal para el crecimiento de la biomasa. El ion amonio, que resulta del proceso de hidrólisis proporciona un efecto tampón debido a la formación de bicarbonato de amonio, lo que aumenta el pH del líquido. Sin embargo, tanto el ion amonio (NH₄⁺) como el amoniaco libre (NH₃) son inhibidores cuando están presentes en concentraciones elevadas.

Fósforo: Como el nitrógeno, el fósforo es importante para el crecimiento de la biomasa y, en general, se tiene en exceso en el agua residual. La presencia de elevadas concentraciones de fósforo en un medio ligeramente básico (pH > 8.0) puede causar la precipitación no controlada de MAP (fosfato de magnesio y amonio), también conocida como estruvita, fenómeno hasta ahora documentado principalmente en digestores de lodo y relacionado con la presencia de altas concentraciones de magnesio en el sustrato. El resultado es una sal no soluble que, al precipitarse, disminuye el volumen del reactor y dificulta la mezcla. La remoción de este precipitado es un trabajo complicado que requiere detener la operación del digestor. (J. Hernández et al., 2017)

Además del nitrógeno y el fósforo, se han identificado otros diversos nutrientes traza como esenciales para los microorganismos anaeróbicos. Los metales trazas tales como hierro, cobalto, molibdeno, selenio, calcio, magnesio, zinc, cobre, manganeso, tungsteno y boro a niveles de mg/L y la vitamina B12 en niveles de µg/L, se ha encontrado que mejoran la producción de metano. (Varnero et al., 2011)

Algunos de los metales trazas y sus roles en el proceso anaeróbico se discuten a continuación:

Níquel: el Ni es particularmente importante para los metanogénicos debido a que es un constituyente estructural del factor F430, el cual se encuentra exclusivamente en las bacterias metanogénicas.

Cobalto: El Co es importante debido a que también es un constituyente estructural de la vitamina B12, la cual cataliza la metanogénesis. El níquel, cobalto y otros minerales traza son esenciales para la degradación del metanol en un reactor bajo condiciones mesofílicas.

2.4.4.-Tóxicos e Inhibidores

El proceso de digestión anaeróbica es inhibido por la presencia de sustancias tóxicas en el sistema. Estas sustancias pueden formar parte de las materias primas que entran al digester o pueden ser subproductos de la actividad metabólica de los microorganismos anaeróbicos. Sustancias tales como amoníaco, metales pesados, compuestos halogenados, cianuro y fenoles, forman parte del primer grupo, en tanto que, sulfuro, amoníaco y ácidos grasos de cadena larga, forman parte del último grupo mencionado. Es interesante destacar que muchas de las bacterias anaeróbicas son capaces de degradar compuestos orgánicos refractarios. (Varnero et al., 2011)

Para un adecuado metabolismo de los microorganismos dentro del proceso anaerobio, se requiere que el sistema carezca de oxígeno disuelto (menor a 3 mg/lit), concentraciones excesivas de algunos compuestos como son: H_2S , NH_4^+ , NH_3 , ácidos grasos volátiles, metales pesados y sulfuros. Éstos compuestos son tóxicos para las bacterias anaerobias, de no tener un control del medio ambiente del reactor pueden ser inhibitorios para el sistema llevándolo al fracaso, sin embargo en concentraciones bajas, muchos de estos compuestos naturales pueden estimular el metabolismo de las bacterias. (PÉREZ CORTÉS & VILLEGAS PEÑA, 2004)

2.5.- Tipo de Producción Porcina

Dentro de las distintas granjas productoras de puerco dentro del país y del mundo existen distintos tipos o sitios de producción que se dividen por etapas, para poder llevar un control de los puercos.

A continuación se muestra una tabla con los distintos sitios de producción porcina y su clasificación.

Tabla 7. Tipo de producción porcina

Sitio		Peso	Estancia
1	Gestación- Maternal	0-6 kg	28-47 días
2	Destete	6-25 kg	28-47 días
3	engorda	25-115 kg	133 días
2-3	Destete-engorda	6-115 kg	50-171 días

Gestación: En las granjas de porcino de reproducción la sala de maternidad de cerdas, donde se produce el parto, tiene que disponer de unas condiciones óptimas de temperatura y alimentación. Es fundamental instalar jaulas de parto con una zona para lechones ofreciendo calor y agua a los recién nacidos, asegurando así un elevado número de animales destetados por animal.

Destete: En las granjas de porcino la zona de destete, transición o recría son salas de transición, donde los lechones se apartan de la madre hasta conseguir un peso adecuado para pasar a la siguiente fase productivo de cebo. En el área de destete se acostumbran a la nueva alimentación y aprenden a socializarse.

Engorda: en la zona de engorda se agrupan a los cerdos para elevar su peso al deseado por la empresa o la granja, aquí es donde transcurre el mayor tiempo de residencia en el proceso del cerdo, llegando a tal peso los cerdos son trasladado a diferentes destinos dependiendo del propósito para el cual es.

2.6.-Tipos de Limpieza

Fosas de recolección o fosa anegada

Fosas de recepción de 0,60 a 2,50 m de profundidad, situadas bajo el piso, almacenan los excrementos, el orín, el agua vertida y el alimento desperdiciado, por intervalos de hasta 12 meses. Los nutrientes se conservan durante el almacenamiento para su máximo uso con una pérdida mínima. Dada la relativa dificultad de planificar el almacenaje adecuado en instalaciones de tratamiento al aire libre, este sistema se usa frecuentemente en zonas frías.

Drenaje por gravedad

El drenaje por gravedad a una instalación exterior de almacenaje es un método que resuelve algunas de las desventajas del sistema del almacenamiento prolongado en las fosas bajo el piso. El drenaje por gravedad puede tomar la forma de amplios estanques, poco profundos, que se drenan cada 1 o 3 meses, o canales con

desagüe inferior, de sección en Y, U o V, que se drenan cuando se llenan, cada 3 días o una vez por semana.

Sistemas a chorro de agua o vaciado de agua

En climas cálidos, se usan frecuentemente sistemas en los que un chorro de agua barre el estiércol y otros materiales depositados en fosas de 60 a 90 cm de profundidad, que descargan en un estanque o laguna de donde se retira el estiércol cuando hace falta hacerlo. Si se retiran todos los sólidos diariamente, disminuye la acumulación de gas dentro del ambiente de producción y mejora el rendimiento de los animales. Estos sistemas de fosa recargable tienen la ventaja adicional de que diluyen los orines y los excrementos entre cada descarga semanal.

Raspados mecánicos

Frecuentemente se usan raspadores mecánicos para eliminar estiércol de las fosas situadas bajo los pisos. Tienen la desventaja de que necesitan mantenimiento.(Mariscal, 2014)

2.7.-Tratamiento de Aguas

El desalojo adecuado y tratamiento para las aguas contaminadas no ocurre en todos los países, por lo menos no en los niveles adecuados, como es en el caso de México. Según estudios del Instituto Nacional de Estadística y Geografía, solo el 34% de los municipios del país realiza el tratamiento de las aguas residuales, esto supone que el 66% de las aguas contaminadas son vertidas en ríos propiciando la alteración y degradación del ecosistema, afectando a su vez las vidas humanas de sectores cercanos.

Los procesos para el Tratamiento de aguas residuales se basan en la eliminación de los contaminantes hasta alcanzar los valores máximos permisibles de acuerdo con las normas y estándares nacionales o internacionales. En virtud de la diversidad de contaminantes que se pueden presentar en las aguas residuales, el número de procesos existentes es también muy amplio, no obstante, estos procesos se pueden agrupar de acuerdo con el tipo de fenómeno o principio en el cual basan su operación.

Dentro de Integración convencional de un tren de tratamiento para aguas (Morgan & López, n.d.) se menciona:

Tratamiento primario

- Remoción de sólidos gruesos sedimentables y flotantes
- Operaciones físicas (sin información de la materia)

Tratamiento secundario

- Remoción de materia orgánica soluble y coloidal
- Proceso biológico y químico

Tratamiento terciario

- Remoción de nutrientes (N y P)
- Remoción de contaminantes para un reusó específico

2.7.1.-Tratamientos Fisicoquímicos

Los procesos químicos (que fueron los primeros empleados en el tratamiento de aguas potabilización y depuración) son cada vez más empleados en depuración de aguas residuales, y junto a varios procesos físicos completan el tratamiento secundario y terciario de aguas usadas, incluyendo también aquí la separación de nitrógeno y fósforo. A continuación, se reseñan los principales procesos químicos de depuración de aguas aplicados actualmente:(Marín, 2012)

- Coagulación química, que se emplea para eliminación de coloides y materias en suspensión, y reducción de carga biodegradable (DBO5 y DQO).
- Precipitación química, que reduce materias en suspensión, contenido global en sales, y carga biodegradable, actuando sobre fósforo y metales pesados, y el control de corrosión en colectores y elementos de depuradoras. Se considera como el tratamiento fisicoquímico general en depuración.
- Neutralización (control de pH), control de incrustaciones y estabilización de efluentes.
- Oxidación-Desinfección, que aplicando diferentes reactivos químicos (cloro, dióxido de cloro, ozono.) se emplea para control de microorganismos en aguas y fangos, control de olores, eliminación de carga biodegradable, grasas, amonio y reducción del contenido en compuestos orgánicos diversos.
- Procesos de Oxidación Avanzada (AOP en sus siglas inglesas) aplicados para reducir el contenido en compuestos orgánicos de síntesis, habitualmente refractarios a otros tipos de depuración química o biológica.
- Intercambio iónico, que se enfoca a separación de amonio, metales pesados, sales disueltas e incluso a eliminar algunos compuestos orgánicos concretos.

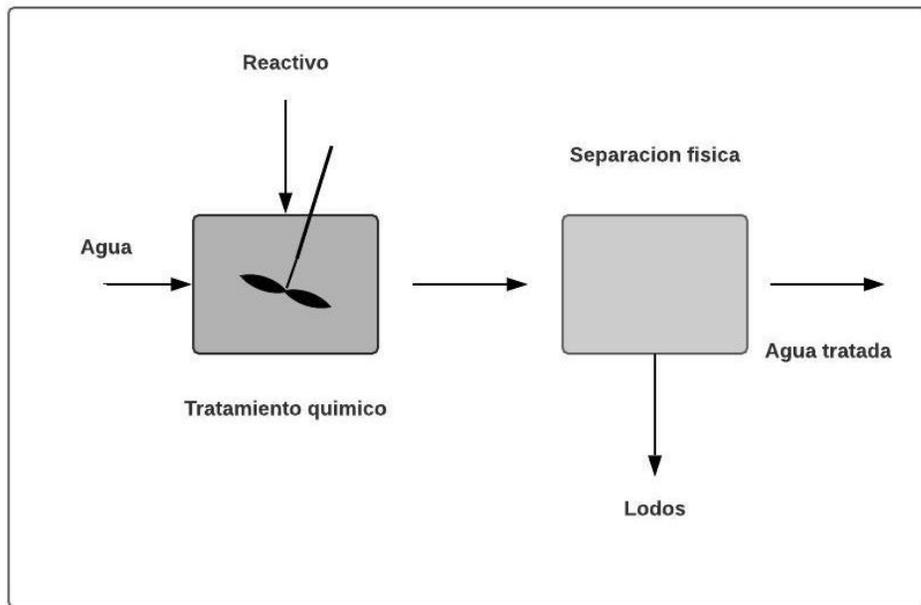


Figura 5. Esquema de proceso de tratamiento de agua

Fuente: elaboración propia

2.7.2.-Sistemas Naturales Construidos

Bajo la denominación de métodos de depuración natural, se engloban aquellos procedimientos en los que el tratamiento principal es proporcionado por componentes del medio natural. Habitualmente se diferencian dos grandes grupos de técnicas de depuración natural: los métodos de tratamiento mediante el agua sobre el terreno, y los sistemas acuáticos. En todos ellos, el efecto depurador se debe a la acción combinada de la vegetación, del suelo y de los microorganismos presentes en ambos, y en menor medida, a la acción de plantas y animales superiores. (Merino, 2003)

Algunos de estos métodos o conceptos de depuración han sido conocidos y empleados desde hace siglos, habiéndose puesto de actualidad con la aparición y divulgación del concepto vertido de contaminación cero o vertido cero.

Entre los métodos de tratamiento en el terreno se incluyen habitualmente tres tipos:

- Infiltración lenta.
- Infiltración rápida.
- Flujo superficial.

Los llamados métodos acuáticos se basan en la creación de un flujo controlado, en el que microorganismos y plantas principalmente, transforman los contaminantes. Incluyen tres tipos básicos:

- Lagunajes
- Humedales
- Cultivos acuáticos (plantas flotantes)

2.7.3.-Tratamiento Biológico Aerobio

La presencia de O₂ en este tipo de sistemas, hace que este compuesto sea receptor de electrones, por lo cual se obtienen rendimientos energéticos elevados, provocando alta producción de fango, debido al alto grado de crecimiento de las bacterias aerobias. Su aplicación en el tratamiento de aguas residuales está condicionada por la baja solubilidad del oxígeno en el agua.

La digestión aeróbica consiste en procesos realizados por diversos grupos de microorganismos, principalmente bacterias y protozoos que, en presencia de oxígeno actúan sobre la materia orgánica disuelta, transformándola en productos finales inocuos y materia celular.(Varnero et al., 2011)

Los procesos biológicos permiten eliminar de las aguas residuales las sustancias biodegradables disueltas (substrato). El substrato suministra la fuente de alimento a los microorganismos y se transforma en condiciones aerobias en biomasa, dióxido de carbono y agua. Los microorganismos aerobios necesitan oxígeno para respirar. Además del substrato, generalmente también se tienen que eliminar del agua residual los compuestos de nitrógeno como el amonio y los nitratos. Un grupo de microorganismos convierten primero el amonio en nitrato (nitrificación). Otro grupo de microorganismos reduce luego el nitrato a nitrógeno elemental (desnitrificación). El nitrógeno producido escapa entonces como gas a la atmósfera. Existen dos tecnologías: los procesos de biopelícula y los de lodos activados(Hamburg, 2010)

2.7.4.-Tratamiento Biológico Anaerobio

La biodegradación anaerobia se lleva a cabo dentro de tanques totalmente cerrados, denominados reactores debido a la reacción bioquímica de descomposición que se realiza en ellos. Actualmente el avance de estos reactores

ha dado lugar a tres generaciones, que se clasifican de la forma en que los microorganismos se desarrollan dentro de estos.

- 1ra generación: Fueron los primeros en desarrollar y corresponde a aquellos donde la biomasa se encuentra en suspensión, es decir, los microorganismos flotan sin estar fijados a ninguna superficie.
- 2da generación: las bacterias están adheridas en forma de biopelícula al soporte inerte que rellena al digestor, o bien son retenidas mediante sedimentación.
- 3ra generación: la masa biológica está adherida al soporte que expande o fluidifica con altas velocidades de flujo.

Los biodigestores son sistemas diseñados para optimizar la producción de biogás por medio de desechos orgánicos, lo que permite obtener energía limpia, renovable y de bajo costo. (Rivas, Faith, & Guillén, 2010)

Dentro de la tesis elaborada por (PÉREZ CORTÉS & VILLEGAS PEÑA, 2004) donde menciona los tipos de reactores por generaciones, a continuación se enlistan:

2.7.4.1.-Biorreactor de Primera Generación Fosa Séptica: Donald Cameron construyó el primer tanque séptico en la ciudad de Exeter, Inglaterra (1895), al saber de la producción de gas combustible a partir de la licuación de sólidos suspendidos, el cual utilizó para alumbrar los alrededores de una planta. Se considera como un digestor convencional a escala muy reducida, su principal función se limita a la hidrólisis de la materia orgánica en suspensión donde las condiciones anaerobias estrictas no se cumplen, por lo que es necesario que la fosa evacúe a un sistema de zanjas de absorción colocadas en el suelo, para realizar la estabilización de los compuestos orgánicos y lograr una buena eficiencia que se lleva a cabo aproximadamente en 2-10 días.

- a) **Tanque Imhoff:** En Hampton, Inglaterra (1904), se incorporó la sedimentación y tratamiento del fango en un mismo tanque llamado de doble acción. En el mismo año el Dr. Kart Imhoff patentó en Alemania un tanque de doble acción hoy conocido como tanque IMHOFF. Después se realizaron experimentos en una instalación semejante, llamado tanque biolítico (E.U.A., 1909– 1912) conocido también con el nombre de tanque hidrolítico de Travis, el cual funcionó hasta 1936. El proceso es similar al de fosa séptica, aunque más elaborado, cuyo objetivo principal es la eliminación de los sólidos sedimentables.

- b) **Lagunas anaerobias:** Consiste en estanques profundos de hasta 10 m., contruidos de forma rectangular enterrados o sobre la superficie, son mucho más grandes que un tanque séptico y normalmente no están cubiertos. Las condiciones anaerobias prevalecen con excepción de una pequeña zona en la superficie, teniéndose lodo en el fondo de la laguna.

Son procesos relativamente económicos y también recomendables para aguas de desecho industrial, normalmente evacuadas a temperaturas superiores a la del medio ambiente, con alto contenido de sólidos suspendidos sedimentables o cantidades significativas de aceite y grasas, siendo preliminares en lagunas de estabilización en serie.

Manejan baja carga orgánica (< 1 o $2 \text{ kgDQO/m}^3 \text{ d}$). El tiempo de retención en lagunas anaerobias es más largo (2 a 5 días), por tanto, la eficiencia de remoción de DBO es más elevada. Su desventaja es que genera malos olores y su eficiencia baja en tiempo de invierno por las condiciones

- c) **Digestor anaerobio convencional:** Es aplicado principalmente para la estabilización de lodos de desecho provenientes del proceso "lodos activados". Consiste en un tanque cerrado sin agitación, donde el lodo por tratar se estratifica en zonas definidas. La totalidad de la actividad microbiana representa alrededor de 30% del volumen total del digestor generando que este sea considerable, además de la lentitud de degradación origina que la eficiencia disminuya, por lo que son sustituidos por la versión completamente mezclada. El reactor proporciona un tiempo de retención hidráulico (TRH) mínimo alrededor de los 10 días, a una temperatura de $35 \text{ }^\circ\text{C}$, sin embargo, dependiendo del agua a tratar abarca un rango de 10 -30 días.

