



ESCUELA SUPERIOR POLITECNICA DEL LITORAL

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMATICAS

DEPARTAMENTO DE CIENCIAS QUIMICAS Y AMBIENTALES

**PROYECTO DE MATERIA INTEGRADORA DE INGENIERIA
QUIMICA**

**“Diseño de una planta de tratamiento de lodos activados y desarrollo
experimental de una de sus etapas preliminares.”**

PREVIO A LA OBTENCION DEL TITULO DE:

INGENIERO QUIMICO

PRESENTADO POR:

Luis Antonio Vaca Salazar

Guayaquil – Ecuador

2016

AGRADECIMIENTO

Agradezco a Dios por darme la vida, la salud y la oportunidad de haber cumplido con esta meta; a mis padres, a mi hermano, y a mi familia por apoyarme en todo momento, por ser un ejemplo de lucha para mí, a pesar de los instantes difíciles por los que he pasado.

A la Dra. María de Lourdes Mendoza, por compartir sus conocimientos, su paciencia y su valioso tiempo para la realización de este proyecto.

A mis profesores, por sus enseñanzas y consejos impartidos durante la carrera.

A mis amigos por estar conmigo todo este tiempo de preparación académica y a mis alumnos de ayudantía, por haberme permitido compartir los conocimientos adquiridos a lo largo de la carrera.

DEDICATORIA

A Dios, a mis padres y familia por permitirme culminar esta etapa llena de bendiciones y éxitos.

A mi directora de tesis, Dra. María de Lourdes Mendoza, por el apoyo, guía y enseñanzas y su valiosísimo tiempo a lo largo de la carrera y durante la realización de este proyecto.

TRIBUNAL DE GRADUACION

PhD. María de Lourdes Mendoza Solórzano
Directora de Tesis

PhD. Luis Domínguez Granda
Miembro del Tribunal

Master. Pablo Tejada Hinojosa
Miembro del Tribunal

DECLARACIÓN EXPRESA:

"La responsabilidad del contenido de esta Tesis de Grado, me corresponde exclusivamente; y el patrimonio intelectual de la misma a la Escuela Superior Politécnica del Litoral".

Art. 12 Reglamento de Graduación de la ESPOL

Luis Antonio Vaca Salazar

ABREVIATURAS

DQO	Demanda Química de Oxígeno
pH	Potencial hidrogeno
°C	Temperatura en grados Celsius
°F	Temperatura en grados Fahrenheit
AGV	Acido grasos volátiles
ST	Solidos totales
SVT	Solidos totales volátiles
SFT	Solidos totales fijos
SST	Solidos suspendidos totales
SSV	Solidos suspendidos volátiles
SSF	Solidos suspendidos fijos
mmHg	Milímetros de mercurio
F/M	Relación alimento / microorganismo

TABLA DE CONTENIDO

CAPÍTULO 1	1
INTRODUCCIÓN	1
2.1. Antecedentes:.....	1
2.1. Objetivos:	2
2..1. Objetivo General:	2
2..2. Objetivos Específicos:	3
2.1. Justificación:	3
CAPÍTULO 2	6
MARCO TEÓRICO	6
2.1. Aguas residuales.	6
2.2. Tipos de tratamiento:	7
2.3. Generación de lodos activados	10
2.4. Tratamiento de lodos activados	14
2.4.1. Concentración:.....	16
2.4.2. Estabilización:	19
2.4.3. Acondicionamiento.....	38
2.4.4. Deshidratación:.....	41
2.4.5. Secado:.....	49
2.4.6. Disposición final:.....	51
CAPITULO III	54
CÁLCULOS DE DISEÑO.....	54
3.1 Generalidades:	54
3.1.1 Caracterización de lodos activados:.....	57
3.2 Variables de entrada:.....	58
3.2.1. Caudales óptimos de entradas de lodos:	59
3.3 Dimensionamiento de sistemas por etapas:.....	59
3.4 Dimensionamiento de los sistemas de concentración:	61
3.5 Dimensionamiento de digestores anaeróbicos:	62
3.6 Balance de materia y energía para los digestores:	67
3.7 Sistemas de deshidratación por camas de secado:	69

3.8	Almacenamiento y disposición final:.....	69
CAPITULO IV		74
REALIZACIÓN DE PRUEBAS EXPERIMENTALES A ESCALA DE LABORATORIO		74
4.1	Definición de las áreas del proceso sujetas a verificación experimental	74
4.2	Plan de muestreo:.....	74
4.3	Metodología experimental de las etapas preliminares:	75
4.4	Toma de Datos en campo:	78
4.5	Análisis de muestras en etapas preliminares:	80
	Resultados:	82
4.6	Análisis de Resultados:	96
CAPÍTULO V		104
PROPUESTA DEL DISEÑO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE LODOS ACTIVOS Y SU COSTOS DE CONSTRUCCIÓN.....		104
5.1	Cálculos del Diseño propuesto para la planta:	104
5.2	Análisis de costos:	114
5.2.1	Costos de inversión:.....	114
5.2.2	Costos de operación:	115
5.3	Costo total.....	116
CAPÍTULO VI		117
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES		117
6.1	Observaciones:.....	117
6.2	Conclusiones:.....	118
6.3	Recomendaciones:	119
BIBLIOGRAFÍA:		121
ANEXOS.....		124
Anexo 1: Memoria fotográfica de la instalación de los sistemas de digestión anaeróbica con sus adaptaciones para la colecta de biogás.....		124
Anexo 2: Tabla referencial de los métodos estandarizados aplicados en los análisis fisicoquímicos de los lodos		126

ÍNDICE DE FIGURAS Y GRAFICOS

Figura 2.1 Descargas de agua residual anuales en China.....	7
Figura 2.2 Diferencias entre digestión aeróbica y anaeróbica.....	9
Figura 2.3 Fuentes y tipos de solidos generados en PTAR.....	10
Figura 2.4: Etapas y funciones del tratamiento de lodos activados.....	15
Figura 2.5: Sección transversal de un tanque de concentración por gravedad.....	17
Figura 2.6: Sección transversal de un sistema DAF de tipo rectangular.....	18
Figura 2.7: Sección transversal de un concentrador centrifugo solid bowl.....	19
Figura 2.8: Vista transversal de un digestor aerobio tipo continuo y batch.....	24
Figura 2.9: Esquema del proceso microbiológico de la digestión anaerobia.....	25
Figura 2.10: Tipos de techo para digestores anaeróbicos: a) flotante, b) fijo, c) membranas.....	33
Figura 2.11: Limites de explosividad para el biogás.....	34
Figura 2.12: Diseños típicos de digestores anaeróbicos.....	35
Figura 2.13: Tipos de mezclado en los digestores. a) Gas presurizado, b) recirculación por bombas, c) agitación mecánica.....	36
Figura 2.14: Digestión anaerobia en sistema de dos etapas.....	36
Figura 2.15: Deshidratador centrifugo a) a contracorriente, b) concurrente.....	43
Figura 2.16: Centrifuga tipo canasta.....	44
Figura 2.17: Esquema de un filtro a presión con diafragma.....	46
Figura 2.18: Esquema de filtro al vacío.....	47
Figura 2.19: Distribución de las diferentes capas en una cama de secado.....	49
Figura 3.1 Esquema del tratamiento de lodos propuesto.....	60
Tabla 3.4 Datos de diseño de digestores anaerobios según la norma de los 10 estados.....	63
Figura 3.2 Destrucción de materia volátil vs tiempo de retención.....	64
Figura 3.3 Esquema del tratamiento de lodos propuesto.....	64
Figura 3.4 Capacidad del digestor, según el rango de temperatura.....	66
Figura 3.5 Esquema del balance de materia y energia para digestores anaerobios.....	68
Figura 3.6 Esquema de un almacenamiento convencional y simple de biosolidos.....	73
Grafico 4.1 Produccion de biogas vs tiempo para la primera carga del Sistema S1.....	83
Grafico 4.2 Produccion de biogas vs tiempo para la segunda carga del Sistema S1.....	84
Grafico 4.3 Produccion de biogas vs tiempo para la tercera carga del Sistema S1.....	85
Grafico 4.4 Seguimiento de la produccion de biogas vs tiempo para la tercera carga del Sistema S1.....	87
Grafico 4.5 Produccion de biogas vs tiempo para la primera carga del Sistema S2.....	88

Grafico 4.6 Produccion de biogas vs tiempo para la segunda carga del Sistema S2.....	89
Grafico 4.7 Produccion de biogas vs tiempo para la tercera carga del Sistema S2.....	90
Grafico 4.8 Seguimiento de la produccion de biogas vs composicion de la alimentacion.	92
Figura 5.1 Esquema del diseño de la planta de tratamiento de lodos.	104
Figura 5.2 Transformación de los lodos en cada etapa.	105
Figura 5.3 Esquema de la planta de tratamiento de lodos activos por etapas.	105
Figura 5.3 Diseño del concentrador de lodos por gravedad.	108
Figura 5.3 Diseño del digestor anaeróbico de baja carga.	111
Figura 5.4 Diseño de una cama de secado sección transversal.	113

ÍNDICE DE TABLAS

<u>Tabla 2.1 Composición de lodos activados.</u>	12
<u>Tabla 2.2 Características termo-físicas de lodos.</u>	13
<u>Tabla 2.3 Niveles de bacterias y microorganismos típicos de lodos activos.</u>	14
<u>Tabla 2.4 Concentración de sustancias inhibitoras en un proceso anaerobio.</u>	22
<u>Tabla 2.5 Concentración de sustancias inhibitoras en un proceso anaerobio.</u>	30
<u>Tabla 2.6 Composición típica del biogás obtenido mediante digestión anaerobia.</u>	31
<u>Tabla 2.7: Porcentajes de químicos dosificados para acondicionamiento.</u>	40
<u>Tabla 2.8 Manejo de lodos activados en diferentes países.</u>	53
<u>Tabla 3.1 Composición de sustancias no volátiles en la cerveza.</u>	55
<u>Tabla 3.2 Composición Química de la fracción hidrosoluble de un extracto de pulpa de café.</u>	56
<u>Tabla 3.3 Criterios de diseño para concentradores centrífugos.</u>	62
<u>Tabla 3.4 Datos de diseño de digestores anaerobios según la norma de los 10 estados.</u>	63
<u>Tabla 3.5 Valores de conductividad térmica de materiales.</u>	67
<u>Tabla 3.6 Criterios de diseño para las camas de secado convencionales.</u>	69
<u>Tabla 3.7 Aplicación de biosólidos al suelo según la pendiente.</u>	70
<u>Tabla 3.8 Límites de metales pesados en suelos.</u>	72
<u>Tabla 4.1: Composición de cada sistema de digestión anaerobia</u>	78
<u>Tabla 4.2: Tiempos de retención para sistema de digestión con su respectiva carga de lodos activados.</u>	80
<u>Tabla 4.3 Parámetros fisicoquímicos iniciales de la biomasa.</u>	81
<u>Tabla 4.4 Parámetros fisicoquímicos iniciales de lodos activos para S1, S2, S5 y S6.</u>	81
<u>Tabla 4.5 Parámetros fisicoquímicos iniciales de lodos activos para S3 y S4.</u>	82
<u>Tabla 4.6: Producción de Biogás neta en S1 para una carga inicial de 300 ml de lodo activado</u>	83
<u>Tabla 4.7: Producción de Biogás neta en S1 para una segunda carga de 300 ml de lodo activado</u>	84
<u>Tabla 4.8: Producción de Biogás neta en S1 para una carga de 500 ml de lodo activado.</u>	85
<u>Tabla 4.9: Seguimiento de la Producción de Biogás neta en S1 para una carga de 500 mL de lodo activado.</u>	86
<u>Tabla 4.10: Producción de Biogás neta en S2 para una carga de 100 ml de lodo activado</u>	87
<u>Tabla 4.11: Producción de Biogás neta en S2 para una carga de 200 ml de lodo activado</u>	89
<u>Tabla 4.12: Producción de Biogás neta en S2 para una carga de 100 ml de lodo activado</u>	90
<u>Tabla 4.13: Seguimiento de la Producción de Biogás neta en S2 para una carga de 500 mL de lodo activado.</u>	91

<u>Tabla 4.14: Producción de Biogás neta en S3 para una carga de 225 ml de lodo activado</u>	<u>93</u>
<u>Tabla 4.15 Producción de biogás neta con respecto al tiempo para el sistema S4 con una carga de lodo activado de 600 mL.....</u>	<u>95</u>
<u>Tabla 4.16 Parámetros fisicoquímicos de los lodos digeridos del sistema 1</u>	<u>95</u>
<u>Tabla 4.17 Parámetros fisicoquímicos de los lodos digeridos del sistema 2</u>	<u>96</u>
<u>Tabla 4.16: Comparación entre los resultados obtenidos de los sistemas S1 y S2.....</u>	<u>101</u>
<u>Tabla 5.1 Datos iniciales para el diseño del sistema de concentración:</u>	<u>106</u>
<u>Tabla 5.2 Datos iniciales para el diseño del digestor anaerobio:</u>	<u>108</u>
<u>Tabla 5.3 Datos iniciales para el diseño del sistema de secado:</u>	<u>112</u>
<u>Tabla 5.4 Datos iniciales para la disposición final de los lodos:.....</u>	<u>113</u>
<u>Tabla 5.5: Costos de inversión para el biodigestor.....</u>	<u>115</u>
<u>Tabla 5.6: Costo total para la etapa de digestión anaeróbica de baja carga.</u>	<u>116</u>

RESUMEN

Este proyecto consiste en una propuesta para el diseño de un proceso básico completo del tratamiento de lodos activados conforme a las normativas internacionales y locales, que se sustenta en cuatro fases: la digestión, el desaguado, el secado y su disposición final, considerando además un pre-tratamiento de acuerdo al origen de dicho lodo; para ser aplicado en el ámbito industrial, en un sistema tipo Batch.

Además se realizaron varios ensayos de las dos primeras etapas del diseño, que consisten en: la caracterización de los parámetros fisicoquímicos y biológicos de la materia prima empleada (lodos de tipo industrial); de acuerdo a la literatura consultada y como se indica en la sección 4, se adoptaron sistemas de torres colectoras de biogás, con digestores anaeróbicos, a $35 \pm 1^\circ\text{C}$, empleando cargas mixtas de lodos aerobios y biomasa de origen anaeróbico, para acelerar el proceso de descomposición bacteriana. Se analizó la cantidad de biogás generado en intervalos regulares diarios; para obtener resultados en una menor cantidad de tiempo. En base a esta experiencia previa de la fase clave del proceso se desarrolló el esquema completo de la planta, cuya etapa inicial consiste en una concentración por gravedad, a continuación la digestión anaeróbica, para un caudal de $100 \text{ m}^3/\text{d}$ de producción de lodo seco, en un tiempo de residencia de 35 días para la etapa de digestión. Los resultados mostraron una estabilización del 63% de los lodos iniciales en función de sólidos suspendidos volátiles acuerdo a esta carga a tratar. Las etapas subsiguientes del tratamiento como el secado final y su disposición final, están especificadas según la cantidad de lodo tratado en cada etapa, la cual es diferente por el sistema escogido.

Summary

This project is a proposal for the design of a complete basic process of activated sludge treatment in accordance with international and local regulations, which is based on four stages: digestion, dewatering, drying and final disposal, further considering a pre - treatment according to the origin of the mud; to be applied in industry, in a batch-type system.

In addition several of the first two stages of design tests were performed consisting of: characterization physicochemical and biological parameters of the raw material (industrial sludge); according to the literature and as indicated in section 4, systems of collecting towers biogas were adopted, with anaerobic digesters, 34 ± 1 ° C using mixed loads of aerobic sludge and biomass anaerobic origin, to accelerate bacterial decomposition process. The amount of biogas generated at regular daily intervals was analyzed; to obtain results in a shorter amount of time. Based on this prior experience of the key phase of the process; the entire plant scheme developed, the initial step consists of a gravity concentration, then anaerobic digestion; for a flow of 100 m³ / d of dry sludge production, in a residence time of 35 days for the digestion step. The results showed an approximated 63 % of Volatile Suspended Solids destruction. The subsequent stages of treatment as final drying and disposal, are specified according to the amount of sludge treated at every stage, which is different from the chosen system.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

2.1. Antecedentes:

Las aguas residuales de origen industrial son desechos que necesitan un tratamiento especial, considerando que cada proceso genera una carga diferente de sustancias que pueden ser aprovechadas o no dependiendo de su disposición final. El tratamiento biológico que se realiza a estos cuerpos de agua; generan altas cantidades de lodos, que contienen sustancias orgánicas e inorgánicas en altas concentraciones que son perjudiciales si no se tratan adecuadamente.

La mayor cantidad de empresas para cumplir con los parámetros de calidad de sus procesos incluyen los aspectos del tipo ambiental, para la preservación de los recursos naturales, la generación de productos menos contaminantes y el aprovechamiento de todo lo que generan como productos y subproductos; incluyendo uno de los insumos infaltables en todo proceso como es el agua. (Meozzi, 1997)

Dentro de la legislación ambiental ecuatoriana, existen normas para el tratamiento y disposición de lodos activados, las cuales no se cumplen por completo en la actualidad a causa de empresas que no destinan recursos económicos para este tipo de tratamientos complementarios, que las beneficiarían enormemente, y no solo incluye a las empresas que prestan sus servicios para la producción en masa de sustancias alimenticias, productos químicos y demás que demanden altas cantidades de agua; también las plantas de tratamiento de agua residual de los municipios que manejan

grandes cantidades de caudal diario y por el proceso biológico empleado en su purificación se obtienen estos lodos que no tienen un acondicionamiento adecuado antes de ser puestos en tierra sin que presente algún tipo de afectación para el medio ambiente.

Cabe recalcar que, estos procesos finales son necesarios aplicarlos a largo plazo para evitar un impacto ambiental extremadamente alto en los suelos que es donde van a parar estos mal denominados desechos, es por esta razón que se necesita el diseño adecuado de una planta de tratamientos especializada en lodos activados de tipo industrial, debido a que estos son los que tratan con grandes cantidades de agua dependiendo de su producción y que no pueden colocarse en cualquier lugar sin un previo tratamiento que consiste en su estabilización química y biológica para reducir los contaminantes que se generan de los procesos de tratamiento terciario y de esta manera obtener un producto amigable con el componente ambiental en el que se dispone finalmente que es el suelo; además sirve como fuente adecuada de nutrientes para los cultivos en donde se coloquen como abono, también como compost o relleno sin toxicidad para depósitos sanitarios. Es decir que los beneficios serían mucho más grandes por las múltiples aplicaciones que poseen dichos lodos y se reducirían los problemas de almacenamiento, transporte y desecho que tantos gastos innecesarios ocasionan a las industrias. (Trejo & Agudelo, 2012)

2.1. Objetivos:

2..1. Objetivo General:

Diseñar una planta piloto tipo batch para el tratamiento de lodos activados de una fuente industrial, con una verificación experimental de sus primeras etapas.

2..2. Objetivos Específicos:

1. Determinar los procesos adecuados para la estabilización de los lodos.
2. Efectuar los cálculos de ingeniería sobre las condiciones necesarias para el acondicionamiento de los lodos.
3. Seleccionar las sustancias y los equipos adecuados para concentrar los lodos.
4. Seleccionar el tipo de proceso más adecuado para la eliminación del agua superficial de los lodos.
5. Realizar pruebas de laboratorio para la estabilización y el secado de los lodos, previo a su disposición final.

2.1. Justificación:

Desde hace varios años durante el primigenio del siglo XX, se iniciaron los estudios referentes a los tratamientos de los productos que se generaban tras el tratamiento biológico de aguas residuales, centrándose en procesos adecuados para eliminar bacterias y estabilizar químicamente este producto. El problema radica en que las tecnologías para dichos tratamientos están altamente desarrolladas en otros países tal es el caso del continente europeo y Estados Unidos, así como México y Colombia que poseen plantas destinadas para esta actividad. (Oropeza, 2006).

En el caso particular de nuestro país, la ciudad capital de Quito cuenta con una planta de tratamiento de agua residual completa que incluye los lodos activados para su adecuada disposición; en Guayaquil un proyecto similar se desarrolla en

torno a la planta de aguas residuales expandiendo el área de alcance para el tratamiento de lodos.

Los avances en este tema se ven reflejados en el ámbito municipal pero lo que ocurre en el ámbito industrial, no se tiene información verificada sobre estos procesos para tratar los lodos generados por agua residual de industrias, es por eso que mediante este proyecto se busca una vía para que las empresas comiencen a expandir horizontes en cuestiones ambientales que permitan aprovechar recursos, generar fuentes de empleo, mejorar la calidad de sus procesos, entre otros beneficios.

En la época actual, las grandes industrias, buscan de diferentes formas para optimizar sus procesos y reducir hasta donde lo permita la legislación local, la generación de desechos y su tratamiento; especialmente de las aguas residuales; pero con respeto al manejo de lodos activos, pocas empresas poseen un tratamiento que tan solo llega hasta la deshidratación sin realizar estudios completos de los contaminantes que persisten en estos residuos (Tchobanoglous et al, 2003). Además de las grandes cantidades de lodos que se generan en las PTAR, también tenemos otros factores como el transporte y los espacios para la disposición final de estos residuos, que aumentan los costos en temas de conservación de los recursos, que se pueden aprovechar al máximo hasta lograr una reducción de contaminantes más allá de lo que la normativa local lo permite en la mayoría de los casos.

Es por eso que se observa una necesidad de abarcar un proyecto en el campo del tratamiento de biosólidos, porque solo se ha limitado al trabajo con plantas de tratamiento de aguas típicas para obtener agua potable, destilada, purificada y de

riego, pero no existe un estudio minucioso del tratamiento de lodos generados de procesos biológicos para las aguas residuales, porque no se conoce como es la caracterización estandarizada y los debidos procesos para la adecuada disposición final de estos residuos que contienen un alto potencial útil; pero que no se ha explorado más a fondo esta área de alcance para la carrera, centrándose en las operaciones unitarias y dejando de lado los bioprocesos inmersos en escala industrial. Es por esto que se propone el diseño y la verificación experimental a escala de laboratorio de los procesos detallados con un estricto cumplimiento de las normas ambientales y control de calidad en los análisis de un completo tratamiento de lodos activados que proceden de una fuente industrial. (Grajales et al, 2006).

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

2.1. Aguas residuales.

Las aguas residuales son una mezcla de agua y sustancias sólidas y líquidas de desecho que dependiendo de la fuente, tienen una composición diferente, que van desde desechos orgánicos, inorgánicos hasta sustancias contaminantes muy tóxicas que degradan la calidad del agua y destruyen los organismos vivos que habitan en ellas; además se incluyen aguas superficiales, escorrentías y agua de lluvia que se combinan con las descargas domésticas, comerciales e industriales. (Tchobanoglous et al, 2003).

Cuando las aguas negras se acumulan en pozos sépticos y no son tratadas adecuadamente, se inicia en ellas el proceso de descomposición de la materia orgánica, produciendo así malos olores y el aumento de la presencia de microorganismos y se convierten en un problema muy serio para la salud y el bienestar del personal dentro de la empresa. También afecta a los cuerpos de agua donde se descargan estos residuos, por las altas concentraciones de los contaminantes, que dependen de la actividad industrial, donde se incrementan parámetros como nutrientes, sólidos totales, oxígeno disuelto, metales pesados entre otros. (Corbitt, 2004)

A nivel mundial las descargas de aguas residuales van en aumento, gracias a la demanda de productos y servicios de cualquier índole, especialmente en la industria termoeléctrica, de extracción metalúrgica, alimenticia y agrícola. Por

ejemplo, China, que registra descargas de aguas residuales extremadamente altas en ríos y lagos, que ya se han degradado a causa del fenómeno de eutrofización y la presencia de basura ha extinguido especies marinas, además de provocar serios problemas de salud para los habitantes de las regiones cercanas a las fuentes de descarga puntual. Las políticas medioambientales con respecto al tema del agua en este país, ya no son suficientes para cubrir la realidad por la que atraviesan las fuentes de agua que cada día son más escasas y causan más muertes al año. (SEPA, 2004)

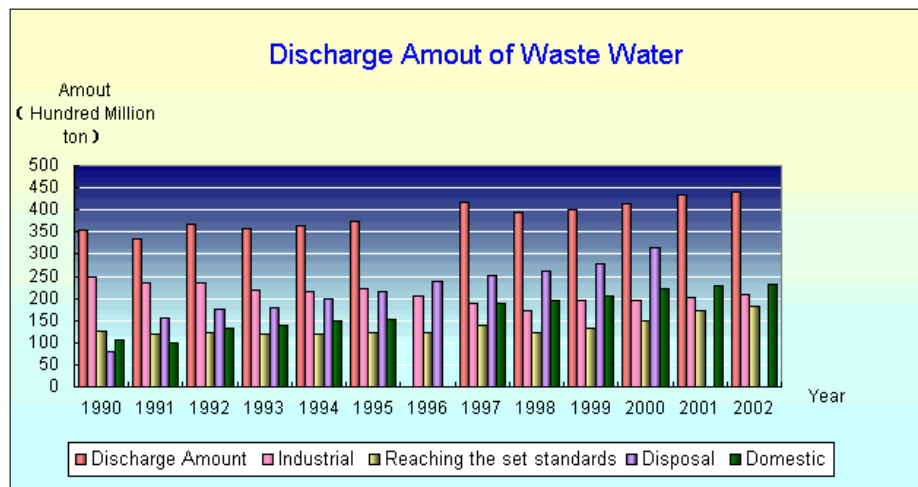


Figura 2.1 Descargas de agua residual anuales en China.

Fuente: Analysis Report on the State of the Environment in China. Environmental Information Center, SEPA (2004).

2.2. Tipos de tratamiento:

Las aguas residuales reciben un tratamiento de acuerdo al contenido de ciertos parámetros como oxígeno disuelto, pH, partículas sólidas que se mantienen disueltas y en suspensión (SS y SD) y además de los contaminantes que pueden persistir en ellas; la calidad de la descarga y la disposición de espacio físico dentro

de la industria para aplicar estos procesos. Estos tratamientos se clasifican en 3 grupos:

- Tratamientos primarios.
- Tratamientos secundarios.
- Tratamientos terciarios.

El tratamiento primario o también denominado mecánico, consiste en la remoción de material de gran tamaño y SS que poseen un tamaño de partícula del orden de las micras, mediante el uso de equipos de gran capacidad de carga. Esta etapa inicia con el cribado, donde se remueve la basura mediante rendijas de un determinado tamaño para evitar que la basura pase a los siguientes sistemas de tratamiento debido a que pueden provocar fallas en los mismos. Luego tenemos el proceso de sedimentación en donde las sustancias como las grasas y plásticos se remueven en la parte superficial y el material fecal y de desecho orgánico, se precipitan y se extraen por la parte inferior del tanque, mientras el agua aun contiene partículas en suspensión que se remueven mediante el uso de químicos para provocar el fenómeno de floculación – coagulación y remover eficazmente SS. Aquí es donde se obtiene un lodo de tratamiento primario. (Pérez & Camacho, 2011).

El tratamiento secundario consiste en un tratamiento de tipo biológico, se denomina tratamiento mediante fangos o lodos activos, a través del cual la materia orgánica presente en el agua residual, se transforma en cierta proporción a biomasa, metano y compuestos inorgánicos tales como carbonatos, gas carbónico, agua, amonio, nitratos, etc. Quienes llevan a cabo este proceso, son microorganismos de muy variadas especies, que están presentes en el agua residual, y que cumplen funciones específicas en el proceso de depuración y pueden ser de tipo: aerobios, anaerobios o facultativos; cada uno de ellos se

desarrollan en condiciones ambientales específicas, así pues los de tipo aerobios se desarrollan en presencia de oxígeno, contrario a los anaerobios y de manera similar a los facultativos que pueden prevalecer en ambos casos.

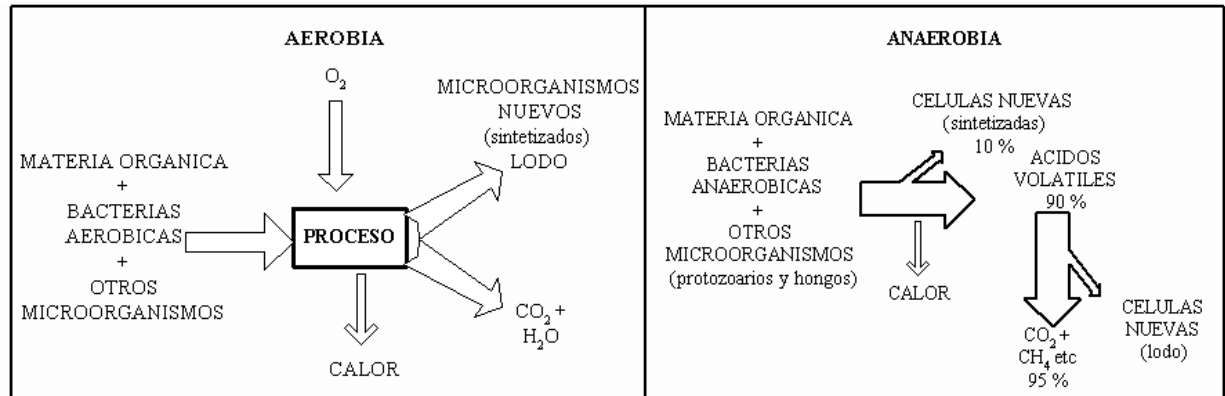


Figura 2.2 Diferencias entre digestión aeróbica y anaeróbica.

Fuente: The detection of Giardia and Cryptosporidium from water sources using monoclonal antibodies. Sterling, C.R. (1987).

