CENTRO DE INVESTIGACION Y DESARROLLO TECNOLÓGICO EN ELECTROQUIMICA S.C.

OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES DE LOS RASTROS Y CASAS DE MATANZA

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE:

Maestro en ciencia y tecnología

En la Especialidad de Ingeniería Ambiental

PRESENTA

I.A. Eduardo Alan Valencia Cano

Pedro Escobedo, Qro., México, Diciembre del 2015

El presente trabajo experimental se realizó en el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C (CIDETEQ S.C) bajo la dirección del Dr. Adrián Rodríguez García

RESUMEN

El presente trabajo tiene como finalidad presentar una mejora al sistema de tratamientos de aguas residuales producidas en los rastros, esto sin aumentar los costos operativos y de mantenimiento ya que se enfoca a un área que carece de recursos para este ámbito. En este proyecto nos enfocamos en la optimización de un sistema de lodos anaerobios en un reactor de flujo ascendente, para lo cual se realizó una caracterización de las aguas producidas en un rastro ubicado en el municipio de Corregidora, Querétaro; para obtener los parámetros a optimizar, se utilizaron los datos obtenidos durante la caracterización del rastro para entrenar una red neuronal artificial que imito el comportamiento del reactor y se realizó una validación del modelo mediante curvas de correlación y una curva de superficie de respuesta.

Obtenidos los puntos críticos a optimizar, se creó una modelación del reactor de flujo ascendente (UASB) en 3D y se sometió a pruebas de simulación (hidrodinámicas y termodinámicas) mediante métodos computacionales tipo CDF (Computacional Fluid Dynamics) y pruebas en reactores pilotos, obteniendo así un diseño de un reactor UASB con mejoras enfocadas al tratamiento de aguas provenientes de los rastros, las cuales son: una campana invertida con las paredes en un Angulo de 60°, lo que permite la separación de natas producidas en el interior del reactor, distribuidor dividido en 4 particiones iguales de agua para ser tratada (influente), sistema decantador de natas de pequeños deflectores invertidos, sistema perimetral de vertedores de forma triangulares, donde se descarga el efluente tratado mediante una tubería de salida

Tabla de contenido

GLOSARIO VIII
1. ANTECEDENTES 1
2. DEFINICION DEL PROYECTO 7
3. JUSTIFICACION 8
4. OBJETIVOS E HIPOTESIS 15
4.1. OBJETIVO GENERAL 15
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 15
4.3. HIPÓTESIS 15
5. FUNDAMENTACION 16
5.1. DIGESTIÓN ANAEROBIA 16
5.2. PRODUCTOS FINALES 17
5.2.1. BIOGÁS 17
5.2.2. EFLUENTE 17
5.3. EL PROCESO MICROBIOLÓGICO Y BIOQUÍMICO DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA. 18
5.3.1. ETAPA METANOGÉNICA 19
5.3.2. HIDRÓLISIS 20
5.3.3. ETAPA FERMENTATIVA O ACIDOGÉNICA 21
5.3.4. FERMENTACIÓN DE CARBOHIDRATOS SOLUBLES. 21
5.3.5. FERMENTACIÓN DE AMINOÁCIDOS 22
5.3.6. OXIDACIÓN ANAEROBIA DE ÁCIDOS GRASOS DE CADENA LARGA 23
5.3.7. ETAPA ACETOGÉNICA 23
5.3.8. ETAPA METANOGÉNICA 25
5.4. INFLUENCIA DE LOS PARÁMETROS AMBIENTALES Y DE CONTROL 26
5.4.1. TEMPERATURA 26
5.4.2. pH Y ALCALINIDAD 29
5.4.3. NUTRIENTES 30
5.4.4. POTENCIAL REDOX 30
5.4.5. COMPUESTOS TÓXICOS E INHIBIDORES 30
5.4.6. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES 31
5.4.7. HIDRÓGENO 31
5.4.8. NITRÓGENO AMONIACAL 31