- d) **Digestor anaerobio completamente mezclado:** Aplicado principalmente al tratamiento de lodos residuales de grandes plantas de lodos activados. Para que la reacción se lleve a cabo el medio se calienta y agita vigorosamente, con un agitador mecánico o por inyección del biogás en el fondo del reactor, permitiendo mayores eficiencias en la remoción de materia orgánica.

Cuando se tienen grandes volúmenes del reactor existen dificultades en el mezclado, por tal motivo se debe mantener una agitación adecuada para evitar que se acumule material orgánico, sin embargo, esto provoca que el efluente contenga una alta concentración de sólidos suspendidos, por lo que se une a un digestor convencional, para lograr la decantación de los sólidos. También se requiere colocar equipo especial, como desgasificadores o

enfriadores, que permita la separación del gas producido sin complicar la separación de los sólidos del agua.

- e) **Digestor de contacto:** Sistema de transición entre la primera y la segunda generación de reactores anaerobios. Consiste en un reactor de mezcla completa normalmente cilíndrico y de gran tamaño acoplado a un decantador, cuyo objetivo principal es separar la biomasa para que sea recirculada. Los lodos que se encuentran en el decantador tienden a flotar debido a las burbujas de gas atrapadas en el flóculo, que se eliminan creando un vacío en la unión del reactor y el decantador, favoreciendo a la desgasificación. La recirculación permite aumentar la cantidad de microorganismos en el digestor, al igual que su tiempo de permanencia dentro del sistema, sin que el tiempo de retención hidráulica se incremente. Generalmente la recirculación es del 80% al 100%, operando cargas más altas que los sistemas

2.7.4.2.- Biorreactor de Segunda Generación

Los reactores anaerobios de segunda generación o avanzados son llamados también Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente (RAFA), UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) de alta tasa o NO CONVENCIONALES. Fueron desarrollados al inicio de los 70's por Gazte Lettinga (Holanda), pero su aceptación generalizada se dio diez años más tarde y en América Latina su aparición fue reciente. Consiste en estaciones compactas, cuyo caudal influente ingresa por su sección inferior, recolectándose el agua tratada en su sección superior.

Los RAFAS, se basan en tres pilares fundamentales (57);

1. Retención de biomasa anaerobia con lento crecimiento sobre soportes dentro del reactor, mediante la sedimentación de flóculos microbianos con muy buenas características de decantación, adhesión a sólidos fijos o móviles y por recirculación, que lo distingue de los sistemas convencionales. Con esto se logró desligar el tiempo de residencia celular del tiempo hidráulico, permitiendo diseñar reactores con mucho menor volumen e incrementando parcialmente la estabilidad de la materia orgánica.
2. Mejor contacto entre biomasa y agua residual.
3. Mejor actividad de biomasa, por adaptación y crecimiento del sustrato.

Estos sistemas tienen un cierto grado de resistencia a productos tóxicos, una adaptación rápida a cambios de sustrato y un arranque rápido después de períodos prolongados sin alimentación. Lo anterior, constituyó un salto tecnológico que superó los procesos anaerobios tradicionalmente utilizados.

Los sistemas no convencionales son generalmente clasificados según el mecanismo que permite la retención de lodo biológico (56):

I. Biomasa suspendida con separación sólido-líquido del influente y retorno de sólidos al reactor. En esta categoría están los procesos de contacto con decantador externo o interno (UASB).

II. Inmovilización de lodo a través de adherencia a un material inerte de soporte, en esta categoría están:

- f) **Reactor anaerobio con lecho de lodos uasb** (Upflow Anaerobic Sludge Blanket): Desarrollado por el Dr. Gatze Lettinga (1970) en la Universidad de Wageningen (Holanda), inspirado en las publicaciones del Dr. Perry McCarty de Stanford, E.U.A. (57). Consiste en un tanque de sección normalmente rectangular, cuyo caudal influente es distribuido en la sección inferior, mediante un sistema de tuberías evitando así la utilización de la mezcla mecánica, y en la parte superior del mismo cuenta con un sistema de separación de fases gas- sólido- líquido. El corazón biológico del proceso es el manto de lodos, donde se lleva cabo la transformación bioquímica de la materia orgánica contaminante, aglomerándola en gránulos o “pelotillas” con una actividad metanogénica muy elevada, la biomasa desarrollada debe presentar buena sedimentabilidad para no ser evacuada del digestor.

El proceso requiere para un adecuado funcionamiento, del control de factores como: pH, ácidos grasos volátiles (AGV), crecimiento neto celular medido en términos de sólidos suspendidos volátiles (SSV), relación entre biomasa activa y capacidad de digestión biológica de la materia orgánica medida en términos de Actividad Metanogénica Específica (AME), sedimentabilidad del manto medido a través del Índice Volumétrico de Lodos (IVL), y concentraciones de lípidos ya que las grasas evitan el contacto entre fluido-gránulo.

Sus desventajas son: la mala distribución del influente puede provocar que ciertas zonas en la cama de lodos no sean alimentadas, desperdiciando su actividad biológica, debido a que una limitada cantidad de materia orgánica presente genera pequeñas cantidades de biogás, por tanto, la agitación del lecho provocada por burbujas será reducida. Así también su lento “arranque” o puesta en marcha debido a una inadecuada inoculación, por lo que se

requiere cantidades importantes de lodos maduros anaerobios procedentes de tanques sépticos, boñigas frescas, lagunas anaerobias, etc. La formación de espuma, acidificación y flotación de lodo indicará la presencia de un mal arranque.

- g) **Reactor EGSB (cama de lodo granular extendida):** Variante del reactor UASB, generalmente alto y de diámetro pequeño, requiriendo así un área reducida. Un rasgo que lo distingue del proceso UASB, es la proporción más rápida de velocidad del flujo ascendente, permitiendo la expansión parcial (fluidización) de la cama de lodo granular, mejorando de esta manera el contacto entre agua residual-lodo, así como la segregación de las partículas suspendidas inactivas de la cama de lodos, lo cual se consigue utilizando reactores altos, o incorporando en el efluente un recicle (o ambos). Es apropiado para el tratamiento de agua residual de baja carga soluble, es decir, que contenga partículas suspendidas inertes o pobremente biodegradables, pero sin permitir que estas partículas aumenten en la cama de lodos
- h) **Reactores de lecho fijo:** Procesos equivalentes a filtros rociadores aerobios, sólo que estos se encuentran inundados de líquido, el agua residual es alimentada bajo condiciones variables, por lo que no se requiere de un mezclado mecánico. Generalmente, se alimentan mediante una columna de flujo vertical ya sea ascendente o descendente, donde el agua residual pasa a través del lecho empacado, poniéndose en contacto con los microorganismos adheridos al medio y con flóculos suspendidos hallados entre los espacios vacíos formando de esta manera una biopelícula. La distribución de líquido debe ser adecuada, para evitar la formación de canales preferenciales, produciendo tiempos de retención celular elevados y altas concentraciones de biomasa. Son apropiados para aguas con carga orgánica soluble o fácilmente hidrolizable y concentración de sólidos suspendidos baja, ya que éstos tienen efectos de acumulación.

Estos reactores operan con recirculación, siendo más resistentes a sobrecargas orgánicas o tóxicas, además que permite controlar el crecimiento de biomasa y una producción adecuada de gas que tiende a subir en forma de burbujas. Algunos inconvenientes de estos reactores son; riesgo de taponamiento, alto costo referente al material de soporte y arranque lento, aun cuando se tenga un inóculo adecuado.

- i) **Filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA):** Reactor de operación similar al proceso UASB, introducido por Young y McCarty (1969), las primeras

instalaciones de filtros anaerobios se realizaron en Brasil en 1970, posteriormente en 1977 se construyeron nuevos filtros en EE. UU. y Canadá.

Consiste en un reactor de flujo ascendente, donde el agua residual es introducida generalmente por la parte inferior, el lodo biológico es retenido mediante un material de empaque que puede ser grava, arena, piedras de 3 a 5 cm de diámetro, sintéticos, etc., de esta manera el lecho de contacto biológico queda fijo (inmóvil) y completamente sumergido en el líquido a tratar, por tal motivo es importante que el material filtrante cuente idealmente con una alta porosidad, para aumentar la superficie de contacto con la materia orgánica a estabilizar.

El proceso (FAFA), requiere de un tratamiento primario que elimine material suspendido del agua, con miras a evitar tempranas obstrucciones del filtro y que ésta siga caminos preferenciales. Por lo que, el coeficiente de vacío del empaque deberá ser grande; con suficiente área específica, debido a la desordenada distribución del soporte; procurar la acumulación lenta pero constante de biomasa, para evitar una inadecuada purga de lodo. No se requiere de la incorporación de separadores de fases, ya que los sólidos suspendidos arrastrados por el biogás hacia la superficie son inmediatamente retenidos por el material filtrante. El filtro es recomendado para una serie sustratos solubles de diversas y medianas concentraciones de materia orgánica con eficiencias de remoción de DBO del 60–80 %, aplicado en laboratorio y escala real (41).

- j) **Reactor tubular de película fija:** El reactor tubular de flujo ascendente o descendente fue desarrollado por van Den Berg y Lentz (1979), con la finalidad de evitar la acumulación de lodo dentro del digester mediante un material de soporte, dispuesto de tal forma que creen canales verticales. El material utilizado para el soporte consiste en tubos o placas de cerámica, P.V.C, poliéster, etc. Un ordenamiento del soporte genera un coeficiente de vacío importante, con buenas relaciones área/ volumen, y de esta manera resistir altas cargas de materia orgánica.
- k) **Reactores híbridos:** Combinación de dos procesos en un mismo tanque del reactor, desarrollado en Colombia y Brasil denominado “reactor híbrido”. Consiste en una mezcla de las modalidades UASB + FAFA, el reactor tiene forma rectangular y fondo plano, con relaciones volumétricas que oscilan entre el 30 y 60 % para el manto de lodos (UASB), y entre el 70 y 40% para

el filtro anaerobio (FAFA), lo que permite que los microorganismos sean libres de acumularse en zonas con o sin empaque.

Como ejemplo del reactor híbrido, se tiene el tipo EASA, donde el primero de su tipo se implementó (1991) en un complejo turístico denominado Jacó Beach – Jacó Princess, el cual fue evaluado con apoyo de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Costa Rica. En estas investigaciones se obtuvieron excelentes resultados en la depuración del agua residual, con eficiencias en remoción de DBO superiores al 60% durante los primeros meses de operación.

El reactor tipo EASA, consiste en un tanque de sección cuadrada en la parte superior, y pirámide truncada con pendientes de 45° en su sección inferior, parecido a un sedimentador Dortmund. La alimentación se efectúa por un tanque deflector central de sección cuadrada concéntrica, el cual desciende hasta el fondo del reactor obligando al líquido residual a ponerse en contacto con el lodo biológico ahí concentrado.

En la parte superior del reactor, se ha diseñado un fondo falso con viguetas prefabricadas, que permite la instalación de una capa de material poroso (escoria volcánica) que actúe bajo el concepto de un FAFA, con la diferencia que su tamaño es menor a un diseño FAFA convencional. La relación volumétrica se basa en un 60% para el proceso de manto de lodos UABS y un 40 % al filtro anaerobio FAFA, respecto al volumen total del tanque sin contar el tanque de carga.

2.7.4.3.- Biorreactor de Tercer Generación

Son también reactores de película fija, pero el soporte es lo suficientemente pequeño y ligero para poder ser fluidificado con una recirculación del efluente; se encuentran básicamente aún en nivel piloto o semi- industrial, aunque ya existen algunas plantas a escala real. Generalmente, utilizan un medio de empaque de bajo diámetro y densidad elevada como el carbón activado, arena, grava o bolas de vidrio, para que las bacterias se adhieran inmovilizándolas para el desarrollo de los microorganismos conformando una biopelícula, la cual depende de la regeneración, tamaño y densidad del medio en combinación con la velocidad vertical. Pueden tratar altas cargas orgánicas, pero presentar algunos problemas en la distribución del flujo y requerir un alto consumo energético debido a la utilización de controles

hidráulicos o mecánicos para el biogás. Estos reactores se clasifican de la siguiente manera:

- a) **Lecho expandido:** Utiliza medios inertes de 0.3 - 3 mm. de diámetro, cuya velocidad superficial del líquido alarga el medio de soporte entre un 20 a 40%, haciéndolo más esponjoso y aumentando su porosidad. La expansión del lecho se controla mediante la velocidad vertical y el nivel de recirculación.
- b) **Lecho fluidizado:** El medio de empaque es de 0.2 – 1 mm. de diámetro en el cual se adhiere la biomasa, el lecho es fluidizado por una alta velocidad vertical del líquido, produciendo una expansión del 40 al 100%. El exceso de lodos se elimina en la parte superior, donde la biomasa tiende a concentrarse más. Su tiempo de retención hidráulica es muy corto y su arranque es lento además de ser difícil.

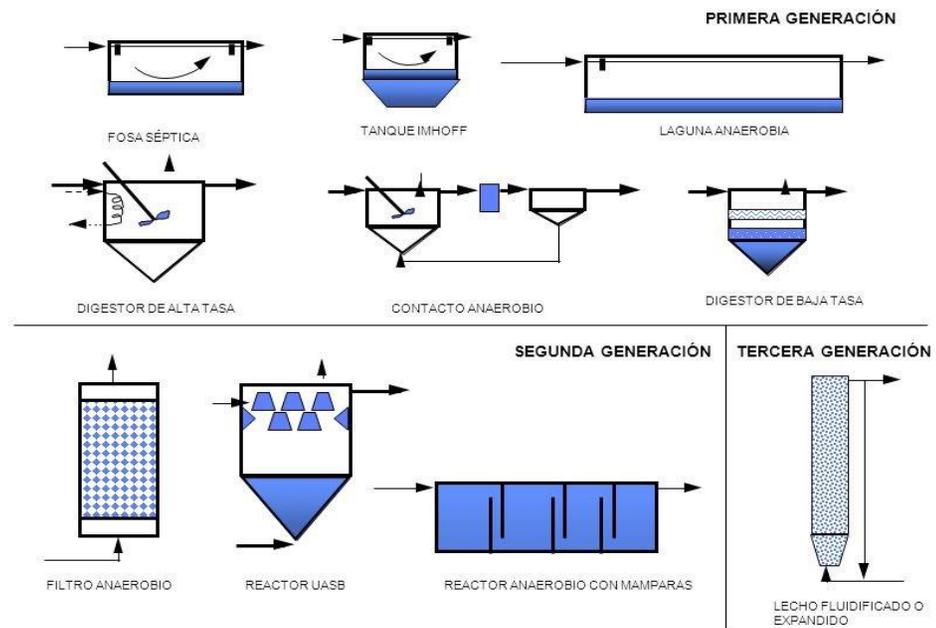


Figura 6. Generaciones de reactores

Fuente: (Morgan & López, n.d.)

2.8.- Usos del Biogás

En la actualidad se identifica el término de “Biomasa” o “Bioenergía” para denominar a un tipo de energía renovable basada en la utilización energética de la materia orgánica formada por vía biológica o productos derivados de ésta. La biomasa puede proporcionar energía de forma directa, por combustión, o bien a través de compuestos derivados tales como alcoholes, ésteres de ácidos grasos procedentes de la hidrólisis de aceites o gases de gasógenos o de digestión anaerobia. (Ortiz et al., 2017)

La combustión es una reacción química en la cual ocurre una rápida oxigenación/oxidación del biogás. La combustión completa puede ser representada por la siguiente ecuación química (Varnero et al., 2011)



2.9.- Aplicaciones del Biogás

El biogás tiene una variedad de usos o mercados, que comprenden: la generación de energía eléctrica, como medio de calentamiento y como fuente de combustible para transporte. Una breve descripción de estos usos se presenta continuación:(Ortiz et al., 2017)

2.9.1.-Produccion de Calor o Vapor

El uso más simple del biogás es para la obtención de energía térmica (calor). En aquellos lugares donde los combustibles son escasos, los sistemas pequeños de biogás pueden proporcionar la energía calórica para actividades básicas como cocinar y calentar agua. Los sistemas de pequeña escala también se pueden utilizar para iluminación. Los quemadores de gas convencionales se pueden adaptar fácilmente para operar con biogás, simplemente cambiando la relación aire-gas. El requerimiento de calidad del biogás para quemadores es bajo. Se necesita alcanzar una presión de gas de 8 a 25 mbar y mantener niveles de H₂S inferiores a 100 ppm para conseguir un punto de rocío de 150°C.(Varnero et al., 2011)

2.9.2.-Generacion de Electricidad o Combinación de Calor y Electricidad.

Los sistemas combinados de calor y electricidad utilizan la electricidad generada por el combustible y el calor residual que se genera. Algunos sistemas combinados producen principalmente calor y la electricidad es secundaria. Otros sistemas producen principalmente electricidad y el calor residual se utiliza para calentar el agua del proceso. En ambos casos, se aumenta la eficiencia del proceso en contraste si se utilizara el biogás sólo para producir electricidad o calor.(Varnero et al., 2011)

2.9.3.-Combustible para Vehículos

El uso vehicular del biogás es posible y en la realidad se ha empleado desde hace bastante tiempo. Para esto, el biogás debe tener una calidad similar a la del gas natural, para usarse en vehículos que se han acondicionado para el funcionamiento con gas natural. La mayoría de vehículos de esta categoría han sido equipados con un tanque de gas y un sistema de suministro de gas, además del sistema de gasolina normal de combustible.(Ortiz et al., 2017)

El biogás puede ser utilizado en motores de combustión interna tanto a gasolina como diesel. El gas obtenido por fermentación tiene un octanaje que oscila entre 100 y 110 lo cual lo hace muy adecuado para su uso en motores de alta relación volumétrica de compresión, por otro lado una desventaja es su baja velocidad de encendido.(Varnero et al., 2011)

2.10.-Usos de Lodos de Digestión

La producción de lodos en una planta de tratamiento puede traer también ciertos beneficios dependiendo del tratamiento o destino que se les dé. Las principales formas de aprovechamiento son como fuente de energía o mejoradores de suelo en la agricultura. En esta sección se describen estas dos formas, además de presentar algunas experiencias favorables en México.(Lim, 2013)

La recuperación de biomasa orgánica residual agrícola transforma la modalidad de utilización única en un sistema múltiple. Con la digestión anaeróbica se obtienen dos tipos de productos: uno es el biogás, utilizado principalmente como combustible y el otro, el lodo residual orgánico estabilizado, utilizado como acondicionador y biofertilizante de suelos. Los bioprocesos utilizados para estabilizar los residuos orgánicos se basan en una digestión de tipo aeróbica (compostaje, lumbricultura) o de tipo anaeróbica (fermentación con producción de biogás). La composición química de los productos obtenidos en cada caso, compost y bioabono, es variable, dependiendo de la materia prima usada y del tiempo de estabilización. En general, se observa la obtención de un producto orgánico estabilizado, con una drástica disminución de coliformes totales, mejorando la calidad sanitaria, presentando una buena actividad biológica y un adecuado desarrollo de fermentos nitrosos y nítricos, de la microflora total, hongos y levaduras, lo que permitiría un buen complemento cuando se incorporan estos materiales a sitios improductivos.(Varnero et al., 2011)

2.11.-Biofertilizante

Se define por su aporte de elementos minerales, especialmente nitrógeno. Como subproducto después de la generación de biogás, se obtiene materia orgánica estabilizada rica en elementos minerales. En función a la carga usada y el proceso seguido, esta materia orgánica, también conocida como bioabono puede presentarse de dos formas: líquida y sólida.(Varnero et al., 2011)

- Biofertilizante en forma líquida: proveniente de digestores continuos con una alta tasa de carga y un bajo contenido de sólidos totales (inferior al 12 %), el inconveniente de éste es su comercialización por el estado físico de su presentación.
- Biofertilizante en forma sólida: proveniente de digestores batch o semicontinuos con buen poder fertilizante, que luego de ser secado se puede comercializar sin problemas.