Los procesos aerobios son los más convenientes para la conversión del material orgánico en las aguas residuales, y el proceso anaerobio es el más adecuado para la conversión del material orgánico que se tiene en los lodos biológicos producidos en el proceso de tratamiento secundario de las aguas residuales. Durante el proceso de digestión del material orgánico por procesos aerobios, se forman productos intermedios que no son de carácter agresivo o repulsivo, lo cual si ocurre en un proceso anaerobio, por lo tanto la digestión aerobia se lleva a efecto en espacios abiertos, con grandes suministros de oxígeno y buena ventilación. Ambos productos del proceso de digestión se emplean para la generación de biogás, producto combustible que posee un contenido aproximado de metano de 60%, utilizado para obtención de energía calórica y eléctrica. Al final de esta etapa se

obtiene un lodo biológico o activado que se trata en un proceso posterior para su disposición final con el obtenido en el tratamiento primario. (Corbitt, 2004).

2.3. Generación de lodos activados

El agua residual que se genera en las ciudades y metrópolis, no solo de forma doméstica sino también en centros comerciales e industriales, que manejan altas cantidades de descargas provenientes de diferentes tipos de procesos, cuyas características son función única de la fuente de donde provienen. Todas estas aguas negras son tratadas mediante métodos físicos, químicos y biológicos, y en cada uno se logra la remoción de sustancias orgánicas e inorgánicas, que en ciertos casos son contaminantes; hasta donde la normativa local lo disponga. (Turovskiy & Mathai, 2006)

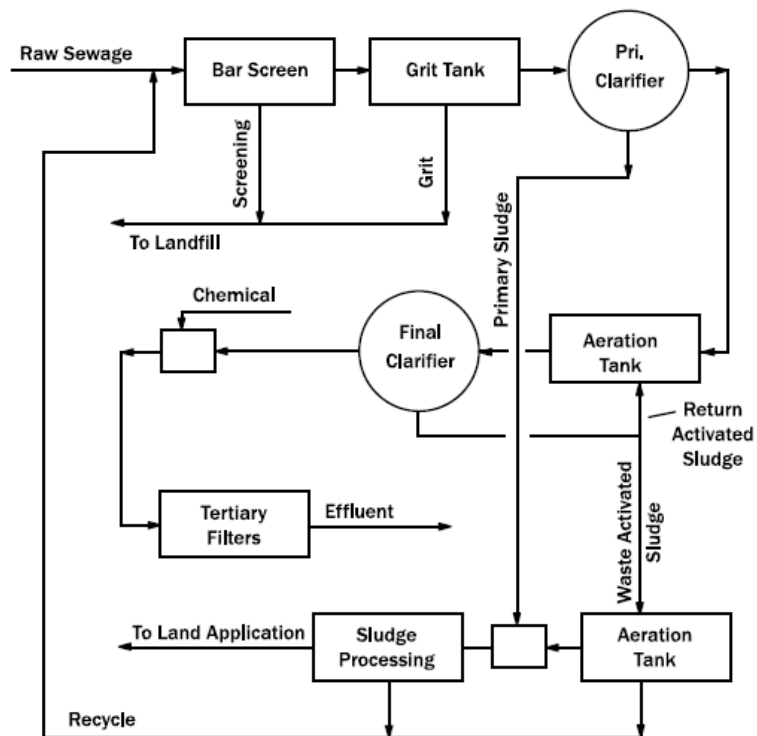


Figura 2.3 Fuentes y tipos de sólidos generados en PTAR.

Fuente: Wastewater Sludge Processing. Turovskiy & Mathai (2006).

En estos procesos se generan diferentes tipos de lodos, clasificados en:

- Lodo primario; que proviene del proceso de sedimentación con floculantes-coagulantes.
- Lodo Biológico; que se origina en el tratamiento terciario mediante la acción microbiana.
- Lodo Químico; que se obtiene tras el tratamiento con sustancias precipitantes para eliminar sólidos en suspensión en los clarificadores de agua tratada.

Dependiendo del tipo de lodo a tratar, los costos de operación y la demanda de los requisitos para manejar estos subproductos del tratamiento de aguas negras; son variables según la industria que los maneja, dando lugar a un proceso hasta cierto punto complicado y costoso, pero que se ajusta a los principios de Química Verde, tal y como se indica en los tratados de la Agenda 21, donde se solicita a las empresas, tomar asunto en el tema del manejo y adecuada disposición de desechos sólidos incluyendo los obtenidos en tratamientos de aguas residuales, mediante la reducción de producción, reutilización de recursos y empleo de políticas en favor de la conservación ambiental. (Vitorio et al, 2007).

El desarrollo de este proyecto está centrado en los lodos obtenidos mediante tratamientos biológicos de agua residual de origen industrial. Cada carga de lodos activados que se obtiene tras el tratamiento biológico mediante aireación, posee una composición determinada de acuerdo a parámetros fisicoquímico muy relevantes, tales como pH y componentes orgánicos e inorgánicos, para el diseño de su tratamiento inmediato, tal y como se detalla en la tabla 2.1:

<i>Parámetros</i>	<i>Lodos primarios</i>	<i>Lodos secundarios (mezcla)</i>	<i>Lodos digeridos</i>
pH	5.5-6.5	6.5-7.5	6.8-7.6
Contenido de agua (%)	92-96	97.5-98	94-97
SSV (%SS)	70-80	80-90	55-65
Grasas (%SS)	12-14	3-5	4-12
Proteínas (%SS)	4-14	20-30	10-20
Carbohidratos (%SS)	8-10	6-8	5-8
Nitrógeno (%SS)	2-5	1-6	3-7
Fósforo (%SS)	0.5-1.5	1.5-2.5	0.5-1.5
Bacterias patógenas (NMP/100ml)	10 ³ -10 ⁵	100-1000	10-100
Metales pesados (%SS) (Zn, Cu, Pb)	0.2-2	0.2-2	0.2-2

Tabla 2.1 Composición de lodos activados.

Fuente: Oropeza N. Lodos residuales: estabilización y manejo. (2006)

El material orgánico que compone los lodos básicamente consiste en proteínas, vitaminas, carbohidratos que provienen de la conversión de bacterias a productos orgánicos y otros tantos inorgánicos como compuestos que poseen nitrógeno, fósforo, calcio, magnesio y sodio; y en los casos en donde la fuente de los lodos es de origen industrial también se analizan la presencia de metales pesados, los más comunes Zn, Cu y Pb. (Oropeza, 2006)

Los lodos activados contienen en su seno, flora bacteriana muy diversa que dificulta la eliminación del agua superficial del mismo, debido a su alta viscosidad característica. Su color puede tornarse gris o café oscuro, y posee un olor característico a sedimento, contienen porcentajes muy bajos de SST que oscilan entre 0.4 a 1.5%; alcalinidad entre 580 y 1100 mg/L de CaCO₃, un pH en el rango de 6,5 a 8 y un contenido de ácidos orgánicos reportados como ácido acético entre 1100 a 1700 mg/L. (Turovskiy & Mathai, 2006).

La densidad de estos lodos se ubica entre 1 y 1.03 g/mL, sus propiedades termo-físicas se detallan en la tabla 2.2, donde se aprecia la diferencia entre el lodo activado como tal y una vez que ha pasado por diferentes procesos de secado, esto radica en la eliminación previa del agua superficial que aumenta la demanda de calor para el sistema.

Los calores de combustión del lodo seco se encuentran en el rango de 16,7 a 18,4 MJ/Kg; además su temperatura óptima de incineración oscila entre 430 a 500°C, al quemarlo en procesos de incineración; y para la eliminación de olores, se debe elevar la temperatura hasta 800 – 850°C. Con respecto a la parte biológica, los lodos poseen una variable flora bacteriana, lo que dificulta hasta cierto punto el conteo población de la misma. Los tipos de bacterias que comúnmente se encuentran en los lodos activados, forman floculos; pero contienen una considerable proporción de filamentosas; las cuales en cantidades excesivas causa problemas en los clarificadores secundarios. (Turovskiy & Mathai, 2006).

Type of Sludge	Temperature Conductivity (10 ⁸ m ² /s)	Thermal Conductivity (W/m·K)	Specific Heat (kJ/kg·K)
Raw primary and waste activated sludge	—	0.4–0.6	3.5–4.7
Vacuum filter dewatered	10.9–14.3	0.2–0.5	2.1–3.0
Centrifuge dewatered	8.5–12.1	0.1–0.3	2.0–2.4
Thermally dried	14.0–21.6	0.1–0.3	1.7–2.2

Tabla 2.2 Características termo-físicas de lodos.

Fuente: Wastewater Sludge Processing. Turovskiy & Mathai (2006).

Agent	Range of Levels Reported (number/g) ^{b,c}	Average Level Reported (number/g) ^{b,c}
Total coliform	1.1×10^1 – 3.4×10^9	6.4×10^8
Fecal coliform	ND– 6.8×10^8	9.5×10^6
Fecal streptococci	1.4×10^4 – 4.8×10^8	2.1×10^6
<i>Salmonella</i> sp.	ND– 1.7×10^7	7.9×10^2
<i>Shingella</i> sp.	ND	ND
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	1.5×10^1 – 9.4×10^4	5.7×10^3
Enteric virus	5.9 – 9.0×10^3	3.6×10^2
Parasite ova/cysts	ND– 1.4×10^3	1.3×10^2

Source: Lue-Hing et al., 1998.

^a Values are for raw primary, secondary, and mixed sludge.

^b Dry weight basis.

^c ND, none detected.

Tabla 2.3 Niveles de bacterias y microorganismos típicos de lodos activos.

Fuente: Wastewater Sludge Processing. Turovskiy & Mathai (2006).

2.4. Tratamiento de lodos activados

Los procesos para tratar lodos activos, tienen diferentes funciones con el fin de dar una adecuada disposición final de este subproducto del tratamiento biológico de aguas negras. Cada unidad de proceso posee diferentes métodos aplicables según el origen del lodo a tratar, para lograr principalmente los siguientes objetivos: una reducción de volumen de agua asociada, eliminación de agentes patógenos y olores, así como la estabilización química de los mismos. (Corbitt, 2004).

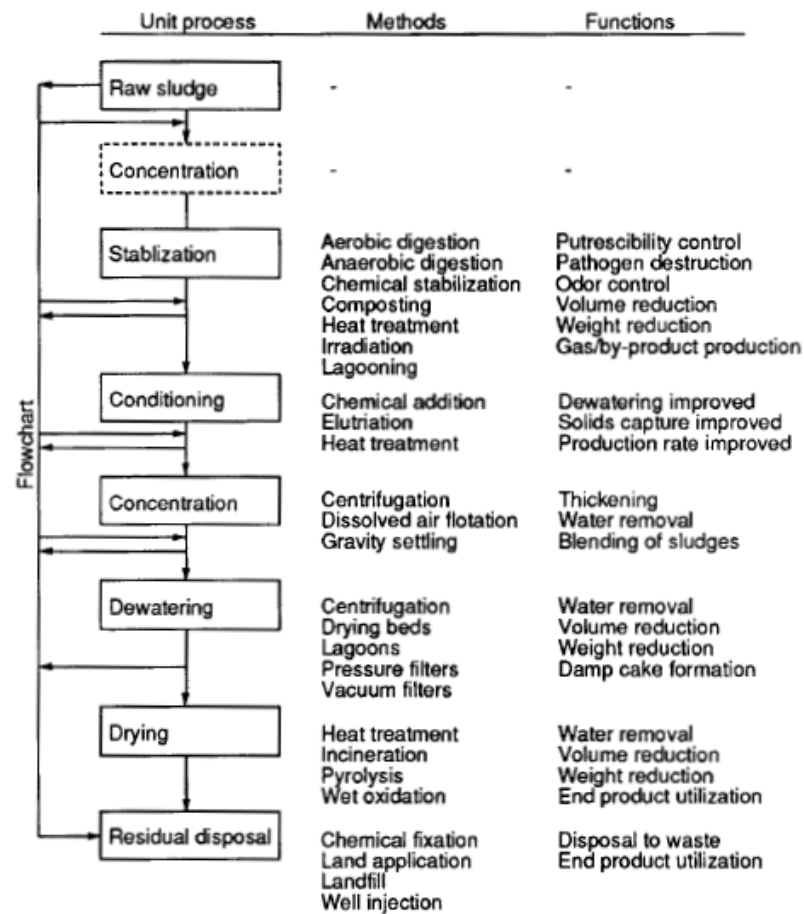


Figura 2.4: Etapas y funciones del tratamiento de lodos activados

Fuente: Standard Handbook of Environmental Engineering, Corbitt R. (2004).

Las etapas generales del manejo de lodos activos son:

- Concentración
- Estabilización
- Acondicionamiento
- Deshidratación
- Secado
- Disposición final

2.4.1. Concentración:

La remoción del agua contenida en los lodos es un factor determinante en la reducción de volumen, esto permite aumentar el caudal de la materia prima del tratamiento y esto se traduce en ahorros de capital a largo plazo. Las etapas del proceso que manejan el tema del agua asociada al lodo, son: la concentración y el secado. El primer proceso se emplea en la etapa inicial, para eliminar el agua superficial, que tiene una implicación clave en el diseño de los digestores y el segundo, se utiliza con el lodo digerido para eliminar el agua interna y que tiene vital importancia en el proceso de transportación y disposición final.

Ciertas fuerzas intermoleculares generan un enlace entre el agua y los lodos, y se encuentran en 4 formas diferentes: como agua libre, adsorbida, capilar y celular; cada una en orden a la facilidad para ser eliminadas. El agua libre generalmente se remueve mediante acción de la gravedad o flotación en un 60% o más. Se emplean sistemas de concentración por gravedad o percoladores denominados camas de secado o “drying beds”. El agua adsorbida y capilar, requieren la acción de sustancias químicas como floculantes; o del tratamiento mecánico, necesarios para vencer las grandes fuerzas intermoleculares que retienen el agua en la superficie del lodo, para esta tarea se emplean filtros de presión y centrifugas donde se logra una remoción del agua hasta obtener un 30% de concentración de sólidos; se puede apreciar el producto con una consistencia similar a un cake. En este punto ya se obtienen una reducción del volumen original de la muestra en un 90 - 95%. Finalmente el agua celular se elimina mediante procesos de secado, en donde se logra un cambio de fase del agua mediante la acción de

Fuente: Sludge Treatment and Disposal, Volume Six, Vitorio et al. (2007).

2.4.1.2. Concentradores por flotación con aire disuelto: también denominados sistemas DAF, tienen como función principal el ingreso de aire dentro de la carga a presiones altas, de tal manera que se forman burbujas de un tamaño de partícula de entre 50 a 100 μm de diámetro, arrastrando los lodos hacia la parte superior de donde son retirados mediante un sistema de barredoras. El sistema principal consiste en un presurizador con un tanque de saturación de aire, bombas de reciclo, compresores de aire y una válvula reguladora de presión. Este proceso es muy eficiente para tratar lodos activos aunque es más costoso que el sistema de concentración por gravedad. Los parámetros a considerar para este sistema además de las características y tipo de alimentación, también se debe tener en cuenta la relación aire-sólidos que se define como la relación en peso entre el aire y los sólidos volátiles de la corriente de alimentación; además se tiene en cuenta la velocidad de retención hidráulica, que relaciona la tasa de entrada de la alimentación y del reciclo con respecto al área de flotación efectiva. Y en algunos casos la adición de un polímero en solución que permita aumentar el área de contacto entre el aire y la carga, para remover sólidos de un tamaño menor al de la burbuja mediante la dispersión de carga eléctrica en las partículas para promover su coagulación y de esta forma aumentar el rendimiento del DAF. (Vitorio et al, 2007)

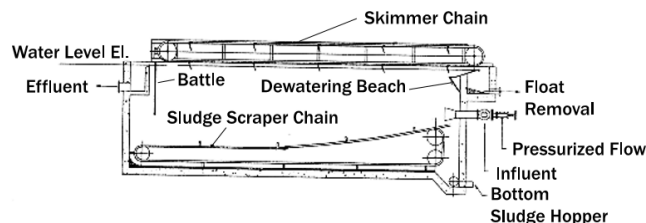


Figura 2.6: Sección transversal de un sistema DAF de tipo rectangular

Fuente: Sludge Treatment and Disposal, Volume Six, Vitorio et at. (2007).

2.4.1.3. Concentradores por centrifugación: Las fuerzas centrifugas se emplean para la separación efectiva del sobrenadante de los lodos activados, empleando hasta 3000 veces más la acción de la gravedad, este proceso emplea un tipo específico de sistema denominado “solid-bowl”, en el cual la carga entra por la parte central y a medida que gira se concentran los lodos en una cámara externa, a contracorriente, donde cuidadosamente se descarga el lodo concentrado. (Turovskiy & Mathai, 2006).

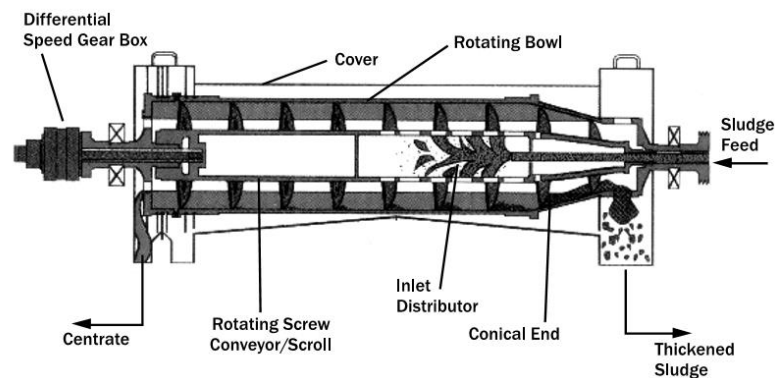


Figura 2.7: Sección transversal de un concentrador centrífugo solid bowl.

Fuente: Sludge Treatment and Disposal, Volume Six, Vitorio C. et at. (2007).

2.4.2. Estabilización:

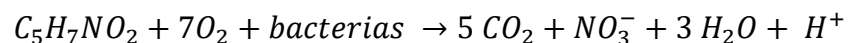
La principal función de este proceso consiste en: la reducción de patógenos y microorganismos activos que forman parte de los fangos, eliminar malos olores y contrarrestar y eliminar el efecto de la putrefacción, de la materia orgánica que aún permanece en los lodos. La estabilización se divide entre grupos importantes según el principio a aplicar:

- **Estabilización biológica:** Bacterias de actividad específica permiten la estabilización de la fracción orgánica volátil de la materia orgánica.
- **Estabilización química:** Mediante un proceso de oxidación orgánica se logra la estabilización.
- **Estabilización térmica:** Empleando temperaturas controladas en sistemas herméticamente sellados, se logra estabilizar la fracción orgánica del lodo.

En los tres casos es muy importante considerar la cantidad de lodo a tratar, puesto que esto se traduce en adquirir equipos más costosos y que demandan mayor mantenimiento a lo largo del tiempo. La estabilización biológica incluye el proceso de digestión aeróbica y anaeróbica, la de tipo químico se logra mediante la adición de cal y el tratamiento térmico, incluye mecanismos de regulación de temperaturas altas (50-60°C) o de energía en forma de radiación (Tchobanoglous et al, 2003).

2.4.2.1. Digestión aeróbica:

Esta etapa trabaja con la carga de lodos concentrada, a la cual se le degrada la materia orgánica mediante la inyección de oxígeno, de tal manera que las bacterias aerobias transformen la fracción volátil en dióxido de carbono, nitritos y agua. Es importante recalcar que en este proceso no se genera metano, puesto que no es parte de la reacción global de descomposición microbiana:

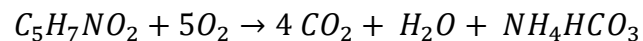


El proceso genera un producto final estable, con una reducida cantidad de microorganismos patógenos reducida al igual que el volumen total de carga. Además presenta ventajas tales como: bajos costos de operación, producto inodoro, la reducción de sólidos volátiles es similar a la obtenida en una digestión

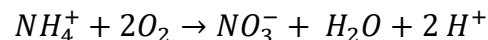
anaeróbica, fácil operación, no necesita una estabilización química previa, no presenta problemas de manejo de gases u otras sustancias inflamables y se reduce considerablemente la cantidad de nitrógeno amoniacal, BOD, TSS en el sobrenadante. Una de las desventajas principales es la demanda adicional de energía por el insumo de oxígeno que necesita el proceso. (Turovskiy & Mathai, 2006).

El tejido celular o biomasa viva puede representarse con la siguiente fórmula: $C_5H_7NO_2$, la cual sufre varios cambios durante el proceso de digestión: una vez que han oxidado el sustrato soluble, los microorganismos, estos deben consumir su propio tejido celular para obtener energía, a este fenómeno se denomina respiración endógena. Los microorganismos se transforman mediante esta oxidación a dióxido de carbono, agua y amoníaco, el cual posteriormente se transforma en nitrato y tras un proceso de nitrificación/desnitrificación, se obtiene nitrógeno molecular. (Vitorio et al, 2007)

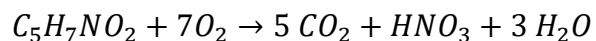
Destrucción de la biomasa:



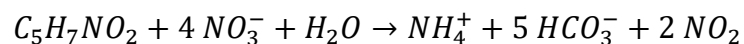
Nitrificación en relación al nitrógeno amoniacal:



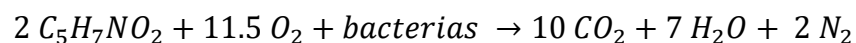
Ecuación global con nitrificación completa:



Usando el nitrógeno de nitratos como aceptor de electrones (denitrificación):



Reacción de nitrificación y desnitrificación:



Reacciones del proceso de digestión aeróbica:

Fuente: Tchobanoglous G. et al. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. Tomo III. Metcalf & Eddy Inc. (2003)

En este proceso es vital el control de algunos parámetros fisicoquímicos tales como: temperatura, alcalinidad y pH, así como la tasa de oxigenación del sistema para lograr una efectiva degradación orgánica. El pH no debe decrecer hasta 5.5 para evitar que el sistema colapse, agregando cal para regularlo, teóricamente la cantidad de oxígeno necesario en sistemas desnitrificados es de 1.5 Kg O₂/Kg de tejido celular y es de 2 Kg O₂/Kg de tejido celular para sistemas nitrificados. (Vitorio et al, 2007).

Las temperaturas y el tiempo de fermentación a las cuales las bacterias trabajan de manera óptima se detallan en la tabla 2.5, esto permite tener una idea del tipo de proceso que se debe implementar, en la digestión de acuerdo a la carga a tratar.

Fermentación	Mínimo	Óptimo	Máximo	Tiempo de fermentación
Psycrophilica	4-10 °C	15-18°C	20-25°C	Sobre 100 días
Mesophilica	15-20 °C	25-35°C	35-45°C	30-60 días
Thermophilica	25-45°C	50-60°C	75-80°C	10-15 días

Tabla 2.4 Concentración de sustancias inhibidoras en un proceso anaerobio.

Fuente: Manual del biogás. FAO (2011).

Existen 3 tipos de digestión aeróbica:

- **Convencional o mesófila:** Los lodos se tratan mediante una oxidación sin calentamiento en digestores abiertos que insuflan oxígeno mediante difusión de aire o con agitación continua; en el rango mesofílico. Los SV se reducen entre un 35 a 50%, regularmente entre 10 a 15 días de tiempo de

retención y este puede aumentar hasta 40 días para lograr la remoción total de coliformes totales. La eliminación del sobrenadante tras la digestión es un tema muy complicado de tratar debido a que se puede destruir la estructura del floculo en el proceso de respiración endógena. La reducción de patógenos está directamente relacionado con la producción de amoníaco, por lo que se utiliza como indicador del rendimiento del proceso.

- **Con oxígeno puro:** Este tipo de proceso es una variante del anterior, se insufla oxígeno directamente al centro del digestor. Se emplea en sistemas que trabajan con altas cantidades de alimentación pero con cuentan con el espacio físico suficiente para un sistema convencional. El proceso es muy exotérmico lo que incrementa el rendimiento del mismo.
- **Termófila:** Se logra a temperaturas mayores a los 60° (rango termófilo), lo que incrementa los costos de implementación, control y de insumos energéticos. El proceso permite transformar el 70% de los SV, con una carga de aproximadamente 50 Kg ST/m³ de volumen del digestor y una DQO de 70 Kg/m³ después de tan solo 3 días de reacción, logrando una desinfección total de lodos. Los problemas de este tipo de sistema son principalmente: la formación de espuma para lo que se recomienda un 30% de volumen libre del digestor y un complejo sistema de operación. Este es un método innovador para los lodos de reúso para agricultura. (Vitorio et al, 2007).

Los sistemas de digestión aeróbica poseen un mecanismo que insufla aire con una línea de inyección central, la alimentación ingresa por la parte inferior del tanque, el sobrenadante se extrae por la parte superior y los fangos digeridos por la parte media. Este proceso se puede lograr de forma continua o por cargas, sin dejar a un

lado el proceso de agitación, el cual permite que toda la carga reciba la misma cantidad de oxígeno. (Vitorio et al, 2007)

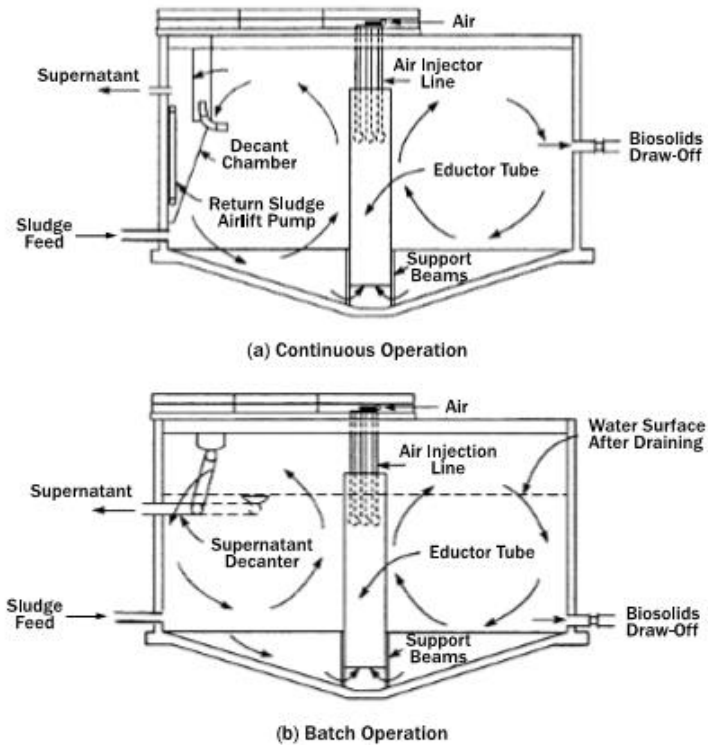


Figura 2.8: Vista transversal de un digestor aerobio tipo continuo y batch.

Fuente: Sludge Treatment and Disposal, Volume Six, Vitorio C. et al. (2007).

2.4.2.2. Digestión anaeróbica.

A diferencia del anterior este proceso se realiza en ausencia de oxígeno. Los lodos pasan a un sistema cerrado en donde por acción de agitación continua y un gradiente de temperatura, controlados, se descompone la materia orgánica del lodo y se la transforma en metano, dióxido de carbono y sustancias inocuas (lodo digerido). Este método permite una eficaz reducción de sólidos y de organismos patógenos.

Entre las ventajas de este proceso tenemos: la generación de biogas que suple la demanda energética de calor para mantener una temperatura óptima en el biorreactor; alrededor del 30 al 65% de los sólidos totales de los lodos se destruyen en el proceso, por lo que se reduce significativamente los costos en la disposición de los mismos; libra de olores indeseables al producto final y los fangos digeridos poseen una concentración más alta de nitrógeno y fósforo que mejoran la capacidad de aplicación en suelos. Las desventajas recaen en el tiempo de activación de las bacterias para iniciar la producción de biogas que en condiciones favorables inicia a los 10 días de poner en marcha el sistema; además los microorganismos son muy sensibles a pequeños cambios en el ambiente por lo que se debe controlar exhaustivamente el proceso para evitar problemas en la generación de biogas. (Vitorio et al, 2007)

En términos microbiológicos, la digestión anaerobia posee tres etapas claves:

- Hidrolisis
- Acetogénesis o fermentación
- Metanogénesis

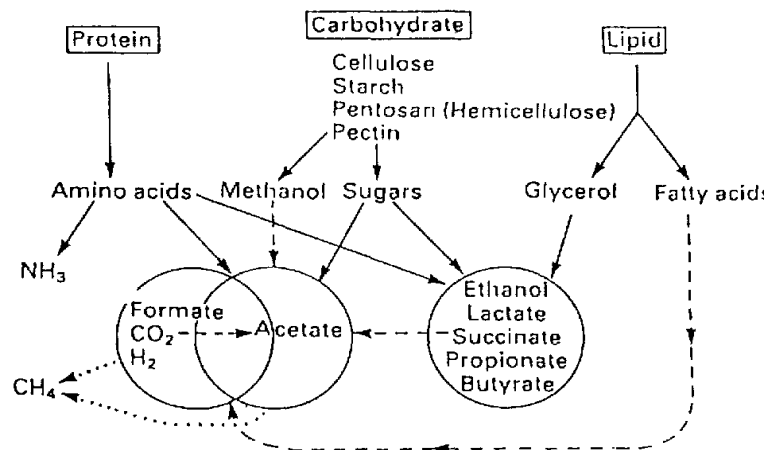
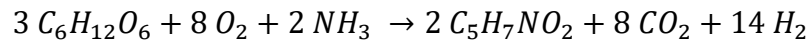


Figura 2.9: Esquema del proceso microbiológico de la digestión anaerobia.

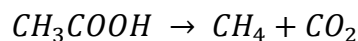
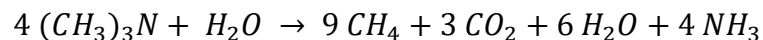
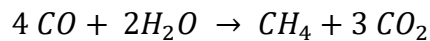
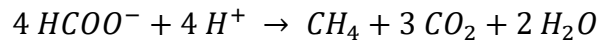
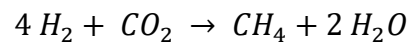
Fuente: Biogas processes for sustainable development, Marchaim U. (1992).