5.4.9. SULFATOS Y SULFUROS 32
5.4.10. CATIONES Y METALES PESADOS 33
5.4.11. OTROS INHIBIDORES 33
5.4.12. VELOCIDAD DE CARGA ORGÁNICA Y TIEMPO DE RETENCIÓN 34
5.5. REACTORES ANAEROBIOS 34
5.5.1. REACTOR DE MEZCLA COMPLETA (RMC) 35
5.5.2. REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (UASB) 36
5.5.3. ARRANQUE Y OPERACIÓN DE UN REACTOR ANAEROBIO 37
5.5.4. INOCULACIÓN DEL REACTOR 38
5.5.5. LODO GRANULAR ANAEROBIO UTILIZADO COMO INÓCULO 39
5.5.5.1. FORMACIÓN DEL GRÁNULO 40
5.5.6. ARRANQUE DEL REACTOR ANAEROBIO 42
5.5.6. OPERACIÓN DEL REACTOR ANAEROBIO 43
5.6. REDES NEURONALES ARTIFICIALES 43
5.6.1. LA ESTRUCTURA DE LOS MODELOS DE ANN 44
5.6.1.1. MODELO DE LA UNIDAD DE PROCESAMIENTO ELEMENTAL 44
5.6.2. CONCEPTO DE REDES NEURONALES ARTIFICIALES 46
5.6.2.1. RED NEURONAL FEEDFORWARD 47
5.6.2.1.1. ARQUITECTURA DE UNA FANN 48
5.6.3. APLICACIONES DE LAS REDES NEURONALES ARTIFICIALES 51
5.6.4. DISEÑO DE UNA RED PARA UNA APLICACIÓN 52
5.7. SIMULACIÓN TIPO CFD 53
5.7.1. IDEAS GENERALES DE LA DISCRETIZACIÓN TEMPORAL 54
5.7.1. IDEAS GENERALES DE LA DISCRETIZACIÓN ESPACIAL 54
5.7.2.1. CLASIFICACIÓN DE MÉTODOS DE DISCRETIZACIÓN ESPACIAL 55
5.7.2.1.1. MÉTODOS DE DIFERENCIAS FINITAS 55
5.7.2.1.2. MÉTODOS DE VOLÚMENES FINITOS 55
5.7.2.1.3. MÉTODOS DE ELEMENTOS FINITOS 56
5.7.2.2. CLASIFICACIÓN DE MALLAS 56
5.7.2.2.1. MALLAS ESTRUCTURADAS 56
5.7.2.2.2. MALLAS ESTRUCTURADAS MULTI-BLOQUE 58
5.7.2.2.4. MALLAS NO-ESTRUCTURADAS 58
5.7.2.2.4. MALLAS HIBRIDAS 59