III. METODOLOGIA EXPERIMENTAL

A partir de datos reportados por las industrias agroindustriales se realizó un análisis estadístico de la información utilizando el programa de cómputo estadístico JMP 11.01 (2019).

Se analizaron los resultados de análisis fisicoquímicos de los efluentes de 11 granjas porcícolas, de las cuales se aplican dos diferentes sistemas de limpieza: 5 utilizan fosas anegadas (FA) y 6 el sistema de vaciado de agua (VA). En total se obtuvieron 220 datos de los principales parámetros fisicoquímicos, en un período de un año, de las distintas granjas.

Para facilitar el conteo y clasificación de todas las granjas y sus tipos se le otorgo una clave a cada granja de manera que las conste de sus primeras 3 letras sean del nombre de la granja seguido de las iniciales del tiempo de limpieza y finalmente la numeración del tipo de sitio de producción que maneja la granja.

A continuación, se muestra en la tabla 3, las 11 granjas analizadas con su clave, número de animales, sitio y el tipo de limpieza.

Tabla 8. Recopilación de granjas por su clave

Clave	Animales	Sitio	limpieza
COFFAS01	12500	1	Fosa anegada
OLIFAS23	20009	2-3	Fosa anegada
GATVAS03	17000	3	Volcado de agua
PASVAS03	17000	3	Volcado de agua
PLAVAS03	17000	3	Volcado de agua
SFLFAS03	17000	3	Fosa anegada
SJNFAS03	17000	3	Fosa anegada
SFEVAS03	17000	3	Volcado de agua
SDOVAS12	6500	1-2	Volcado de agua
TEQVAS03	---	3	Volcado de agua
TRIFAS23	---	2-3	Fosa anegada

Cada granja cuenta con parámetros individuales de análisis fisicoquímicos los cuales ayudan a tener una ideología del comportamiento que debería reportarse en las excretas de cada granja. Los parámetros más significativos se les realizó análisis con herramientas de estadística; promedio, desviación estándar y coeficiente de variación.

A continuación, se enlistan los parámetros tomados en las distintas granjas con los valores obtenidos de estadística.

Según (State of Michigan, n.d.) los contaminantes de las aguas residuales se dividen en orgánicos e inorgánicos, donde los inorgánicos son todas las arenas, arcillas, minerales y metales mientras que los orgánicos son aquellos que contienen carbono donde estos se originan de plantas y animales vivos los cuales se utilizan como alimento para por organismos vivos microscópicos.

Los sólidos están presentes en casi todas las aguas residuales, pueden ser muy perjudiciales para el medio ambiente y, por lo tanto, muy a menudo están regulados en las descargas de aguas residuales.(Carabias Julia, Secretaria de Medio Ambiente, 1996)

ST: se refiere a la cantidad de material que se recuperaría si el agua se evaporara de una muestra, incluyendo partículas y materiales disueltos.(State of Michigan, n.d.). Es el residuo que permanece en una cápsula después de evaporar y secar una muestra a una temperatura de $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$.(Estados Unidos Mexicanos, 2015).

SST: Es el material constituido por los sólidos sedimentables, los sólidos suspendidos y coloidales que son retenidos por un filtro de fibra de vidrio.(Estados Unidos Mexicanos, 2015), se refiere a partículas que pueden ser visibles, al agrega turbidez y al filtrarse.

DBO: Mide la cantidad de oxígeno disuelto consumido, bajo condiciones preestablecidas por la oxidación microbiológica de la materia orgánica presente en el agua. Existen diferentes condiciones preestablecidas para determinar este parámetro, pero la más frecuente es la DBO5, que usa unos periodos de incubación de cinco días. Este proceso se lleva a cabo en la oscuridad para evitar la acción de los productores primarios, ya que con la fotosíntesis generarían oxígeno, inexistente inicialmente, que desviaría los resultados.

DQO: Es una medida de la cantidad de oxígeno disuelto consumido, bajo condiciones preestablecidas por la oxidación química de la materia orgánica biodegradable presente en el agua. Se usan diferentes oxidantes, como el dicromato potásico o el permanganato potásico. Este ensayo permite medir la

cantidad de compuestos orgánicos, sales minerales oxidables (como los sulfuros), ya sean biodegradables o no.

pH: La medida de pH es un indicador muy importante en el tratamiento de las aguas residuales, independientemente de si hacemos tratamientos biológicos o físico químicos, es necesario conocer y en ocasiones ajustar el pH de entrada del agua a tratar, así como a lo largo de todo el proceso, ya que nos indica en cierto grado la dificultad del tratamiento a realizar. (hanna Instruments, n.d.)

Conductividad: Es una medida de las cargas iónicas que circulan dentro del agua. Esta medida nos ofrece una información general de la concentración de sales y iones (sales disociadas) presentes en el agua. Los iones más habituales hallados en las aguas naturales son: sodio, calcio, magnesio, bicarbonato, sulfato y cloruro. Sus concentraciones presentan fuertes oscilaciones, desde bajas concentraciones en ríos de alta montaña, hasta casos de mayor concentración.

SVT: Cantidad de materia orgánica e inorgánica que se volatiliza por el efecto de la calcinación (Estados Unidos Mexicanos, 2015)

SSV: Son aquellos sólidos suspendidos que se volatilizan en la calcinación (Estados Unidos Mexicanos, 2015)

Se estudiaron las correlaciones entre varios parámetros para conocer si existe alguna dependencia entre ellos. Se utilizó el análisis de correlación lineal en el programa de Excel de Microsoft y JMP 11.01 (2019)

3.1 Simulación en SuperPro Designer

A partir de los datos obtenidos gracias a los estudios realizados con los datos de granjas se obtuvo un antecedente para así poder realizar la simulación de una planta piloto con el programa Super pro Designer Versión 9.0

SuperPro Designer facilita el modelado, evaluación y optimización de procesos integrados en una amplia gama de industrias (farmacéutica, biotecnológica, química especializada, alimentos, bienes de consumo, procesamiento de minerales, microelectrónica, purificación de agua, tratamiento de aguas residuales, control de contaminación del aire, etc.). La combinación de modelos de operación ambiental y de fabricación en el mismo paquete permite al usuario diseñar y evaluar simultáneamente los procesos de tratamiento de finalización de fabricación y practicar la minimización de desechos a través de la prevención de la contaminación y el control de la contaminación.

SuperPro Designer es una herramienta valiosa para ingenieros y científicos en el desarrollo de procesos, ingeniería de procesos y fabricación. También es una herramienta valiosa para los profesionales que se ocupan de cuestiones ambientales (por ejemplo, tratamiento de aguas residuales, control de la contaminación del aire, minimización de residuos, prevención de la contaminación). SuperPro ofrece un modelo único de procesos de fabricación y tratamiento de final de tubería, evaluación económica del proyecto y evaluación de impacto ambiental.

Al ser un proceso biotecnológico dentro de un reactor vertical de 4ta generación las bacterias son los organismos encargadas de convertir y degradar la materia orgánica para así producir biogás y biofertilizante. Por ende, se llevan a cabo varias reacciones partiendo solamente de proteínas, lípidos y carbohidratos.

Para poder simular dentro del programa mencionado el reactor en estudio se hizo un proceso de dos etapas en reactores anaerobios, con una salida a un absorbedor para la purificación del biogás y la otra con el digestato precediendo a secar los lodos con un 20% de sólidos, acto seguido tenemos una salida con el biofertilizante con dicho porcentaje y otra salida se conecta a un condensador para obtener el agua tratada como se muestra a continuación.

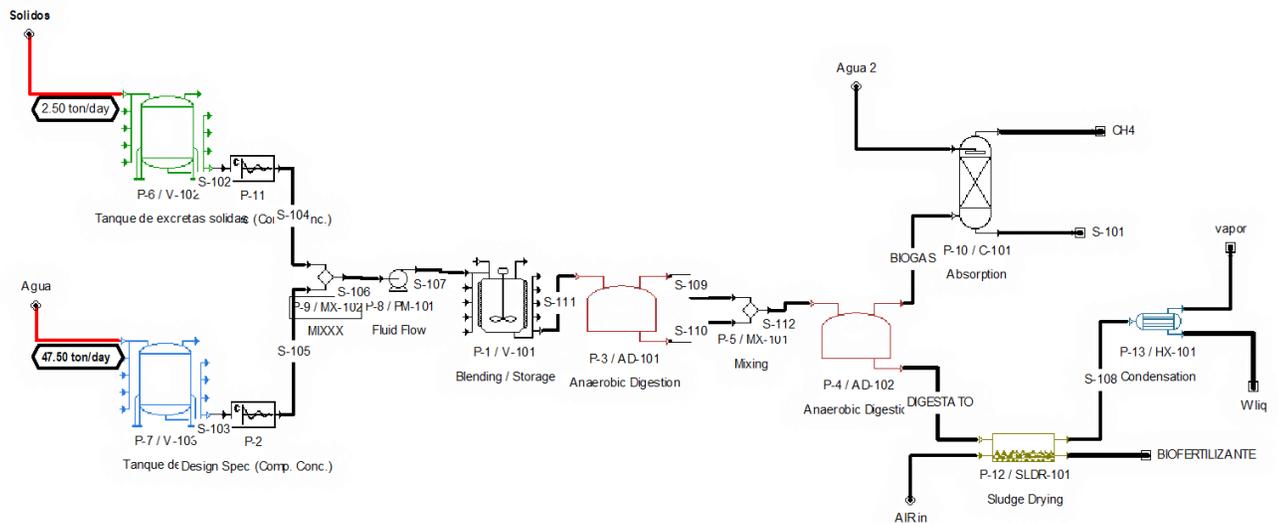


Figura 7. Esquema completo de simulación en SuperPro Designer

Tabla 9. Lista de equipos del proceso

Equipo	Clave	Función
Tanque almacenamiento continuo	P-6/V-102	Almacena excretas solidas
Tanque almacenamiento contino	P7/V-103	Almacena agua
Tanque de mezclado	P-1/V-101	Homogeniza mezcla
Reactor anaerobio	P-3/AD-101	Primera etapa
Reactor anaerobio	P-4/AD-102	Segunda etapa
Absorbedor	P-10/C-101	Purificación de metano
Secador	P-12/SLDR-101	Secador de residuos
Condensador	P-13/HX-101	Limpiador de agua

Se realizo una base de cálculo con un flujo de entrada de 50 ton/día de carga orgánica total, con un porcentaje del 95% de agua y un 5% en solidos dentro de dos tanques continos P-6/ V-102 y P-/V-103, para proceder a hidrolizarlos dentro de P-1/V-101, donde la mezcla entra a la primera etapa P-3/AD-101 donde se generan los compuestos de la degradación por las reacciones y así pasar a la segunda etapa P-4/AD-102 donde se genera biogás y el biofertilizante. El absorbedor P-10/C-101 se utiliza para la separación o purificación del biogás a puro metano(CH₄) esta purificación se hace para aprovecharlo para la generación de electricidad, para el digestato que es la segunda salida del ultimo reactor lo que queremos obtener es biofertilizante con un 20% de solidos por lo que se introduce el secador P-12/SLDR-101, para finalizar el proceso y no menos importante, del secador también obtenemos un agua con altos niveles de nitrógeno y oxígeno, así el ultimo equipo

P-13/HX-101 nos arroja un agua tratada con la finalidad de poder volver a utilizarla en otros proceso o dentro del mismo para la hidrolisis de la carga orgánica.

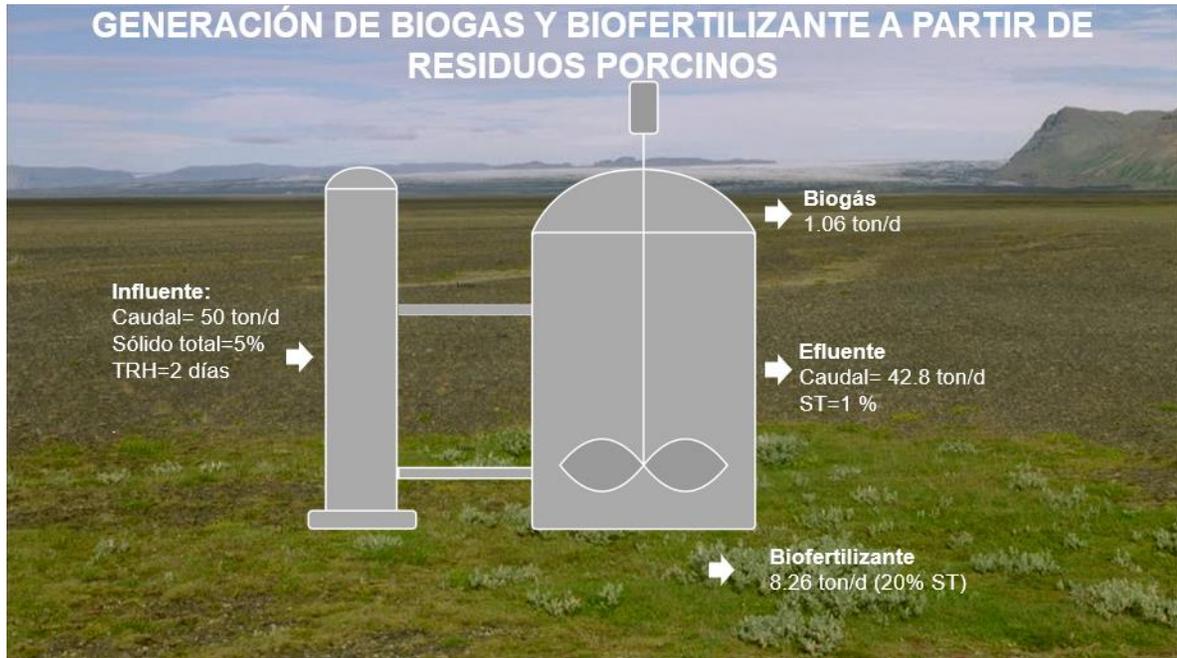


Figura 8. Balance de masa de reactor anaerobio.

3.2.-Modelo Matemático

En base al modelo matemático de donde se muestran todas las reacciones que se llevan en la digestión anaerobia. En general, las reacciones bioquímicas que ocurren durante la digestión pueden ser Clasificadas como reacciones heterogéneas (hidrólisis) y reacciones homogéneas (acidogénesis, Acetogénesis y metanogénesis). Estas Transacciones muy complejas pasan a través de un consorcio de microorganismos.

En la (Figura 9) se muestra como la digestión anaerobia degrada los residuos complejos en otros menos complejos que tienen características y composiciones diferentes.

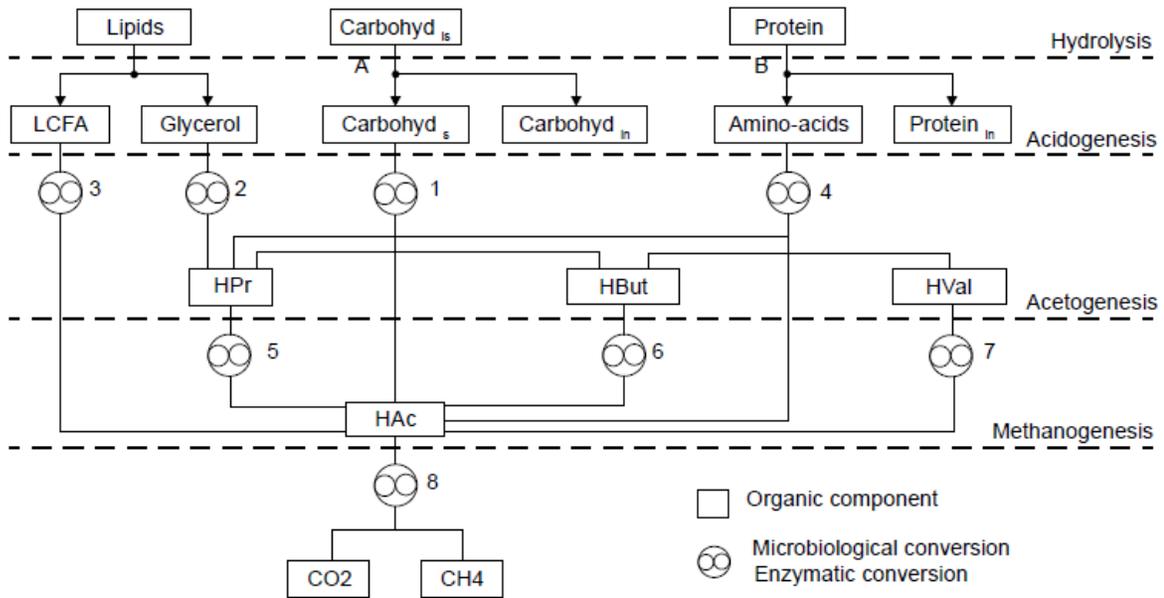
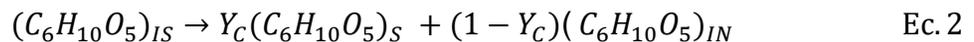


Figura 9. Vías principales de la degradación de la materia orgánica

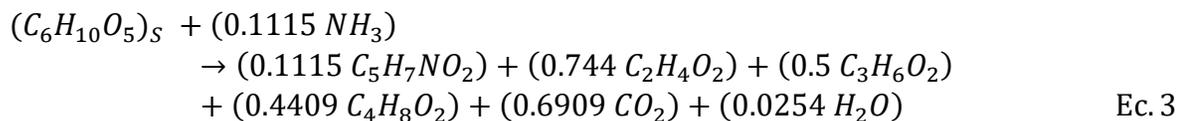
Fuente:(Yu & Wensel, 2013)

modelo (A) hidrólisis de carbohidratos no disueltos; (B) hidrólisis de proteínas no disueltas; (1) acidógenos fermentadores de glucosa; (2) bacterias lipolíticas; (3) acetógenos degradantes de ácidos grasos de cadena larga (AGC); (4) acidógenos de degradación de aminoácidos; (5) propionato (HPr) - acetógenos degradantes; (6) acetógenos degradantes de butirato (HBut); (7) degradado (HVal) – degradante acetógenos (8) metanógenos de degradación acetástica (HAc).