En la primera etapa, la hidrólisis; los microorganismos presentes en el lodo activo, inician la transformación de sustancias orgánicas complejas y de alto peso molecular, tales como: carbohidratos, grasas, proteínas y ácidos nucleicos; a monómeros más pequeños y sustancias orgánicas solubles como los ácidos grasos, azúcares, dióxido de carbono y amoníaco. Este proceso se lleva a cabo mediante la acción de las bacterias facultativas, las cuales son resistentes a los cambios de pH y temperatura por la conversión de la materia orgánica en ácidos volátiles, empleando oxígeno del medio. La segunda etapa es la acidogénesis o fermentación ácida, en la cual las sustancias anteriormente obtenidas se transforman en ácidos orgánicos más pequeños como el ácido acético, butírico, láctico, dióxido de carbono e hidrógeno gas. La etapa final denominada metanogénesis, convierte los ácidos y los acetatos en metano y dióxido de carbono formando biogás. Los microorganismos que se encargan de las dos etapas siguientes son los de tipo metanogénico, manteniéndolas en equilibrio de tal forma que mientras se produce hidrógeno y ácidos volátiles, también se obtiene metano y dióxido de carbono. El problema con este tipo de flora bacteriana, son la alta sensibilidad a cambios de pH y temperatura, por lo que se debe controlar estrictamente hasta el más mínimo cambio en estos parámetros puesto que modificarían la capacidad de las mismas para degradar las sustancias volátiles y ocasiona que el sistema falle en su totalidad sino se toman las medidas correspondientes. (Turovskiy & Mathai, 2006).

Esquemáticamente el proceso de transformación anaeróbica posee varias etapas clave: en la primera se representa la formación de nuevo tejido celular bacteriano en función del sustrato:



En donde se lo representa como glucosa que se degrada con el oxígeno junto a otros nutrientes que se representan con el amoniaco. Las nuevas células generadas se representan como $C_5H_7NO_2$ junto al CO_2 y H_2O productos de la transformación del material orgánico volátil. En estos procesos de forma general la DQO representa la materia orgánica y los SSV representan las nuevas células; y existe un valor equivalente entre estos dos parámetros: la biomasa bacteriana tiene una DQO de 1.42 g O_2 / g de tejido celular. Tras la degradacion de acidos de alto peso molecular a sustancias mas pequeña como acido acetico, hidrogeno, metilamina, etanol, entre otros; estos ultimos mediante la accion de organismos metanogenicos forman metano, agua, dióxido de carbono y otros productos que forman parte del biogas, tal y como se detalla en las ecuaciones siguientes:

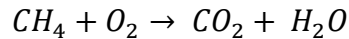


Reacciones de la etapa metanogénica en la digestión anaerobia:

Fuente: Tchobanoglous G. et al. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. Tomo III. Metcalf & Eddy Inc. (2003)

En la reacción final el ácido acético se divide en metano y dióxido de carbono mediante la acción de metanógenos acetoclásticos. La DQO de los lodos tras el proceso de fermentación presenta una reducción parcial, debido a la transformación

en biogás, el cual se determina mediante estequiometria directamente con la reacción de combustión del metano:



La cantidad de oxígeno requerido para la reducción del metano a dióxido de carbono es de 64 g O₂/ mol CH₄, si se obtiene este gas en condiciones normales (0°C y 1 atm) entonces se tiene: 0.35 L CH₄/ g DQO. (Tchobanoglous et al, 2003).

El proceso se ve afectado por la presencia de inhibidores, sustancias que reducen la rata de fermentación metanogénica en el proceso y que a mediano y largo plazo provocan que el sistema colapse, reduciendo la acción de las bacterias en el proceso. Estas sustancias tienen un efecto que depende de su concentración, entre los cuales tenemos:

- **Ácidos grasos volátiles:** parámetro muy comúnmente utilizado en el control de la digestión anaerobia, en un rango de 30 a 60 mg/L los AGV inhiben la acción de las bacterias metanogénicas, si esta cantidad aumenta se desestabiliza el sistema de relación simbiótica entre bacterias acetogénicas y metanogénicas y reducen la producción óptima de biogás.
- **La presencia de hidrogeno y amoniac:** el hidrogeno es un intermediario de las reacciones de metanogénesis por lo que su acumulación prologada reduce la degradación de AGV y por tanto inhibe el proceso. El amoniac que puede provenir tanto de la materia prima como del proceso de hidrolisis tras la transformación de aminoácidos y sustancias orgánicas que contengan altas cantidades de nitrógeno; cuando este se encuentra en equilibrio con el amonio, forma un sistema buffer, el cual a pH altos (mayor a 8) provoca que el sistema se inhiba por la presencia de amoniac libre, además de este factor también depende la temperatura del proceso, la concentración del sustrato, la relación C/N, la capacidad buffer del medio. Cuando la materia

prima proviene de industrias con altas concentraciones de amoníaco, usualmente presentan este tipo de problemas aun empleando sistemas de digestión de tipo termófilos.

- ***Sulfatos y sulfuros:*** Estas sustancias provocan una reacción de competencia entre las bacterias metanogénicas y las sulfato-reductoras para degradar el mismo sustrato en la etapa final de la digestión; la forma más toxica es el sulfuro de hidrogeno a pH bajos. Las bacterias metanogénicas son más sensibles a la presencia de estos compuestos desde 50 mg/L, especialmente a bajas temperaturas (rango mesófilo).
- ***Metales pesados y cationes:*** los metales alcalinos y alcalino-térreos dan un efecto estimulante de la actividad bacterias en concentraciones bajas, el problema inicia cuando estas concentraciones aumentan y se presentan además metales de alto peso molecular como el cromo, cobre, níquel, plomo, entre otros; y estos pueden ocasionar diferentes alteraciones al sistema, ya sea que inhiban o favorezcan la producción del biogás, esto depende si la carga de metales al sistema es continua y las bacterias se logran aclimatar, además si la presencia de sulfuros solubles permite la precipitación de estos metales teniendo en cuenta que es necesario 0.5 mg de sulfuro por 1 mg de metal aproximadamente.
- ***Otros inhibidores:*** El accionar de las bacterias metanogénicas se logra con la ausencia total de oxígeno, este en uno los principales inhibidores del proceso. También la presencia de sustancias orgánicas como los alcoholes, ácidos grasos de cadena larga, desinfectantes y antibióticos, reducen la capacidad fermentativa de los microorganismos, con respecto al sustrato a degradar.

Inhibidores	Concentración inhibidora
SO ₄ ⁻	5000 ppm
NaCl	40000ppm
NO ₃ ⁻	0.05 mg/ml
Cu	100 mg/l
Cr	200 mg/l
Ni	200-500 mg/l
CN ⁻	25 mg/l
Na	3500-5500 mg/l
K	2500-4500 mg/l
Ca	2500-4500 mg/l
Mg	1000-1500 mg/l

Tabla 2.5 Concentración de sustancias inhibidoras en un proceso anaerobio.

Fuente: Manual del biogás. FAO (2011).

Además se deben considerar factores como el pH y alcalinidad del medio, puesto que el rango óptimo de producción de biogás para las bacterias productoras de metano, se da cuando el pH se encuentra entre 7.3 y 6.8, en donde los ácidos grasos volátiles se transforman en acetatos y estos a su vez se descomponen en CO₂ y CH₄, por lo que el descenso del pH en esta etapa es controlado por las bacterias mientras produce alcalinidad con las especies de dióxido de carbono, bicarbonatos y amoníaco. (Turovskiy & Mathai, 2006). Otro parámetro vital para el proceso de digestión anaerobia es conocer la masa de sustrato que se debe proporcionar como alimento con respecto a la cantidad de biomasa inoculada en el sistema, a esta relación se la conoce como ratio F/M (Relación alimento/microorganismos) la cual expresa la cantidad de DQO dosificada con los lodos activados, con respecto a los SSV de la biomasa que se mantienen en el reactor. Para los digestores anaeróbicos la relación F/M se mantiene en un rango de 0.45 a 0.5 por lo habitual y también entre 0.57 a 0.68 para lograr una alta eficiencia en el sistema. Cuando se emplean valores superiores de relación F/M entre 1 y 2, el problema radica en la fase inicial,

puesto que la producción de biogás ocurre muy lentamente debido al exceso de sustancias orgánicas solubles que provocan problemas en la cinética de la hidrólisis y la metanogénesis, después que el sistema se adapte a las condiciones, es posible obtener mayor cantidad de biogás. (Tuğba G. 2009)

El biogás producido durante la digestión anaeróbica contiene un porcentaje de CH₄ que oscila entre 65 y 70% en volumen, 25 a 30% de CO₂ y pequeñas cantidades de otros gases tales como: nitrógeno, hidrogeno, sulfuros, vapor de agua; lo que le da características combustibles para ser empleado en la cogeneración de energía que lo demande el mismo proceso.

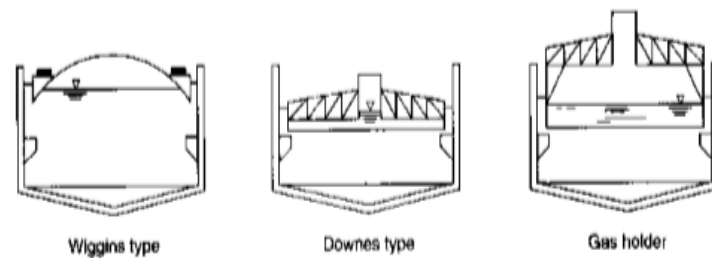
Gas	% (volume/volume)
Methane	62–70
Carbon dioxide	30–38
Hydrogen sulphide	50–3,000 ppm
Nitrogen	0.05–1.0
Oxygen	0.022
Hydrogen	<0.01
Water vapour	Saturation

Tabla 2.6 Composición típica del biogás obtenido mediante digestión anaerobia.

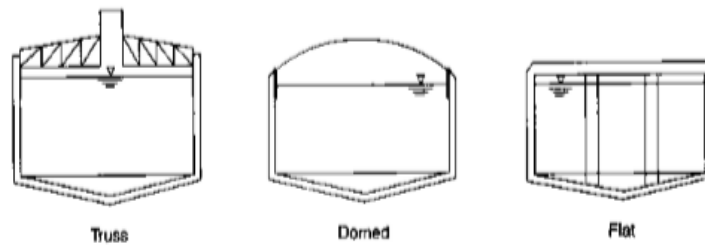
Fuente: Sludge Treatment and Disposal, Vitorio C. et al. (2007).

La producción de biogás total en el proceso tiene un rango de 0.25 a 1.12 m³/ Kg de SVT destruidos, esto depende de la cantidad de SVT que poseen los lodos a activados al principio del proceso y de la acción de las bacterias dentro del digestor. Existen tres tipos de colectores de biogás que se acoplan al techo del digestor generalmente, estos son: de techo flotante, fijo y membrana. Los de techo fijo permiten mantener un espacio libre entre el techo del digestor y el líquido sobrenadante, de tal manera que se evita escapes de gas al ambiente, para evitar explosiones, luego se almacena en contenedores de baja presión adecuados. Los de

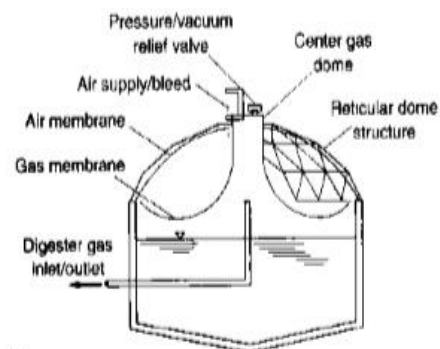
techo flotante en cambio se emplean según la carga de lodo a tratar debido a que la cantidad de biogás producido puede ser el doble de la capacidad de alimentación del digester, generalmente estos se usan en sistemas de una sola etapa y en el tanque de separación de sistemas de dos etapas. A diferencia de los de membrana que se colocan internamente del techo del digester, en donde se instalan sistemas de presurización de aire, para aumentar la capacidad de las membranas para almacenar el biogás, las cuales están fabricadas de poliéster flexible. (Tchobanoglous et al, 2003).



(a)



(b)



(c)



Figura 2.10: Tipos de techo para digestores anaeróbicos: a) flotante, b) fijo, c) membranas.

Fuente: Tchobanoglous G. et al. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. Tomo III. Metcalf & Eddy Inc. (2003)

El biogás producido en la digestión tiene un poder calorífico inferior de aproximadamente 22400 KJ/ m^3 , contando con un 65 a 70% de metano en su composición; a diferencia del metano puro (35800 KJ/ m^3) y el gas natural (37300 KJ/ m^3) que poseen calores un poco más altos. Los sistemas de insumos del sistema tales como: calderas, intercambiadores de calor, enchaquetados de los reactores; así como la agitación mecánica, las bombas y los insufladores de aire, requieren de energía eléctrica obtenida mediante generadores gracias a la quema de combustibles fósiles como el diésel, bunker o el gas natural. El biogás también se emplea para obtener energía eléctrica necesaria para la generación de vapor o para calentamiento de fluidos de intercambio, reduciendo considerablemente los altos costos de energía que demanden las etapas del proceso. Los otros gases que forman parte del biogás como el sulfuro de hidrogeno, nitrógeno, material particulado y vapor de agua, deben removerse de la mezcla para evitar daños en los quemadores de las calderas, por el efecto corrosivo en las superficies sometidas a altas temperaturas y también tras su enfriamiento. Cuando la concentración de sulfuro de hidrogeno sobrepasa los 100 ppm en volumen de la mezcla, es necesario instalar un sistema para removerlo previo a la combustión. (Tchobanoglous et al, 2003).

Para aprovechar adecuadamente este recurso debemos tener en cuenta la proporción metano/aire óptima para lograr la combustión del mismo; el límite de explosividad inferior es del 5% por lo que en cantidades más bajas no se cuenta con suficiente

metano para quemarlo adecuadamente y el superior es del 15% mas arriba de este porcentaje no se cuenta con suficiente oxigeno para quemar todo el combustible.

Poor mixture for combustion	Inflammable mixture	Mixture too rich for combustion
LEL = 5%		UEL = 15%

Figura 2.11: Limites de explosividad para el biogás.

Fuente: Sludge Treatment and Disposal, Volume Six, Vitorio C. et at. (2007).

Para este tipo de digestión existen dos clases de sistemas que dependen del caudal de la carga a tratar y de la estructura física con la que se cuenta:

- **Según la forma del tanque:** Hasta el siglo XX se empleaban tanques en posición horizontal lo que complicaba el proceso de agitación homogénea, por lo que se emplea una disposición diseñada por los alemanes, los de tipo cilíndrico y los que tienen forma de huevo. Los digestores cilíndricos poseen una cuña en la parte inferior para facilitar la salida de lodos digeridos y optimizar los procesos de limpieza para un sistema por cargas; en tanto que los digestores en forma de huevo, mejoran el proceso de agitación, control de suciedad y limpieza del mismo; su forma permite aprovechar áreas pequeñas, y se requiere adicionalmente un elevador para realizar los controles en la parte superior del tanque.

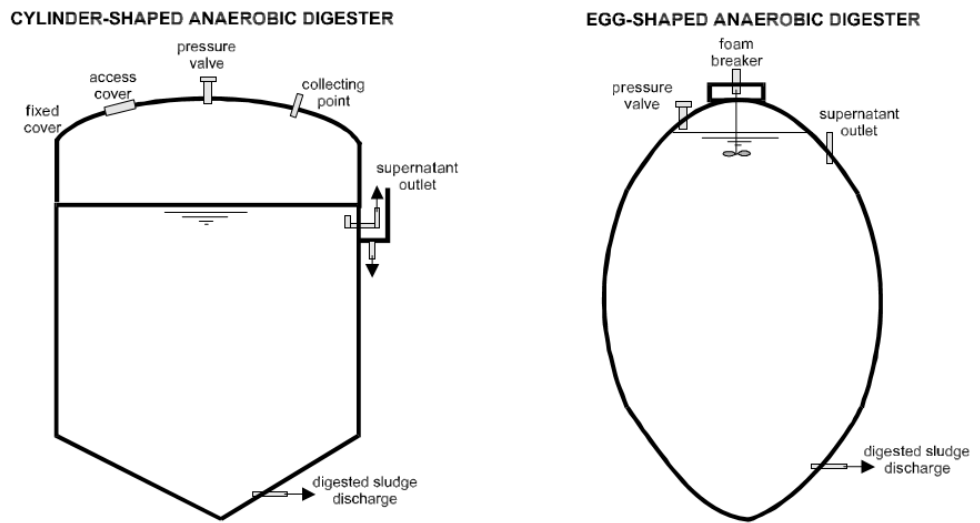


Figura 2.12: Diseños típicos de digestores anaeróbicos

Fuente: Sludge Treatment and Disposal, Volume Six, Vitorio C. et at. (2007).

- **Según el sistema de mezcla:** Ambos diseños de digestores que se emplean en la actualidad, poseen sistemas de mezclado similares que se adaptan a la forma de cada uno: el sistema de inyección de gas permite recolectar el biogás de la parte superior, comprimirlo y distribuirlos mediante unos aireadores en la parte inferior de tal manera que el mismo crea corrientes convectivas para homogenizar el proceso. El sistema de agitación mecánica consiste en instalar rotores o turbinas de bajas revoluciones para mover el lodo y homogenizarlo mientras transcurre el proceso de digestión. El sistema de agitación por bombas, consiste en instalar tuberías dentro o fuera del digester y mediante un sistema de bombas recircular el lodo, se recomienda usarlos en digestores de techo fijo. (Tchobanoglous et at, 2003).

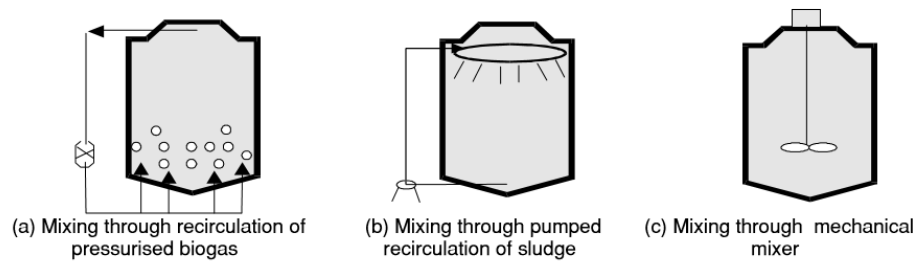


Figura 2.13: Tipos de mezclado en los digestores. a) Gas presurizado, b) recirculación por bombas, c) agitación mecánica.

Fuente: Sludge Treatment and Disposal, Vitorio C. et at. (2007).

Además se puede utilizar un sistema de una etapa o dos, en este caso la primera etapa posee solo el digester anaerobio, con la agitación respectiva y la segunda etapa, es otro digester en donde se recibe el lodo digerido de la primera etapa y el sobrenadante para continuar con la producción de biogás. (Vitorio et at, 2007).

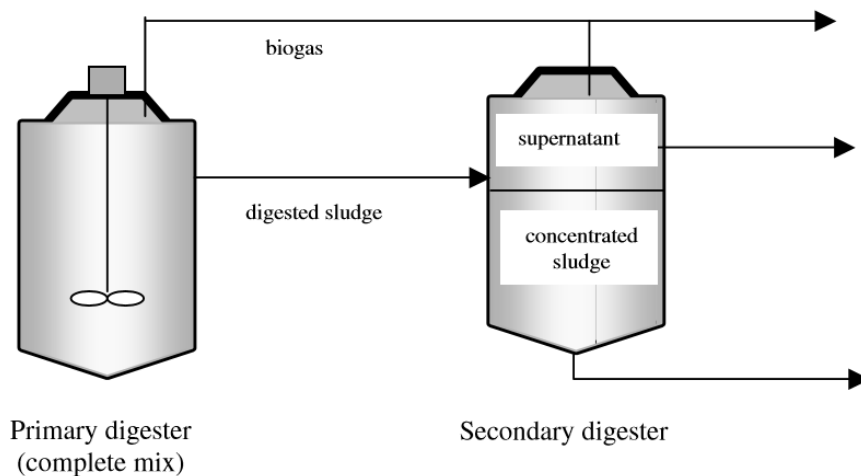


Figura 2.14: Digestión anaerobia en sistema de dos etapas.

Fuente: Sludge Treatment and Disposal, Vitorio C. et at. (2007).

Tipos de digestión anaerobia:

La digestión anaerobia de acuerdo al porcentaje de sólidos totales del lodo, se clasifica en dos tipos:

- **Digestión anaerobia de baja carga:** Este proceso es el más sencillo de estabilización biológica, con tiempos de retención de 30 a 60 días. Permite degradar la materia orgánica con cargas en un rango de 2 a 4% de sólidos totales o menor a eso; lo cual requiere adiciones de altas cantidades de agua para lograr mantener la concentración de sólidos descrita. Consiste en tres pasos: recepción, selección, separación y reducción de tamaño; luego la segunda adición de humedad y nutrientes con un ajuste de pH de 6,8 y temperaturas de 55 a 60°C, con rendimientos del 40 al 60%. (Tchobanoglous. et al, 1989)
- **Digestión anaerobia de alta carga:** trabaja de manera similar al caso anterior con la diferencia de concentración en sólidos de 22% o más, y de agitación completa en la zona activa del mismo; conjuntamente con el proceso de recirculación para reducir los tiempos de retención de 8 a 24 h, logrando una reducción del 45% de materia orgánica en forma de biogás, con un rendimiento estimado superior al 80%. (Vitorio C. et al, 2007)

2.4.2.3. Tratamiento con calor

En este proceso denominado también pasteurización, tiene como objetivo principal la destrucción de patógenos y remoción de coliformes, para lograr una desinfección completa en los lodos, para disponerlos finalmente en el suelo. Para este fin se emplean temperaturas superiores a los 50°C, con tiempos de exposición de 30 a 60 min, seguidos de un rápido enfriamiento a 4°C, mediante inyección de vapor para reducir el riesgo de contaminación en cada tanda. Si se emplean una alta rata de

lodos se deben emplean temperaturas superiores a los 175°C y presiones de alrededor de 1300 kN/m³ además de tiempos de retención de 20 a 30 minutos. Por estas razones se emplea este tratamiento de manera conjunta con los sistemas de acondicionamiento. (Corbitt, 2004)

2.4.2.4.Irradiación

Este método es nuevo, emplea el efecto radiante del calor para el tratamiento de los lodos, como por ejemplo en los hornos que poseen material refractario o lámparas incandescentes, reemplazando el uso de energía eléctrica en el proceso. El problema con este proceso es el elevado costo de las tecnologías que se necesitan así como los peligros para trabajar con altas demandas energéticas de calor. (Corbitt, 2004)

2.4.3. Acondicionamiento

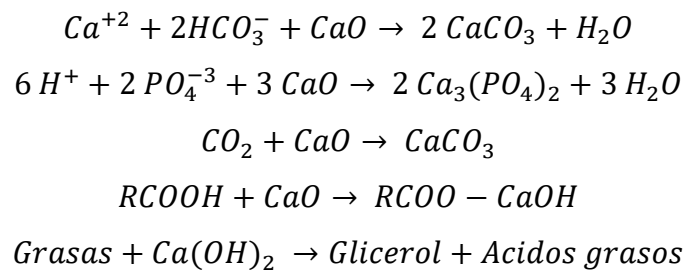
El acondicionamiento es un proceso mediante el cual, se prepara la carga de lodos para los procesos de desaguado de tal manera que se mejoran las características fisicoquímicas del mismo previo a la digestión y además permite una remoción de olores al eliminar microorganismos remanentes tras la digestión. Los métodos más usados son los de tipo químico y térmico, por la facilidad de aplicación en los lodos y la variedad de formas para incluirlas dentro del proceso. (Vitorio et al, 2007).

2.4.3.1.Acondicionamiento químico

Este proceso se encarga de la acción bactericida, ralentizando la acción de los microorganismos mediante una modificación en el pH del medio. Entre las sustancias que se emplean para dicha etapa tenemos: la cal viva o apagada, el cloruro férrico, sulfato de aluminio y polímeros polielectrólitos. Por su reducido costo y alcalinidad, la cal es el reactivo que más se utiliza. Este método sugiere de acuerdo a normativa europea el uso de cloración y tratamiento con cal, en ambos

casos se eliminan la presencia de microorganismos agresivos que perjudiquen la salud de las personas; se emplea gas cloro en exceso con una dosificación máxima de 2000 mg/L que permiten la disolución de metales pesados. (Tchobanoglous et al, 2003).

La acción de la cal en el proceso genera como subproducto carbonato de calcio, el cual incrementa la alcalinidad dentro del proceso. A continuación se muestran las reacciones típicas del tratamiento con cal con respecto a los componentes que generan actividad microbiana residual en los lodos:



Reacciones de estabilización química o alcalina:

Fuente: Tchobanoglous G. et al. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. Tomo III. Metcalf & Eddy Inc. (2003)

En el proceso se añade cal (CaO o también Ca(OH)₂) en suficiente cantidad hasta lograr un pH de 12 o más, el cual permite eliminar malos olores y reducir patógenos, es decir que puede inactivar virus, bacterias, entre otros microorganismos. (Corbitt, 2004)

Type of sludge	Chemical dosage, % dry sludge solids		
	FeCl ₃	Ca(OH) ₂	Polymer
Raw primary	1–3	0–5	0.15–0.25
Raw (primary and trickling filter)	3–6	0–15	0.2–0.5
Raw (primary and activated sludge)	4–8	0–15	0.3–0.75
Activated sludge	6–10	5–15	0.4–1.25
Digested primary	2–3	3–8	0.15–0.4
Digested (primary and trickling filter)	4–8	5–15	0.3–0.75
Digested (primary and activated sludge)	6–10	5–15	0.3–1

Tabla 2.7: Porcentajes de químicos dosificados para acondicionamiento.

Fuente: Standard Handbook of Environmental Engineering, Corbitt Robert A. (2004).

Para la dosificación de cal existen varios métodos que pueden aplicarse: entre ellos destacan el de forma líquida, que se emplea antes de la digestión, en donde se mezcla una disolución saturada de cal con el lodo a tratar, en un tanque de contacto durante aproximadamente 20 a 30 minutos. La adición de cal de forma seca se realiza con un tratamiento post-digestión, para elevar el pH de la mezcla, el proceso requiere de una mezcla adecuada entre la torta de lodo seco y la cal, por lo que se emplean sistemas de dosificación por bandas a contracorriente. (Vitorio et al, 2007).

El cloruro férrico usualmente se emplea conjuntamente con la cal, tras añadirla para el incremento de pH, este producto es soluble en agua y forma complejos que neutralizan las cargas negativas en el lodo, se dosifica en diluciones al 35 a 45% teniendo en cuenta que si se añade en exceso se promueve una precipitación como hidróxido férrico, se debe almacenar a bajas temperaturas (cerca de -1°C al 45% se cristaliza la solución), este reactivos es altamente corrosivo por lo que requiere un almacenamiento adecuado y equipos especiales para su dosificación y procedimiento de operación muy estrictos. (Vitorio et al, 2007).

2.4.3.2. Tratamiento con calor:

El acondicionamiento térmico se logra a temperaturas en el rango de 150 a 260 °C bajo presiones de 1035 a 2760 kN/m², lo que permite la ruptura de la estructura celular de los microorganismos, obteniéndose al final del proceso: materia inorgánica y residuo celular; además se reduce la afinidad de los sólidos con el sobrenadante lo que permite un proceso de deshidratado más eficaz y sencillo. (Corbitt, 2004).

2.4.4. Deshidratación:

Esta operación unitaria permite una reducción considerable del volumen de los lodos al eliminar el agua interna del mismo, mediante varios procesos mecánicos como la centrifugación, el uso de vacío o presión, así también de manera natural mediante el uso de camas de secado (“drying beds”) y lagunas de secado (“drying lagoons”). Este proceso permite una concentración del 4 al 20% de sólidos obteniéndose un lodo húmedo similar a una torta. El método apropiado de deshidratación se debe considerar con respecto al tipo de lodo y el volumen que se debe tratar. (Vitorio et al, 2007).

La aplicación de la deshidratación es vital para la reducción de costos de transporte en cuestión de volumen de lodo, se facilita además su envío en recipientes de menor tamaño, reduce considerablemente la necesidad de aportar más energía en los procesos de disposición final como la incineración por el agua que se debe evaporar para aprovechar el lodo, también permite una aplicación directa como relleno sanitario evitando de esta forma la producción de lixiviados. (Tchobanoglous et al, 2003)

2.4.4.1. Centrifugación:

Es un proceso mediante el cual se separan la fase sólida de la líquida de los lodos digeridos mediante la acción de la fuerza centrífuga. En una primera etapa que se conoce como clarificación las partículas suspendidas en el sobrenadante se depositan por acción de la gravedad, en una segunda etapa ocurre la compactación y el lodo pierde una parte del agua capilar asociada, bajo la acción prolongada de la centrifugación la cual debe lograrse alrededor de 3000 rpm, para una remoción óptima del agua. Este proceso tiene como fuerza impulsora la diferencia de densidades entre las partículas sólidas y el agua circundante y se rige mediante la ley de Stokes que relaciona la velocidad de sedimentación de una partícula sólida en un fluido y las densidades de los mismos. Además la aceleración resultante de la centrifugación depende tanto de la gravedad como del radio del equipo a emplear según la cantidad de alimentación a tratar. (Vitorio et al, 2007).

$$V = [g \cdot (\rho_s - \rho_L) \cdot d^2] / (1800 \cdot \mu)$$

Donde V= Velocidad de sedimentación del sólido en el líquido (m/s), g= constante gravitacional (9.8 m/s²), ρ_s = densidad del sólido (Kg/m³), ρ_L =densidad del líquido (Kg/m³), d= diámetro medio de la partícula (m), μ = viscosidad del líquido (Kg/m.s).