5.7.2.3. GENERACIÓN DE MALLAS 59
5.7.2.3.1. MÉTODOS DE GENERACIÓN DE MALLA ESTRUCTURADA 59
5.7.2.3.2. MÉTODOS DE GENERACIÓN DE MALLA NO ESTRUCTURADA 60
6. PROCEDIMIENTOS 61
6.1. MUESTREO DE AGUA RESIDUAL 62
6.2. TRATAMIENTO PRELIMINAR DE AGUA RESIDUAL 63
6.2.1. CRIBADO 63
6.3. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL 63
6.3. OPTIMIZACIÓN DE UN REACTOR TIPO UASB. 64
6.5. DESARROLLO DE UNA RED NEURONAL ARTIFICIAL 64
6.6. SIMULACIÓN TIPO CFD 65
6.6.1. DISEÑO Y MODELADO 66
6.6.2. ANÁLISIS CFD DE LOS PARÁMETROS ACTUALES 66
6.6.3. CONDICIONES DE FRONTERA Y MALLADO 67
6.6.4. ANÁLISIS Y VALIDACIÓN DE RESULTADOS 68
6.7. INÓCULO 68
6.8. REACTORES UASB 69
6.9. OPERACIÓN DEL REACTOR 69
6.9.1. ACONDICIONAMIENTO 69
6.9.2. CONDICIONES UTILIZADAS 70
6.9.3. VARIACIÓN DE PARÁMETROS 71
7. RESULTADOS 72
7.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL 72
7.2. OPTIMIZACIÓN DE UN REACTOR TIPO UASB 75
7.2.1. DESCRIPCIÓN DEL REACTOR 75
7.2.2. DESARROLLO DE UNA RED NEURONAL ARTIFICIAL 76
7.2.2.1. ARQUITECTURA DELA RED NEURONAL ARTIFICAL 76
7.2.2.2. PUNTOS CRÍTICOS DE OPERACIÓN 79
7.2.3. SIMULACIÓN TIPO CFD 80
7.2.3.1. DISEÑO Y MODELADO 80
7.2.3.2. ANÁLISIS CFD DE LOS PARÁMETROS ACTUALES 81
7.2.3.3. CONDICIONES DE FRONTERA Y MALLADO 81
7.3. ANÁLISIS Y VALIDACIÓN DE RESULTADOS 83

7.3.1. INÓCULO 83
7.3.2. OPERACIÓN DEL REACTOR 85
7.3.3. ACONDICIONAMIENTO 85
7.3.4. REMOCIÓN Y EFICIENCIAS DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO TOTAL 86
7.4. RESULTADOS DE LA VARIACIÓN DE PARÁMETROS 87
7.4.1. CONDICIONES UTILIZADAS 87
7.4.1.1. MONITOREO DEL pH 88
7.4.1.2. CONDUCTIVIDAD ELECTRICA 90
7.4.1.3. REMOCIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO (DQO) 91
7.4.1.4. REMOCIÓN DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGENO (DBO_5) 93
7.4.1.5. TEMPERATURA 94
7.5. CARACTERIZACIÓN FINAL 95
7.5.1. DBO_5, TEMPERATURA, CONDUCTIVIDAD Y PH 96
7.5.2. SST 96
7.5.3. ÍNDICE ALFA 97
7.5.4. MATERIA FLOTANTE 97
8. CONCLUSIONES 98
9. PERSPECTIVAS 100
10. BIBLIOGRAFIA 101
XII.ANEXOS 106