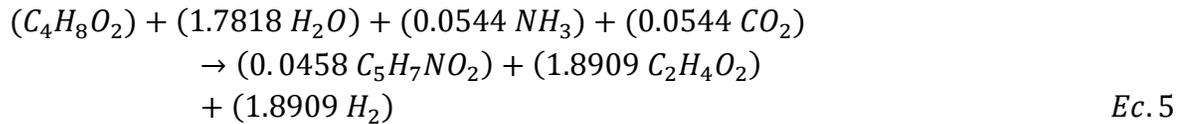
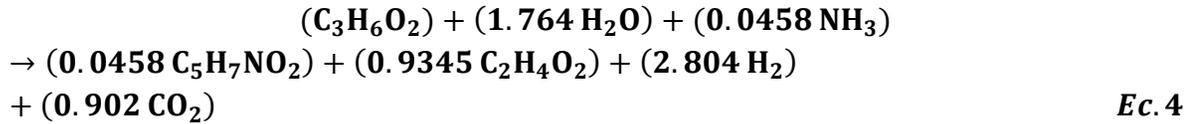
Carbohidratos (Celulosa): El modelo clasifica los carbohidratos como solubles, insoluble, e inerte. Los carbohidratos insolubles ($C_6H_{10}O_5$) se hidrolizan por enzimas a solubles ($C_6H_{10}O_5$) y carbohidratos inertes ($C_6H_{10}O_5$)



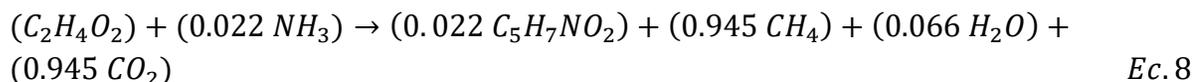
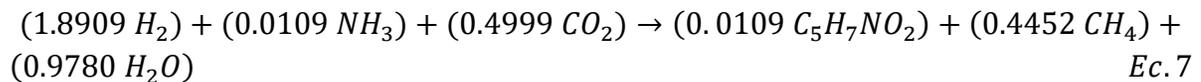
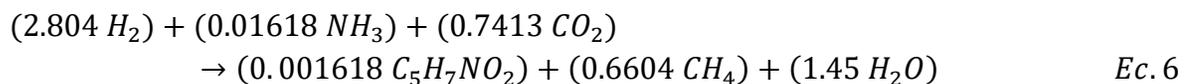
Los carbohidratos solubles se degradan aún más a acetato ($C_2H_4O_2$), propionato ($C_3H_6O_2$), butirato ($C_4H_8O_2$) en los siguientes pasos acidogénicos.



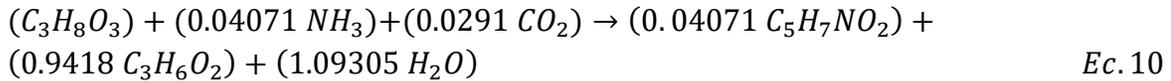
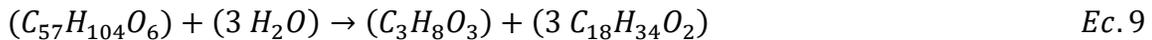
El propionato ($C_3H_6O_2$) y el butirato ($C_4H_8O_2$) se degradan a acetato ($C_2H_4O_2$) e hidrógeno (H_2) en los siguientes pasos acetogénicos:



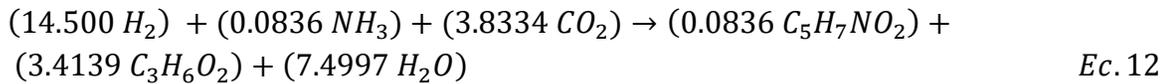
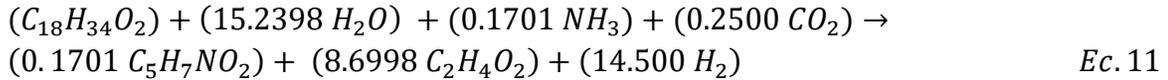
Una fórmula empírica ($C_5H_7NO_2$) se utiliza para representar la biomasa. Los Dos vías para generar metano (CH_4) en el paso metanogénico involucra (1) metanogénesis que usa hidrógeno, incluida la Ecuación (EC.6) y la ecuación (EC.7) que se derivan de la etapa propiónica [Ecuación (R3)] y el paso de butirato [Ecuación (EC.4)], respectivamente, y (2) metanogénesis acetástica, un paso metanogénico primario donde El acetato se descompone para evolucionar (CH_4) y (CO_2) de la siguiente manera:



Lípidos (TRIOLEINA): ya que el oleato en muchos aceites vegetales es el tipo más abundante. de ácidos grasos de cadena larga (LCFA, $C_{18}H_{34}O_2$), el modelo asume glicerol trioleato (GTO, $C_{57}H_{104}O_6$) como lípido estándar. Descomposición de GTO implica (1) lipólisis al oleato y glicerol ($C_3H_8O_3$) y (2) glicerol a degradación a biomasa ($C_5H_7NO_2$) y propionato ($C_3H_6O_2$) como se muestra:

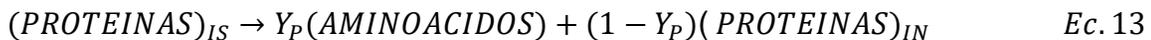


Descomposición del oleato producido por la degradación de LCFA Los acetógenos implican una combinación de LCFA (EC.11) y uso de hidrógeno (EC.12):

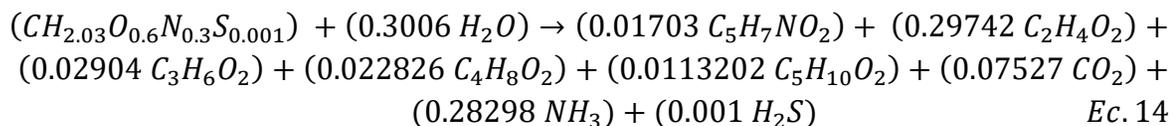


Después de los pasos LCFA (EC.11) e hidrógeno (EC.12), el propionato ($C_3H_6O_2$) se degrada aún más a acetato ($C_2H_4O_2$), el CO_2 y H_2 en el Paso acetogénico (EC.4). Luego el metanogénico (EC.6), (EC.7) y (EC.8) Se llevan a cabo para generar CH_4 .

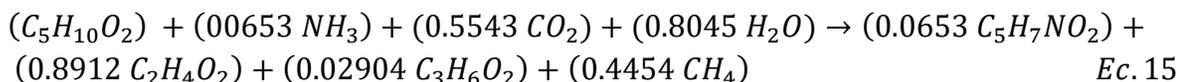
Proteína (GELATINA): el modelo asume gelatina ($CH_{2.03}O_{0.6}N_{0.3}S_{0.001}$) como proteína estándar. Las proteínas se hidrolizan primero en aminoácidos de la siguiente manera



donde Y_p representa la fracción de proteína que es degradable. Las bacterias acidogénicas se descomponen, luego los aminoácidos ($CH_{2.03}O_{0.6}N_{0.3}S_{0.001}$) a ácidos grasos volátiles (AGV) de la siguiente manera:



Los ácidos primarios generados durante la descomposición de la gelatina incluyen acetato ($C_2H_4O_2$), propionato ($C_3H_6O_2$), butirato ($C_4H_8O_2$) y valerato ($C_5H_{10}O_2$). La descomposición del valerato se determinó experimentalmente:



Al igual que los lípidos, la conversión de proteínas en acetato implica reacciones secuenciales de las metanogénesis descritas por la ecuación (EC.8) al dividirlos a

CH_4 y CO_2 . El propionato ($C_3H_6O_2$) y el H_2 pasan por el paso acetogénico (EC.4) y metanogénico que usa hidrógeno (EC.6) y (EC.7) pasos para generar CH_4 .

3.2.1.- Complementos Dentro de la Simulación.

Para llevar la simulación a los resultados esperados con el balance realizado y con todo el proceso de digestión anaerobio con sus reacciones químicas y degradaciones de materia, se necesita ingresar entrada a cada equipo mostrado en la figura (). A continuación, se muestra tabla con los valores de entrada para cada equipo.

Tabla 10. Valores de entrada por equipo

Clave	Entrada	valor
P-6/V-102	Celulosa	1.3750 ton/día
	Gelatina	0.6500 ton/día
	Trioleina	0.47500 ton/día
P7/V-103	Agua	47.5 ton/día
P-1/V-101	Solidos	2.5 ton/día
	Agua	47.5 ton/día
P-3/AD-101	Mezcla	50 ton/día
P-4/AD-102	Productos de biodegradación	50 ton/día
P-10/C-101	Biogás	1.135 ton/día
P-12/SLDR-101	Digestato	48.866 ton/día
P-13/HX-101	Residuo	39.4 ton/día

La composición se fijó en 53.88% carbohidratos, 34.62% proteínas y 11.5% de grasas para maximizar la producción de biogás la cual equivale al 2.5 toneladas de solidos siendo el 5% de la entrada total 50 toneladas.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para facilitar el análisis de las granjas respecto a los distintos parámetros se agruparon diferentes características como se muestra a continuación en las siguientes tablas:

4.1. Análisis fisicoquímico de los efluentes de las granjas.

Tabla 11 análisis de parámetros fisicoquímicos para distintas granjas

Clave	pH	Conductividad
COFFAS01	7.64 ± 0.34	1088.82 ± 353.42
OLIFAS23	7.21 ± 0.36	2104.55 ± 1388.19
GATVAS03	7.37 ± 1.02	425.68 ± 128.19
PASVAS03	7.10 ± 0.46	518.94 ± 123.14
PLAVAS03	7.01 ± 0.54	491.64 ± 132.97
SFLFAS03	6.96 ± 0.53	514.86 ± 169.71
SJNFAS03	6.35 ± 0.96	688.00 ± 143.83
SFEVAS03	7.84 ± 0.88	482.85 ± 262.93
SDOVAS12	6.43 ± 0.48	595.59 ± 157.33
TEQVAS03	6.98 ± 0.45	473.71 ± 240.33
TRIFAS23	7.09 ± 0.28	2162.53 ± 1194.78

4.1.2.- Análisis Bioquímico de Los Efluentes de las Granjas

Tabla 12. Análisis de parámetros bioquímicos para distintas granjas

Clave	DBOs/DBO	DQO/DBO
COFFAS01	64.35 ± 25.76	2.25 ± 0.71
OLIFAS23	55.52 ± 21.75	2.88 ± 1.22
GATVAS03	62.95 ± 19.98	2.42 ± 0.89
PASVAS03	63.54 ± 17.96	2.51 ± 0.44
PLAVAS03	60.07 ± 18.18	2.67 ± 0.87
SFLFAS03	62.85 ± 18.85	2.86 ± 1.14
SJNFAS03	60.78 ± 24.20	2.55 ± 0.65
SFEVAS03	51.09 ± 22.03	2.45 ± 1.15
SDOVAS12	53.12 ± 16.86	2.33 ± 0.74
TEQVAS03	65.90 ± 19.72	2.58 ± 0.96
TRIFAS23	69.16 ± 22.77	2.70 ± 0.60

4.1.3.- Análisis Químico de los Efluentes de las Granjas

Tabla 13. Análisis de parámetros químicos para distintas granjas

Clave	SST/ST	SSV/SVT	SDV/SVT	SVT/ST
COFFAS01	44.39 ± 26.37	52.64 ± 25.05	47.36 ± 25.05	59.06 ± 7.77
OLIFAS23	56.13 ± 19.90	54.12 ± 23.24	45.88 ± 23.24	73.17 ± 4.48
GATVAS03	35.80 ± 13.70	50.18 ± 14.82	49.82 ± 14.82	60.97 ± 9.00
PASVAS03	46.28 ± 14.50	59.98 ± 14.64	40.02 ± 14.64	65.37 ± 6.62
PLAVAS03	40.95 ± 16.18	52.18 ± 17.01	47.82 ± 17.01	68.83 ± 8.18
SFLFAS03	44.61 ± 12.73	58.36 ± 12.56	41.64 ± 12.56	66.31 ± 7.11
SJNFAS03	39.39 ± 10.93	50.72 ± 11.56	49.28 ± 11.56	68.62 ± 7.97
SFEVAS03	24.48 ± 15.54	35.83 ± 21.25	64.17 ± 21.25	55.65 ± 6.72
SDOVAS12	49.46 ± 15.52	57.32 ± 18.59	42.68 ± 18.59	65.99 ± 6.85
TEQVAS03	35.09 ± 12.40	--- ± ---	--- ± ---	--- ± ---
TRIFAS23	38.51 ± 7.88	--- ± ---	--- ± ---	--- ± ---

4.2. Análisis en Correlaciones Estimadas

4.2.1.- Análisis de pH

Dado que dentro de las granjas se encuentran distintos tipos de limpieza y sistemas de crianza dividida por sitios, para lograr un análisis más claro de Potencial hidrogeno, se separaron por tipo de limpieza; Fosa anegada y Vaciado de agua y además por sistemas; sitio 1: gestación-maternal, sitio 2: Destete, sitio 3: engorda y sitio 2-3: destete y engorda.

4.2.2.- Análisis de pH con Material Estadístico

El universo de datos de pH fluctúa entre valores de 5.5 a 9.0, aunque de manera general se distribuyen en forma normal (Figura 11) con un valor promedio de pH = 7.00 y una desviación estándar de 0.70. Cinco valores superan los límites intercuartiles ($\text{pH} > 9.0$) y un solo valor registra un pH muy bajo de 3.89, como puede observarse en el diagrama de caja y bigotes.

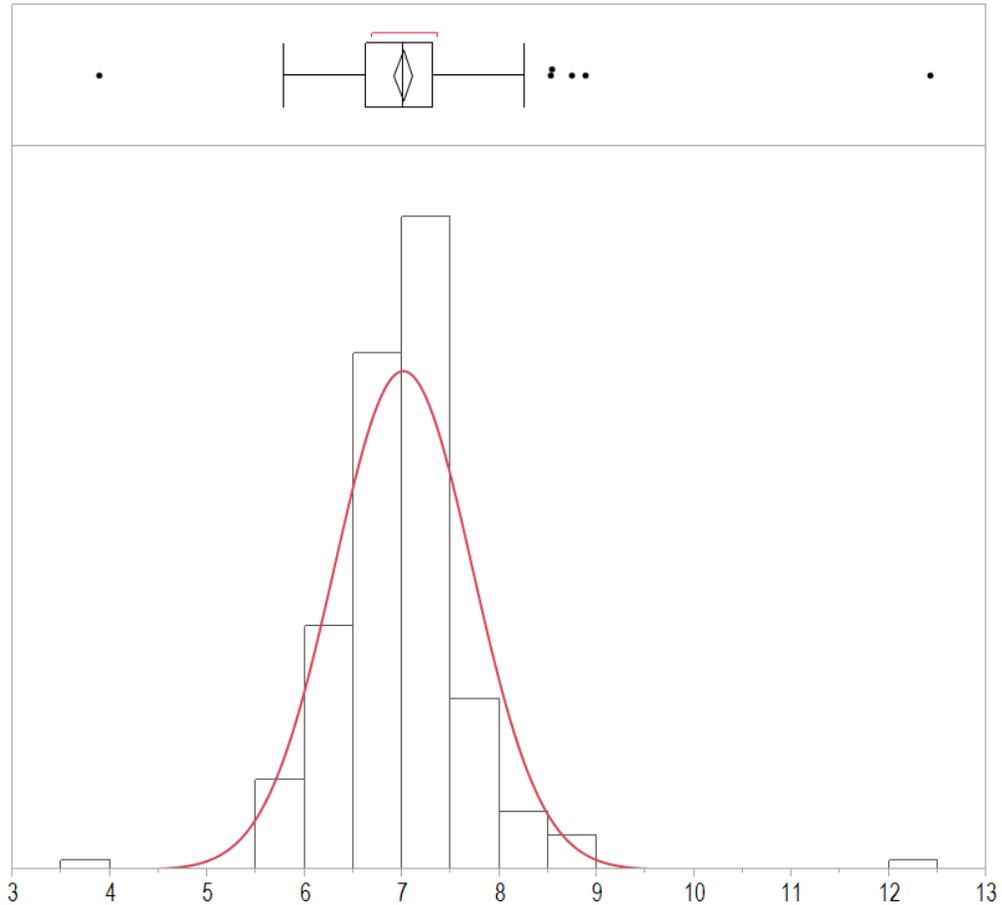


Figura 10. Histograma de frecuencia del pH para el total de las granjas analizadas.

La Tabla 24 muestra los resultados de la comparación de medias de Tuckey Kramer entre los diferentes sitios de muestreo. El sitio de destete (Sitio 2) registro los valores de pH más bajo de 6.5 ± 0.52 , mientras que los sitios maternales (Sitios 1) registraron los valores de pH más altos de 7.6 ± 0.52 los cuales resultaron ser significativamente diferente ($p < 0.05$) a los sitios de destete-engorda (Sitios 2-3) y engorda (Sitios 3).