Existen varios tipos de centrifugas que se emplean a nivel mundial:

- **Rotor centrifugo de solidos:** En este equipo, el lodo es alimentado de forma continua, a contracorriente o concurrente, dentro del compartimento rotatorio, donde por diferencia de densidad se separan la torta del lodo y una corriente diluida denominada concentrado, el cual se recircula a los procesos de tratamiento de agua residual. La torta de lodos secos contiene un 70 a 80% de la mezcla inicial, esta se descarga a un alimentador de tornillo y luego pasa a una cinta transportadora. Dependiendo del tipo de

lodo la concentración de sólidos en la torta varía entre 10 a 30%, cuando se obtienen en un valor cercano al 25%, los lodos secos pueden pasar directamente a incineración o hacia un relleno sanitario.

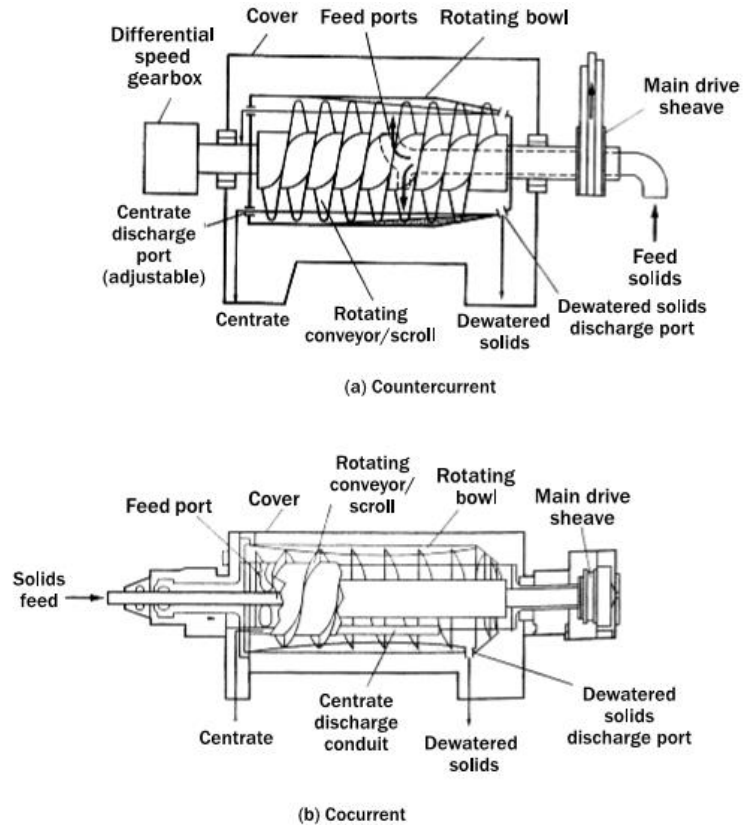


Figura 2.15: Deshidratador centrífugo a) a contracorriente, b) concurrente.

Fuente: Wastewater Sludge Processing. Turovskiy & Mathai (2006).

- **De canasta:** Este tipo de centrifuga puede ser perforada o no, las que no son perforadas se emplean en deshidratación de lodos, la cual gira sobre un eje vertical con una alimentación semicontinua y una descarga de torta de lodo seco. La canasta centrifuga tiene una baja capacidad comparada con el rotor,

aun así se la emplea por la gran capacidad de recuperación de sólidos sin mayor tratamiento químico previo.

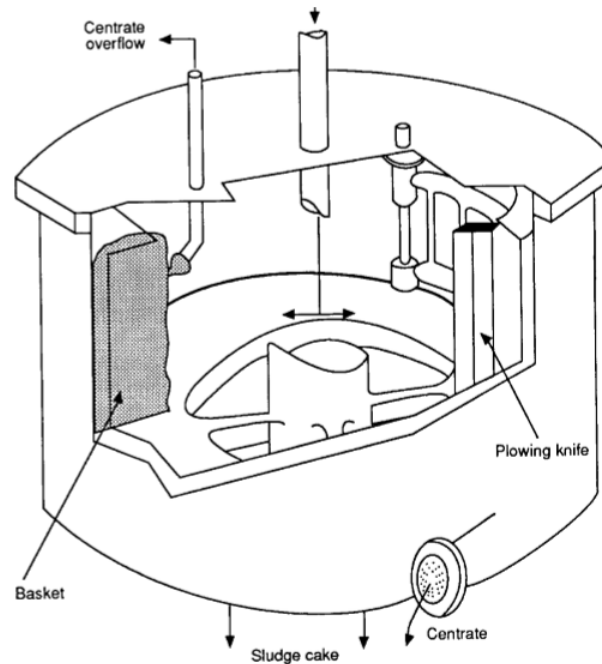


Figura 2.16: Centrifuga tipo canasta.

Fuente: Standard Handbook of Environmental Engineering, Corbitt Robert A. (2004).

- **Alto torque:** Son una modificación de las centrifugas tradicionales de rotación, y están diseñadas para producir tortas de lodo, las unidades poseen una sección cilíndrica alargada, en forma de una vara, la baja velocidad de rotación permite un mayor tiempo de residencia, además cuenta con un rollo modificado que logra un contacto directo entre el lodo y la vara al final de esta unidad. La cantidad de sólidos concentrados es de apenas el 30% por lo que se recomienda el uso de polímeros secantes para aumentar el rendimiento del mismo. (Tchobanoglous et al, 2003)

2.4.4.2. Filtros de presión:

Esta operación se realiza forzando el agua del lodo a salir al aplicar presión, destacándose el efecto de lograr altas concentraciones de lodo seco, capturando la mayor cantidad de sólidos, sin embargo esto incluye un proceso complicado de operación, altos costos de químicos y limitaciones por el tiempo de vida útil del filtro. Existen varias tecnologías de filtros de presión, entre las cuales se destacan las de filtro a presión por cinta de volumen fijo o variable. Sus mecanismos son similares en tanto que el lodo pasa mediante varios compartimentos verticales que permiten eliminar la mayor cantidad de agua adherida, y obtener un lodo deshidratado que se almacena en tanques abiertos; la diferencia entre ambos sistemas radica en el tipo de mecanismo empleado para deshidratar en el primera caso se emplean los platos en diferente posición y en la parte central se comprime el lodo para deshidratarlo alrededor de 3 horas bajo presiones de 690 a 1550 kN/m² mientras que en el segundo caso, el lodo se coloca en un compartimento tipo diafragma de caucho, donde se llena alrededor de 15 a 20 minutos y luego se aplica la respectiva presión desde 690 a 860 kN/m² en una primera etapa hasta 1380 a 2070 kN/m² en la etapa final. (Tchobanoglous et al, 2003).

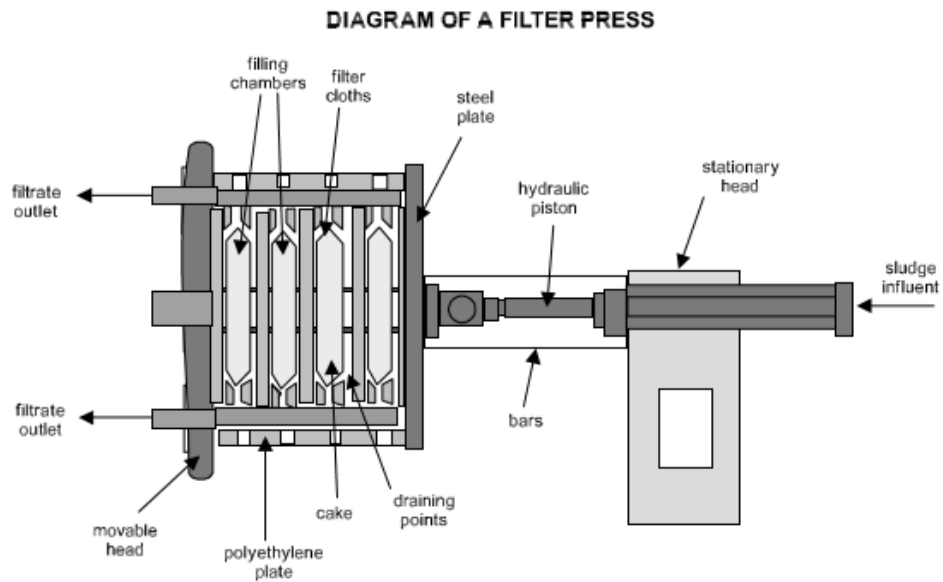


Figura 2.17: Esquema de un filtro a presión con diafragma.

Fuente: Wastewater Sludge Processing. Turovskiy & Mathai (2006).

2.4.4.3. Filtros al vacío:

Un tipo especial de filtro a presión es el filtro al vacío, es el más utilizado en esta etapa, en donde se logra separar el agua del lodo mediante la acción de un vacío controlado, a través de un medio poroso (nylon, Dacrón, malla metálica, entre otros) que permite solo al líquido salir. El sistema consiste en un tanque de lodos y un compartimento rotatorio en forma de cilindro. (Ramalho, 1983)

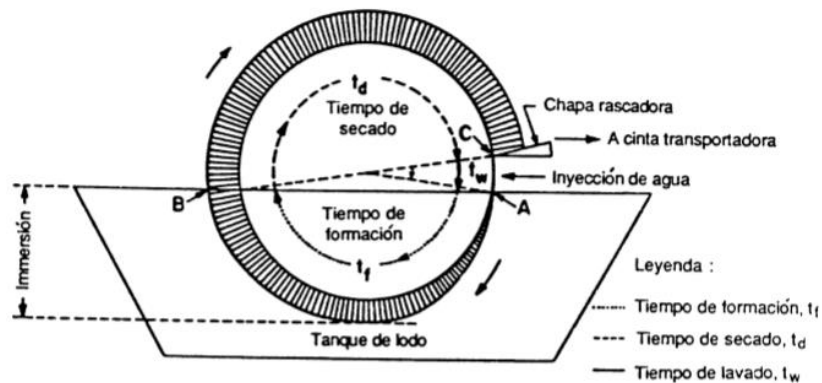


Figura 2.18: Esquema de filtro al vacío.

Fuente: Tratamiento de aguas residuales, Ramalho (1983).

En la fracción sumergida del cilindro que corresponde a un 60% del total, se aplica el vacío que oscila en un rango de 250 a 550 mmHg; de tal manera que el lodo queda adherido a la superficie del tambor y se empieza a formar la torta del lodo en la parte inferior hasta la parte media durante el proceso de inmersión, el tiempo necesario para esta primera parte recibe el nombre de tiempo de formación, luego empieza la etapa de secado fuera del tanque, hasta que el tambor rota hasta una cuchilla que raspa el lodo seco y lo conduce hasta una cinta transportadora; finalmente se inyecta agua para limpiar el medio filtrante y empezar el proceso de nuevo, a este instante se denomina tiempo de lavado el cual ocupa un 20% aproximadamente del total de tiempo del ciclo. Entre las variables a considerar para un diseño de filtro al vacío se debe tener en cuenta las características fisicoquímicas del lodo y del medio filtrante a usar. Por lo general en este proceso se logra una concentración del lodo seco entre 40 a 20% dependiendo del origen del mismo y del tipo de químicos dosificados para mejorar el proceso de secado, empleando coagulantes para evitar que partículas pequeñas obstruyan el medio filtrante en cada ciclo. (Ramalho, 1983)

2.4.4.4. Camas de secado:

Las denominadas “Drying beds” son el método de deshidratación más ampliamente utilizado en Estados Unidos, empleado desde hace más de 100 años, debido a la facilidad para trabajar con plantas pequeñas en regiones soleadas, en Europa más del 80% de plantas emplea las camas de secado. La principal ventaja es la reducción de costos, la alta cantidad de sólidos que se puede retener en el lodo seco, y evitar la necesidad de un control exhaustivo del sistema. Existen cinco tipos de mecanismos de las camas de secado: las convencionales de arena, las pavimentadas, la de medios artificiales, la asistida por vacío y la de tipo solar. Las más empleadas son las dos primeras, ambas emplean un proceso de percolación para eliminar el agua de los lodos mediante varias capas de sustancias absorbentes como la arena o la grava, y una tubería central en la parte inferior con varias perforaciones por donde se elimina el agua. (Tchobanoglous et al, 2003).

- **Camas de secado convencionales de arena:** Los lodos se mantienen en el equipo a 200 a 300 mm de una capa arena y grava especialmente dispuesta para un secado mediante dos vías: por infiltración y por evaporación. El equipo consiste en un tanque rectangular con celdas múltiples que cuentan con un equipo de filtración lateral inferior, donde lleva el agua filtrada que luego es enviada a recirculación en las anteriores etapas. La tubería de desagüe esta coloca bajo una capa de grava gruesa y piedra aplastada que evita daños de tipo mecánico al recoger el lodo seco, además debe tener un inclinación mínima del 1% y un diámetro interno de 10 cm. Generalmente estos sistemas tienen un secado al aire teniendo en cuenta la presencia de cubiertas para evitar el efecto de las lluvias pero se debe controlar la

temperatura que puede cambiar un poco por este fenómeno natural. (Tchobanoglous et al, 2003)

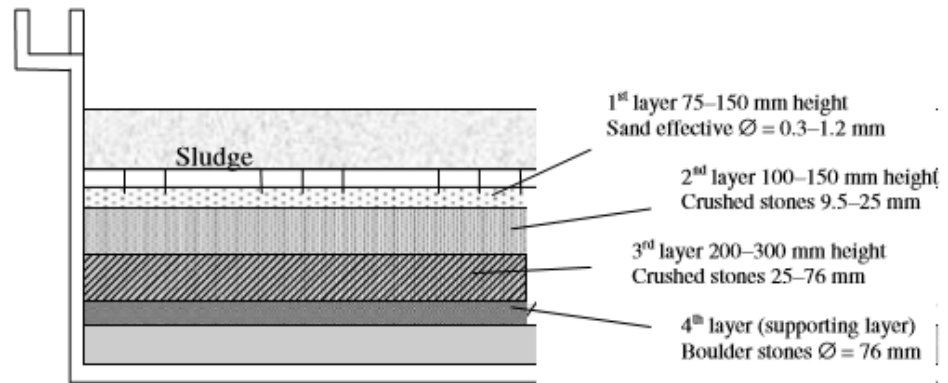


Figura 2.19: Distribución de las diferentes capas en una cama de secado.

Fuente: Sludge Treatment and Disposal, Volume Six, Vitorio C. et al. (2007).

- **Camas de secado pavimentadas:** Estas emplean revestimientos de concreto o asfalto, en la parte superior sobre capas de arena, a unos 200 a 300 mm de distancia, con una inclinación de al menos 1,5% para lograr que el agua drene hacia el centro del sistema en una tubería donde no hay pavimento colocado, solo una capa adicional de arena. La principal ventaja es la facilidad para remover la torta de lodos, y la limpieza es mucho más rápida y el mantenimiento se reduce, gracias a que el sistema posee paneles frontales que pueden usarse para la extracción del producto. (Turovskiy & Mathai, 2006)

2.4.5. Secado:

Es un proceso térmico que tiene con fin la reducción del volumen de los lodos antes de su disposición final, entre los métodos empleados para llevar a cabo esta etapa, se tienen: el método térmico, la incineración, pirolisis o la oxidación con aire seco.

Dependiendo de la disposición final que se requiera dar al lodo, se debe escoger adecuadamente el tipo de secado final: los lodos para incineración deben tener al menos de 30 a 35% de sólidos para asegurar una operación autotérmica, si estos van al relleno sanitario deben tener 65% y si van a parar como biosólidos para aplicación agrícola su contenido de sólidos debe ser del 90%. Entre las ventajas que posee esta etapa priman la reducción de costos y de transportación, la total reducción de patógenos y entre las desventajas son los elevados costos de operación y requerimientos de capacitación para el personal. (Turovskiy & Mathai, 2006)

2.4.5.1. Tratamiento con calor:

Se emplean para esta etapa secadores que reducen el volumen del lodo de 8 a 10% del total, a temperaturas de 370°C sin que ocurra la combustión del lodo, estos sistemas incluyen además depuradores de aire y colectores de material particulado para evitar contaminación al medio. Las tecnologías que se puedan aplicar para secado son: secador flash, rotatorio, toroidal, cabezal múltiple y spray. El más utilizado es el primero en donde se remueve rápidamente la mezcla de lodo y gases extremadamente calientes, con temperaturas cercanas a los 700°C, a velocidad de 20 a 30 m/s que permiten secar en cuestión de segundos; luego el lodo seco pasa a enfriarse por un ciclón neumático donde se separan los gases, que se eliminan de 220 a 300°C y el lodo, el cual sale a 71°C. (Turovskiy & Mathai, 2006)

2.4.5.2. Incineración:

Es un proceso químico mediante el cual mediante una combustión completa se elimina todo el material orgánico remanente del lodo, con una oxidación rápida, a temperaturas entre 720 a 860°C completando la reducción de patógenos. Los productos de este proceso son dióxido de carbono, agua y cenizas. Dependiendo del tipo de lodo, la incineración requerirá el uso adicional de energía por medio de

combustibles, lo que aumenta considerablemente el costo de operación del sistema, además se debe considerar el 20% de aire en exceso para una combustión efectiva. Los sistemas empleados en incineración son de cabezal múltiple, lecho fluidizado y ciclones, cada uno tiene adaptaciones según la cantidad y el tipo de lodo a incinerar sin olvidar los sistemas de control de contaminación al aire. (Turovskiy & Mathai, 2006)

2.4.5.3. Pirolisis:

Es un proceso controlado mediante el cual las sustancias orgánicas se descomponen a altas temperaturas en ausencia de oxígeno, produciendo gases como el metano, residuos líquidos (aceites) y sólidos como el carbón. A pesar de obtener una reducción de sólidos casi total, los productos obtenidos en altas concentraciones pueden considerarse como residuos peligrosos si no se cuenta con un sistema de control de contaminación adecuado. (Turovskiy & Mathai, 2006)

2.4.6. Disposición final:

Los lodos secos que no se emplean para incineración o pirolisis, y de acuerdo a su contenido de sólidos tiene una aplicación específica en dos sectores bien definidos:

- Disposición superficial: Relleno sanitario.
- Disposición a tierra: Agrícola, como abono o composta.

En muchos países, el emplear un lodo tratado requiere de una infraestructura costosa pero con que justifica adecuadamente este fin, porque se encuentra una solución simple a problemas muy devastadores de contaminación del suelo e incorpora nutrientes al mismo, mediante el reciclaje o complemento de sustancias elementales de los ciclos biológicos naturales; además de convertir un residuo potencialmente peligroso en un recurso aprovechable y de una economía accesible.

Así, se puede definir un parámetro de calidad para los procesos que generan lodos activos, las empresas buscan una gestión de excelencia en sus procesos y de esta forma destinan cada residuo generado a un tratamiento en particular: reciclaje, composteo, incineración y vertedero en suelos. Por ejemplo: el Plan de Residuos que posee Holanda, consiste en aprovechar residuos de la siguiente manera: 30% para reciclaje, 30% en compostaje, 30% de recuperación de energía y el 10% de vertido como residuos no aprovechables. En Viena, el esquema es un poco más proporcionado a la energía con un de 50%, 29% de reciclaje, 12% de compostaje y 9% a vertedero. La tabla 2.8, expone el manejo que se le da a los lodos residuales en algunos países. (Oropeza, 2006)

<i>País</i>	<i>Manejo de lodos</i>
Europa, Australia, Estados Unidos y otros países	Actualmente se realizan investigaciones para utilizar los lodos especialmente tratados, como freno a la contaminación de los acuíferos por productos fitosanitarios y sus impurezas, además servirán para acelerar la descontaminación de suelos que ya estén afectados. También se aplican como fertilizantes en tierras agrícolas.
España	Los residuos de materias orgánicas procedentes de la recolección de residuos separados de origen urbano, así como de la industria, aguas residuales y lodos de plantas de tratamiento pretenden ser utilizados en la agricultura ya que se considera que es el destino más adecuado para este tipo de materias desde el punto de vista ambiental y económico. Se estudia la aplicación de lodos residuales en el control de filtraciones de productos fitosanitarios al acuífero.
Dinamarca	La gran parte de los lodos estabilizados se usan como fertilizante en tierras laborales. El porcentaje de reutilización de los lodos de aguas residuales es de 72%, el 20% se destina a la incineración, y 8% se dispone.
Chile	En 1999 fue aprobado el anteproyecto del "Reglamento para manejo de lodos no peligrosos generados en plantas de tratamiento de aguas" estableciendo que la operación de plantas de tratamiento de agua potable, agua residual urbana y residuos industriales líquidos genera gran cantidad de lodos, los cuales deben ser tratados y dispuestos de manera adecuada para prevenir impactos negativos en el ambiente.
Argentina	Se han instrumentado plantas de compostaje de lodos residuales, para su posterior aplicación como biosólidos en la agricultura.
México	Recientemente se aprobó la Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 para lodos y biosólidos, la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes contenidos para su aprovechamiento y disposición final.

Tabla 2.8 Manejo de lodos activados en diferentes países.

Fuente: Oropeza N. Lodos residuales: estabilización y manejo. (2006)

CAPITULO III

CÁLCULOS DE DISEÑO

3.1 Generalidades:

Las consideraciones que se deben tener en cuenta para un diseño de plantas no solamente debe incluir las materias primas, insumos o productos obtenidos, sino también el objetivo clave del mismo: la cantidad de producción diaria, si se cuenta con los recursos económicos y el área física disponible para el mismo. En el caso del tratamiento de lodos activos provenientes de un proceso secundario de tratamiento de agua residual, se pueden realizar múltiples propuestas de combinación de etapas, que dependen tanto de propiedades fisicoquímicas y biológicas de los lodos a tratar, la cantidad de alimentación diaria y de las condiciones del producto final a obtener. (Tchobanoglous et al, 2003).

En este caso, los lodos provienen de una industria cervecera, que posee un sistema de tratamiento de aguas residuales que colecta los cuerpos de agua provenientes de las secciones de producción, bodegas de almacenamiento, aguas servidas y aguas lluvias, que pasan a un equalizador y luego a los procesos primarios, secundarios y terciarios para obtener finalmente agua tratada y productos secundarios, como son lodos anaerobios y lodos activos, los cuales pasan por un tratamiento sencillo de deshidratación mediante bandas con adición de polímeros secantes. Los componentes orgánicos e inorgánicos no volátiles que posee la cervecera se detallan en la tabla 3.1, estos son los componentes claves, que persisten en los residuos de los mismos, y hasta cierto punto pueden provocar una ralentización en el proceso de digestión anaerobia, por su acción inhibidora en la generación del biogás, tales como la presencia de

polifenoles, ácidos no volátiles y metales pesados siendo mayoritaria la presencia de metales alcalinos y alcalino – terrosos, que provocan un aumento de la alcalinidad que se traduce en un aumento de pH en los lodos. (Pabby et al, 2009)

Main Nonvolatile Components of Beer

Category	Compound	Concentration (g/L)	Molecular Weight (Da)
Minerals	Ca, K, Mg, Na, P, and other metals	0.5–2	<100
Carbohydrates	Mono- and oligosaccharides	7–13	200–600
	Dextrins (α -glucans)	25–35	50,000–200,000
	β -glucans	0.07–0.5	50,000–200,000
	Pentosans and others	1.5–3.5	50,000–200,000
	Total	33–44	
Organic Nitrogen	True proteins	Traces	>150,000
	Polypeptides	0.06–0.2	5,000–70,000
	Oligopeptides	0.1–0.5	1,500–5,000
	Amino acids and others	0.02–0.1	<5,000
	Total	0.3–1	
Phenols	Monophenols	0.02–0.06	<200
	Polyphenols (monomers)	0.07–0.1	200–500
	Polyphenols (polymers) and others	0.02–0.1	1,000–5,000
	Total	0.15–0.35	
Lipids		0.01–0.02	200–1,000
Glycerol		1–3	92
Nonvolatile acids	Citric, malic, gluconic, etc.	0.2–1	192, 134, 218, ...
Vitamins	B1, B2, B5, B6, B12	0.005	205–1,355

Tabla 3.1 Composición de sustancias no volátiles en la cerveza.

Fuente: Handbook of Membrane Separations. Chemical, Pharmaceutical, Food, and Biotechnological Applications. Pabby et al (2009)

La empresa cervecera genera diariamente una carga aproximada de 120 m³/d de lodos activados crudos hidratados. Se consideró trabajar solo con lodos secundarios activos y anaeróbicos porque los lodos de tipo primario poseen propiedades fisicoquímicas que dificultan la eliminación del agua superficial de los mismos, su estructura física es de tipo coloidal y posee partículas finas dispersas en el medio, lo que conlleva a tener una deshidratación muy complicada. (Turovskiy & Mathai, 2006)

Como referencia, también se trabajó con muestras de lodos activos de una planta procesadora de café. Esta industria posee un sistema de tratamiento de agua residual es muy diferente al indicado en el caso anterior, puesto que posee una PTAR con un digestor aerobio, donde los lodos obtenidos pasan a un filtro prensa para su deshidratación. Estos lodos poseen alto contenido de materia orgánica biodegradable, pero también arrastran sustancias tóxicas como la cafeína, el ácido clorogénico y los taninos, luego del tratamiento biológico; hay que considerar que el 50% de la acción metanogénica se inhibe por la presencia de fenoles especialmente de los taninos en un rango de 600 a 800 mg DQO/L. (Field, 1990)

Fracción	Porcentaje de DQO identificada
Grasas	4.2
Proteínas	24.4
Azúcares	44.2
Cafeína	7.9
Taninos	8.7
Acido clorogénico	10.8

Tabla 3.2 Composición Química de la fracción hidrosoluble de un extracto de pulpa de café.

Fuente: Aguas residuales de café. Field (1990)

De acuerdo a las características físicas y químicas de los lodos a tratar, se procedió a elegir un sistema simple de 4 etapas para su tratamiento:

- Etapa 1: Transportación desde los tanques de lodos y su concentración mediante sistemas circulares por gravedad.
- Etapa 2: Digestión anaerobia empleando un digestor con sistema de agitación y calentamiento en una sola etapa.
- Etapa 3: Deshidratación de lodos digeridos mediante camas de secado.

- Etapa 4: Disposición final, almacenamiento para su aplicación a tierra en el campo agrícola.

3.1.1 Caracterización de lodos activados:

Las características que se necesitan conocer de los lodos activos que van a ser tratados son:

- **Contenido de humedad:** Cantidad de agua expresada como porcentaje, que contiene el lodo tras un secado a 130°C durante 1 hora, este parámetro permite conocer la cantidad inicial de agua que se debe eliminar de los lodos en las primeras etapas del tratamiento.
- **Sólidos totales:** Indica la cantidad de materia sólida contenida en el lodo, se obtiene tras un calentamiento prolongado a 105°C durante 8 horas, expresado en mg/L de muestra.
- **Sólidos totales volátiles:** Expresa la cantidad de materia orgánica que se transforma a CO₂ y H₂O de los lodos tras una descomposición térmica a 550°C en ausencia de oxígeno; expresa en mg/L de muestra.
- **Sólidos suspendidos:** Relaciona la cantidad de materia suspendida en una muestra líquida, que queda retenida en un filtro de porosidad 0,45 μ.
- **Nitrógeno:** Permite cuantificar el contenido de nitrógeno amoniacal y orgánico, mediante el proceso Kjeldahl, con una transformación del nitrógeno contenido en amoníaco a un pH de 9,5 y posteriormente una destilación para colectarlo en forma de amonio a pH 4,5 para luego por volumetría determinar el contenido de nitrógeno total en mg/L. Después la muestra destilada pasa por una digestión a temperaturas superiores a los 380°C con un reactivo de digestión para transformar toda la materia orgánica contenida; el nitrógeno orgánico se determina finalmente de la misma forma que el nitrógeno amoniacal, en mg/L.

- **Fosforo:** Por medio de un método espectrofotométrico, con un agente reductor de cloruro estañoso, se determina a 690 nm, el contenido de fosforo como fosfatos en la muestra; con una correlación de una curva de calibración en mg/L.
- **pH:** Mediante un potenciómetro se mide el potencial hidrogeno de la muestra de lodos, esto indica si requiere o no un ajuste del mismo antes del proceso de digestión anaerobia.
- **Metales pesados:** Por vía espectrométrica, se determina la cantidad de metales pesados en lodos (de forma típica Cu, Pb y Zn), los cuales se analizan con lámparas selectivas de cada metal. Previamente la muestra debe ser digerida adecuadamente durante 3 horas con una mezcla de agua regia para realizar este análisis.

3.2 Variables de entrada:

Antes de ensamblar el diseño total de la planta se debe considerar las variables críticas de entrada al proceso: el caudal de entrada, su temperatura inicial de los lodos; estos datos permiten tener en cuenta el tipo de tubería y equipos necesarios para la transportación del mismo, desde los tanques de almacenamiento hasta la primera etapa del proceso que es la concentración. Además se necesita el uso de bombas especiales para que los lodos sean colocados al inicio de cada proceso de la planta, estas bombas pueden ser centrifugas, de embolo, de cavitación progresiva, flujo de torque, diafragma, entre otras y también se debe tener en cuenta el tipo de tubería que sea resistente a las sustancias que forman parte del lodo para evitar problemas de corrosión a futuro. (Tchobanoglous et al, 2003).

En las plantas de tratamiento convencional las tuberías de lodos, no sobrepasan de 6 - 8 in en diametro, si la velocidad de flujo no excede de 5 a 6 ft/s, las conecciones con

las bombas no deben ser mas pequeñas que 4 in en diametro. Se recomienda un flujo del sistema no menor a 150 gal/min a una presión de 50 kN/m², en plantas con mayor capacidad el flujo puede variar y la presión puede aumentar hasta unos 700 kN/m². (Tchobanoglous et al, 2003).