INDICE DE ILUSTRACIONES

ILUSTRACIÓN 1 ESQUEMA DE REACCIONES DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE MATERIALES POLIMÉRICOS (Ortega 2006). 19
ILUSTRACIÓN 2. SIMPLIFICACIÓN DE LA RUTA METABÓLICA DE EMBDEN-MEYERHOF DE DEGRADACIÓN DE LA GLUCOSA POR LAS BACTERIAS ACIDOGENICAS (Rodríguez, 2002). 22
ILUSTRACIÓN 3.REACTOR ANAEROBIO DE MEZCLA COMPLETA (IDAE, 2007). 35
ILUSTRACIÓN 4. REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (Rodríguez, 2002). 37
ILUSTRACIÓN 5. LODO GRANULAR: A) GRÁNULOS ANAEROBIOS TOMADOS DE UN BIORREACTOR Y B) MICROGRAFÍA ELECTRÓNICA DE BARRIDO DE GRÁNULOS ANAEROBIOS (x2.9K) (Liu et al. 2003). 40
ILUSTRACIÓN 6. ESQUEMA DE UNA NEURONA ARTIFICIAL (Widrow & Hoff, 1960) 44
ILUSTRACIÓN 7. MODELO DE UNA RED NEURONAL ARTIFICIAL FEEDFORWARD (Salas, 2004). 48
ILUSTRACIÓN 8. PASOS PARA RESOLVER NUMÉRICAMENTE UN PROBLEMA CON CFD (Autodesk, 2015). 53
ILUSTRACIÓN 9. EJEMPLO DE MALLAS ESTRUCTURADAS (Autodesk, 2015). 56
ILUSTRACIÓN 10. EJEMPLOS DE MALLAS ESTRUCTURADAS TIPO O Y TIPO C (Curso de Autodesk, 2015). 57
ILUSTRACIÓN 11. EJEMPLO DE MALLA ESTRUCTURADA MULTI-BLOQUE (Curso de Autodesk, 2015). 57
ILUSTRACIÓN 12. EJEMPLOS DE MALLAS NO-ESTRUCTURADAS. TOMADAS DE DISTMESH. A MATLAB (Curso de Autodesk, 2015). 58
ILUSTRACIÓN 13 FLUJOGRAMA DE LA METODOLIGA UTILIZADA 61
ILUSTRACIÓN 14. RESIDUOS SOLIDOS CRIBADOS EN EL AGUA RESIDUALL RECOLECTADA. 63
ILUSTRACIÓN 15 METODOLOGIA PARA LA MODELACION TIPO CFD 66
ILUSTRACIÓN 16. REACTOR PILOTO TIPO UASB 70
ILUSTRACIÓN 17. MODELO 3D DEL REACTOR TIPO UASB DISEÑADO 76
ILUSTRACIÓN 18. ARQUITECTURA DE LA RED NEURONAL ARTIFICIAL UTILIZADA 77
ILUSTRACIÓN 19. DISEÑO GLOBAR DEL REACTOR TIPO UASB 80
ILUSTRACIÓN 20. MALLADO DEL REACTOR DISEÑADO 81
ILUSTRACIÓN 22. SIMULACION HIDRODINAMICA DEL REACTOR UASB 83

INDICE DE TABLAS

TABLA 1 FUENTES DE GENERACIÓN DE RESIDUOS DE RASTRO (CNC). 3
TABLA 2 PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DE LOS PROCESOS AEROBIOS Y ANAEROBIOS (METCALF ET AL, 2003). 5
TABLA 3 COMPOSICIÓN DEL BIOGÁS (Igoni, Ayotanumo, & Otros, 2008) 13
TABLA 4 COMPONENTES DEL BIOGÁS EN FUNCIÓN DEL SUSTRATO UTILIZADO (Coombs 1990) 18
TABLA 5 .REACCIONES ACETOGÉNICAS QUE OCURREN EN LOS SISTEMAS ANAEROBIOS Y SU ENERGIA DE GIBBS ESTANDAR (Rodríguez, 2002). 24
TABLA 6 PRINCIPALES REACCIONES METANOGÉNICAS Y SU ENERGIA DE GIBBS ESTANDAR (Rodríguez, 2002). 26
TABLA 7 FUENTES DE INÓCULO PARA REACTORES ANAEROBIOS (Guyot, 1993; Ramírez, 1996). ... 39
TABLA 8 TÉCNICAS FISICOQUÍMICAS UTILIZADAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE INFLUENTE Y EFLUENTE 64
TABLA 9 VARIABLES OPERATIVAS DE ENTRADA DEL MODELO 65
TABLA 10 PARÁMETROS DURANTE LA SIMULACIÓN 67
TABLA 11 TÉCNICAS FISICOQUÍMICAS UTILIZADAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DEL INOCULO 68
TABLA 12 CONDICIONES USADAS EN EL REACTOR UASB 71
TABLA 13 CODICIONES Y PARÁMETROS UTILIZADOS PARA ALIMENTAR EL REACTOR PILOTO 71
TABLA 14. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAEL PROVENIENTE DEL RASTRO DE CORREGIDORA, QUERÉTARO 72
TABLA 15. PROMEDIOS ANUALES DE LA COMPOSICIÓN DEL AGUA RESIDUAL DEL RASTO DE CORREGIDORA 73
TABLA 16. VALORES DE CONTAMIENTNATE EN EL EFLUENTE DEL TRATAMIENTO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS DEL RASTRO DE CORREGIDORA 73
TABLA 17 . EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTE EN EL AGUA RESIDUAL DEL RASTRO DE CORREGIDORA 74
TABLA 18. PARÁMETROS USADOS DURANTE LA SIMULACIÓN 82
TABLA 19. PRINCIPALES PARÁMETROS PARA LA CARACTERIZACIÓN DEL INOCULO CORRESPONDIENTE 84
TABLA 20. PARAMETROS MEDIDOS 85
TABLA 21. CONDICIONES DE CONTROL UTILIZADAS EN LA VALIDACIÓN DE RESULTADOS 88
TABLA 22. CARACTERIZACIÓN FINAL DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO 96