Tabla 14. Análisis de pH de los efluentes de diferentes sitios de crianza de cerdos

Sitio	Número	Media	DE
Maternal	8	7.65 ^a	0.35
Destete	43	6.58 ^b	0.52
Destete-Engorda	20	7.20 ^c	0.35
Engorda	149	7.06 ^c	0.74

Los valores con distinto superíndice son significativamente diferentes ($p < 0.05$)

En cuanto al tipo de sistema de limpieza no se encontró diferencia significativa entre los valores de pH promediando valores de 7.02 ± 0.61 para las FA y de 6.99 ± 0.76 para sistema de VA (Gráfico XI).

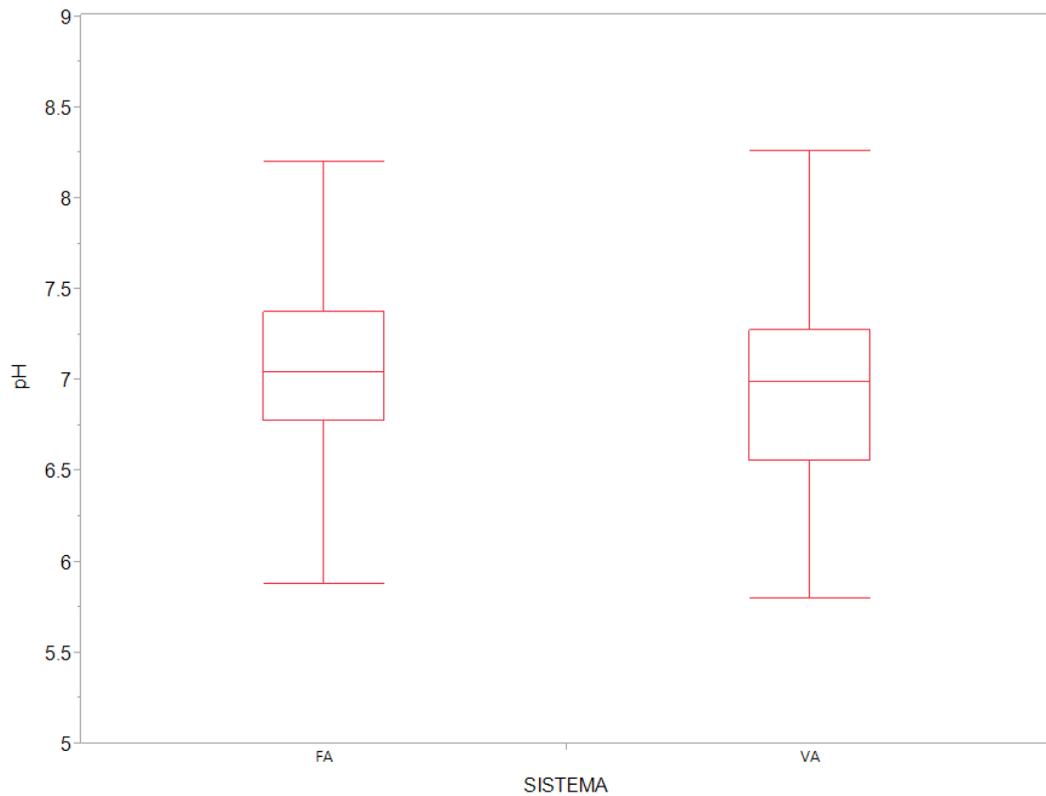


Figura 11. Diagrama de caja y bigotes por sistema de análisis de pH

4.3.- Análisis de Conductividad y Sólidos Disueltos Totales

4.3.1.- Análisis estadístico correlación conductividad y SDT

Las medidas de conductividad (COND) se correlacionaron con algunos de los parámetros fisicoquímicos encontrándose una mayor correlación con el contenido de Sólidos disueltos totales (SDT). La relación COND/SDT se distribuye en forma Normal con un valor promedio de 0.15 con una de 0.027.

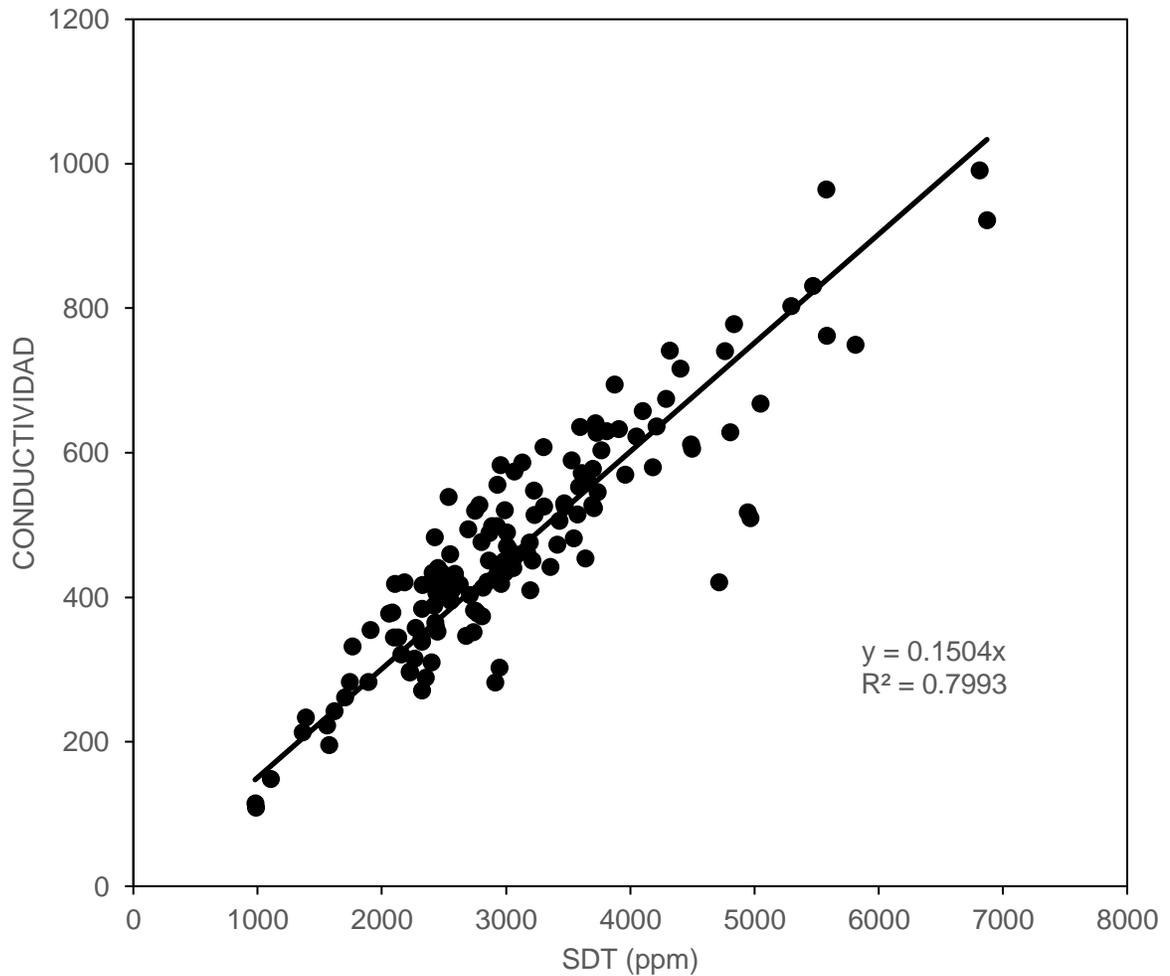


Figura 12. Relación de conductividad/SDT

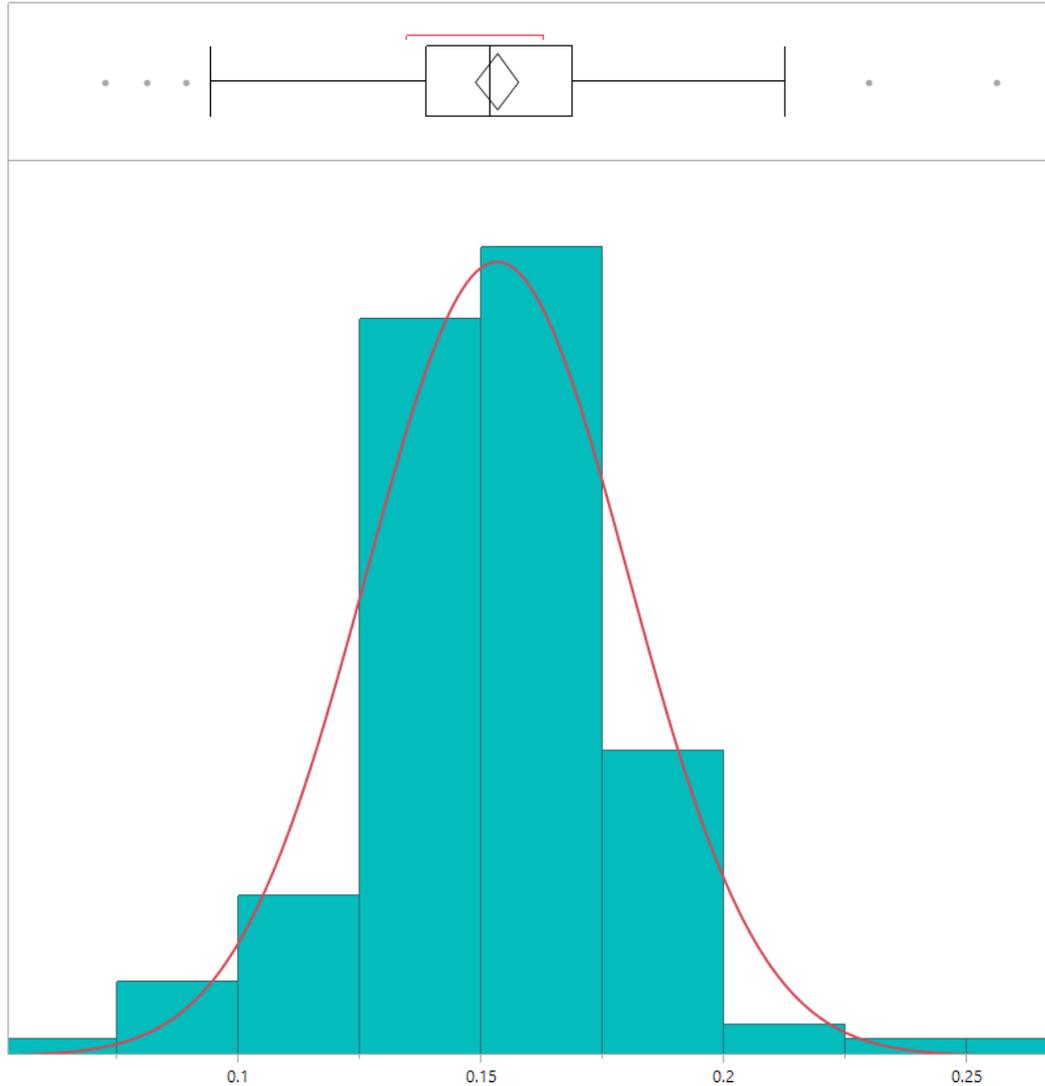


Figura 13. Histograma de la relación conductividad/SDT

4.4.-Análisis de DQO y DBO

4.4.1.-Demanda química de oxígeno

Existe mayor variación en los datos de DQO para los sitios de destete (sitios 2) y destete-engorda (sitios 2-3). Los sitios de engorda presentan la menor variación en los datos de DQO (8256 ± 6653 mg/L) y son significativamente diferentes ($p < 0.05$) a los sitios de destete y destete-engorda. En cuanto al sistema de limpieza se encontró una mayor variación en los valores de DQO para las fosas anegadas y significativamente diferentes ($p < 0.05$) a los de vaciado con agua.

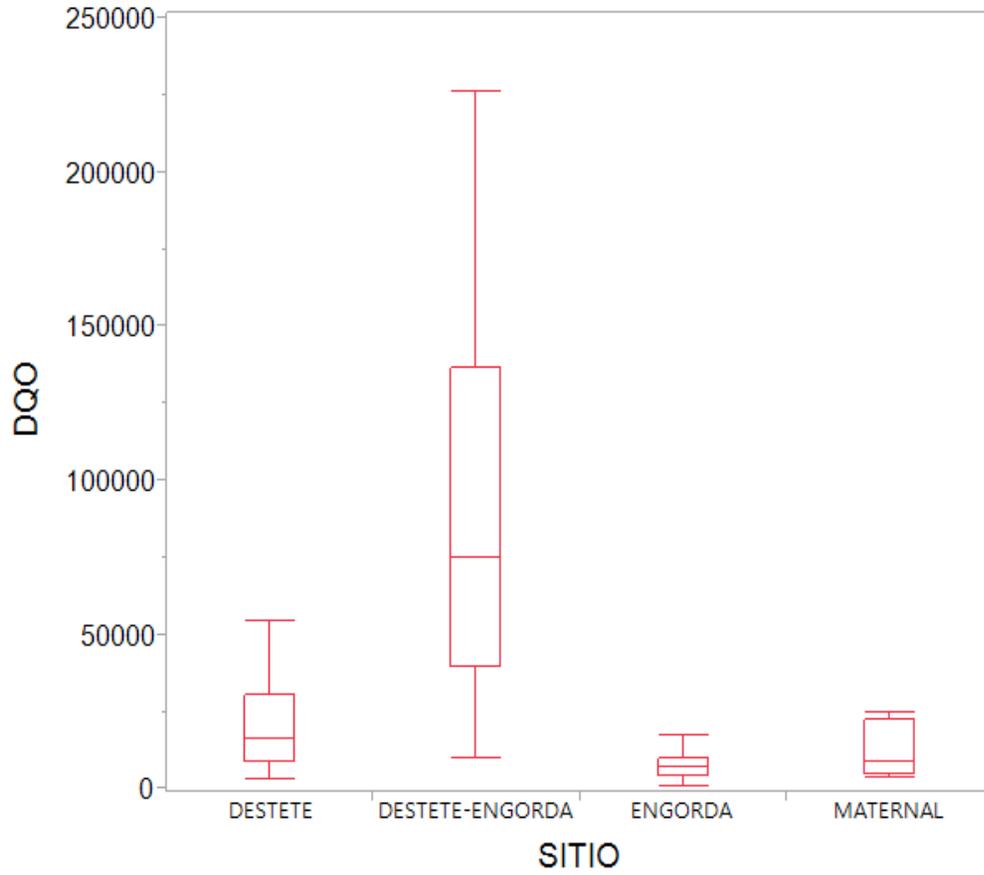


Figura 14. Diagrama de caja y bigotes de DQO por sitio

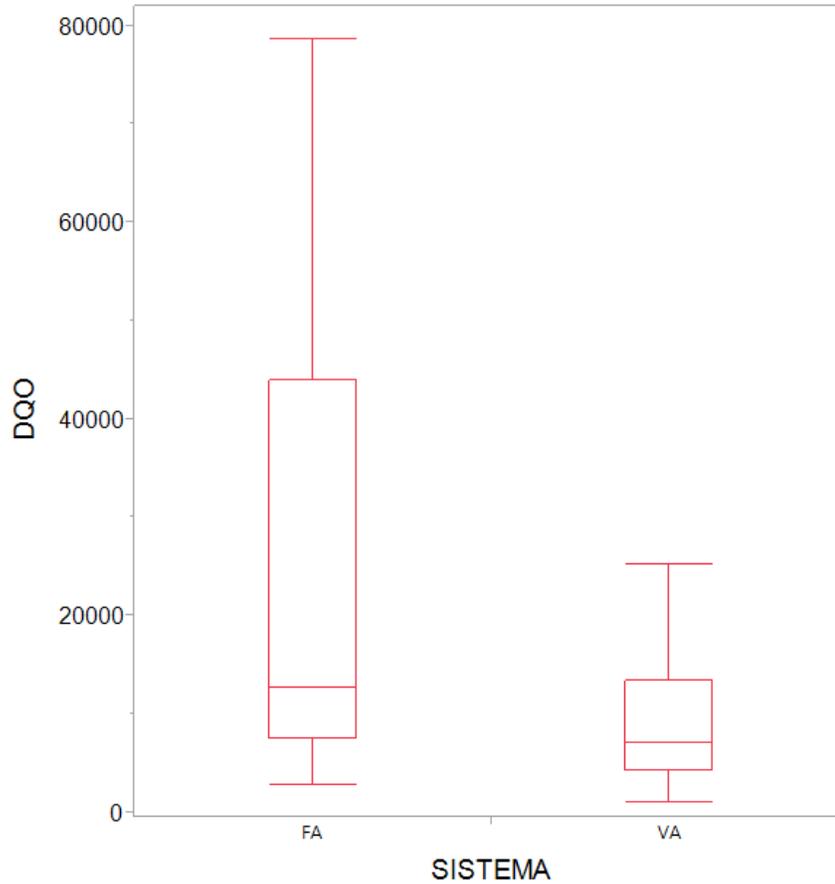


Figura 15. Diagrama de caja y bigotes de DQO por sistema

4.4.2.-Demanda Bioquímica de Oxígeno

Los sitios de destete-engorda presentaron la mayor variación de los datos de DBO y difieren significativamente ($p < 0.05$) a los otros tipos de sitios. Los sitios de engorda presentaron valores de DBO con menor variación (3302 ± 2232 mg/L) que los demás sitios y fueron significativamente diferentes ($p < 0.05$) a los sitios de destete y destete-engorda. Los valores de DBO difieren significativamente ($p < 0.05$) entre los sistemas de limpieza