3.2.1. Caudales óptimos de entradas de lodos:

Esta sección se centra en los tipos de bombas empleados más comúnmente en este tipo de diseño:

- **Bombas de embolo:** Se emplean frecuentemente en estos casos, logrando un desempeño satisfactorio. Trabajan en cascada con 1, 2 o 3 émbolos, con capacidades de 2,5 a 3,8 L/s por embolo, con velocidades entre 40 a 50 L/min. Tienen un diseño mínimo de cabezal de 24 m en plantas pequeñas y 35 m o más en plantas más grandes, por el problema de la grasa asociada en las líneas de lodos lo que incrementa progresivamente el cabezal.
- **Bombas centrifugas:** El problema al usar este tipo de bombas es elegir el tamaño adecuado de las mismas, esto depende del tipo de lodo a transportar si es primario o activo. Estas solo operan en un rango determinado de cabezal, mediante la fuerza provocada por un vórtice, en el lodo de tal manera que induce a un fuerza de propulsión en la fase líquida lo que permite su movimiento rápido. Existen dos tipos de centrifugas: la de flujo en torque y la trituradora, las cuales vienen en disposición horizontal o vertical, con capacidades de 150 L/s. (Tchobanoglous et al, 2003).

3.3 Dimensionamiento de sistemas por etapas:

El sistema de tratamiento de lodos propuesto, tiene varias etapas con operaciones unitarias intermedias, las cuales se detallan a continuación:

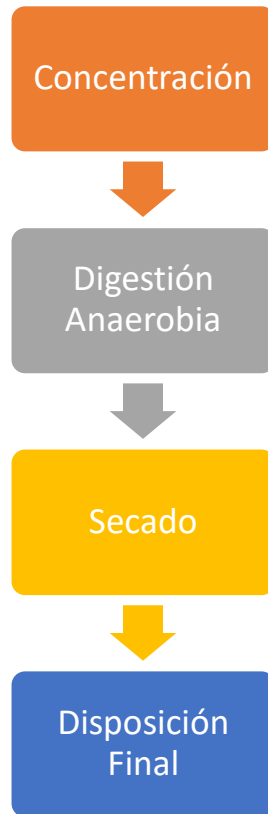


Figura 3.1 Esquema del tratamiento de lodos propuesto.

Para esto se parte de la cantidad de lodo que se desea obtener al final del proceso según la cantidad de lodos que se estima puede generar una empresa con tratamiento biológico de aguas residuales el cual oscila entre 50 a 100 m³ de lodo seco por día.

- La primera etapa consiste en la transportación directa de los lodos hacia los concentradores: el cual se recomienda mantener por no menos de 2 a 3 días para evitar la mineralización y el deterioro del lodo a tratar y además los lodos aerobios y anaerobios deben colocarse en tanques separados y para evitar que se forme biogás antes de pasar a la digestión por lo que se sugiere enviar

directamente a los sistemas de concentración por gravedad. (Tchobanoglous et al, 2003).

- La segunda etapa consiste en la digestión anaerobia, donde se trabajan con lodos activos y anaerobios para favorecer el aumento en la tasa de producción de biogas, a una temperatura específica y constante de $34\pm 1^\circ\text{C}$ de acuerdo a las pruebas experimentales que se detallan en el capítulo 4, con agitación en cada ciclo de carga.
- El lodo digerido pasa a la sección de camas de secado, donde mediante procesos de percolación y evaporación se elimina el agua adherida al lodo y se obtiene un producto final con un porcentaje de humedad muy bajo (30 a 40%) para directamente enviarlo a su disposición final que en este caso es para aplicación agrícola del suelo.

3.4 Dimensionamiento de los sistemas de concentración:

Un concentrador por gravedad tiene un diseño muy similar a un tanque de sedimentación primario excepto que el fondo posee una pendiente más pronunciada. Usualmente tanques tienen un diámetro de 10 a 24 m, la altura del nivel del agua varía de 3 a 4 m y el fondo varía de 1:4 a 1:6 dependiendo del periodo de tiempo requerido para la concentración. El criterio más importante a considerar en el diseño es el área total requerida para lograr la concentración de lodo deseada y se puede estimar mediante la ecuación.

$$A = \frac{C_o Q_o}{G_T}$$

Dónde: A= área del concentrador en m^2 o ft^2 , C_o = concentración de sólidos secos a la entrada (Kg/m^3), Q_o = Flujo de entrada (m^3/d), G_T = flujo de sólidos ($\text{Kg}/\text{m}^2.\text{d}$)

El cambio de volumen en el concentrador se determina mediante la fórmula:

$$V2 = \frac{V1C1}{C2}$$

Donde V1 y V2 son los volúmenes inicial y final de lodo concentrado y C1 y C2 las concentraciones de sólidos en el lodo antes y después de esta operación respectivamente. Se recomienda un caudal de inundación de 4 a 8 m³/m².d para lodos primarios; de 6 a 12 m³/m².d para lodos activos combinados con los primarios. El tiempo de retención de los lodos activos no debe sobrepasar las 15 horas y en el caso de los lodos primarios, el tiempo límite es de 2 a 4 días, de manera general ya que esto también depende de la temperatura a la cual ingresa el lodo. (Turovskiy & Mathai, 2006)

Type of Sludge	Influent Solids Conc. (%)	Thickening Time (h)	Thickened Solids Conc. (%)	Dry Solids Loading	
				kg/m ² ·d	lb/ft ² ·d
Primary (PRI)	3–6	5–8	4–8	100–200	20–40
Trickling filter (TF)	1–4	8–16	3–6	40–50	8–10
Rotating biological contactor (RBC)	1.0–3.5	8–16	2–5	35–50	7–10
WAS	0.4–1.0	5–15	2.0–3.5	25–80	5–16
PRI + TF	2–6	5–10	5–9	60–100	12–20
PRI + RBC	26	5–12	5–9	60–100	12–20
PRI + WAS	0.6–4.0	5–15	3–7	25–200	5–40
Aerobically digested WAS	0.5–1.0	1.5–12.0	2–5	50–200	10–40
Anaerobically digested PRI	4–7	20–1440	6–13	—	—
Anaerobically digested PRI + WAS	2–4	20–1440	8–11	—	—

Source: Adapted from U.S. EPA, 1979.

Tabla 3.3 Criterios de diseño para concentradores centrífugos.

Fuente: Wastewater Sludge Processing. Turovskiy & Mathai (2006).

3.5 Dimensionamiento de digestores anaeróbicos:

En el proceso de digestión anaerobia de lodos, uno de los parámetros más importantes a considerar es el tiempo de digestión en días, según la tabla 3.3, la cual considera la carga de sólidos secos a tratar, el contenido de sólidos volátiles de la alimentación y la

capacidad del digestor considerando diferentes mezclas. Es un método aplicable para el dimensionamiento de digestores en base al tiempo de desplazamiento en días. (Rivas, 1967).

Cargas Sólidas Totales (secos) en kg/l · día	Sólidos Volátiles 70 % en kg/l · día	CAPACIDAD DIGESTOR (1) en l/persona Basado en 0,095 kg sólido total en crudo/per. · días			TIEMPO DE DESPLAZAMIENTO (2) en días Lodo crudo con humedades anotadas		
		Primario, 60 % remoción	Filtro Percolador, 90 % remoción	Lodos Activados 95 % remoción	Primario, 95 % humedad	Filtro Percolador, 96 % humedad	Lodos Activados 97 % humedad
0,00048*	0,000336	$\frac{0,095 \cdot 0,6}{0,00048*} = 119$	$\frac{0,095 \cdot 0,9}{0,00048*} = 178$	$\frac{0,095 \cdot 0,95}{0,00048*} = 188$	$\frac{0,05}{0,00048*} = 104,1$	$\frac{0,04}{0,00048*} = 83,3$	$\frac{0,03}{0,00048} = 62,5$
0,00064*	0,000450	" = 89,2	" = 134	" = 141	" = 78,1	" = 62,5	" = 46,9
0,00080*	0,00056	" = 71,3	" = 107	" = 113	" = 62,5	" = 50,0	" = 37,5
0,00096*	0,00067	" = 59,5	" = 89	" = 94	" = 52,1	" = 41,6	" = 31,3
0,00112	0,00078	" = 50,8	" = 76,3	" = 80,5	" = 44,7	" = 35,7	" = 26,8
0,00128	0,00089	" = 44,5	" = 67	" = 71	" = 39,1	" = 31,3	" = 23,4
0,00144	0,00101	" = 39,4	" = 59	" = 62	" = 34,7	" = 27,8	" = 20,8
0,00161	0,00112	" = 35,3	" = 53	" = 56	" = 31,3	" = 25,0	" = 18,8
0,00192	0,00134	" = 29,75	" = 44,5	" = 47	" = 26,0	" = 20,8	" = 15,6
0,00224	0,00157	" = 25,40	" = 38	" = 40	" = 22,3	" = 17,9	" = 13,4
0,00322	0,00227	" = 17,65	" = 26,6	" = 28	" = 15,6	" = 12,5	" = 9,4
0,00480	0,00335	" = 11,85	" = 17,8	" = 19	" = 10,8	" = 8,4	" = 6,2

Tabla 3.4 Datos de diseño de digestores anaerobios según la norma de los 10 estados.

Fuente: Tratamiento de agua residual, Rivas G. (1967)

Para los cálculos a fin de correlacionar estos parámetros se utilizan las siguientes formulas:

Capacidad del digestor:

$$C_D(d) = \frac{\% \text{ de sólidos secos en lodo humedo}}{\text{Carga deseada (en } \frac{Kg}{L \cdot día})}$$

Esto considerando como base de cálculo el tiempo de desplazamiento.

Para el proceso de diseño como tal se deben considerar los siguientes datos:

- Sólidos volátiles y fijos que llegan al digestor.
- Materia volátil destruida y remanente por día.
- Volumen de lodos crudos y digeridos obtenidos en el proceso.
- Capacidad del digestor y su verificación.

- Incremento del volumen del digestor.

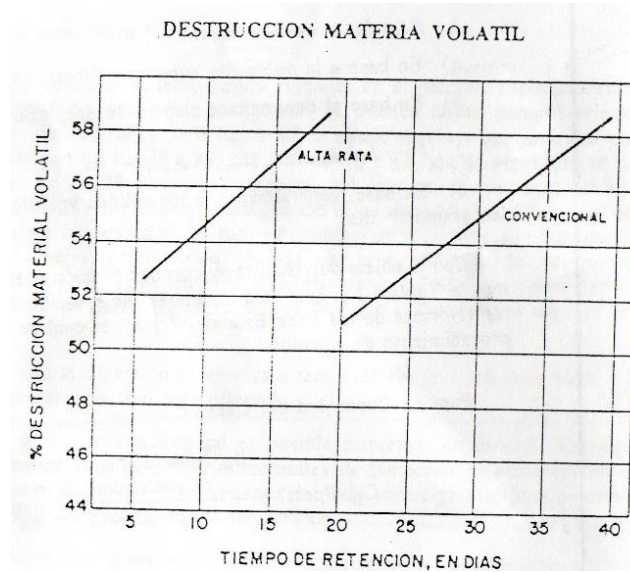


Figura 3.2 Destrucción de materia volátil vs tiempo de retención.

Fuente: Tratamiento de agua residual, Rivas G. (1967)

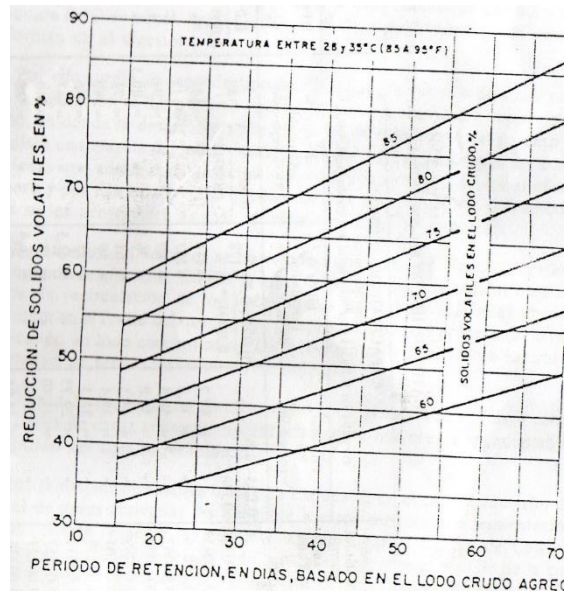


Figura 3.3 Esquema del tratamiento de lodos propuesto.

Fuente: Tratamiento de agua residual, Rivas G. (1967)

De acuerdo a la tipo de sistema escogido se puede estimar la cantidad de materia orgánica que se transforma en biogás en el proceso, suponiendo que la tasa de reducción tiene una tendencia lineal; que puede ser de alta rata o convencional. En ambos casos el cálculo de esta variable es similar, con la diferencia que el tiempo de retención es menor. (Rivas G. 1967)

Para determinar la capacidad del digestor, en países de zona templada, la temperatura es un factor que favorece la digestión de lodos, de tal manera que se reduce su tiempo de desplazamiento y su capacidad de almacenamiento. Por lo general se trabaja en el rango mesofílico y termofílico, en la figura 3.3 se puede observar una relacion entre la capacidad del digestor y el contenido de carga solida agregada de acuerdo al rango de temperatura. Este calentamiento se logra mediante el uso del mismo gas producido en la digestión, mediante la adaptación de diversos aditamentos, tales como serpentines, intercambiadores de calor, entre otros.

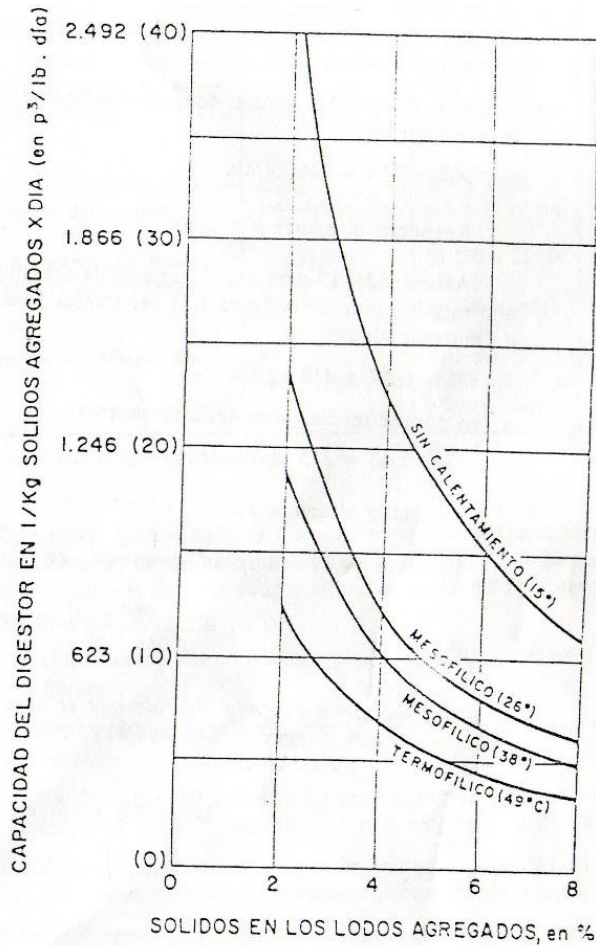


Figura 3.4 Capacidad del digestor, según el rango de temperatura.

Fuente: Tratamiento de agua residual, Rivas G. (1967)

También se debe considerar el material del cual se construye el digestor, puesto la conductividad térmica del mismo, influye en la cantidad de calor necesario para conservar la temperatura del digestor dentro del mismo. Los materiales usualmente empleados en la construcción de digestores son: concreto, mortero de cemento, madera, ladrillos, entre otros. Rivas G. (1967)

VALORES DE K (CONDUCTIVIDAD TERMICA)	
Tabiques de mampostería	5,0
Mortero de cemento	12,0
Concreto de escorias	5,4
Concreto normal	12,0
Madera	0,7 a 1,0
Suelo { Seco	8,0
{ Húmedo	16,0

Tabla 3.5 Valores de conductividad térmica de materiales.

Fuente: Tratamiento de agua residual, Rivas G. (1967)

3.6 Balance de materia y energía para los digestores:

Para un sistema de digestión anaeróbica tipo batch se debe considerar el siguiente balance de materia:

$$L_o = L_f + B$$

Dónde: L_o es el lodo inicial que entra al digestor, L_f es el lodo digerido y B es la cantidad de biogás producido.

Considerando los SVT en el proceso digestión:

$$L_o x_o = L_f x_f + B x_b$$

Dónde: x_o es la fracción másica de SVT en lodos crudos, x_f es la fracción másica de SVT al final de la digestión, y x_b es la fracción de materia volátil transformada en biogás. (Turovskiy & Mathai, 2006)

Además para el balance de energía:

$$Q_c = 2,2 [WC(T_2 - T_1)]$$

Y

$$W = 100 \frac{S}{P}$$

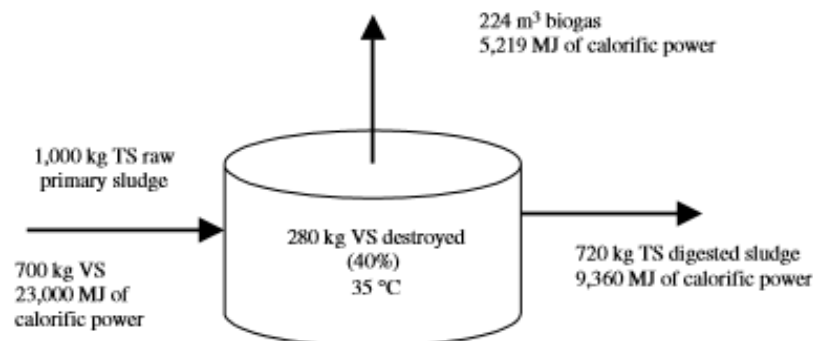
Dónde: S= peso de solidos suspendidos totales secos agregados al digestor por día, P= porcentaje de sólidos en el lodo transferido al digestor, C= calor especifico del lodo crudo, cercano a 1 (para una concentración de solidos de 5 a 10%), T1 y T2= temperaturas en °F del lodo crudo y el lodo en digestión respectivamente.

Las pérdidas de calor en el digestor se estiman mediante la correlación:

$$Qt = \frac{K}{x} A(T2 - T1)$$

Donde:

Qt= es la perdida en BTU/h, K= es la conductividad térmica del material en BTU/h.ft2.°F.in espesor, x= es el espesor del material en in, medidas en el sentido de la dirección donde escapa el calor. Rivas G. (1967)



- raw sludge heating power: $23 \text{ MJ/kgTS} \times 1,000 \text{ kgTS} = 23,000 \text{ MJ}$
- amount of volatile solids destroyed: $700 \text{ kgTS} \times 0.4 = 280 \text{ kg VS}$
- amount of digested sludge: $1000 - 280 = 720 \text{ kgTS}$
- digested sludge heating power: $13 \text{ MJ/kgTS} \times 720 \text{ kgTS} = 9,360 \text{ MJ}$
- biogas production: $0.8 \text{ m}^3/\text{kg VS destroyed}$
- biogas volume produced: $280 \text{ kgVS} \times 0.8 = 224 \text{ m}^3$
- biogas heating power: $23.3 \text{ MJ/m}^3 \times 224 \text{ m}^3 = 5,219 \text{ MJ}$

Figura 3.5 Esquema del balance de materia y energía para digestores anaerobios.

Fuente: Wastewater Sludge Processing. Turovskiy & Mathai (2006).

3.7 Sistemas de deshidratación por camas de secado:

Para estos sistemas de deshidratación se debe tener en cuenta ciertas características de los lodos tales como: contenido de sólidos del lodo digerido, % de humedad presente, % de humedad de la torta de lodo seco y la aplicación final. Se recomienda según estándares de Brazil que la carga de sólidos sea de no menos de 15 Kg de ST/m² de área de la cama por ciclo de secado, al menos dos camas propuestas para el proceso y una distancia máxima de transportación de 10 m desde el proceso de digestión hasta el de deshidratación. (Vitorio C. et al. 2007).

Parameter	Typical value
Minimum number	Two
Shape	Rectangular
Length	20–100 ft (6–12 m)
Width	20 ft (6 m)
Sand layer	
Depth	9 in (23 cm)
Effective size	0.3–1.0 mm
Uniformity coefficient	Less than 4.0
Gravel layer	
Depth	12 in (30 cm)
Grading	0.12–1 in (3.2–25 mm)
Underdrain system	
Pipe size	4 in (10 cm) minimum
Spacing	Less than 20 ft (6.1 m)
Slope	1%
Freeboard above sand	12–18 in (30–45 cm)
Area requirements	
Open	1–2 ft ² /cap (0.09–0.18 m ² /cap)
Covered	0.7–1.5 ft ² /cap (0.06–0.13 m ² /cap)
Application depth	8–12 in (20–30 cm)

Tabla 3.6 Criterios de diseño para las camas de secado convencionales.

Fuente: Standard Handbook of Environmental Engineering, Corbitt R. (2004).

3.8 Almacenamiento y disposición final:

El sistema de aplicación a tierra seleccionado es el de tipo agrícola, para favorecer la producción de alimentos, cultivos y semillas. Los sólidos deshidratados se denominan

biosólidos, y contienen altas cantidades de nitrógeno, fosforo y potasio necesarios para el desarrollo de zonas con grandes cantidades de vegetación. Entre los factores a considerar para su aplicación tenemos los siguientes:

- El requerimiento de nutrientes en base a la cantidad de nitrógeno.
- El requerimiento de biosólidos por año en base a la cantidad de contaminantes.
- Zonas que posean suelos poco profundos o delimitados por regiones rocosas, no cultivables, cercanas a humedales o pantanos.

La topografía del lugar es uno de los parámetros clave a la hora de aplicar biosólidos a un terreno, puesto que afecta el potencial para que el suelo sufra de corrosión y formación de escorrentías. Si el suelo posee pendientes de hasta un 30%, estas pueden colocarse dependiendo del tipo de carga y su método de aplicación. Los sitios ideales para aplicar biosólidos, tienen componentes como el limo y arena de baja profundidad así como agua subterránea a una profundidad máxima de 3 metros. Además se debe considerar el tipo de actividad agrícola realizada y el cambio de clima en el área, en el año porque esto define si el suelo requiere la aplicación de biosólidos o no.

Slope (%)	Comment
0–3	Ideal, no concern for runoff or erosion of liquid or dewatered biosolids.
3–6	Acceptable, slight risk of erosion; surface application of liquid or dewatered biosolids is acceptable.
6–12	Injection of liquid biosolids required for general cases, except in closed drainage basin and/or when extensive runoff control is provided; surface application of dewatered biosolids is generally acceptable.
12–15	No application of liquid biosolids should be made without extensive runoff control; surface application of dewatered biosolids is acceptable, but immediate incorporation into the soil is recommended.
>15	Suitable only for sites with good permeability where the length of slope is short and where areas with a steep slope constitute only a minor part of the total application area.

Tabla 3.7 Aplicación de biosólidos al suelo según la pendiente.

Fuente: Wastewater Sludge Processing. Turovskiy & Mathai (2006).

Aplicación en base a la carga de Nitrógeno: Los biosolidos aplicados en cultivos requieren de cierta cantidad de nutrientes que son aportados básicamente por tres sustancias, nitrógeno, fosforo y potasio; sustancias que generalmente forman parte de los abonos y los fertilizantes comerciales. La cantidad de nitrógeno que requieren las plantas se puede estimar mediante la ecuación:

$$N_{PA} = [(NH_4^+)k_v + NO_3^- + (N_o)f_m]F$$

Dónde: N_{PA} = Nitrógeno disponible para las plantas en el año de aplicación (g/Kg seco), NH_4^+ = % de nitrógeno amoniacal en biosolidos, k_v = factor de volatilización de amoniaco (0.5 para aplicación líquida, 0.75 para aplicación en deshidratación, 1.0 para inyección líquida o deshidratada), NO_3^- % de nitrógeno de nitratos en biosolidos, N_o = % de nitrógeno orgánico en biosolidos, f_m = factor de mineralización de nitrógeno orgánico (0.5 para climas cálidos y solidos digeridos, 0.4 para climas fríos y solidos digeridos y 0.3 para climas fríos y solidos compostados), F = factor de conversión (1000 g/Kg) de solidos secos.

La tasa de aplicación de biosolidos se determina con la relacion:

$$A_N = \frac{N_U}{N_{PA}}$$

Dónde: A_N = Tasa de aplicación de biosolidos en base al nitrógeno, en tons métricas secas/ ha.año. N_U = absorción de nitrógeno en el cultivo (Kg/ ha.año)

Aplicación en base a la tasa de contaminantes: Los contaminantes, en este caso considerados como los metales pesados, la carga de biosolidos aplicada se determina con:

$$A_p = \frac{L_p}{C_p F}$$

Dónde: A_p = Cantidad máxima de biosolidos que se pueden aplicar, en tons métricas secas/ ha.año. L_p = producción de biosolidos (ton métricas/ año) de solidos secos, C_p =

Concentración del contaminante en biosolidos (mg/Kg), F= factor de conversión (0.001 Kg/ton métrica).

Comparando las cantidades necesarias de biosolidos en cada caso, la tasa mínima de biosolidos a aplicar en una determinada área se calcula con la ecuación:

$$A = \frac{B}{L}$$

Donde A= Es el área de aplicación requerida, ha (ac); B= Producción de biosolidos de solido seco (tons/ año), L= Tasa de aplicación de nitrógeno o del contaminante en ton métrica/ ha. año de solido seco. (Turovskiy & Mathai, 2006)

Pollutant	Ceiling Concentration Limits ^{a,b}		Pollutant Concentration Limits ^{a,c,d}		Cumulative Pollutant Loading Rates		Annual Pollutant Loading Rates	
	mg/kg	lb/ton	mg/kg	lb/ton	kg/ha	lb/ac	kg/ha · yr	lb/ac-yr
Arsenic	75	0.15	41	0.08	41	37	2.0	1.78
Cadmium	85	0.17	39	0.08	39	35	1.9	1.70
Chromium	3000	6.00	1200	2.40	3000	2680	150	133.90
Copper	4300	8.60	1500	3.00	1500	1338	75	66.91
Lead	840	1.68	300	0.60	300	268	15	13.38
Mercury	57	0.11	17	0.03	17	15	0.85	0.76
Molybdenum	75	0.15	—	—	—	—	—	—
Nickel	420	0.84	420	0.84	420	374	21	18.74
Selenium	100	0.20	36	0.07	100	89	5	4.46
Zinc	7500	15.00	2800	15.00	2800	2498	140	124.91
Applies to:	All biosolids that are land applied		Bulk biosolids and biosolids sold or given away in a bag or other container		Bulk biosolids		Biosolids sold or given away in a bag or other container	

^a Dry weight basis.

^b Absolute values.

^c Monthly averages.

^d Exceptional quality biosolids.

Tabla 3.8 Limites de metales pesados en suelos.

Fuente: Wastewater Sludge Processing. Turovskiy & Mathai (2006).

Almacenamiento de biosolidos: Una vez que ha transcurrido un tiempo prudencial de maduración de lodos (hasta 30 días tras un tratamiento químico para remover patógenos),

estos se deben almacenar en un espacio confinado sencillo que posee los siguientes componentes:

- Piso de cemento: Este debe poseer cierta porosidad para permitir la absorción de lixiviados en el suelo, lo más recomendable es emplear concreto reforzado o asfalto.
- Red colectora de lixiviados: Esta puede regresar al tratamiento secundario de aguas residuales para ser aprovechado.
- Cubierta: Para evitar problemas con las precipitaciones, se sugiere emplear una cubierta de plástico o un techo simple para mantener guardados los biosolidos.

Las áreas recomendadas para almacenamiento oscilan entre 1.5 y 0.8 m³ de biosolido por m² de área de almacenamiento. (Vitorio et al, 2007).

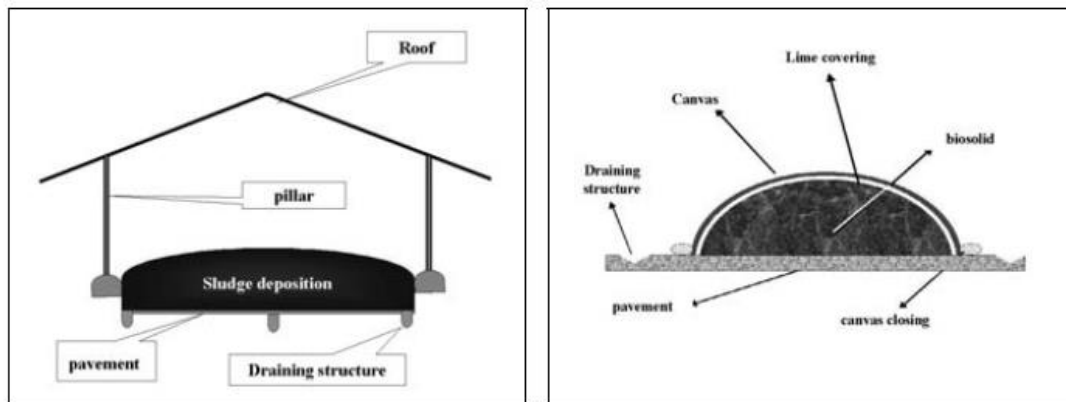


Figura 3.6 Esquema de un almacenamiento convencional y simple de biosolidos.

Fuente: Sludge Treatment and Disposal, Volume Six, Vitorio C. et al. (2007).

CAPITULO IV

REALIZACIÓN DE PRUEBAS EXPERIMENTALES A ESCALA DE LABORATORIO

4.1 Definición de las áreas del proceso sujetas a verificación experimental

La etapa de digestión anaerobia, está sujeta a verificación experimental, debido a que es la parte central y más importante del diseño; la cual no solo permite una estabilización de microorganismos en el lodo, o de aprovechar este recurso del tratamiento biológico a tratar, sino que también que genera un producto altamente útil para la demanda energética del mismo proceso que es el biogás, empleado en la cogeneración de energía eléctrica como fuente alterna de insumos, lo que reduce considerablemente el capital empleado en la construcción de todo el sistema. Para ello se tendrán en cuenta variables como la cantidad de ST, SSV, % de humedad, DQO, pH y temperatura, parámetros requeridos para la digestión de los lodos y de esta manera generar la máxima cantidad de biogás posible. Además la etapa de deshidratación también se considera para un análisis experimental, tras la digestión anaerobia y un proceso de decantación previa, se analiza el contenido de sólidos que permanecen después del anterior proceso y la humedad retenida por los mismos, para determinar la cantidad de calor necesaria para remover el agua adherida e indicar el tipo de secado más adecuado para aplicarlo en el diseño.