INDICE DE GRÁFICAS

GRÁFICA 1 VOLUMEN DE PRODUCCIÓN DE CARNE EN CANAL Y CARNE PROCESADA (INGEGI 2015)1
GRÁFICA 2. PRINCIPALES PAÍSES PRODUCTORES DE CARNE DE BOVINO 2014 (COMECARNE 2014) 8
GRÁFICA 3. PIB TOTAL, AGROPECUARIO Y DE ALIMENTOS (INEGI 2015) 10
GRÁFICA 4. EMPLEOS TOTALES UTILIZADOS POR ACTIVIDAD, 2007-2014 (INEGI 2015)..... 11
GRÁFICA 5. INFLUENCIA DE TEMPERATURAS EN MICROORGANISMOS METANOGENICOS (Rodríguez, 2002). 28
GRÁFICA 6.DISCRETIZACIÓN TEMPORAL. EL PASO DE TIEMPO DEBE SER EL ADECUADO PARA CAPTAR LOS CAMBIOS DE LA SOLUCIÓN (Autodesk, 2015)..... 54
GRÁFICA 7. COEFICIENTES DE CORRELACION DE LA RNA ENTRENADA. 78
GRÁFICA 8. EVOLUCIÓN DEL APRENDIZAJE DE LA RNA A TRAVEZ DE LAS EPOCAS 78
GRÁFICA 9. EFICIENCIA EN TRES DIMENSIONES DE PUNTOS OPTIMOS DE OPERACIÓN DEL REACTOR TIPO UASB 79
GRÁFICA 10. EFICIENCIA DE REMOCIÓN DEL CONTAMINATE DURANTE EL ACONDICIONAMIENTO. 86
GRÁFICA 11. MONITOREO DE DQO DURANTE EL TIEMPO DE OPERACIÓN DEL REACTOR UASB (INFLUENTE Y EFLUENTE). 87
GRÁFICA 12. EVOLUCIÓN DEL PH 89
GRÁFICA 13. EVOLUCIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA 90
GRÁFICA 14. EVOLUCIÓN EN EL TRATAMIENTO DE LA REMOCIÓN DE LA DQO 92
GRÁFICA 15. EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE LA DQO A DIFERENTES TIEMPOS DE RETENCIÓN HIDRAULICA..... 93
GRÁFICA 16. EVOLUCIÓN DE LA REMOCIÓN TEORICA DE LA DBO_5 94
GRÁFICA 17. EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA A TRAVÉS DEL TIEMPO 95