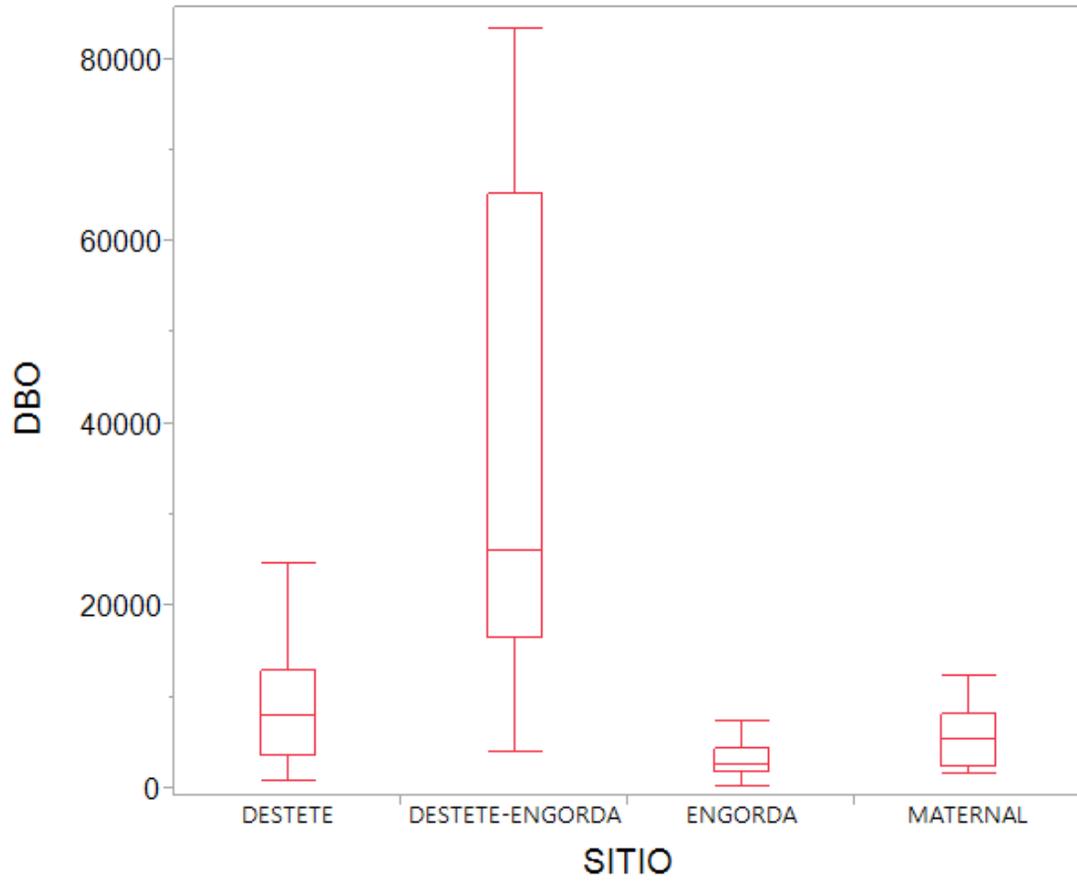


Figura 16. Diagrama de caja y bigote de DBO por sitio

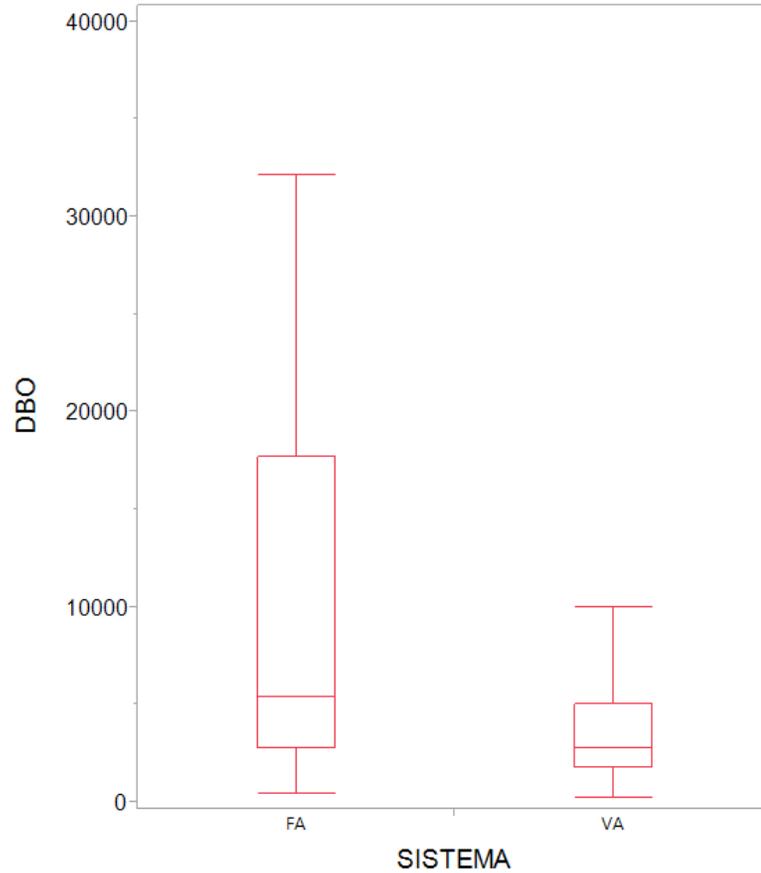


Figura 17. Diagrama de caja y bigote de DBO por sistema

4.4.3.-Relación DBO/DQO

Aun cuando se encontró una gran variación en los datos de la DQO y DBO cuando se relacionan estos valores disminuye su variación esto implica que existe correlación entre los análisis de estos dos parámetros fisicoquímicos. La DBO se relaciona satisfactoriamente ($R^2 > 0.93$) con los valores de DQO con una constante de proporcionalidad de 0.34 (Figura 19).

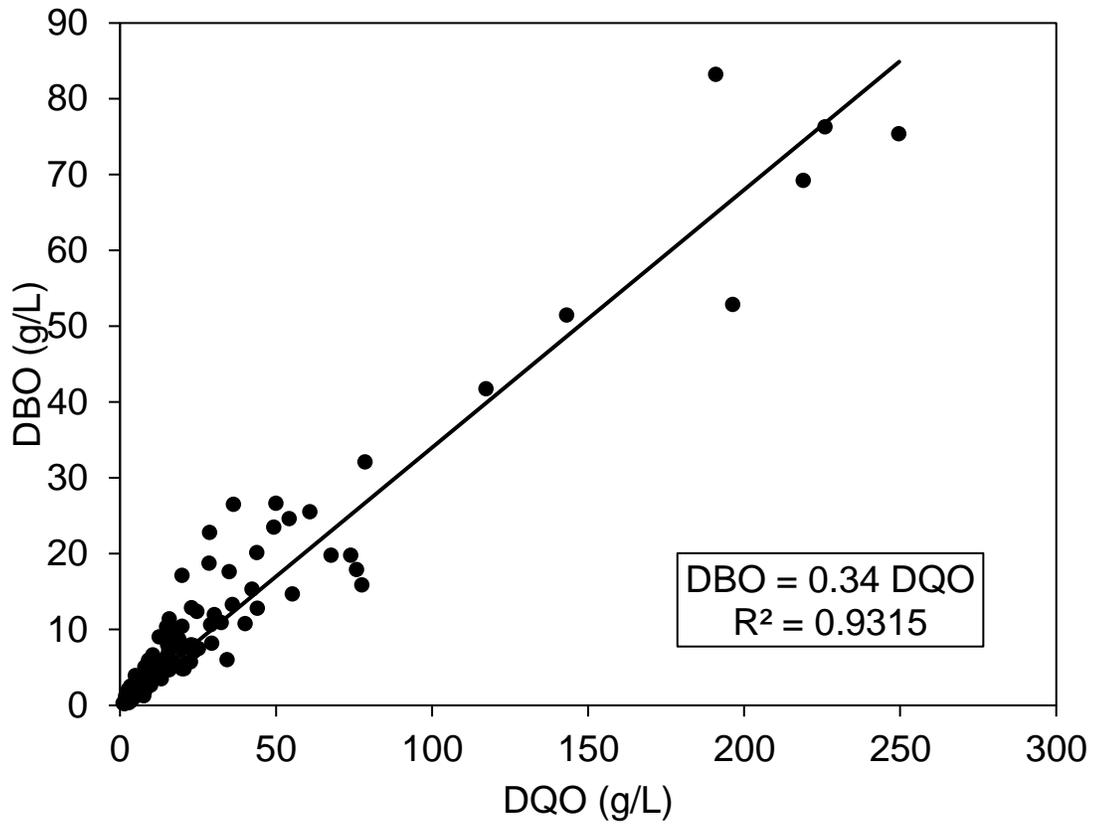


Figura 18. Relación DBO/DQO

Los valores de la relación de DBO/DQO se distribuye en forma normal con una media de 0.42 y desviación estándar de 0.13.

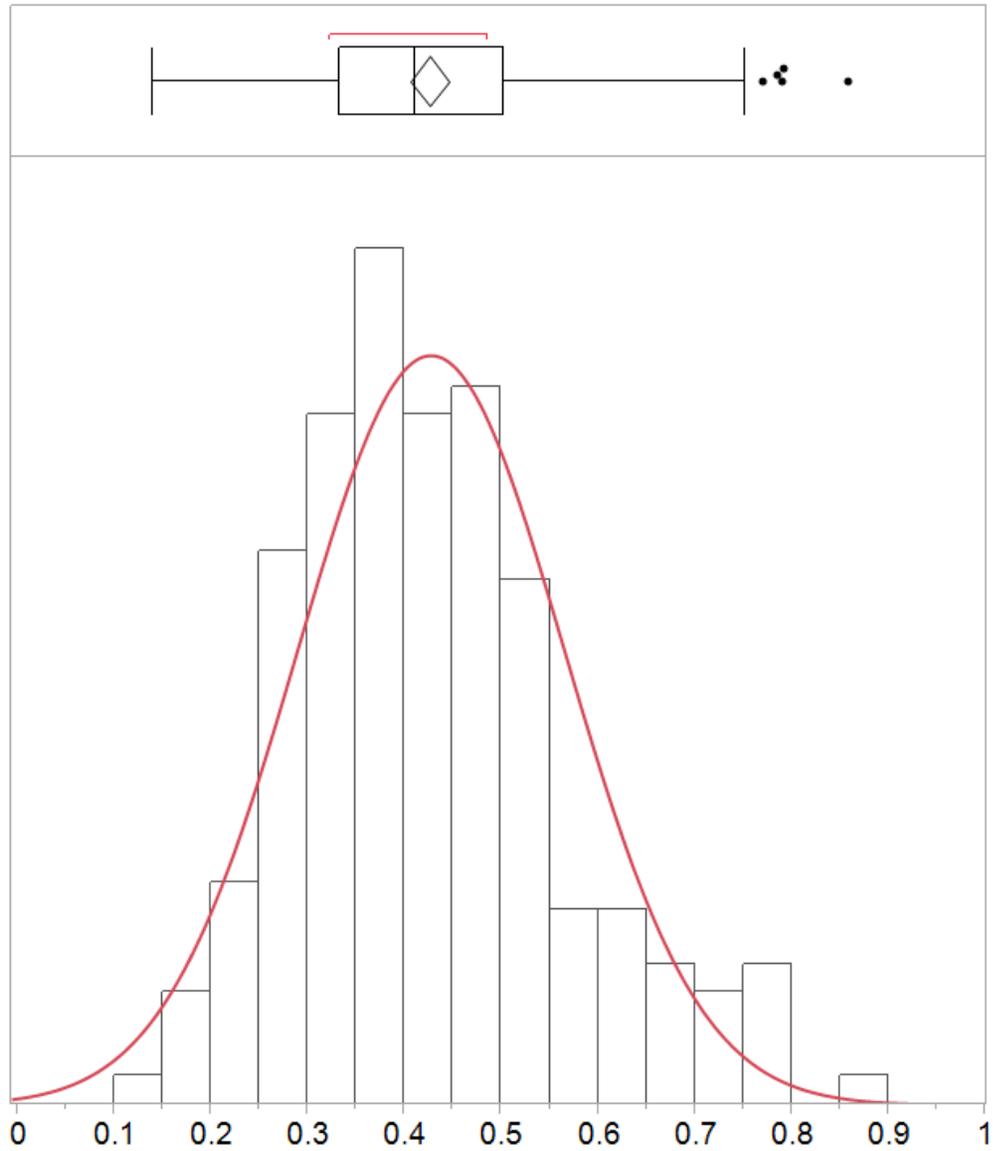


Figura 19. Histograma de frecuencias para la relación de DQO/DBO

Tabla 15 Resumen estadístico de la relación DBO/DQO

Media	0.42
Desviación estándar	0.13
Error estándar de la media	0.01

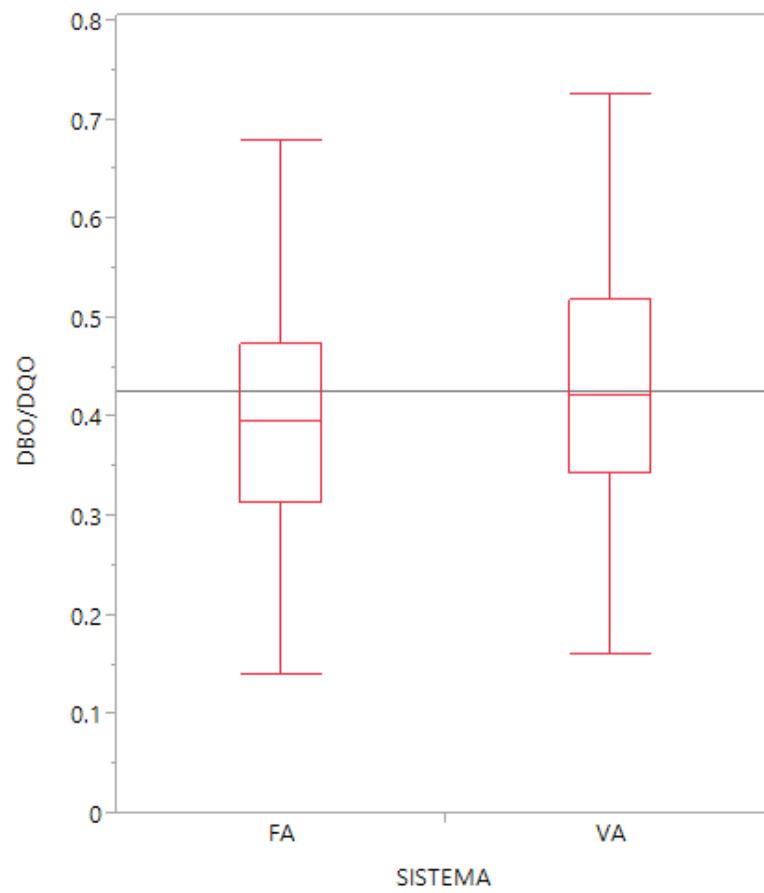


Figura 20. Diagrama de caja y bigote de la relación DBO/DQO por sistema

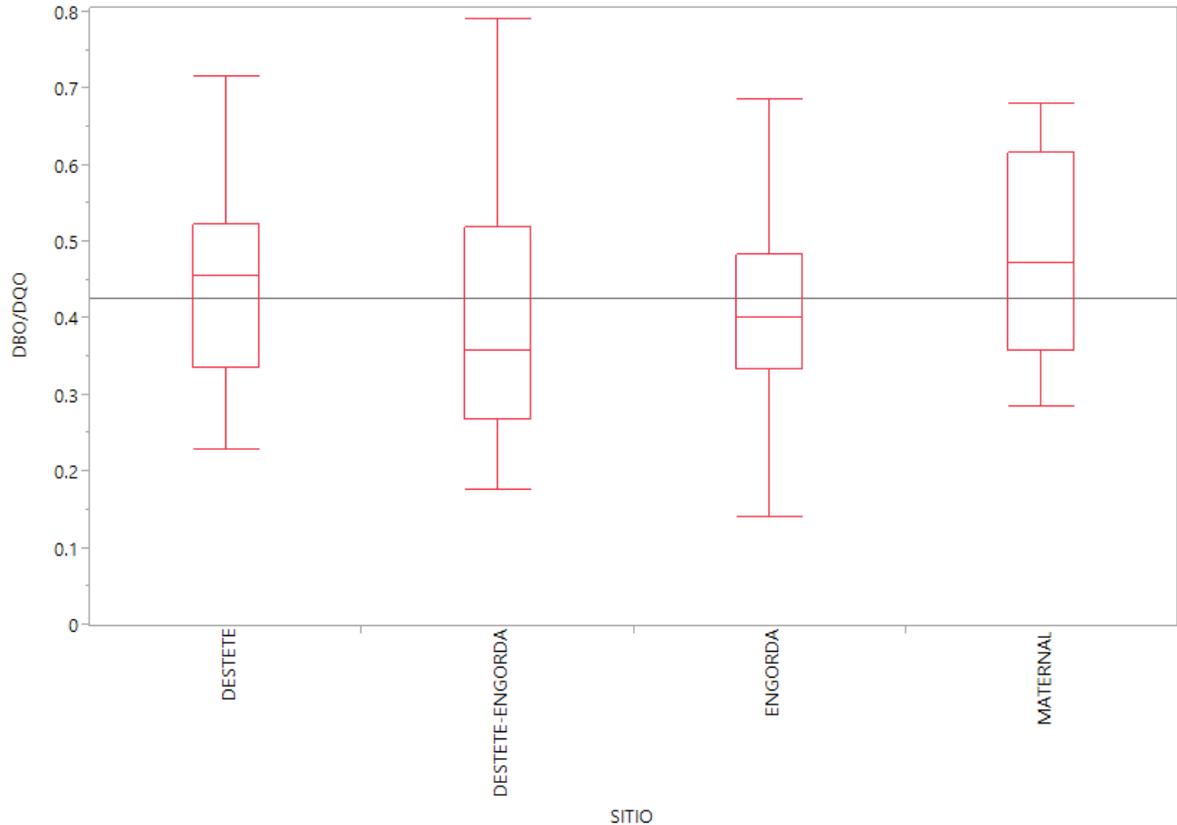


Figura 21. Diagrama de caja y bigote de la relación DBO/DQO por sitio

No hay diferencia significativa, ni el tipo de sistema, ni en el tipo de sitio, en la relación de DQO/DBO.

Si existe diferencia en la relación de DQO/DBO entre el sistema de descargas. El sistema de fosa anegada presenta una mayor relación de DQO que el de vaciado de agua.

4.5.-Análisis de SVT con ST

4.5.1.-Sólidos totales

El análisis de Sólidos Totales (ST) es importante porque estos constituyen toda la materia orgánica e inorgánica en los efluentes. Los valores de ST en los sitios de destete-engorda tienen la mayor variación y son significativamente diferentes a los demás tipos de sitios. El sitio de engorda obtuvo la menor variación de los datos con un valor de ST de 6400 ± 5488 mg/L.