4.2 Plan de muestreo:

Las muestras a analizar fueron tomadas de una industria cervecera: Cervecería Nacional, quienes poseen un sistema de tratamiento de aguas residuales completo. La carga de agua a tratar proviene de manera conjunta de los diferentes procesos, así como de oficinas administrativas, sección de limpieza y agua de lluvia. La planta cuenta con

un sistema de PTAR con tratamientos primarios, secundarios y avanzados; los lodos que generan son de tres tipos: primario, anaerobio y activado y un sistema de deshidratación mediante filtro de banda y adición de químicos para el ultimo. Para el presente trabajo, el muestreo se realizó in situ, tomando lodos anaerobios y activados de los digestores, decantados previamente por alrededor de 2 h, para eliminar el sobrenadante y obtener la mayor cantidad de lodo concentrado. Luego se pasó a refrigerar los lodos anaerobios, cerrados completamente hasta su uso y los lodos activados pasaron a mantenerse refrigerados también pero abiertos al ambiente para evitar su acelerada mineralización.

De manera similar se realizó el mismo procedimiento para las muestras de lodo activo de la PTAR de una empresa de solubles de café, Solubles Instantáneos S.A., que cuenta con un sistema de aguas residuales con tratamiento biológico de tipo aerobio, y un sistema de tratamiento de lodos por deshidratación con filtro prensa. Las muestras se tomaron desde la tubería de entrada al tanque de almacenamiento de lodos, para mantener una muestra fresca del mismo, puesto que si se extrae la muestra del fondo del tanque, se trata con una muestra que ya tienen un prologado tiempo de residencia y que causaría errores en la verificación experimental.

4.3 Metodología experimental de las etapas preliminares:

Previo al diseño de la planta de tratamiento de lodos, se procedió a realizar la verificación experimental de dos de las etapas preliminares, las cuales son: el proceso de digestión y la estabilización química simple con un ajuste previo del pH. Para llevar a cabo estas pruebas experimentales se caracterizó cada una de las cargas de lodos a tratar, evaluando los siguientes parámetros fisicoquímicos: pH, temperatura, Contenido de fosforo y nitrógeno, ST, SVT, SFT, contenido de humedad, metales pesados (Zn, Cu, Pb).

Antes de iniciar el proceso experimental de digestión, se realizaron pruebas hidráulicas de las torres para coleccionar biogás, para evitar fugas del mismo, durante 1 semana, luego se procedió a realizar un acondicionamiento del laboratorio de Bioprocesos de la ESPOL para ajustar las temperaturas del sistema en un rango de $34\pm 1^{\circ}\text{C}$, mediante el uso de calefactores eléctricos programables.

Luego se procedió a realizar pruebas de digestibilidad de los lodos, en un primer ensayo, se simuló el proceso de digestión anaeróbica, mediante el uso de reactores tipo batch, que consisten en kitsatos de 1 litro de capacidad, conectados a un sistema de torres colectoras de biogás, por desplazamiento de agua; posteriormente con el fin de verificar exactamente el volumen de biogás coleccionado se emplearon probetas de vidrio, con las siguientes condiciones de trabajo: en el sistema 1 (S1) se inoculó una carga que consistió en biomasa bacteriana y lodo activado en relación en volumen de 1.5:1 y luego se completó toda la carga con agua potable hasta obtener 1 litro. De manera similar se trabajó con un segundo sistema (S2) donde la carga preparada consistió en: biomasa bacteriana y lodo activado en relación de volumen de 2:1 y se completó toda la carga con agua potable hasta obtener 1 litro; ambos sistemas trabajaron a una temperatura constante de $35\pm 1^{\circ}\text{C}$. Al cabo de una hora se midió la producción de biogás en intervalos regulares de tiempo, de 5 horas diarias, para contabilizar la generación total por días. Se realizó un previo ajuste de pH a 7,30 antes de cerrar el sistema para iniciar la colecta del biogás; a medida que la tasa de producción de biogás empieza a decaer se colocó una nueva carga de lodos del doble a lo que se colocó inicialmente en dos ocasiones, eliminando previamente el sobrenadante y ajustando el volumen total con agua potable tal como indica la metodología. Se adoptó este procedimiento con el fin de obtener resultados en menor tiempo, empleando ambos

tipos de lodos generados en un sistema de tratamiento de aguas residuales de tipo industrial.

Para los sistemas S3 y S4 se llevó a cabo la misma metodología con diferentes cantidades de biomasa y lodo activado de la industria de café, en el sistema 3 (S3) se inoculo una carga que consistió en biomasa bacteriana y lodo activado en relación en volumen de 1.5:1 y luego se completó toda la carga con agua potable hasta obtener 750 mL. De manera similar se trabajó con un cuarto sistema (S4) donde la carga preparada consistió en: biomasa bacteriana y lodo activado en relación de volumen de 4:1 y se completó toda la carga con lodo activado 750 mL; ambos sistemas trabajaron a una temperatura constante de 34 ± 1 °C.

Además se implementó un par de sistemas adicionales S5 y S6, que consistió en inocular 750 ml de lodo activado sin biomasa alguna, y para el siguiente sistema 200 ml de biomasa conjuntamente con 600 ml de lodo activado, para observar la producción de biogás por acción de la biomasa, y sin esta; a las mismas condiciones de temperatura y pH anteriormente descritas.

En la tabla 4.1 se resume la composición de cada uno de los sistemas:

Sistema	Composición	Lodo activado (mL)				V total (mL)
		Biomasa (mL)	Carga 1 (mL)	Carga 2 (mL)	Carga 3 (mL)	
S1	Lodos biomasa anaerobia de cervecería + lodos activados de cervecería	200	300	300	500	1000
S2	Lodos biomasa anaerobia de cervecería + lodos activados de cervecería	200	100	200	200	1000

S3	Lodos biomasa anaerobia de cervecería + lodos activados de solubles	150	225			750
S4	Lodos biomasa anaerobia de cervecería + lodos activados de solubles	150	600			750
S5	Lodos activados de cervecería	0	750			750
S6	Lodos biomasa anaerobia de cervecería + lodos activados de cervecería	150	600			750

Tabla 4.1: Composición de cada sistema de digestión anaerobia

4.4 Toma de Datos en campo:

Para el Sistema S1 la carga consistió en 200 ml de lodo anaerobio y 300 ml de lodo activo, en un digester de 1100 ml de capacidad, se llenó todo con agua potable y se ajusta el volumen a 1000 ml y previamente el pH fue ajustado a 7,3 antes de cerrar el digester adaptado a una torre colectora de biogás graduada. Al cabo de 5 días se midió la tasa de producción de biogás siendo representada en la tabla 4.1 de volumen de producción de biogás en mL vs tiempo en días. Para la segunda carga se aumentó al doble la dosificación de lodo activo manteniendo constante la cantidad de lodo anaerobio colocado y sin retirar el lodo de la primera carga, para que el sistema tenga una adaptación rápida a la carga nueva que ingresa y esto se observa en las tablas de la sección 4.5. Finalmente el sistema 1 se le agrega 500 ml de lodo activo, llegando al máximo de la capacidad del digester y se observa un notable aumento en la producción del biogás según las gráficas de la sección 4.5.

Para el Sistema S2 en cambio se trabajó con una carga un poco más pequeña, consistió en 200 ml de lodo anaerobio y 100 ml de lodo activo, en un digester de 1100 ml de capacidad, se llenó todo con agua potable hasta 1000 ml y previamente el pH fue

ajustado a 7,3 antes de cerrar el digestor adaptado a una torre colectora de biogás graduada. Al cabo de 5 días se midió la tasa de producción de biogás en las torres colectoras. Para la segunda carga se aumentó al doble la dosificación de lodo activo manteniendo constante la cantidad de lodo anaerobio colocado y sin retirar el lodo de la primera carga, procediendo de manera similar con la medición del volumen de biogás. Después para una última carga en este sistema, se colocaron nuevamente 200 ml de lodo corroborando resultados similares al sistema S1 cuando este trabajo con una carga de 500 ml totales de alimentación.

Para los lodos de la empresa de solubles se colocaron 2 sistemas S3 y S4 adoptando una metodología similar a los dos sistemas anteriores con la diferencia de la cantidad de cargas en cada uno, así pues el sistema 3 tiene 150 ml de lodos anaerobios y 225 ml de lodos activos de la empresa y el sistema 4: una cantidad similar de lodos anaerobios y 600 ml de lodos activos; se procedió de igual forma a la regulación de pH y a la colecta de biogás obteniéndose resultados muy diferentes a los que se observan en los sistemas S1 y S2, puesto que las cantidades de biogás colectadas, fueron muy bajas.

Es importante considerar que los tiempos de residencia cambian por la carga de lodos agregados y además por el aumento considerable en la tasa de producción del biogás, de tal manera que si dosificáramos diariamente las cantidades de lodo activo propuestas, los tiempos de retención serían los siguientes:

$$t = \theta_c = \frac{V}{Q}$$

Dónde: t= tiempo de retención hidráulica, θ_c = tiempo de retención de sólidos, V= volumen del digestor en m³, Q= afluente del digestor (m³/d)

Sistema	Carga de lodo activado (ml)	Tiempo de retención (d)
---------	-----------------------------	-------------------------

S1	300	3.3
	500	2
S2	100	10
	200	5
S3	225	4.4
S4	600	1.7

Tabla 4.2: Tiempos de retención para sistema de digestión con su respectiva carga de lodos activados.

El tiempo de retención hidráulico total para cada sistema corresponde consecuentemente con el total añadido de carga. Para el sistema 1 corresponde a un total de 9 días aproximadamente. Para el sistema 2 corresponde a un total de 15, mientras que para los sistemas 3 y 4 a pesar del cálculo determinado en cada carga, la composición química del lodo nos muestra una realidad diferente, por la inhibición que generan estos compuestos orgánicos tóxicos en las mismas.

4.5 Análisis de muestras en etapas preliminares:

Entre los parámetros determinados en laboratorio de las muestras de lodos de la empresa cervecera y de solubles, tenemos los más importantes para el proceso de digestión y se detallan a continuación:

Parámetro	Valor obtenido
Humedad	98%
Solidos Totales	2%
SST (mg/L)	11708
SSV (mg/L)	6062
SSF (mg/L)	5646
Densidad (g/ml)	0.996

pH	7.8±0.2
Temperatura	35°C±1

Tabla 4.3 Parámetros fisicoquímicos iniciales de la biomasa.

Parámetro	Valor obtenido
Humedad	98%
Solidos Totales	2%
ST (mg/L)	11443
SVT (mg/L)	5089
SFT (mg/L)	6354
SST (mg/L)	9900
Solidos sedimentables (mL/L)	550
Densidad (g/ml)	0,996
pH	7.7±0.2
Temperatura (°C)	28±1
DQO (mg/L)	6500
Pb (mg/L)	0
Cu (mg/L)	0 – 0.5
Zn (mg/L)	0.03

Tabla 4.4 Parámetros fisicoquímicos iniciales de lodos activos para S1, S2, S5 y S6.

Parámetro	Valor obtenido
Humedad	98%
Solidos totales	2%

ST (mg/L)	18198
SVT (mg/L)	14458
SFT (mg/L)	3740
Densidad (g/ml)	1,001
pH	7.5±0.2
Temperatura (°C)	29±1
DQO (mg/L)	7776
Pb (mg/L)	0
Cu (mg/L)	0
Zn (mg/L)	0

Tabla 4.5 Parámetros fisicoquímicos iniciales de lodos activos para S3 y S4.

Resultados:

A continuación se muestran los resultados obtenidos de la tasa de producción de biogás con respecto al tiempo de cada uno de los sistemas de digestión, en las tablas y graficas adjuntas:

Fecha	Tiempo (d)	Producción de biogás (mL)/día	T (°C)	pH	Total acumulativo	% Biogas experimental
28-Jul	0	0	33	7.13	0	0
29-Jul	1	15	33	7.03	15	11.45
30-Jul	2	34	33	6.9	49	37.40
31-Jul	3	37	34	6.9	86	65.65
1-Aug	4	41	33	6.95	127	96.95
2-Aug	5	4	34	6.92	131	100
TOTAL EXPERIMENTAL BIOGAS (mL)						131

TOTAL TEORICO BIOGAS (mL)	975
--------------------------------------	-----

Tabla 4.6: Producción de Biogás neta en S1 para una carga inicial de 300 ml de lodo activado

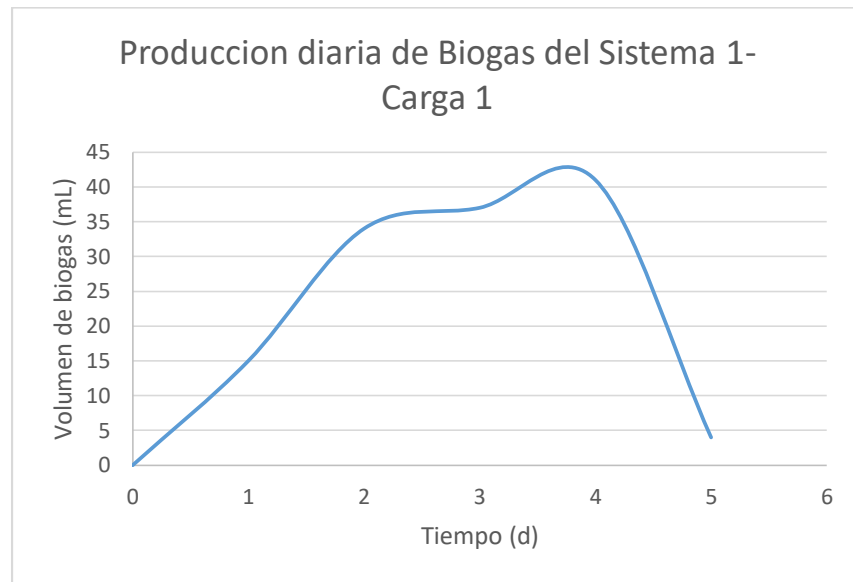


Gráfico 4.1 Produccion de biogas vs tiempo para la primera carga del Sistema S1

Fecha	Tiempo (d)	Producción de biogás (mL)/día	T (°C)	pH	Total acumulativo	% biogas experimental
3-Aug	0	0	34	7.15	0	0.00
3-Aug	1	19	35	6.96	19	4.42
4-Aug	2	37	34	6.99	56	13.02
5-Aug	3	41	33	6.93	97	22.56
6-Aug	4	68	35	6.9	165	38.37
7-Aug	5	83	34	6.75	248	57.67
8-Aug	6	166	35	6.93	414	96.28
9-Aug	7	16	34	7	430	100.00
TOTAL EXP BIOGAS (mL)		430				

TOTAL TEORICO BIOGAS (mL)	975
--------------------------------------	-----

Tabla 4.7: Producción de Biogás neta en S1 para una segunda carga de 300 ml de lodo activado

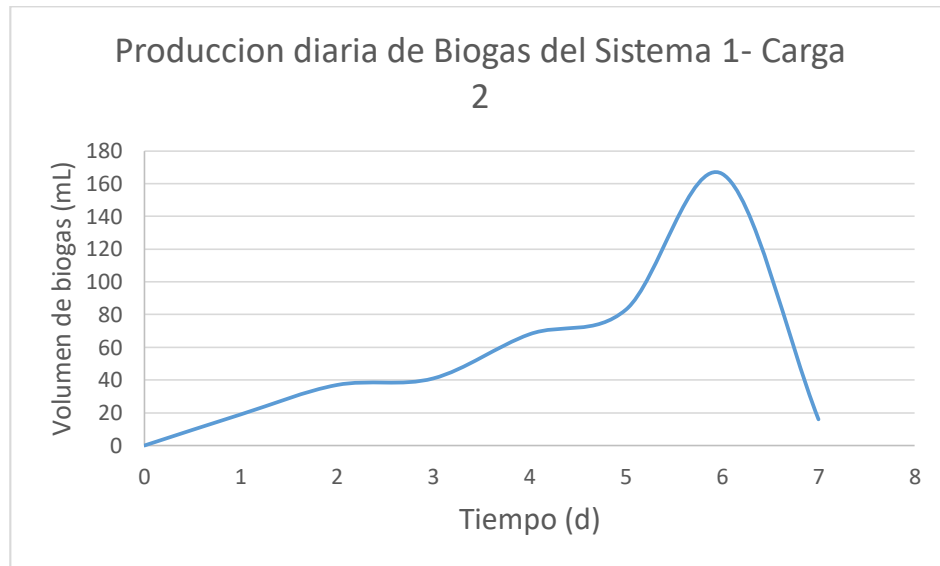


Grafico 4.2 Produccion de biogas vs tiempo para la segunda carga del Sistema S1

Fecha	Tiempo (d)	Producción de biogás (mL)/día	T (°C)	pH	Total acumulativo	% Biogas experimental
10-Aug	0	0	34	6.96	0	0
10-Aug	1	42	35	7.14	42	1.48
11-Aug	2	94	34	7.09	136	4.81
12-Aug	3	113	33	7.05	249	8.80
13-Aug	4	120	35	6.98	369	13.04
14-Aug	5	176	34	6.96	545	19.26
15-Aug	6	247	35	7	792	28.00
16-Aug	7	191	34	6.97	983	34.75
17-Aug	8	152	33	6.94	1135	40.12
18-Aug	9	79	34	6.9	1214	42.91

TOTAL EXP BIOGAS (mL)	1214
TOTAL TEORICO BIOGAS DE LODO ACTIVADO (mL)	1625

Tabla 4.8: Producción de Biogás neta en S1 para una carga de 500 ml de lodo activado.

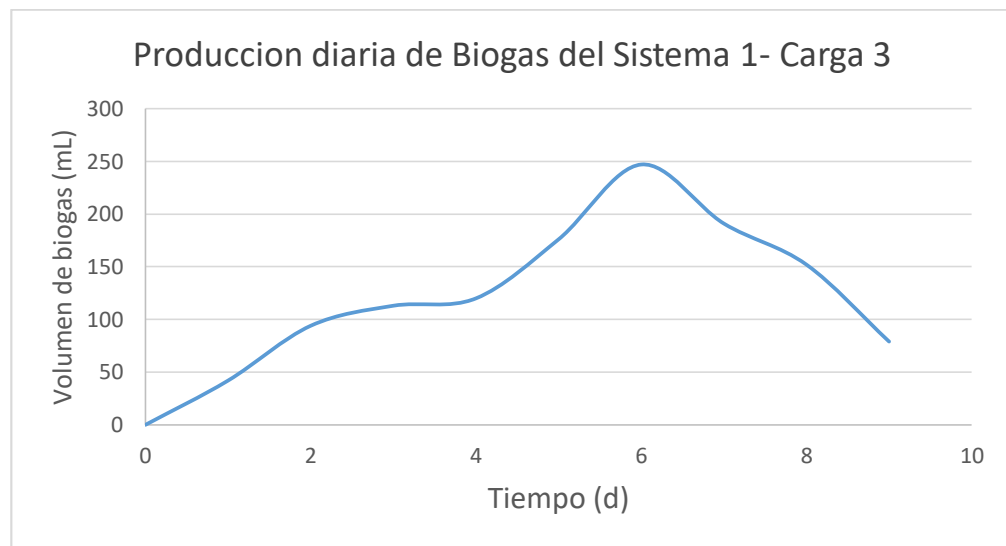


Gráfico 4.3 Produccion de biogas vs tiempo para la tercera carga del Sistema S1

Fechas	Tiempo (d)	Producción de biogás (mL)/día	T (°C)	pH	Total acumulativo	% Biogas experimental
19-Aug	10	171	37	6.9	1385	48.96
20-Aug	11	61	34	6.85	1446	51.11
21-Aug	12	84	36	6.9	1530	54.08
22-Aug	13	85	35	6.9	1615	57.09
23-Aug	14	84	35	6.9	1699	60.06
24-Aug	15	96	34	6.9	1795	63.45
25-Aug	16	90	36	6.9	1885	66.63
26-Aug	17	88	36	6.9	1973	69.74
27-Aug	18	86	35	6.9	2059	72.78

28-Aug	19	86	34	6.9	2145	75.82
29-Aug	20	84	36	6.9	2229	78.79
30-Aug	21	83	35	6.9	2312	81.72
31-Aug	22	81	35	6.9	2393	84.59
1-Sep	23	80	36	6.9	2473	87.42
2-Sep	24	48	34	6.9	2521	89.11
3-Sep	25	47	34	6.9	2568	90.77
4-Sep	26	47	34	6.9	2615	92.44
5-Sep	27	45	34	6.9	2660	94.03
6-Sep	28	44	34	6.9	2704	95.58
7-Sep	29	42	34	6.9	2746	97.07
8-Sep	30	39	34	6.85	2785	98.44
9-Sep	31	26	34	6.8	2811	99.36
10-Sep	32	18	34	6.8	2829	100.00
TOTAL EXPERIMENTAL BIOGAS (mL)						2829
TOTAL TEORICO BIOGAS DE BIOMASA (mL)						860
TOTAL TEORICO FINAL (mL)						4435
TOTAL EXPERIMENTAL FINAL (mL)						4604

Tabla 4.9: Seguimiento de la Producción de Biogás neta en S1 para una carga de 500 mL de lodo activado.

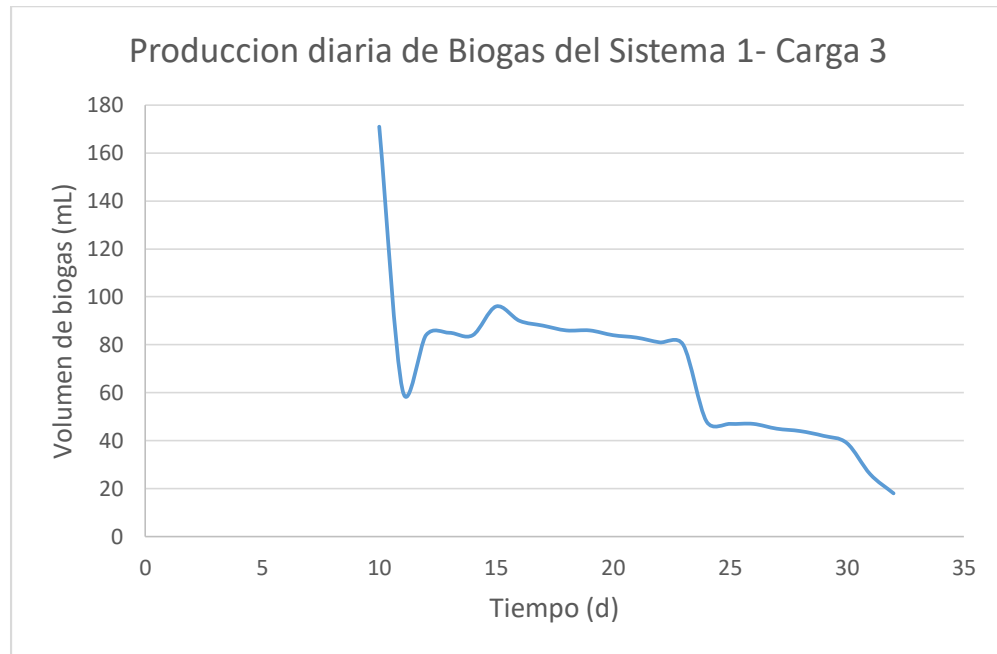


Grafico 4.4 Seguimiento de la produccion de biogas vs tiempo para la tercera carga del Sistema S1

Fecha	Tiempo (d)	Producción de biogás (mL)/día	T (°C)	pH	Total acumulativo	% Biogas experimental
28-Jul	0	0	34	7.23	0	0
29-Jul	1	7	33	7.2	7	6.09
30-Jul	2	8	33	7.16	15	13.04
31-Jul	3	33	34	7.11	48	41.74
1-Aug	4	33	33	7.07	81	70.43
2-Aug	5	34	33	7.05	115	100
TOTAL EXP BIOGAS (mL)		115				
TOTAL TEORICO BIOGAS (mL)		325				

Tabla 4.10: Producción de Biogás neta en S2 para una carga de 100 ml de lodo activado

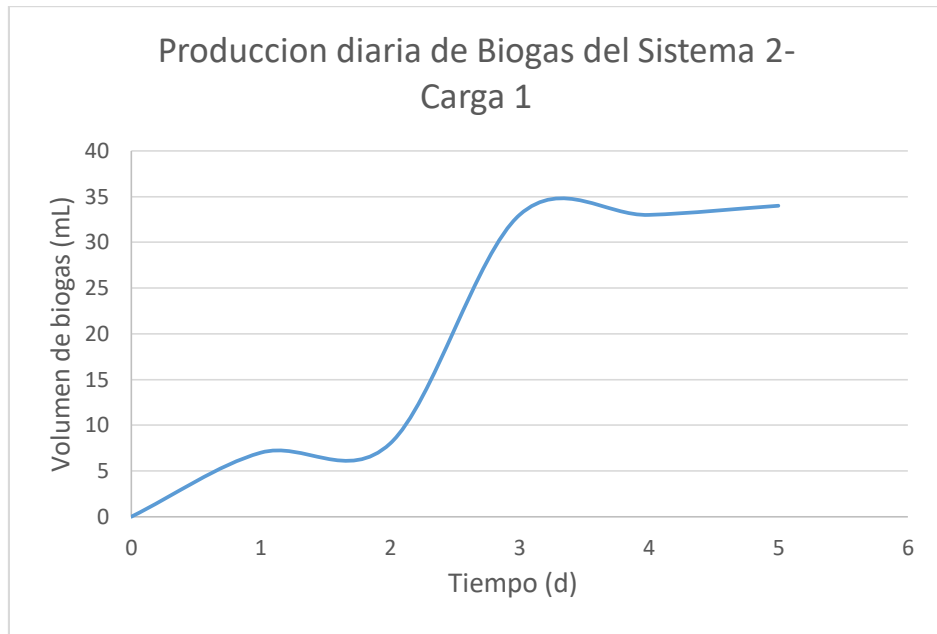


Gráfico 4.5 Produccion de biogas vs tiempo para la primera carga del Sistema S2

Fecha	Tiempo (d)	Producción de biogás (mL)/día	T (°C)	pH	Total acumulativo	% Biogas experimental
2-Aug	0	0	33	7.15	0	0
3-Aug	1	11	35	6.96	11	4.98
4-Aug	2	30	34	6.83	41	18.55
5-Aug	3	36	35	6.98	77	34.84
6-Aug	4	36	34	6.75	113	51.13
7-Aug	5	37	35	6.93	150	67.87
8-Aug	6	37	34	6.85	187	84.62
9-Aug	7	34	34	6.8	221	100
TOTAL EXP BIOGAS (mL)		221				
TOTAL TEORICO BIOGAS (mL)		650				

Tabla 4.11: Producción de Biogás neta en S2 para una carga de 200 ml de lodo activado

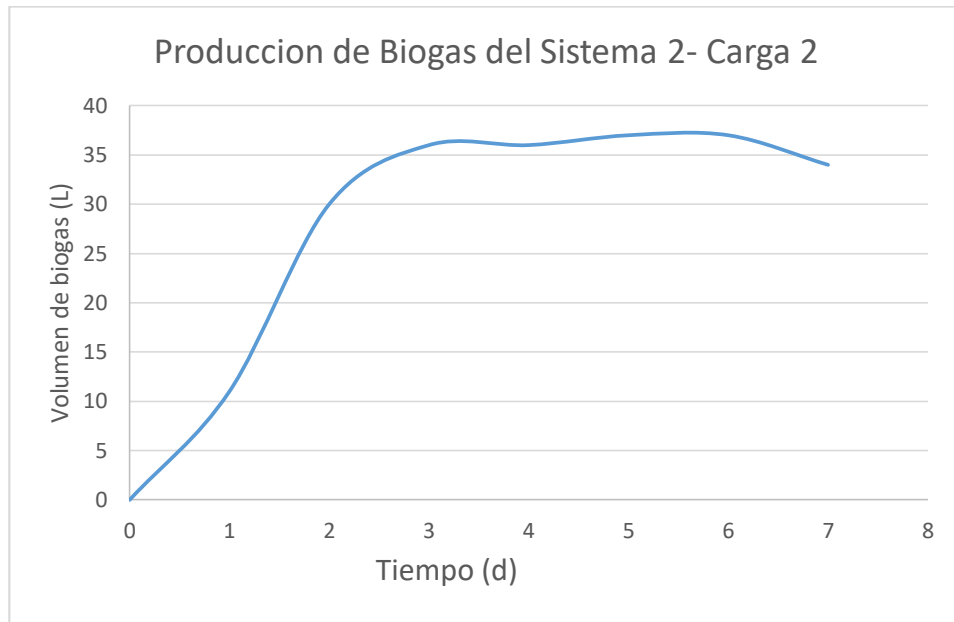


Grafico 4.6 Produccion de biogas vs tiempo para la segunda carga del Sistema S2

Fecha	Tiempo (d)	Producción de biogás (mL)/día	T (°C)	pH	Total acumulativo	% Biogas experimental
2-Aug	0	0	33	7.15	0	0
3-Aug	1	11	35	6.96	11	4.98
4-Aug	2	30	34	6.83	41	18.55
5-Aug	3	36	35	6.98	77	34.84
6-Aug	4	36	34	6.75	113	51.13
7-Aug	5	37	35	6.93	150	67.87
8-Aug	6	37	34	6.85	187	84.62
9-Aug	7	34	34	6.8	221	100
TOTAL EXP BIOGAS (mL)		221				
TOTAL TEORICO BIOGAS (mL)		625				

Tabla 4.12: Producción de Biogás neta en S2 para una carga de 100 ml de lodo activado

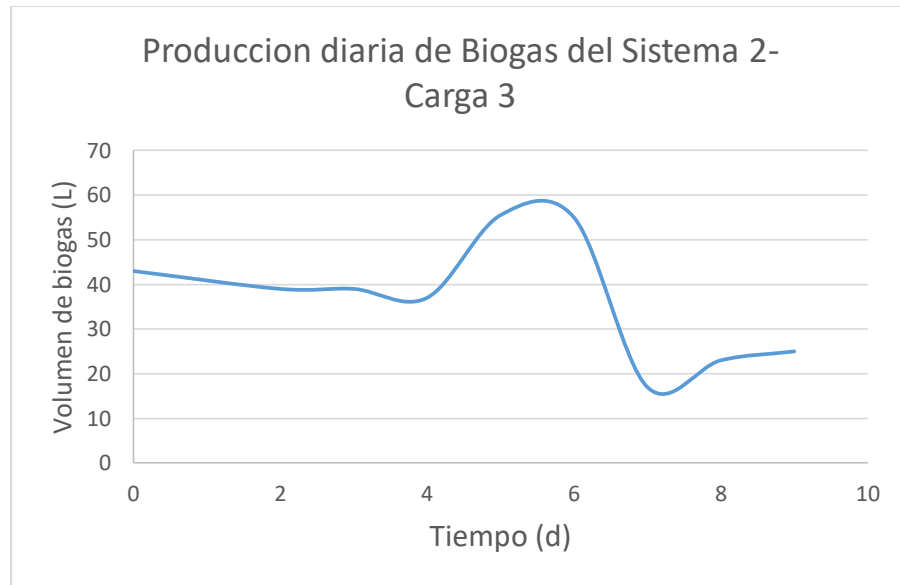


Gráfico 4.7 Produccion de biogas vs tiempo para la tercera carga del Sistema S2

Fechas	Tiempo (d)	Producción de biogás (mL)/día	T (°C)	pH	Total acumulativo	% Biogas experimental
19-Aug	10	20	34	6.8	353	34.37
20-Aug	11	20	34	6.9	373	36.32
21-Aug	12	19	34	6.9	392	38.17
22-Aug	13	18	34	6.9	410	39.92
23-Aug	14	18	34	6.9	428	41.67
24-Aug	15	23	36	6.9	451	43.91
25-Aug	16	23	35	6.9	474	46.15
26-Aug	17	26	35	6.9	500	48.69
27-Aug	18	32	36	6.9	532	51.80

28-Aug	19	36	36	6.9	568	55.31
29-Aug	20	40	36	6.9	608	59.20
30-Aug	21	41	36	6.9	649	63.19
31-Aug	23	43	35	6.9	692	67.38
1-Sep	24	54	36	6.9	746	72.64
2-Sep	25	40	35	6.9	786	76.53
3-Sep	26	38	34	6.9	824	80.23
4-Sep	27	36	34	6.9	860	83.74
5-Sep	28	32	34	6.9	892	86.85
6-Sep	29	30	34	6.9	922	89.78
7-Sep	30	28	34	6.9	950	92.50
8-Sep	31	28	35	6.85	978	95.23
9-Sep	32	29	34	6.8	1007	98.05
10-Sep	33	20	36	6.8	1027	100
TOTAL BIOGAS EXPERIMENTAL (mL)		650				
TOTAL TEORICO BIOGAS DE BIOMASA (mL)		825				
TOTAL TEORICO FINAL (mL)		2400				
TOTAL EXPERIMENTAL FINAL (mL)		1696				

Tabla 4.13: Seguimiento de la Producción de Biogás neta en S2 para una carga de 500 mL de lodo activado.