GLOSARIO

2D Dos dimensiones

3D Tres Dimensiones

AGV Ácidos grasos volátiles

ANN Redes Neuronales Artificiales

Atm Unidad de presión atmosférica

ATP Adenosina Trifosfato

CFD Computational fluid dynamics

CH_4 Metano

cm Centímetros

CO_2 Dióxido de carbono

Cr Cromo

Cu Cobre

D Día

DBO Demanda Bioquímica de Oxigeno

DQO Demanda Química de Oxígeno

ECM Error cuadrático medio

EDP Ecuaciones en derivadas parciales

EUA Estados Unidos Americanos

FANN Redes neuronales feedforward

G Gramos

GEI Gases de efecto invernadero

H_2 Hidrógeno molecular

HP Caballos de Fuerza

INEGI Instituto Nacional de Estadística y Geográfica

K Kelvin

Kcal Kilocalorías

Kg Kilogramos

L litro

m^3 Metro cuadrado

mg Miligramos

ml Mililitros

mm Milímetros

mS Milisiemens

mV Milivolts

Ni Níquel

NT Nitrógeno Total

P Presión

Pa Pascales

Pb Plomo

pH Potencial de hidrógeno

PIB Producto Interno Bruto

RMC Reactor de Mezcla Completa

S Segundos

SO_2 Sulfuro de hidrógeno

SST Solidos Suspendidos Totales

SSV Solidos Suspendidos Volátiles

ST Solidos Totales

SV Solidos Volátiles

T Temperatura

TRH Tiempo de Retención Hidráulico

U Unidades

UASB Upflow anaerobic sludge blanket

VCO Velocidad de Carga Orgánica

W Watts

Zn Zinc

µg Microgramo

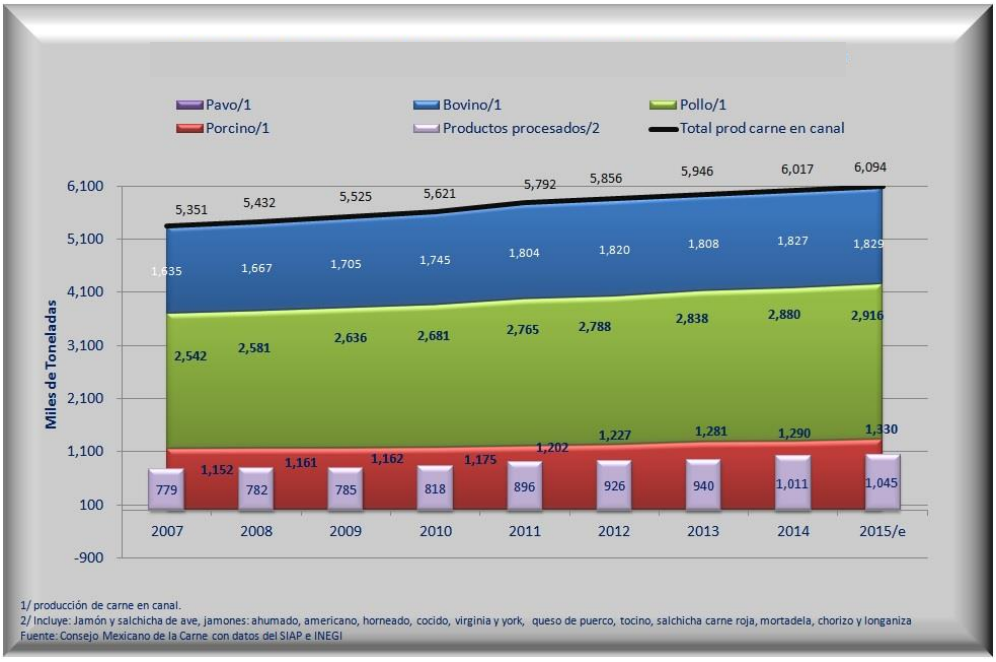
µmax Velocidad máxima específica de crecimiento

ºC Grados Celsius

1. ANTECEDENTES

La industria encargada de la producción de carne en condiciones sanitarias adecuadas en nuestro país es conocida como rastro. Un rastro o matadero se puede definir como todo aquel establecimiento donde se lleva a cabo el sacrificio y faenado de animales para consumo. En los rastros además de la producción de carne, son generados diversos residuos sólidos y líquidos como vísceras, pelo, pezuñas, cuernos, carne rechazada, contenido ruminal e intestinal, sangre y agua de lavado. Estos residuos por su naturaleza son considerados de manejo especial, que son aquellos generados en los procesos productivos que no reúnen las características para ser considerados como peligrosos, pero tampoco son considerados como residuos sólidos urbanos según la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR, 2007).