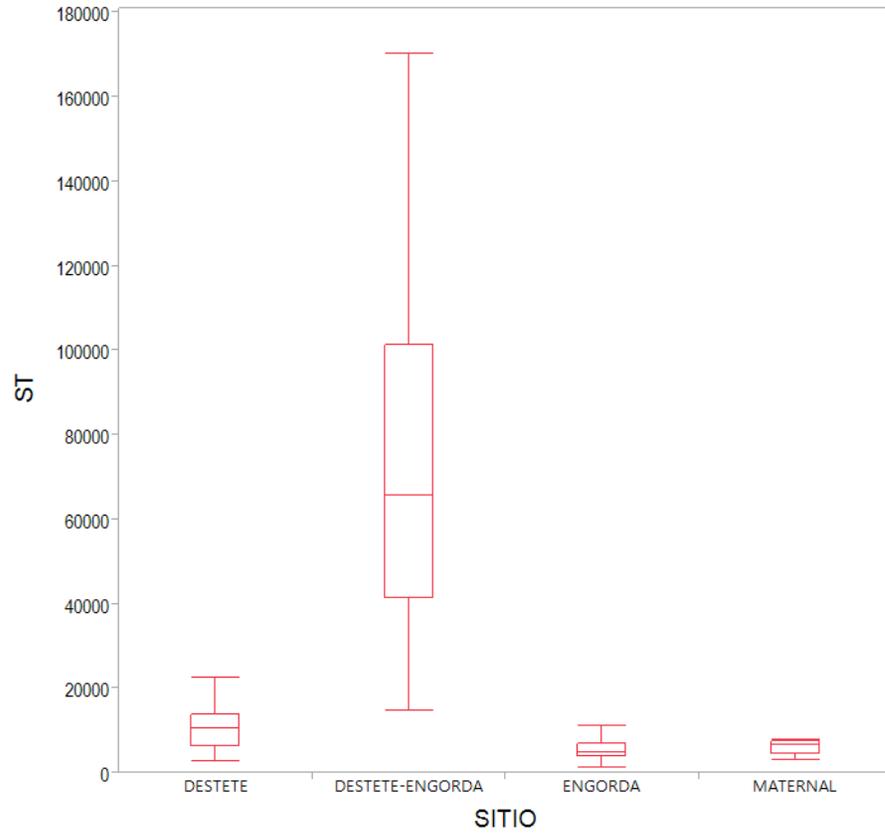


Figura 22. Diagrama de caja y bigotes de ST por sitio

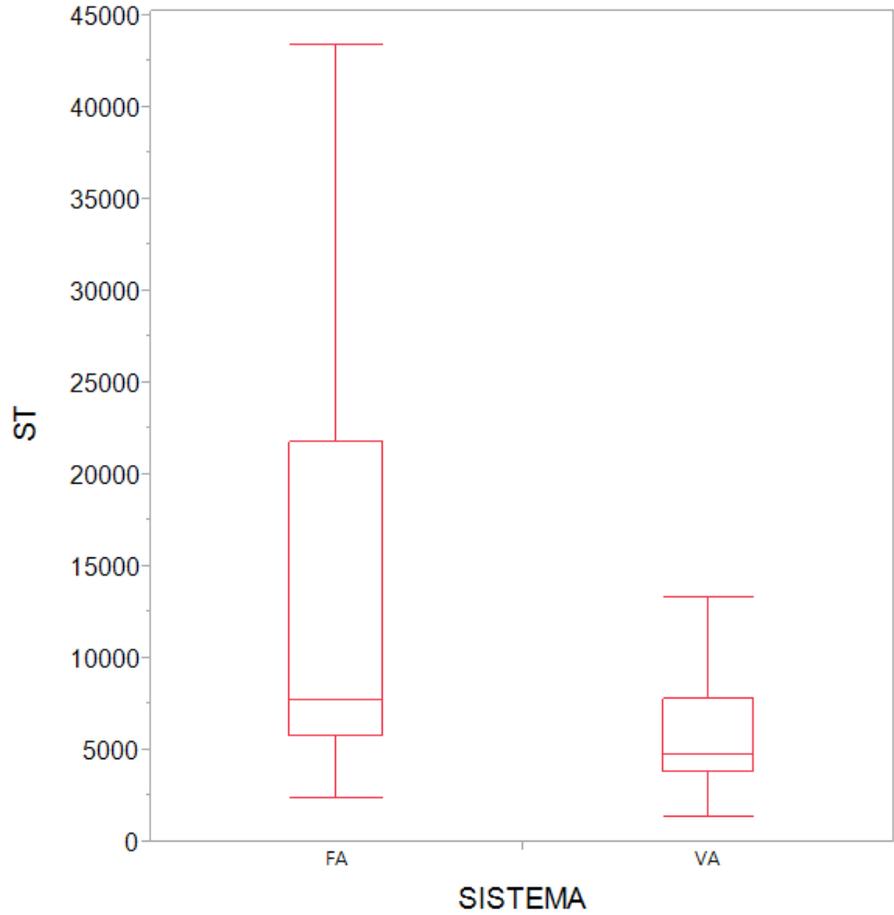


Figura 23. Diagrama de caja y bigotes de ST por sistemas

4.5.2.- Correlación de SVT con ST.

Se encontró una alta correlación lineal ($R^2 > 0.99$) entre los sólidos volátiles totales (SVT) con los sólidos totales (ST). Es decir, al aumentar el contenido de ST aumentan en forma proporcional a razón de 0.749 el contenido de SVT (Figura 25).

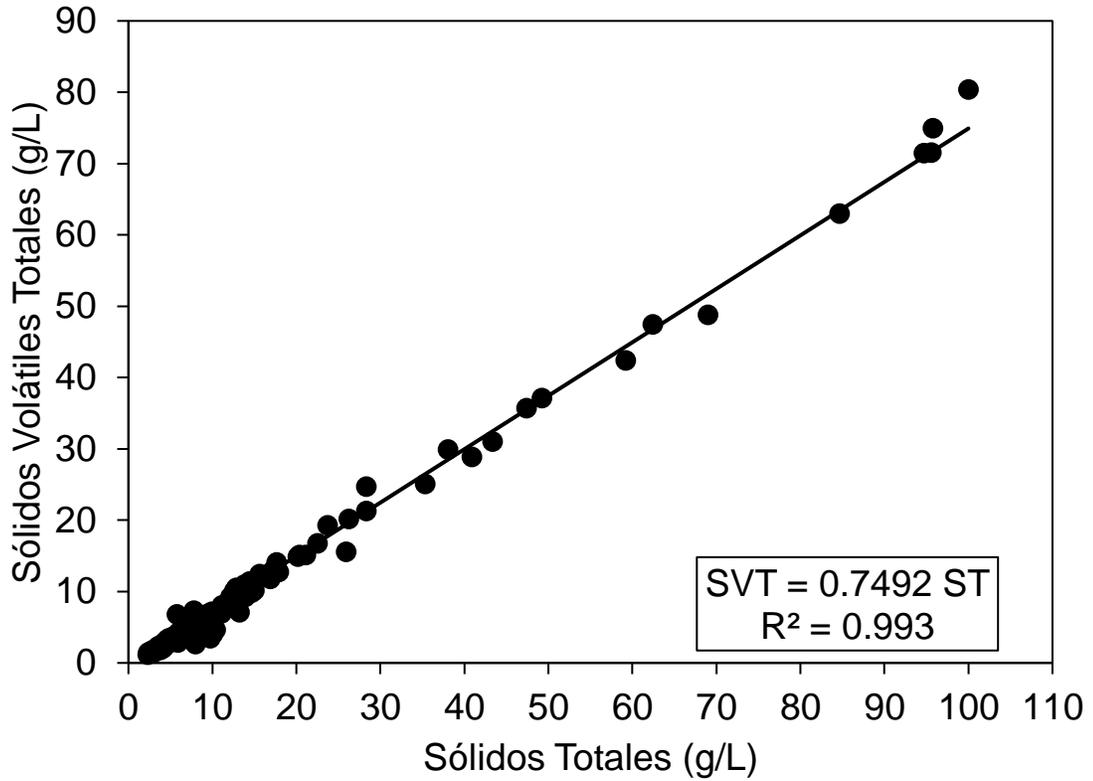


Figura 24. Correlación de SVT y ST

4.5.3.-Análisis de la Relación de SVT/ST

La relación de SVT/ST se distribuye en forma normal con una media de 65.8 ± 7.6 . como se muestra en la Figura 26.

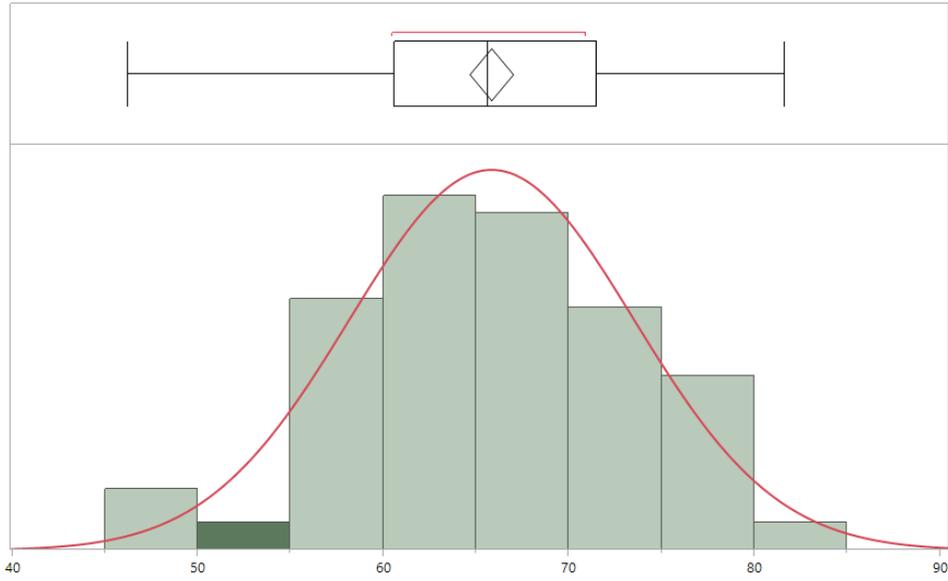


Figura 25. Histograma de frecuencias de relación SVT/ST

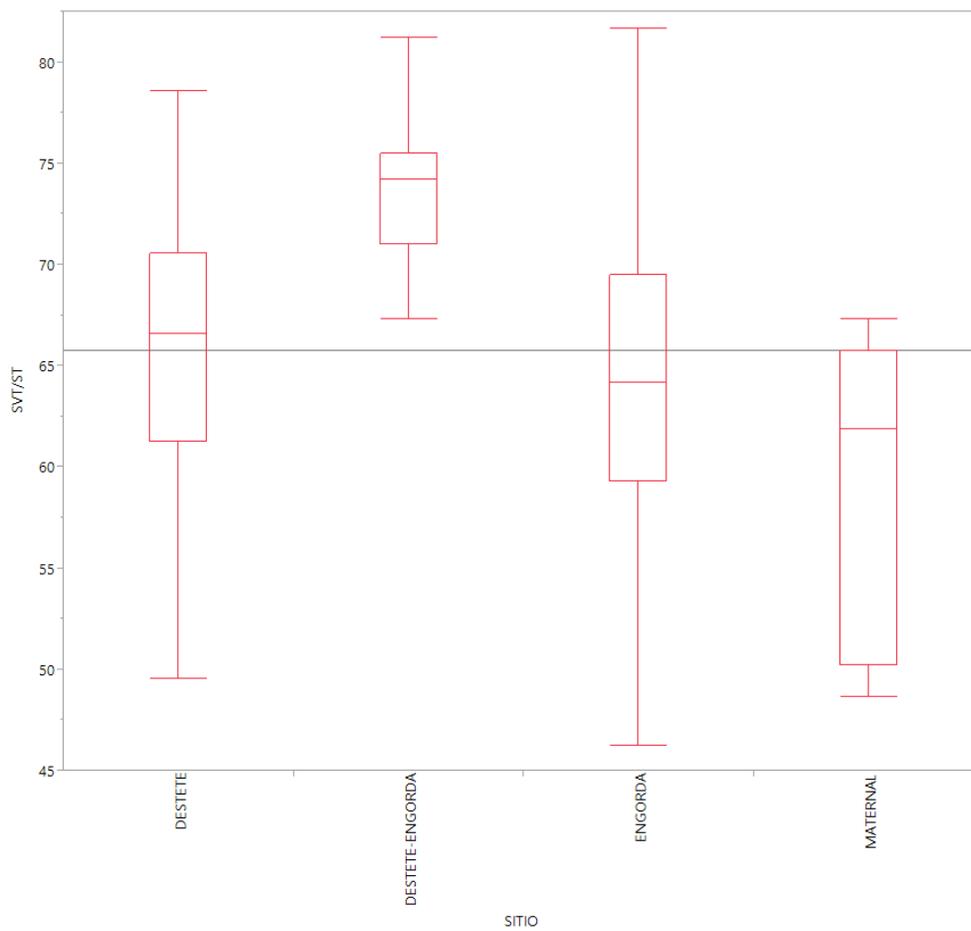


Figura 26. Diagrama de caja y bigote de relación SVT/ST por sitio

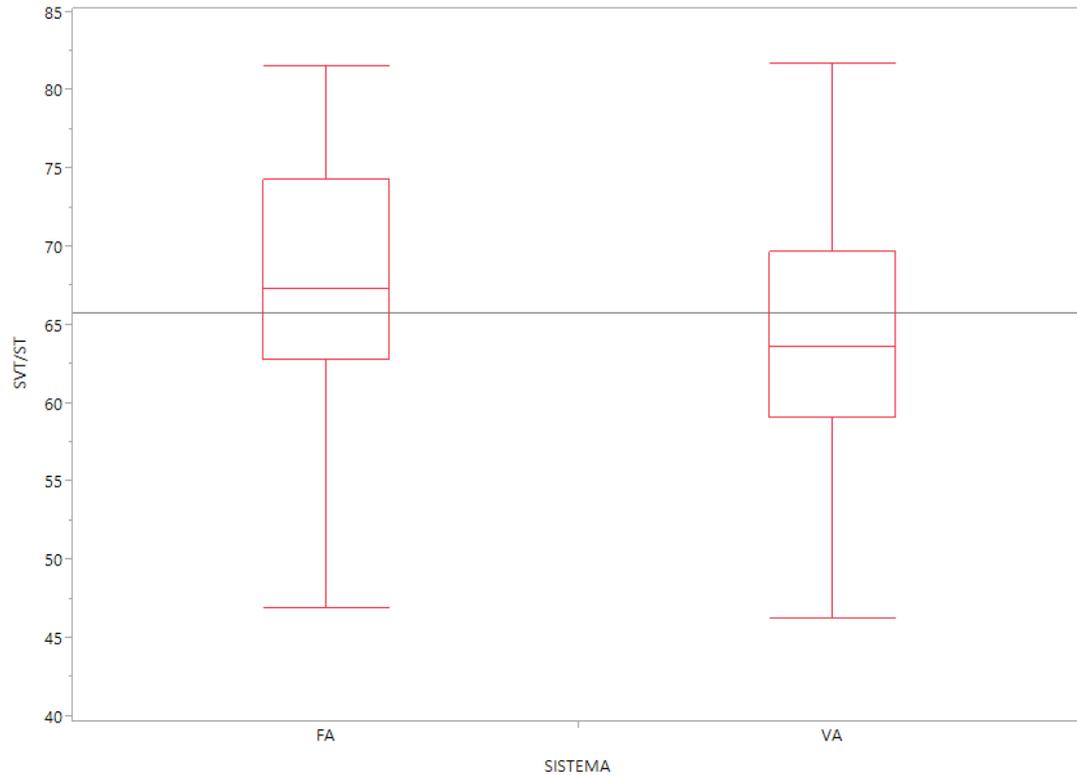


Figura 27. Diagrama de caja y bigotes de relación SVT/ST por sistema

Tabla 16. ANOVA para el tipo de sistema de limpieza de la relación de SVT/ST

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Media de los cuadrados	Razón F	Prob > F
SISTEMA	1	475.1004	475.100	8.4334	0.0042*
Error	168	9464.3302	56.335		
C. Total	169	9939.4306			

4.6.- Relación de SVT con la DQO

Se encontró una relación lineal entre los valores de sólidos volátiles totales y la DQO ($R^2 > 0.94$) con un coeficiente de proporcionalidad de 0.52.