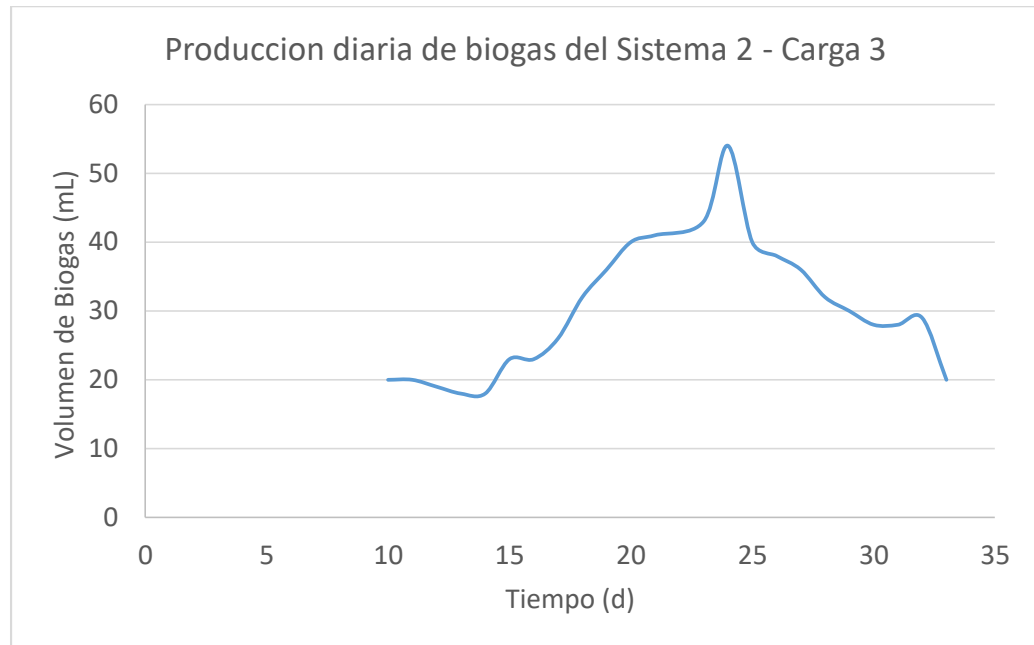


Grafico 4.8 Seguimiento de la produccion de biogas vs composicion de la alimentacion.

Fecha	Tiempo (d)	Producción de biogás (mL)/día	T (°C)	pH	Total acumulativo	% Biogas experimental
6-Aug	0	0	34	7.35	0	0
7-Aug	1	0	35	6.8	0	0
8-Aug	2	0	35	6.99	0	0
9-Aug	3	0	33	6.9	0	0
10-Aug	4	10	35	6.87	10	43.5
11-Aug	5	0	34	6.75	10	43.5
12-Aug	6	5	36	7.11	15	65.2
13-Aug	7	0	35	6.92	15	65.2
14-Aug	8	0	33	7.02	15	65.2
15-Aug	9	1	34	7	16	69.6
16-Aug	10	0	35	6.9	16	69.6
17-Aug	11	0	36	6.9	16	69.6
18-Aug	12	0	35	6.9	16	69.6
19-Aug	13	0	35	6.9	16	69.6

20-Aug	14	0	34	6.9	16	69.6
21-Aug	15	0	34	6.9	16	69.6
22-Aug	16	0	35	6.9	16	69.6
23-Aug	17	0	35	6.9	16	69.6
24-Aug	18	0	35	6.9	16	69.6
25-Aug	19	0	35	6.9	16	69.6
26-Aug	20	0	35	6.9	16	69.6
27-Aug	21	0	35	6.9	16	69.6
28-Aug	22	0	35	6.9	16	69.6
29-Aug	23	0	34	6.9	16	69.6
30-Aug	24	0	35	6.9	16	69.6
31-Aug	25	4	36	7.13	20	87.0
1-Sep	26	1	34	7	21	91.3
2-Sep	27	0	34	6.9	21	91.3
3-Sep	28	0	35	6.9	21	91.3
4-Sep	29	0	36	6.9	21	91.3
5-Sep	30	0	36	6.9	21	91.3
6-Sep	31	0	35	6.9	21	91.3
7-Sep	32	0	36	6.9	21	91.3
8-Sep	33	0	35	6.9	21	91.3
9-Sep	34	2	36	6.9	23	100
10-Sep	35	0	36	6.9	23	100
TOTAL BIOGAS (mL)		23				
TOTAL TEORICO BIOGAS DE LODO ACTIVADO (mL)		370				
TOTAL TEORICO BIOGAS DE BIOMASA (mL)		634				

Tabla 4.14: Producción de Biogás neta en S3 para una carga de 225 ml de lodo activado

Fecha	Tiempo (d)	Producción de biogás (mL)/día	T (°C)	pH	Total acumulativo	% Biogas experimental
6-Aug	0	0	33	7.52	0	0.00

7-Aug	1	0	34	7.2	0	0.00
8-Aug	2	0	34	7.08	0	0.00
9-Aug	3	0	33	6.9	0	0.00
10-Aug	4	3	33	7.07	3	5.36
11-Aug	5	0	34	6.98	3	5.36
12-Aug	6	5	37	7.15	8	14.29
13-Aug	7	3	34	7.08	11	19.64
14-Aug	8	4	35	6.97	15	26.79
15-Aug	9	1	34	6.94	16	28.57
16-Aug	10	3	36	6.92	19	33.93
17-Aug	11	6	34	6.9	25	44.64
18-Aug	12	1	34	6.9	26	46.43
19-Aug	13	0	35	6.9	26	46.43
20-Aug	14	0	35	6.9	26	46.43
21-Aug	15	0	36	6.9	26	46.43
22-Aug	16	0	35	6.9	26	46.43
23-Aug	17	0	36	6.9	26	46.43
24-Aug	18	0	35	6.9	26	46.43
25-Aug	19	0	35	6.9	26	46.43
26-Aug	20	0	35	6.9	26	46.43
27-Aug	21	0	34	6.9	26	46.43
28-Aug	22	0	34	6.9	26	46.43
29-Aug	23	0	34	6.9	26	46.43
30-Aug	24	0	34	6.9	26	46.43
31-Aug	25	2	36	7.15	28	50.00
1-Sep	26	2	36	7	30	53.57
2-Sep	27	3	36	6.9	33	58.93
3-Sep	28	3	36	6.9	36	64.29
4-Sep	29	3	34	6.9	39	69.64
5-Sep	30	4	35	6.9	43	76.79
6-Sep	31	3	35	6.9	46	82.14
7-Sep	32	3	34	6.9	49	87.50
8-Sep	33	2	35	6.9	51	91.07
9-Sep	34	3	34	6.9	54	96.43
10-Sep	35	2	35	6.9	56	100.00
TOTAL BIOGAS (mL)		56				

TOTAL TEORICO BIOGAS DE LODO ACTIVADO (mL)	1000
TOTAL TEORICO BIOGAS DE BIOMASA (mL)	634

Tabla 4.15 Producción de biogás neta con respecto al tiempo para el sistema S4 con una carga de lodo activado de 600 mL.

Parámetro	Valor obtenido
Humedad	98,5%
Solidos totales	1,5%
ST (mg/L)	16086
SVT (mg/L)	6329
SFT (mg/L)	9757
SST (mg/L)	10700
SSV (mg/L)	6300
SSF (mg/L)	4400
Densidad (g/ml)	1,0078
pH	6.7±0.2
Temperatura (°C)	34°C±1
DQO (mg/L)	7200

Tabla 4.16 Parámetros fisicoquímicos de los lodos digeridos del sistema 1

Parámetro	Valor obtenido
Humedad	98,7%
Solidos totales	1,3%

ST (mg/L)	14295
SVT (mg/L)	5100
SFT (mg/L)	9825
SST (mg/L)	28500
SSV (mg/L)	27214
SSF (mg/L)	1285
Densidad (g/ml)	0,97
pH	6.7±0.2
Temperatura (°C)	34±1
DQO (mg/L)	8800

Tabla 4.17 Parámetros fisicoquímicos de los lodos digeridos del sistema 2

4.6 Análisis de Resultados:

Las cantidades de biogás obtenidas en cada carga con respecto al tiempo de digestión, se observan en cada una de las tablas y gráficas mostradas previamente y adjuntas, cuya tendencia es de aumento en uno o varios días para lograr una máxima cantidad del mismo y posteriormente un decrecimiento de esta tasa, en las gráficas 4.1, 4.5 y 4.6 donde las cargas iniciales son pequeñas. Para el sistema S1 y S2 se observa una tendencia de aumento hasta un día específico (al 4to o 5to día de digestión) donde luego la tasa empieza a bajar a pesar de mantener condiciones de pH y temperatura ajustadas. Según las gráficas 4.2, 4.3 y 4.7, se observa un aumento de la producción de biogás, ligeramente irregular al inicio; con una tendencia distinta en cada uno de los sistemas y al final de los mismos se verifica un evidente descenso de la tasa, esto se contrasta con la producción de biogás teórica:

Para el sistema S1 la cantidad teórica de producción de biogás de la primera y segunda carga es la misma. La producción de biogás para la carga de 300 mL del lodo activado se determina de la siguiente manera:

$$0.3 \text{ L lodo} \times \frac{6.5 \text{ g DQO}}{1 \text{ L}} \times \frac{0.5 \text{ L Biogas}}{1 \text{ g DQO}} = 0.975 \text{ L Biogas}$$

Se obtienen 975 ml totales de biogás como resultado de la transformación de la materia orgánica del lodo; comparando con la cantidad colectada de biogás en la primera carga, a los 4 días la cual fue de 131 ml, se observa que no todo el lodo se ha transformado debido a que el tiempo transcurrido aun no es suficiente para la obtener la máxima cantidad de biogás calculada, puesto que solo se ha digerido apenas el 13% del mismo. En esta etapa el sistema se aclimata a las condiciones del proceso y por tanto requiere más tiempo para generar todo el biogás, puesto que las bacterias metanogénicas requieren alrededor de 10 días para adaptarse al medio y empezar a generar biogás (FAO, 2011). Al 5to día se observa un irregular descenso de la producción del sistema causado probablemente por regulaciones de temperatura.

En la segunda carga se observa que la cantidad de biogás producida es de 430 mL frente a 975 mL que se deberían obtener. La carga colocada de lodo activo no se ha degradado en su totalidad debido a que la cantidad experimental es 44% de la cantidad teórica obtenida.

Para la carga final de lodos activados de 500 ml la cantidad teórica de biogás producida es de:

$$0.5 \text{ L lodo} \times \frac{6.5 \text{ g DQO}}{1 \text{ L}} \times \frac{0.5 \text{ L Biogas}}{1 \text{ g DQO}} = 1.625 \text{ L Biogas}$$

Para esta carga final la cantidad experimental de biogas colectada fue de 1444 ml, que corresponde a un 89% del valor teórico obtenido. Finalmente para la digestión realizada por aproximadamente 32 días considerando una carga total de DQO inicial de 6.5 g (dosificadas en 3 cargas de lodos activados y la misma carga inicial de biomasa) se produce la siguiente cantidad total de biogás:

$$8.85 \text{ g DQO} \times \frac{0.5 \text{ L Biogas}}{1 \text{ g DQO}} = 4425 \text{ L Biogas}$$

Contrastando la cantidad total teórica obtenida con la experimental, esta fue de 3346 mL de biogás, es un tanto baja con respecto a la teórica, es decir que el sistema aún tiene capacidad para degradar sustrato y seguir generando gas.

Para el sistema S2 la primera carga de lodos activados debe producir la siguiente cantidad teórica de biogás:

$$0.1 \text{ L lodo} \times \frac{6.5 \text{ g DQO}}{1 \text{ L}} \times \frac{0.5 \text{ L Biogas}}{1 \text{ g DQO}} = 0.325 \text{ L Biogas}$$

Al tener este sistema una carga inicial más baja que la carga del sistema 1, la cantidad de biogás colectada experimentalmente debería ser menor y se corrobora con el dato experimental el cual fue de 115 mL; así pues tenemos que el volumen colectado es menor que el obtenido teórico, debido a que la carga de lodo activado se debe adaptar a las condiciones del sistema, pues solo se ha degradado el 35% del mismo.

La segunda y tercera carga de lodo activo de este sistema 2 (200 ml en cada una), en teoría deben producir la siguiente cantidad de biogás:

$$0.2 \text{ L lodo} \times \frac{6.5 \text{ g DQO}}{1 \text{ L}} \times \frac{0.5 \text{ L Biogas}}{1 \text{ g DQO}} = 0,65 \text{ L Biogas}$$

Se obtienen 150 mL de biogás colectado para la segunda carga, con respecto a un valor experimental de 650 mL; esta cantidad aún está muy alejada debido a que la carga anterior aún puede producir biogás si ningún problema.

Con respecto a la tercera carga agregada, similar a la segunda, la cantidad de biogás colectada, fue 334 mL, aproximadamente a la mitad de la cantidad teórica que corresponde a 650 mL. Finalmente el volumen total colectado de biogás para este sistema es de 1363 mL correspondiente a las tres cargas de lodo activado colocadas y la carga de biomasa, la cual teóricamente corresponde a 4.95 g de DQO suministrada:

$$4.95 \text{ g DQO} \times \frac{0.5 \text{ L Biogas}}{1 \text{ g DQO}} = 2.475 \text{ L Biogas}$$

Para los sistemas 3 y 4, las cantidades de biogás colectadas durante un tiempo de digestión de 35 días, son extremadamente bajas con respecto a los dos primeros sistemas; y esto no solo es cuestión del tipo de lodo que se dosificó como sustrato sino también de la composición química del agua residual contenida en el lodo, puesto que las aguas residuales de donde provienen estos lodos tienen una carga orgánica muy elevada y compuestos altamente tóxicos para los microorganismos, tales como cafeína, ácido clorogénico y taninos que reducen la acción metanogénica para producir biogás, causando una rápida acidificación del sistema hasta pH cercano a 4. (Field, 1990).

De forma general, las causas que pueden provocar problemas en el proceso de digestión anaeróbica son:

El control de temperatura del sistema; este es un factor crucial, puesto que a menor temperatura de trabajo la producción del biogás se inhibe debido a que las bacterias deben adaptarse a un nuevo cambio de condiciones lo que provoca un descenso en la tasa de

producción de biogás, por lo que se debe considerar que a temperaturas menores a 15°C se trabaja en un proceso de tipo psicofílico, y a temperaturas cercas a 34°C se trabaja en condiciones mesofílica, que son las más adecuadas para un sistema de digestión convencional (FAO, 2011)

El ajuste de pH de la carga tiene una relación directa con la producción de biogás, esto se debe a que en un rango de pH de 7 a 7.3 a las bacterias están en capacidad de degradar los ácidos orgánicos y generar metano, dióxido de carbono y agua; cuando el pH comienza a descender hasta 6 a 6.8 la proporción de acetatos en el medio aumenta y la degradación de estos compuestos se complica porque no se cuenta con suficiente tejido microbiano para degradarlos, lo que explica la acidificación del medio y su posterior colapso. (Turovskiy & Mathai, 2006).

La entrada de oxígeno al medio, es uno de los inhibidores que más afectan el proceso puesto que en condiciones anaerobias la digestión se lleva a cabo en ausencia del mismo, al tomar los datos de temperatura y pH se debe considerar el uso de un adaptador para medir estos parámetros y así evitar que el sistema se vea afectado. (Turovskiy & Mathai, 2006).

Con respecto a la eficiencia de los sistemas S1 y S2, se midió la relación alimentación/microrganismos (F/M: mg DQO/ mg SSV), para determinar cuál de los ensayos propuestos es el más apropiado para el diseño que se va a proponer. En la tabla 4.14 se comparan las cargas de lodo activado de cada sistema, el volumen experimental de biogás y la relación F/M de cada uno de ellos.

Sistema	Carga de lodos activados 1 (ml)	Carga de lodos activados 2 (ml)	Carga de lodos activados 3 (ml)	V exp. Biogás - Carga 1 (ml)	V teo. Biogás - Carga 1 (ml)	V exp. Biogás - Carga 2 (ml)	V teo. Biogás - Carga 2 (ml)	V exp. Biogás - Carga 3 (ml)	V teo. Biogás - Carga 3 (ml)	F/M Carga 1	F/M Carga 2	F/M Carga 3
S1	300	300	500	131	975	430	975	2829	1625	1.14	1.14	1.9
S2	100	200	200	115	325	221	650	1027	650	0.38	0.8	0.8

Tabla 4.16: Comparación entre los resultados obtenidos de los sistemas S1 y S2.

Para ambos sistemas en la primera carga, se observa que el volumen de biogás obtenido es similar, teniendo en cuenta que el volumen de lodo activado en S1 es el triple de S2 y la relación F/M en el primer sistema a pesar de ser mucho mayor que en el segundo, indica que inicialmente la digestión es mucho más efectiva en el segundo sistema por la transformación inicial del sustrato en biogás, de manera rápida a los 4 días de digestión, no obstante el sistema 1 requiere mayor tiempo inicial de digestión por la carga inicial que posee, puesto que llega aproximadamente a una novena parte del volumen teórico requerido de biogás. Analizando la segunda carga de cada sistema, se observa una notable diferencia en la producción de biogás de cada uno, estas aumentan en cada caso, a una tasa de crecimiento de la producción neta del biogás, que se acerca al valor teórico respectivo, además la relación F/M en el segundo sistema ha aumentado por la carga de lodo agregada, siendo para S1 de 1.14 y en S2 de 0.8, estas relaciones F/M altas muestran una producción optima de biogás (Tuğba G. 2009), los resultados obtenidos son bastante buenos para ambos sistemas.

Finalmente, en el caso de la carga final de cada sistema, los resultados son mucho mejor que los esperados en los volúmenes teóricos de biogás, las relaciones F/M en S1 llegan al máximo de 2 aunque en S2 se mantiene en 0.8, las cantidades de biogás colectadas son cercanas al valor teórico, por lo que debemos tener en cuenta la alta tasa de DQO, con la que entran al sistema, cada una de las cargas, y a pesar de no obtener todo el biogás teórico, las cantidades colectadas muestran que el sistema sigue generando biogás con el pasar del tiempo. Por tanto los sistemas analizados se mantienen dentro de una relación f/m aceptable y que va del rango de 0.38 a 1.9, adecuada para la generación de biogás. En el diseño propuesto, se tomó en consideración la producción de biogás a una relación F/M alta (1.9) y carga de lodos activo, de acuerdo a los resultados obtenidos.

Con respecto a los sistemas S5 y S6, estos mantuvieron las condiciones de temperatura similares a los sistemas anteriores, excepto que no se mantienen con agitación continua y su pH no está regulado a 7.3. Esto se lo realizó para observar si se obtienen resultados de generación biogás en función única de la temperatura de digestión, por esta razón se requieren de muchos más días de análisis para determinar si ambos sistemas están en la capacidad de generar biogás en bajas, medias o altas cantidades.

Para deshidratar el lodo digerido en cada uno de los sistemas, se debe considerar la siguiente información:

En el sistema 1:

$$1100 \text{ ml de lodo digerido} \times \frac{36 \text{ ml lodo no degradado}}{100 \text{ ml lodo digerido}} \times \frac{1,007 \text{ g}}{\text{ml}} \approx 400 \text{ g}$$

$$400 \text{ g} \times \frac{98 \text{ g de agua}}{100 \text{ g de lodo remante}} = 392 \text{ g de agua a eliminar}$$

$$Q \text{ requerido} = 392 \text{ g} \times 1 \frac{\text{Cal}}{\text{g} - ^\circ\text{C}} \times (100 - 34)^\circ\text{C} = 25872 \text{ Cal}$$

En el sistema 2:

$$500 \text{ ml de lodo digerido} \times \frac{36 \text{ ml lodo no degradado}}{100 \text{ ml lodo digerido}} \times \frac{0.9685 \text{ g}}{\text{ml}} \approx 175 \text{ g}$$

$$175 \text{ g} \times \frac{98 \text{ g de agua}}{100 \text{ g de lodo remante}} = 171.5 \text{ g de agua a eliminar}$$

$$Q \text{ requerido} = 171.5 \text{ g} \times 1 \frac{\text{Cal}}{\text{g} \cdot ^\circ\text{C}} \times (100 - 34)^\circ\text{C} = 11319 \text{ Cal}$$

Esta es la cantidad de calor que se debe suministrar a los lodos digeridos en cada sistema, para eliminar el agua superficial, y obtener un lodo seco, esta cantidad de calor se puede obtener de una fuente combustible como el mismo biogás producido, sin dejar de considerar un tratamiento previo del mismo, puesto que contiene además H₂S gas sulfhídrico, altamente corrosivo cuando este se condensa en los quemadores.

CAPÍTULO V

PROPUESTA DEL DISEÑO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE LODOS ACTIVOS Y SU COSTOS DE CONSTRUCCIÓN.

5.1 Cálculos del Diseño propuesto para la planta:

El diseño de la planta para tratar una mezcla de lodos activos y anaerobios, consiste en las siguientes etapas propuestas:

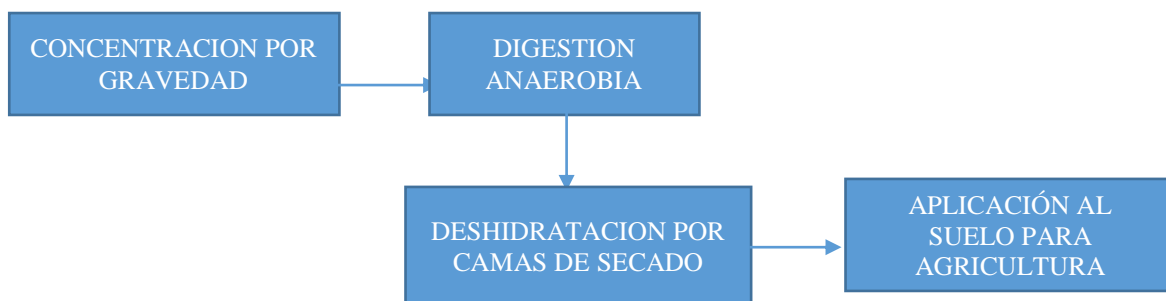


Figura 5.1 Esquema del diseño de la planta de tratamiento de lodos.

Los lodos pasan por las siguientes transformaciones hasta llegar a la etapa final:

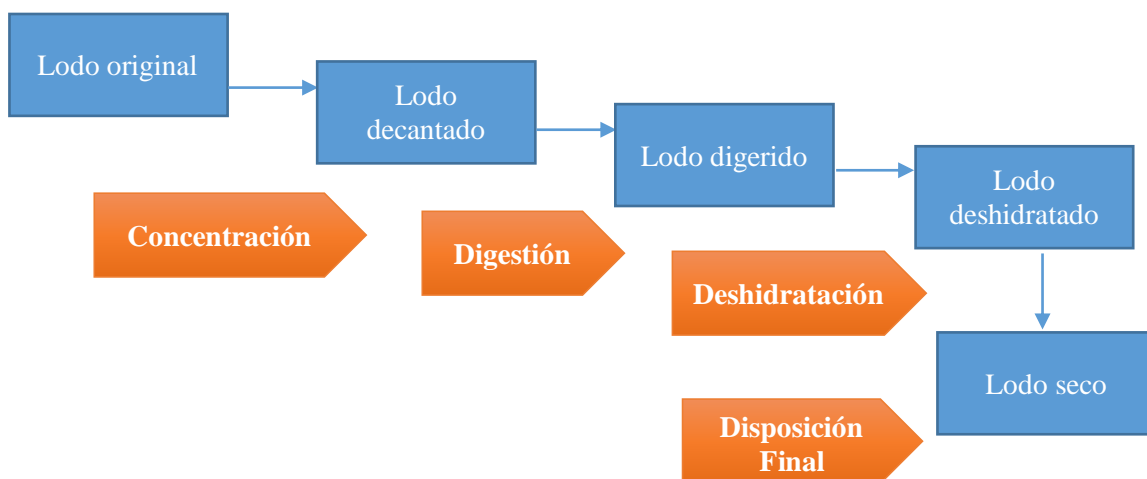


Figura 5.2 Transformación de los lodos en cada etapa.

Los lodos activados y anaerobios pasan por el mismo proceso propuesto, de acuerdo a los resultados experimentales obtenidos, partiendo de datos reales proporcionados por la industria cervecera antes indicada.

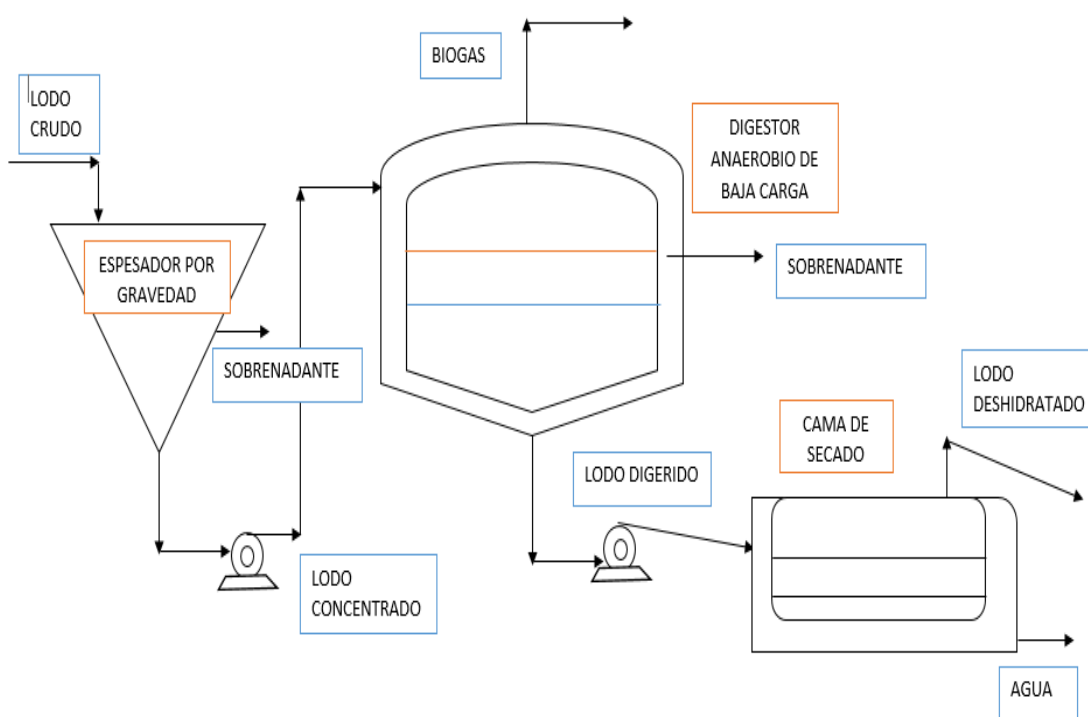


Figura 5.3 Esquema de la planta de tratamiento de lodos activos por etapas.