Durante el 2014 el volumen de carne producida fue de 6,094 miles de toneladas, divididas en pavo, porcino, bovino, productos procesados y pollo; las cuales están distribuidas como se indica en la siguiente gráfica.



GRÁFICA 1 VOLUMEN DE PRODUCCIÓN DE CARNE EN CANAL Y CARNE PROCESADA (INGEGI 2015)

Los rastros como parte de la explotación animal generan un impacto ambiental causado por el funcionamiento inadecuado generando una problemática ambiental significativa, principalmente en el agua y el suelo, ocasionando su contaminación y por lo tanto el deterioro de la calidad de los mismos. Esta problemática se ve agudizada por la existencia de una cantidad variable de estos establecimientos tanto públicos como concesionados, así como un número indeterminado de sitios de matanza clandestina.

Los procesos de sacrificio llevados a cabo en los rastros o casas de matanza, por sí mismos, generan residuos, los cuales pueden ocasionar impactos ambientales negativos si no se controlan adecuadamente. Para entender esta problemática, a continuación se describen de forma general los procesos de sacrificio de los principales animales utilizados para el consumo humano. También se describe a partir de estos procesos, además de la generación del producto (carnes), los subproductos, despojos y residuos inherentes a las operaciones de la industria de matanza.

El manejo y la disposición de los residuos del sacrificio de los animales generalmente se han llevado a cabo de manera inadecuada, ya que los líquidos como la sangre y el agua de lavado son vertidos directamente en el drenaje y a los cuerpos de agua alcanzando concentraciones mayores a los 40,000 mg de Demanda Química de Oxígeno (DQO)/L provocando graves problemas como la eutrofización, mientras que los residuos sólidos son llevados a rellenos sanitarios o tiraderos a cielo abierto, los cuales no cuentan con las medidas necesarias para captar lixiviados, ni los gases de efecto invernadero (GEI) producidos en la descomposición de la materia orgánica, además de las consecuencias directas e indirectas en la salud humana. Esta situación representa además de un grave problema ambiental y de salud, un gran desperdicio de recursos ya que debido a las características biodegradables de los residuos, estos pueden ser utilizados en la producción de energía y como mejoradores de suelo de buena calidad y económicos.

La cantidad y la composición de los residuos líquidos y sólidos generados en los procesos de sacrificio dependen del tipo de animal que se sacrifique, de los métodos de sacrificio y

del tipo de equipo utilizado. Las principales fuentes de generación dentro de un rastro típico son: encorralamiento de animales (genera animales muertos, estiércol, paja y forraje), matanza "desangrado" (sangre), remoción de pieles "desollado" (genera sangre, pelo), inspección de carne (carne rechazada), manejo de canales (residuos de corte, trozos de carne, grasa), manejo de vísceras (contenido estomacal o intestinal), limpieza general (trozos de carne, coágulos de sangre), servicios, oficinas, sanitarios (papel usado, residuos domésticos, agua residual).

La cantidad y composición de los residuos líquidos y sólidos generados en los procesos de sacrificio dependen del tipo de animal sacrificado, de los métodos de sacrificio y del tipo de equipo utilizado. En la Tabla 1, se presentan las principales fuentes de generación de residuos dentro un rastro típico.

TABLA 1 FUENTES DE GENERACIÓN DE RESIDUOS DE RASTRO (CNC).