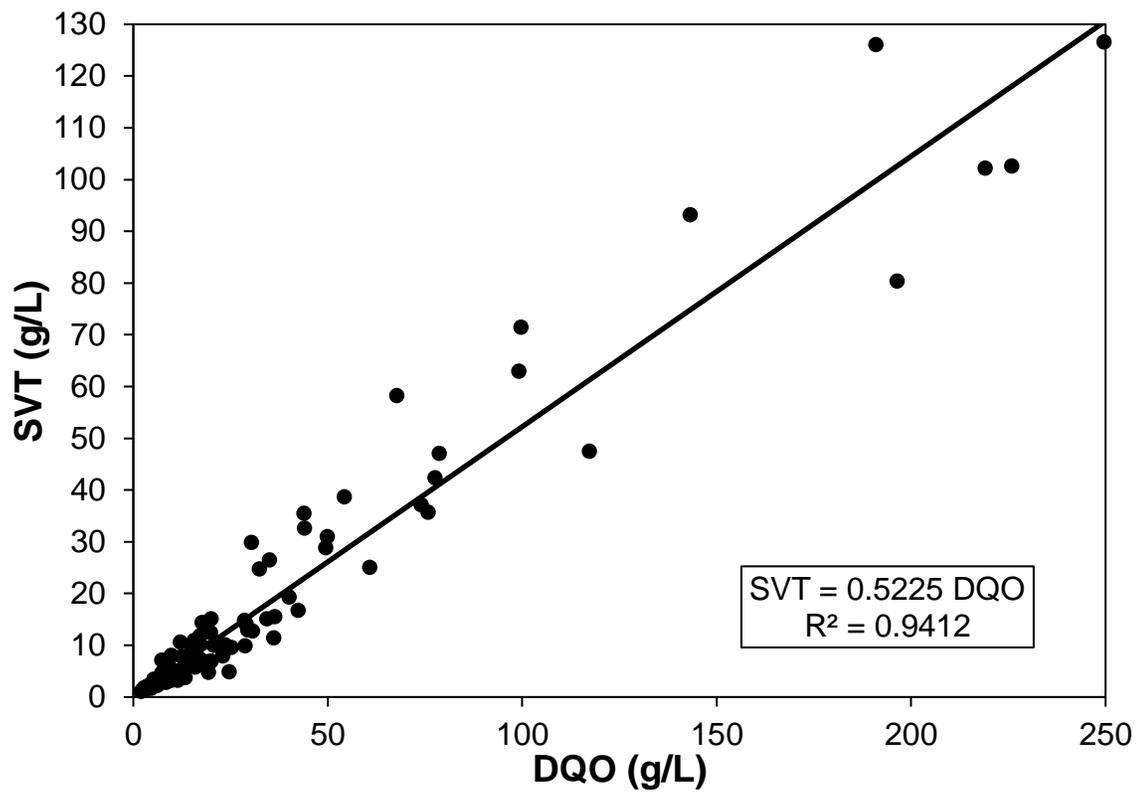


Figura 28. Diagrama de relación SVT/DQO

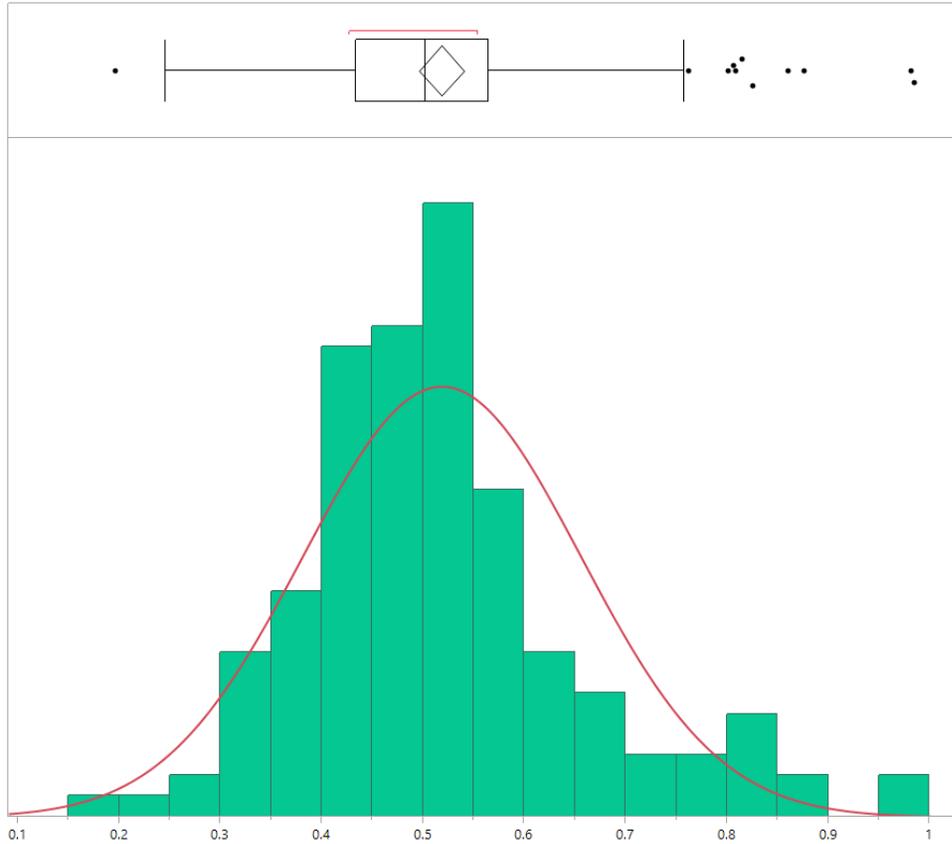


Figura 29. Histograma de frecuencias de la relación SVT/ DQO

Tabla 17. Resumen estadístico de la relación de SVT/DQO

Media	0.5180642
Desviación estándar	0.1370027
Error estándar de la media	0.0113775
Extremo superior del IC al 95% para la media	0.5405526
Extremo inferior del IC al 95% para la media	0.4955758

4.7.- Resultados Obtenidos de la Simulación en SuperPro Designer.

Dentro del programa se arrojan varios valores por cada equipo como lo es, entalpias, densidades, temperaturas entre otras que se reportaran en la sección de anexos sin embargo lo más importante es reportar los valores producidos por los reactores anaerobios, absorbedor, secado de lodos y condensador. Por lo que en las siguientes tablas se muestran dichos valores con sus unidades Ton/día.

Tabla 18. Productos de primer reactor anaerobio

Sección		
S-110		
Fuente	P-3/AD-101	
Destino	P-4/AD-102	
Componentes	Flujo (ton/día)	Porcentaje masa (%)
Ácido Acético	0.44863	0.8973
Ácido Valerico	0.02020	0.0405
Amonio	0.11482	0.2296
Biomasa	0.04895	0.0979
Butirato	0.04806	0.0961
Celulosa	1.34700	2.6940
Gelatina	0.25965	0.5193
Glicerol	0.02093	0.0419
Ácido Sulfhídrico	0.00082	0.0016
Metano	0.00285	0.0057
Ácido Oleico	0.19261	0.3852
Ácido Propiónico	0.08625	0.1045
Trioleina	0.08625	0.1725
Agua	47.35237	94.7055
Total	50	100%

Tabla 19. Producto gaseoso de segundo reactor anaerobio

Sección		
BIOGAS		
Fuente	P-4/AD-102	
Destino	P-10/C-101	
Componentes	Flujo (ton/día)	Porcentaje masa (%)
Dióxido de Carbono	1.04605	69.4277
Ácido Sulfhídrico	0.00106	0.0704
Hidrogeno	0.00001	0.0007
Metano	0.45483	30.1879
Agua	0.00472	0.3133
Total	1.507	100

Tabla 20. Producto del absorbedor para refinación de metano.

Sección	CH4	
Fuente	P-10/C-101	
Destino	Producto final	
Componentes	Flujo ton/día	Porcentaje masa (%)
Dióxido de Carbono	0.01046	2.2206
Acido Sulfhídrico	0.00105	0.2228
Hidrogeno	0.00001	0.0023
Metano	0.45483	96.5524
Ácido Sulfhídrico	0.00472	1.0020
Total	0.471	100 %

Tabla 21. Producto acuoso de segundo reactor anaerobio

Sección	DIGESTATO	
Fuente	P-4/AD-102	
Destino	P-12/SLDR-101	
Componentes	Flujo (ton/día)	Porcentaje masa (%)
Ácido Acético	0.10843	0.2236
Ácido Valerico	0.00897	0.0185
Amonio	0.11109	0.2291
Biomasa	0.25508	0.5260
Butirato	0.09664	0.1993
Celulosa	0.40410	0.8333
Gelatina	0.07790	0.1606
Glicerol	0.00816	0.0168
Hidrogeno	0.00004	0.0001
Ácido Oleico	0.07512	0.1549
Ácido Propiónico	0.12362	0.2549
trioleina	0.02588	0.0534
Agua	47.19851	97.3295
Total	48.484	100 %

Tabla 22. Producto con 20% solido

Sección	BIOFERTILIZANTE	
Fuente	P-12/SLDR-101	
Destino	Producto final.	
Componentes	Flujo (ton/día)	Porcentaje masa (%)
Ácido Acético	0.10843	1.6745
Ácido Valerico	0.00897	0.1386
Amonio	0.11109	1.7157
Biomasa	0.25508	3.9393
Butirato	0.09664	1.4925
Celulosa	0.40410	6.2408
Gelatina	0.07790	1.2030
Glicerol	0.00816	0.1261
Hidrogeno	0.00004	0.0007
Ácido Oleico	0.07512	1.1601
Ácido Propiónico	0.12362	1.9092
Trioleina	0.02588	0.3996
Agua	5.18012	80
Total	6.475	100 %

Tabla 23. Producto de condensación para obtener agua tratada.

Sección	W liq	
Fuente	P-12/SLDR-101	
Destino	Producto final	
Componentes	Flujo (ton/día)	Porcentaje masa (%)
Agua	42.01839	100
Total	42.01839	100

V.- CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1.-Conclusiones

Como objetivo general logramos alcanzar una proyección de lo que se produce de biogás y biofertilizante en un biodigestor anaerobio a partir de una carga orgánica de 50 toneladas con un porcentaje de 95% de agua y 5% sólidos. Pasando por un anaerobio se alcanzan valores teóricos de 1.17 toneladas de biogás, 5 toneladas de biofertilizante y 44 de agua tratada.

Se realizó un acumulado estadístico un total de 220 datos fisicoquímicos de distintos efluentes pecuarios donde se logró separar los datos por sus diferentes tipos de limpieza y distintos tipos de crianza además se obtuvo mediante la estadística valores promedios de los principales factores fisicoquímicos para lograr obtener lo que son relaciones objetivas y funcionales que nos ayudaran a futuros análisis.

En el programa de cálculo en base a parámetros fisicoquímicos y con complementos como son Excel y JMP se logró una importante relación la cual nos ayuda y facilita a la interpretación a futuros estudios que se lleguen a realizar pues con la relación de $\frac{SVT}{ST} = 0.749 \frac{Kg\ SVT}{Kg\ ST}$ se obtiene mediante un balance de materia donde de los Sólidos Totales el 74.9% son Sólidos Volátiles esto se obtuvo mediante gráficos de relaciones entre SVT y ST. Del total de los sólidos que se introducen en un biodigestor solo el aproximado de 75% se puede convertir a biogás y el otro restante se generan residuos como lo es el biofertilizante.

El objetivo más importante es el uso de la simulación del proceso de la digestión anaerobia, todo esto se logró dentro del programa SuperPro Designer donde se implementa y procesa la carga orgánica mediante distintos equipos desde tanques de recepción, hidrolisis hasta reactores anaerobios simples de primeras generaciones y otras operaciones unitarias para lograr simular un reactor híbrido. Dentro de la simulación nos arrojan valores similares a lo que los cálculos nos arrojan, por lo que se llega a una conclusión que si existe una proyección y es confiable para poder proyectar lo que se genera de biogás y biofertilizante para distintas cantidades de efluentes.

5.2.- Recomendaciones

Al tener buenos resultados que previamente se esperaban es importante implementar este sistema de biodigestor en ausencia de oxígeno en las principales granjas porcícolas e incrementar el área hacia otro tipo de granjas pues los problemas de contaminación existen en cada una de estas, sin embargo, se hace un estudio previamente para lograr el alcance del proyecto.

Los estudios realizados en el presente trabajo fueron de distintas granjas porcinas dentro del país y de diferentes empresas, se recomienda seguir estudiando este tipo de granjas con más análisis por consiguiente se obtendrían una cantidad mayor de datos y una comprobación del presente trabajo.

De igual manera se implementarán estudios con el digestor en funcionamiento para tener una base de datos reales con problemas reales y así poder seguir mejorando el proceso cambiando parámetros como pH, temperatura entre otros, que son determinantes para la digestión anaerobia.

Este es un trabajo realizado como precursor para que se siga estudiando y mejorando lo que es la generación de biogás y biofertilizante pues estos son muy aprovechables económicamente en la industria ya sea para reutilizarlo en el proceso o comercialarlo.

VI.- BIBLIOGRAFIA

Carabias Julia, Secretaria de Medio Ambiente, R. N. y P. (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNANT-1996, 133.

Deublein, D., & Steinhauser, A. (2010). *Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction, Second Edition. Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction, Second Edition* (Vol. 104). <https://doi.org/10.1002/9783527632794>

Estados Unidos Mexicanos, S. de economía. (2015). Análisis De Agua - Medición De Sólidos Y Sales Disueltas En Aguas Naturales , Residuales Y Residuales Tratadas – Método De Prueba. *Diario Oficial de La Federación*, 16. Retrieved from <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166146/nmx-aa-034-scfi-2015.pdf>

FIRA. (2017). Mercado Nacional Fuente: Porcimex con datos de la SAGARPA-siap, 35. [https://doi.org/10.1016/S0010-9452\(83\)80016-1](https://doi.org/10.1016/S0010-9452(83)80016-1)

Hamburg, G. (2010). Procesos Aerobios, 39(55), 7360.

hanna Instruments. (n.d.). pH en Tratamiento de Aguas Residuales. Retrieved from https://www.hannachile.com/sites/default/files/blog/archivos/2018/02/ph_en_riles.pdf

Hernández, J. E., Ramírez, B. L., Cabral, C. B., & Morgan-Sagastume, J. M. (2017). *Guía técnica para el manejo y aprovechamiento de biogás en plantas de tratamiento de aguas residuales.*

Hernández, J., Ramírez, B., Gomes, C., & Morgan-Sagastume, J. (2017). Guía técnica para el manejo y aprovechamiento de biogás en plantas de tratamiento de aguas residuales. *GIZ México, Dirección General de Energías Limpias (SENER), 1er Edicio*(Julio).

- Lee, C., Kim, J., Shin, S. G., & Hwang, S. (2008). Monitoring bacterial and archaeal community shifts in a mesophilic anaerobic batch reactor treating a high-strength organic wastewater. *FEMS Microbiology Ecology*, 65(3), 544–554. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2008.00530.x>
- Lim, J. G. (2013). Tratamiento De Aguas Residuales , ¿ Problema O Recurso ? *Los Lodos de Las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, ¿problema o Recurso?*
- Marín, R. (2012). Procesos fisicoquímicos en depuración de aguas, 339.
- Mariscal, G. (2014). Métodos Para La Producción Porcina Y Manejo del Estiercol. *BM Editores*, 1–3. Retrieved from www.produccion-animal.com.ar
- Martinez-lozano, M. (2015). Petróleo y Gas vs Energías Renovables Oportunidades y Complemento, (May).
- Merino, L. (2003). LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS DE PEQUEÑAS POBLACIONES MEDIANTE INFILTRACIÓN DIRECTA EN EL TERRENO FUNDAMENTOS Y CASOS PRÁCTICOS. Retrieved from http://aguas.igme.es/igme/publica/depuracion_aresidual/indice.htm
- Morgan, J., & López, J. (n.d.). EVALUACIÓN DE OPCIONES TECNOLÓGICAS PARA EL TRATAMIENTO INTEGRAL DE AGUAS RESIDUALES PARA EL SECTOR PECUARIO EN MÉXICO.
- Ortiz, M., Ortiz, R., & Gomez, G. (2017). REPORTE DE INTELIGENCIA TECNOLÓGICA. *INSTITUTO MEXICANO DEL PETROLEO*.
- PÉREZ CORTÉS, Y., & VILLEGAS PEÑA, O. (2004). Diseño Teorico De Un Reactor Hibrido, Mediante Sistemas No Convencionales Para El Tratamiento De Las Aguas Residuales, 141.
- Rivas, O., Faith, M., & Guillén, R. (2010). Biodigestores : factores químicos , físicos y biológicos relacionados con su productividad. *Tecnología En Marcha*, 23(1), 39–46.
- SENER. (2013). Prospectiva del sectro electrico 2013-2027. Retrieved from https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/62949/Prospectiva_del_Sector_El_ctrico_2013-2027.pdf
- State of Michigan. (n.d.). Department of Environmental Quality ACTIVATED SLUDGE PROCESS CONTROL TRAINING MANUAL FOR WASTEWATER. <https://doi.org/10.1016/j.jfma.2011.08.020>
- Varnero, M., Zurita, A., Aguirre, R., Villanueva, E., Boy, M., & Liñan, J. (2011). Manual de Biogas. *FAO 2011*, (Chile).
- Yu, L., & Wensel, P. C. (2013). Mathematical Modeling in Anaerobic Digestion (AD). *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, s4. <https://doi.org/10.4172/2155-6199.S4-003>

VII.- APENDICES Y ANEXOS

Entrada= agua residual $Q = 50 \frac{m^3}{DIA}$

Salida = Biogás + Biofertilizante + Agua tratada

Datos:

Balance de masa para un flujo de $Q = 50 \frac{M^3}{DIA} = 50 \frac{TON}{DIA} = 50\,000 \frac{KG}{DIA}$

Para un total de 5% de ST

$$ST = 5\%$$

$$ST = 0.05 \times 50 \frac{TON}{DIA} = 2.5 \frac{TON ST}{DIA} = 2500 \frac{KG ST}{DIA}$$

Y un total de 74.9% SVT

$$SVT = 0.749 \frac{KG SVT}{KG ST} \times 2500 \frac{KG ST}{DIA} = 1872.5 \frac{KG SVT}{DIA}$$

Para Biogás

$$Biogas = 0.49 \frac{M^3}{KG SVT} \times 1872.5 \frac{KG SVT}{DIA} = 917.525 \frac{M^3}{DIA} = 38.23 \frac{M^3}{Hr}$$

Par obtener nuestro balance en masa de biogás con una densidad de $\rho =$

$$1.16 \frac{KG BIOGAS}{M^3}$$

$$917.525 \frac{M^3}{DIA} \times 1.16 \frac{KG BIOGAS}{M^3} = 1064.329 \frac{KG BIOGAS}{DIA} = 1.06 \frac{TON}{DIA}$$

Para obtener el balance de masa de biofertilizante tenemos que

$$BIOFERTILIZANTE = 0.285 ST + 0.51 SVT$$

$$BIOFERTILIZANTE DE ST = 0.28 \times 2500 \frac{KS ST}{DIA} = 700 \frac{KG ST}{DIA}$$

$$\text{BIOFERTILIZANTE DE SV} = 0.51 \times 1872.5 \frac{\text{KG SVT}}{\text{DIA}} = 954.975 \frac{\text{KG SVT}}{\text{DIA}}$$

$$\text{BIOFERTILIZANTE SOLIDO} = 700 \text{ KG ST} + 954.97 \text{ KG SVT} = 1654.97 \frac{\text{KG BIOF}}{\text{DIA}}$$

$$\begin{aligned} \text{BIOFERTILIZANTE SOLIDO} &= 1654.97 \frac{\text{KG BIOF}}{\text{DIA}} \times \frac{80\%}{20\%} = 6619.88 \frac{\text{KG BIOF}}{\text{DIA}} \\ &= 6.61 \frac{\text{TON BIOF}}{\text{DIA}} + 1.65 \frac{\text{TON BIOF}}{\text{DIA}} = \mathbf{8.26 \text{ TON BIOF}} \end{aligned}$$

Para el balance de agua tratada

$$50 \frac{\text{TON}}{\text{DIA}} - 8.26 \frac{\text{TON BIOF}}{\text{DIA}} - 1.06 \frac{\text{TON BIOGAS}}{\text{DIA}} = \mathbf{40.68 \frac{\text{TON AGUA}}{\text{DIA}}}$$