Etapa 1: Concentración por gravedad (Decantación).

Parámetro de diseño	Valor escogido para el diseño
Carga de lodo original (m ³ /día)	120
Carga de lodo decantado (m ³ /día)	71
Carga de biomasa (m ³ /día)	8.1
Tiempo de retención hidráulico (h)	15
ST (Kg/m ³)	11.6

Tabla 5.1 Datos iniciales para el diseño del sistema de concentración:

Volumen del concentrador:

$$\theta = \frac{Vt}{Qo} \rightarrow Vt = \theta \cdot Qc = (15 \text{ h}) \left(128.1 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right) \times \frac{1 \text{ d}}{24 \text{ h}} = 80.1 \text{ m}^3$$

Factor de seguridad del 20%

$$Vt = 80.1 \times 1.2 = 96.12 \text{ m}^3$$

Área requerida del concentrador:

Tabla 3.1 Flujo de salida esperado del concentrador: 15 Kg/m³.d

$$A = \frac{m t}{Q s} = \frac{(128.1 \frac{\text{m}^3}{\text{d}})(11.6 \frac{\text{Kg}}{\text{m}^3})}{25 \text{ Kg/m}^2 \cdot \text{d}} = 59.6 \text{ m}^2$$

Diámetro del concentrador:

$$d = \sqrt{(59.6 \text{ m}^2) \left(\frac{4}{\pi} \right)} = 8.7 \text{ m} \approx 9 \text{ m}$$

Altura:

$$h = \frac{Vt}{A} = \frac{90.12 \text{ m}^3}{59.6 \text{ m}^2} = 1.5 \text{ m}$$

Espaciado para la barredora circular: 0.5 m

Factor de seguridad del 20%

$$h_{total} = 2 \text{ m} \times 1.2 = 2.4 \text{ m}$$

Tasa hidráulica:

$$T_H = \frac{Q t}{A} = \frac{128.1 \text{ m}^3/\text{d}}{75.32 \text{ m}^2} = 1.7 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \cdot \text{d}}$$

Valor mínimo recomendado: 15.5 m³/m².d (Turovskiy & Mathai, 2006).

Por tanto se recomienda una dilución previa con agua para la carga de entrada de 13.8 m³/d.

La extracción de lodos se realiza por la parte inferior de los tanques mediante el uso de una tubería de PVC cedula 40 de 2" con 50 m cabezal hidráulico y una bomba centrífuga que requiere la siguiente potencia:

$$\begin{aligned} P_{bomba} &= \rho \cdot g \cdot h_{bomba} \cdot Q \\ &= \left(1002 \frac{\text{Kg}}{\text{m}^3}\right) \left(9.81 \frac{\text{m}}{\text{s}^2}\right) (50 \text{ m}) \left(60.6 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) \times \frac{1 \text{ d}}{24 \text{ h}} \times \frac{1 \text{ h}}{3600 \text{ s}} \\ &= 345 \text{ Vatios} \times \frac{1 \text{ hp}}{745.7 \text{ Vatios}} = 0.5 \text{ hp} \end{aligned}$$

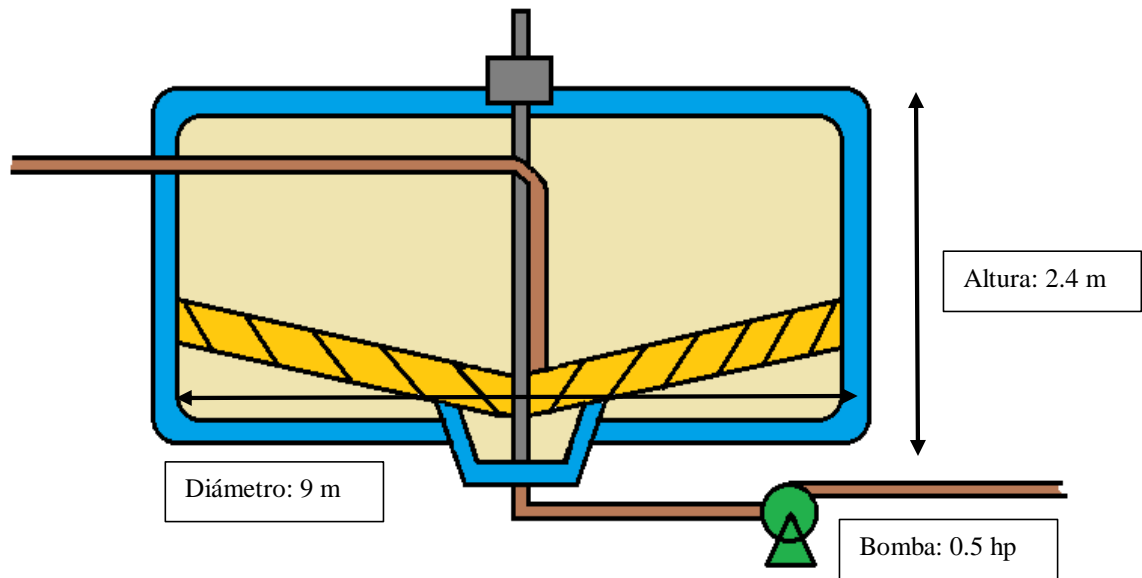


Figura 5.3 Diseño del concentrador de lodos por gravedad.

Etapa 2: Digestión anaerobia tipo Batch.

Parámetro de diseño	Valor escogido para el diseño
Carga de lodo decantado (m ³ /día)	71
Relación F/M	1,9
Volumen de biogás estimado (m ³ /d)	230
Tiempo de retención (TR) (d)	30

Tabla 5.2 Datos iniciales para el diseño del digester anaerobio:

Cantidad de biogás producida por la degradación de los lodos activados:

% de transformación de SVT = 60%

$$2130 \text{ m}^3 \frac{\text{lodo}}{\text{mes}} \times \frac{1000 \text{ L}}{\text{m}^3} \times \frac{5.4 \text{ g SVT}}{\text{L}} \times \frac{1 \text{ Kg}}{1000 \text{ g}} \times \frac{0.6 \text{ m}^3 \text{ Biogas}}{\text{Kg SVT}} = 6904 \text{ m}^3 \frac{\text{Biogas}}{\text{mes}}$$

Volumen del digestor:

$$V_{\text{lodos}} = 71 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \times 30 \text{ d} = 2130 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{total}} = V_{\text{lodos}} + V_{\text{Biogas}}$$

$$V_{\text{Biogas}} = 230 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \times 30 \text{ d} \approx 7000 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{total}} = 2130 \text{ m}^3 + 7000 \text{ m}^3 = 9130 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$V_{\text{factor de seguridad}} = \frac{1}{3} V_{\text{total}} = \frac{1}{3} (9130 \text{ m}^3) \approx 3043 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{digestor}} = 9130 \text{ m}^3 + 3043 \text{ m}^3 \approx 12200 \text{ m}^3$$

Tipo de tanque: Cilíndrico

Material: Cemento

Área requerida:

Considerar 25 m de diámetro, 2ft (60 cm) de altura en el fondo para la fondo cónico, 2 ft (60 cm) para la capa de espuma (Turovskiy & Mathai, 2006).

$$A_{\text{tanque}} = \pi r^2 = \pi (12.5 \text{ m})^2 = 490.9 \text{ m}^2$$

$$h_{\text{tanque}} = \frac{V_{\text{total}}}{A_{\text{tanque}}} = \frac{12200 \text{ m}^3}{490.9 \text{ m}^2} = 24.8 \text{ m}$$

$$h_{\text{total}} = 24.8 \text{ m} + 1.2 \approx 26 \text{ m}$$

Demanda de calor para la digestión:

T1= 27°C (lodo decantado)

T2= 34°C (lodo dentro del digestor)

W= 60600 Kg lodo decantado/ d (Densidad = 1 Kg/L)

C= 1 Cal/Kg-°C

$$Q_c = 2,2 [WC(T_2 - T_1)]$$

$$Q_c = 2,2 \left[\left(71000 \frac{Kg}{d} \right) \left(4.18 \frac{KJ}{Kg - ^\circ C} \right) (34 - 27)^\circ C \right] = 4570412 \frac{KJ}{d}$$

$$\rightarrow 137112360 \frac{KJ}{mes}$$

Cantidad de biogás requerida para el calentamiento interno del digestor

Composición en volumen de 60% de metano

$$137112360 \frac{KJ}{mes} \times \frac{1 m^3 Biogas}{22400 KJ} \approx 6120 \frac{m^3 Biogas}{mes}$$

La cantidad de calor requerida en la digestión de los lodos, es generada a partir de 6120 m³ de biogás al mes; y el sistema produce aproximadamente 7000 m³/mes; lo que permite reducir el uso total de otra fuente combustible, puesto que la cantidad obtenida del mismo es suficiente para trabajar con la carga energética requerida. No se consideran las pérdidas de calor puesto que estas dependen estrictamente del material empleado en la fabricación del biodigestor, su conductividad térmica y la temperatura de trabajo del sistema.

Cantidad de lodo digerido:

$$71 \frac{m^3}{d} \times 0.4 = 28.4 \frac{m^3}{d} \times 30 d = 852 \frac{m^3}{mes}$$

Para extraer el lodo de esta etapa, se necesita una tubería de PVC cedula 40 de 50 metros de largo, con una bomba centrífuga de alta resistencia para lodos.

$$\begin{aligned}
 P_{\text{bomba}} &= \rho \cdot g \cdot h_{\text{bomba}} \cdot Q \\
 &= \left(1008 \frac{\text{Kg}}{\text{m}^3}\right) \left(9.81 \frac{\text{m}}{\text{s}^2}\right) (50 \text{ m}) \left(28.4 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) \times \frac{1 \text{ d}}{24 \text{ h}} \times \frac{1 \text{ h}}{3600 \text{ s}} \\
 &= 161.3 \text{ Vatios} \times \frac{1 \text{ hp}}{745.7 \text{ Vatios}} = 0.22 \text{ hp}
 \end{aligned}$$

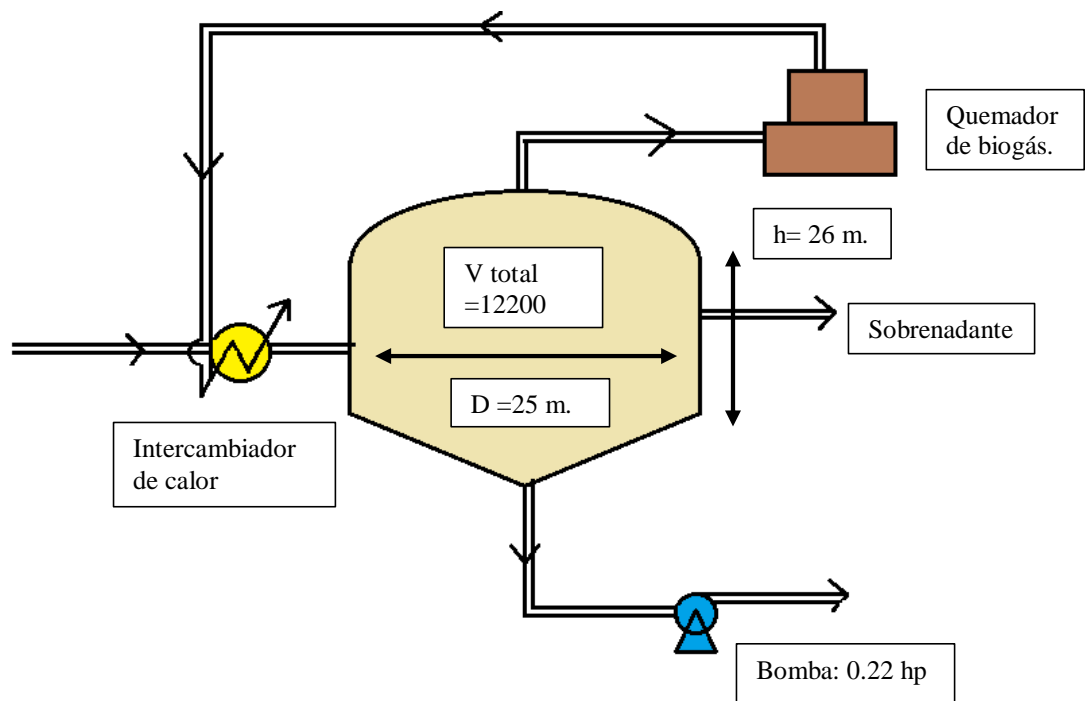


Figura 5.3 Diseño del digestor anaeróbico de baja carga.

Etapa 3: Deshidratación por camas de secado.

Parámetro de diseño	Valor escogido para el diseño
Carga de lodo digerido (m ³ /día)	28.6
Humedad inicial (%)	98
Humedad final (%)	40
Tiempo de operación (d)	15

Tabla 5.3 Datos iniciales para el diseño del sistema de secado:

Volumen total de lodo deshidratado:

$$V_t = 28.6 \frac{m^3}{d} \times 20 \frac{d}{ciclo} = 572 \frac{m^3}{ciclo}$$

Área nominal de secado

Sólidos totales en la carga: 15 Kg TS/m², 247.2 Kg TS/d, área de cada cama: 100 m², dimensiones de 10 x 10 m.

(Turovskiy & Mathai, 2006).

$$A_n = \frac{247.2 \frac{Kg}{d} \times 20 d}{15 Kg m^2} = 329.6 m^2$$

Número de camas de secado:

$$n = \frac{2400 m^2}{100 m^2/cama} = 24 camas$$

Altura del lodo:

$$H_s = \frac{V_s}{A_n} = \frac{572 m^3/ciclo}{329.6 m^2} = 1.7 m$$

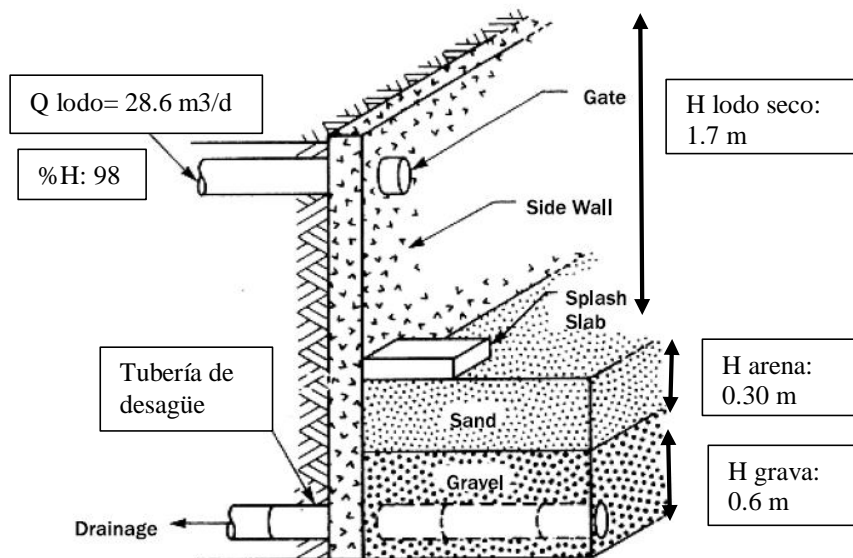


Figura 5.4 Diseño de una cama de secado sección transversal.

Etapa 4: Disposición final al suelo para agricultura.

Parámetro de diseño	Valor escogido para el diseño
Carga de lodo seco (m ³ /día)	11.4
Densidad (g/ml)	1
Humedad (%)	40
Nitrógeno (mg/L)	8000

Tabla 5.4 Datos iniciales para la disposición final de los lodos:

Nitrógeno disponible en los lodos:

$$N_{pa} = 8 \text{ g} \frac{N}{\text{Kg lodo}}$$

Dependiendo del tipo de suelo a aplicar la tasa de biosólidos colocados será diferentes en cada caso por los requerimientos de nitrógeno de cada tipo de cultivo. Por ejemplo si este lodo seco, se emplea para cultivos de papa, este requiere de 230 Kg N/ ha. año (Turovskiy & Mathai, 2006). Entonces la cantidad de nitrógeno requerida por año:

$$11.4 \frac{m^3}{d} \text{ lodo} \times 1000 \frac{Kg}{m^3} \times 8g \frac{N}{Kg \text{ lodo}} \times \frac{365 d}{1 \text{ año}} \times \frac{1 g}{1000 Kg} \times \frac{1 ton}{1000 Kg}$$

$$= 33.4 \text{ ton N/año}$$

Área requerida para aplicación de biosolidos a terreno.

$$A = \frac{\text{Produccion de biosolidos}}{N \text{ requerido}} = \frac{33.4 \text{ ton N/año}}{0.23 \text{ ton} \frac{N}{\text{ha. año}}} = 145.3 \text{ ha}$$

5.2 Análisis de costos:

En esta sección se contempla una estimación de los costos de inversión y de operación con respecto al digester anaeróbico y sus requerimientos adicionales.

5.2.1 Costos de inversión:

Para el análisis tentativo de costos, se tomara en cuenta los costos de construcción del biodigester propuesto:

Material	Unidades	Costo por unidad	Total
Concreto para la construcción del Biodigester	1000 sacos	\$9 / saco	\$9000

Tubos de PVC cedula 40 de 4"	5 tubos de 6 m	\$12	\$60
Quemador de biogás	1	\$45000	\$45000
Geo membrana	500 m ²	\$55/m ²	\$27500
Bomba centrifuga	1	\$32925	\$32925
TOTAL			\$114485

Tabla 5.5: Costos de inversión para el biodigestor.

5.2.2 Costos de operación:

En los costos de operación se considera la cantidad de biogás requerida en el proceso de digestión de aproximadamente 30 días como tal:

Calor requerido para la digestión:

$$137112 \frac{MJ}{mes}$$

Demanda de biogás para digestión:

$$137112 \frac{MJ}{mes} \times \frac{1 m^3 Biogas}{22,4 MJ} \approx 6120 \frac{m^3 Biogas}{mes}$$

Costo del combustible si este fuera metano puro:

$$6120 \frac{m^3 Biogas}{mes} \times \frac{\$ 1,2}{m^3 Biogas} = \frac{\$36.720}{mes}$$

Costo del combustible si este fuera GLP:

$$137112 \frac{MJ}{mes} \times \frac{1 m^3 GLP}{37.3 KJ} = 3675.9 m^3 GLP \times \frac{\$ 1375,7}{m^3 GLP} = \frac{\$5056'983.208}{mes}$$

Ahorro mensual por uso de biogás:

$$Cantidad\ ahorrada: \$5056'983.208 - \$36.720 = \$5056'946.488$$

Costo de NaOH para ajuste previo del pH:

$$71 \frac{m^3\ lodo\ decantado}{d} \times \frac{1000000\ mL}{1\ m^3} \times \frac{2,5\ ml\ NaOH\ 4\ N}{100\ mL} \times \frac{4\ moles\ NaOH}{1000\ ml} \\ \times \frac{40\ g\ NaOH}{1\ mol\ NaOH} \times \frac{1\ Kg}{1000\ g} = 284 \frac{Kg\ NaOH}{d} \times \frac{\$23.5}{1\ Kg\ NaOH} = \frac{\$6674}{d}$$

$$Costo\ mensual = \frac{\$6674}{d} \times 30 \frac{d}{mes} = \frac{\$200.220}{mes}$$

5.3 Costo total

Corresponde a los costos de inversión y operación, en este caso para el biodigestor son:

Tipo de Costo	Total
Fabricación del digestor anaeróbico	\$114485
Operación del sistema de digestión	\$236940
TOTAL ESTIMADO	\$351425

Tabla 5.6: Costo total para la etapa de digestión anaeróbica de baja carga.

CAPÍTULO VI

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Observaciones:

La producción de biogás para los sistemas S1 y S2, tienen 200 mL de biomasa con un volumen total de 1 L, aunque inicialmente tienen cargas diferentes de lodos activos de 300 y 100 ml respectivamente, estas presentan diferentes tendencias en la generación de biogás, al inicio el volumen de biogás colectado en el sistema 1 de 131 mL, fue mucho menor al esperado en teoría (976 mL), no tanto así para el sistema 2 que ocurrió lo contrario, se colectó 115 mL de biogás, cercano a la mitad el valor teórico de biogás colectado (325 mL) obtenidos tras 5 días de digestión, debido a la aclimatación del proceso. Con respecto a las dos cargas posteriores de cada sistema, las cantidades de biogás aumentan. Con la segunda carga en S1 se obtuvo un total de 430 mL, contra un valor teórico de 975 mL y en S2 se obtuvo un total 221 mL con respecto a 325 mL producidos en teoría. En una última carga, S1 obtuvo un valor total de 2869 mL contra 4435 mL que es el valor teórico y S2 se obtiene 1027 mL, contra 2160 mL. Ambos sistemas se controlaron hasta el final del proceso de digestión, observándose una tendencia descendente en la producción del biogás, en un tiempo aproximado de 30 días, tras colocar la última carga en cada sistema. La relación F/M que mantiene cada carga en los sistemas, permite observar la tendencia en la producción de biogás que va desde un rango bajo de 0.38 hasta 1.9 como valor máximo, mostrando un sistema robusto para la generación del biogás, puesto que al tener cargas de lodo diferentes se corroboran altas tasa de generación de biogás, al final de la digestión.

El sistema 3 posee una correlación en peso de la biomasa agregada y de la dosificación de lodos activos, igual al sistema 1, con diferencia en las cantidades: 150 ml de biomasa y 225 ml de lodo activado, y en el caso del sistema 4, se agregó 150 ml de biomasa también y 600 mL lodo activado hasta completar el volumen total de 750 mL. La diferencia con los dos sistemas anteriores, es que no hay una generación de biogás apreciable, con respecto a las cargas colocadas durante más de 35 días de digestión.

6.2 Conclusiones:

En este presente proyecto se planteó el diseño de una planta de tratamiento de lodos activados y anaerobios, mediante tres etapas claves: concentración, digestión anaerobia y secado.

Además de manera experimental se comprobó las condiciones óptimas de la etapa de digestión anaerobia, etapa central del proceso, no solo por la estabilización química proporcionada a los lodos sino también por la generación de una fuente de energía como es el biogás, recurso que se aprovecha para reducir costos. Con las condiciones propuestas en la parte experimental a 34°C con una proporción de lodos activos y biomasa, tal que se obtenga una relación F/M de 1.9 como máximo, el sistema escogido para el diseño es robusto para la producción de biogás en altas tasas, considerando un tiempo inicial de estabilización de 9 a 10 días.

Para obtener resultados de una forma más rápida, se comprobó que si el sistema de alimentación se modifica de tal manera que se inocule biomasa y lodo activo, con una relación alimento/microrganismo que corresponda a un valor máximo del rango obtenido en la experimentación (0.38 – 1.9), la generación de biogás se obtiene con un tiempo de retención mínimo de 4 a 5 días dependiendo de la carga escogida.

La cantidad de SSV transformados en la digestión anaerobia, tomando en cuenta la carga más alta empleada experimentalmente corresponde a 2,8 L de biogás colectado, generado por 5.6 g de DQO digerida con respecto a 8.85 g de DQO añadida, obteniéndose de esta forma un porcentaje de transformación de SSV de 63.3%, que de acuerdo a la teoría descrita se mantiene en un rango teórico de 40 a 60%, de un sistema de baja carga, puesto que los de alta carga tienen rendimiento mayores al 80%. Estudios similares muestran resultados favorables en la producción de biogás con un rendimiento de 40 a 34% de metano mediante un proceso de digestión anaerobia en un reactor batch tipo secuencial, de lodos primarios de cervecería durante 295 días, evaluando el efecto de la temperatura en la estabilidad del sistema. (Aglar M, et al, 2010)

El sistema considerado en el presente estudio es de tipo batch, el cual logra que el sustrato obtenga una tasa de rendimiento máxima con respecto a la generación de biogás. En un sistema continuo, además de requerir otro biodigestor para la separación del lodo digerido, el sobrenadante y el biogás, la carga dosificada cada día no se degrada por completo por lo que el proceso se ralentiza inicialmente, hasta una estabilización que tomaría más tiempo del determinado experimentalmente.

6.3 Recomendaciones:

En el presente estudio, se ha trabajado a una temperatura de 34 ± 1 °C. Así, el control de temperatura constituye un factor determinante. Se recomienda que la temperatura de digestión anaeróbica sea estable y sus variaciones deben ser mínimas (desviaciones estándar bajas) para evitar alteraciones en el sistema. El cambio de condiciones ralentiza la acción microbiana y consecuentemente la generación de biogás, provocando inconvenientes en la tasa de generación del mismo. Temperaturas más altas, generarían posiblemente más biogás pero con una mayor demanda energética en

el proceso de calentamiento del digester. La temperatura escogida para el presente estudio está un poco más allá de la temperatura promedio de la ciudad de Guayaquil en época invernal, por tanto el digester requiere mantener constante esta temperatura de reacción, mediante resistencias eléctricas conectadas al quemador de biogás, también se puede emplear un compartimento cerrado y cubierto tipo invernadero o a la vez emplear un intercambiador de calor de serpentín en el interior del digester; evitando la interferencia de agentes externos del ambiente que provoquen un descenso inesperado de temperatura y modifiquen las condiciones del sistema.

Se sugiere mantener una relación tal de alimentación del sustrato con respecto a la biomasa agregada (F/M) no menor a 1.9, determinada experimentalmente para obtener una tasa de generación alta y así aprovechar este recurso de una forma más eficiente.

BIBLIOGRAFÍA:

- a) Meozzi Paolo (1997). *Sludge Tratament and Disposal. Management Aproaches and Experiencies*. European Enviroment Agency. Environmental Issues Series No 7. ISWA. Dinamarca. Pág. 9-11
- b) Corbitt Robert (2004). *Standard Hanbook of Environmental Engineering*. Mc Graw-Hill Handbooks. Segunda Edicion. EEUU. Pág. 529-535
- c) Ramalho Rubén. (1983). *Tratamiento de aguas residuales*. Reverte. España. Primera Edición. Pág. 536-555
- d) Trejos Mariana & Agudelo Natalia (2012). *Propuesta para el aprovechamiento de lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Empresa “Comestibles La Rosa” como alternativa para la generación de biosólidos* (Administracion Ambiental). Universidad Tecnologica de Pereira. Pág. 21-23
- e) Oropeza Norma (2006). *Lodos residuales: estabilización y manejo*. Caos Conciencia, 1(1), Pág. 51-58, 62-67
- f) Grajales Sandra, Monsalve Jaime & Castaño Juan (2006). *Programa de manejo integral de los lodos generados en la planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Tecnológica de Pereira*. Scientia et Technica, 31, Pág. 285-290
- g) Turovskiy Izrail & Mathai P. K. (2006). *Wastewater Sludge Processing*. Wiley-Interscience. Primera Edición. EEUU. Pág. 32-36, 44-47, 81-94, 106-121, 137-158, 174-182, 188-190, 217-220, 278.

- h) Vitorio A. Cleverson, Von Sperling Marcos & Fernández Fernando. (2007). *Sludge Treatment and Disposal. Volume Six*. IWA Publishing. Primera Edición. Londres. Pág. 48-67, 76-120, 207-209.
- i) Tchobanoglous George, Burton Franklin & Stensel David (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. Tomo I, II y III. Metcalf & Eddy Inc. Cuarta Edición. China. Pág. 568-569, 1477 – 1454, 1465 – 1481, 1488 – 1500, 1505 – 1516, 1533 – 1541, 1546 – 1550, 1558 – 1570, 1579 – 1585.
- j) Pabby Anil K., Rizvi Syed S. & Sastre Ana Maria (2009). *Handbook of Membrane Separations. Chemical, Pharmaceutical, Food, and Biotechnological Applications*. CR Press, Taylor and Francis Group. Segunda Edición. New York. Pág. 556 – 557.
- k) Marchaim Uri (1992). *Biogas processes for sustainable development*. FAO Agricultural Services Bulletin, Roma, Pág. 21-24.
- l) FAO (2011). *Manual del biogás*. Proyecto CHI/00/G32. Primera Edición. Chile. Pág. 21-23, 46-49.
- m) Rivas Gustavo (1967). *Tratamiento de agua residual*. Primera Edición. Lit. y Tip. Vargas. Pág. 490 – 500.
- n) Tuğba Gözde (2009). *Investigation of Digester F/M Ratio as a Parameter to Affect Sludge Minimization and Gas Production of Ultrasonically Treated Sludge*. A Thesis Submitted To The Graduate School Of Natural And Applied Sciences Of Middle East Technical University. Turquía. Pág. 21-22.

- o) SEPA, Environmental Information Center (2004). *Analysis Report on the State of the Environment in China*. Recuperado de: <http://english.mep.gov.cn/SOE/analysis/>
- p) Field Jim (1990). *H. Aguas residuales de Café*. Recuperado de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd68/000866/000866h.pdf>
- q) Agler Matthew T., Aydinkaya Zeynep, Cummings Theresa A., Beers Allen R., Angenent Largus T. Anaerobic digestion of brewery primary sludge to enhance bioenergy generation: A comparison between low and high rate solids treatment and different temperatures. *Bioresource Technology*. Volume 101, Issue 15, Agosto de 2010, Pág. 5842 – 5851. Recuperado de: <http://europemc.prg/abstract/med/20356733>.

ANEXOS

Anexo 1: Memoria fotográfica de la instalación de los sistemas de digestión anaeróbica con sus adaptaciones para la colecta de biogás.







Anexo 2: Tabla referencial de los métodos estandarizados aplicados en los análisis fisicoquímicos de los lodos.

Parámetro	Unidades	Referencia Standar Methods for the Examination of Water and Wastewater.
Solidos Totales	mg/L	Solids 2540 B
Solidos Suspendidos	mg/L	Solids 2540 D
Solidos Fijos y Volátiles	mg/L	Solids 2540 E
Solidos Sedimentables	mg/L	Solids 2540 F
Metales pesados	mg/L	Metals by flame atomic absorption 3111 B
Nitrógeno total	mg/L	Amoniac 4500 D
Fosforo de fosfatos	mg/L	Phosphorus 4500 D