PROCESO	**RESIDUO**
Encorralamiento y engorda de animales	Animales muertos, purines, paja y forraje
Matanza (desangrado)	Sangre
Remoción de pieles (desollado)	Sangre, pelo
Inspección de carne	Carne rechazada
Manejo de canales	Residuos de corte, trozos de carne, grasa
Manejo de vísceras	Contenido estomacal o intestinal
Limpieza general	Trozos de carne, coágulos de sangre
Curado de pieles	Aguas residuales con alto contenido de sales
Servicios (oficinas, sanitarios)	Papel usado, residuos domésticos, agua residual

Como se puede apreciar, la problemática que plantean este tipo de residuos como consecuencia de su incremento y las implicaciones sobre la contaminación ambiental así como el agotamiento de los recursos naturales, hace que sea de suma importancia la búsqueda de caminos para su correcta gestión desde el punto de vista ambiental y social. En materia de gestión ambiental, el rango más alto en la jerarquía de la gestión integral de los residuos sólidos corresponde a la reducción de origen, lo cual implica reducir la cantidad y/o toxicidad de los residuos que son generados; en segundo lugar está el reciclaje, el cual implica la separación y recogida de los materiales residuales así como la preparación de estos para la reutilización, el procesamiento y la transformación en nuevos productos. Por último se encuentra la transformación de los residuos, esto implica una alteración física, química o biológica. Típicamente, éstas transformaciones son utilizadas para mejorar la eficacia de las operaciones y sistemas de gestión de residuos, recuperar materiales reutilizables y reciclables y recuperar productos de conversión (composta) y energía en forma de calor y biogás (Mandujano, 2001).

Las principales transformaciones físicas incluyen separación de componentes y reducción mecánica de volumen o tamaño. Las transformaciones químicas de los residuos generalmente implican un cambio de fase (por ejemplo, sólido a líquido, sólido a gas, etc.) así como combustión, pirólisis y gasificación. Por último las transformaciones biológicas son las mayormente utilizadas en el tratamiento de residuos orgánicos. Estas transformaciones pueden realizarse aerobia o anaerobiamente, según la disponibilidad de oxígeno (Tchobanglous, 1996).

El manejo de los sólidos y concentrados de los contaminantes removidos mediante alguno de los tratamientos anteriores ha sido uno de los problemas más difíciles de resolver en el campo de la ingeniería sanitaria además de que la evolución de las tecnologías no ha ocurrido tan rápidamente como en los procesos de tratamiento de aguas; las tecnologías de tratamiento de sólidos se han enfocado en los métodos tradicionales tales como espesamiento, estabilización y secado (Bonilla, 2007).

La incineración de los sólidos continúa siendo practicada, pero la operación y el control de las emisiones han sido sujetos a grandes restricciones regulatorias así como a un escrutinio público adverso. Las alternativas a los rellenos sanitarios y la incineración incluyen aplicación al suelo de biosólidos líquidos o secos y el composteo para su distribución y mercadeo (Bonilla, 2007).

La digestión anaerobia permanece como el principal proceso de estabilización de sólidos (Forster-Carneiro, Perez, & otros, 2008); éste proceso ofrece ventajas para mejorar la destrucción de los sólidos volátiles, la producción de biosólidos estabilizados y la trasformación la materia orgánica biodegradable de los residuos en gas metano.

Los tratamientos anaerobios presentan ventajas y desventajas en comparación con los aerobios. En la Tabla 2 se sintetizan las principales diferencias:

TABLA 2 PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS DE LOS PROCESOS AEROBIOS Y ANAEROBIOS (METCALF ET AL, 2003).

Factor.	**Tratamiento aerobio.**	**Tratamiento anaerobio.**
Crecimiento de los microorganismos.	Crecimiento muy rápido, gran generación de lodos.	Crecimiento lento (metanogénicas), poca producción de biomasa.
Condiciones ambientales de los microorganismos.	Bajo nivel de especialización, baja sensibilidad.	Muy sensibles a cambios ambientales.
Demanda energética.	O_2 necesario, mayor demanda energética para aireación.	O_2 no necesario, no precisa aireación.
Necesidad de nutrientes.	Mayor.	Menor.
Calidad del residuo.	Estabilización baja.	Estabilización alta.
Productos obtenidos	Fertilizante orgánico o composta	Fertilizante orgánico líquido y sólido, biogás

El tratamiento de aguas residuales municipales vía digestión anaerobia, específicamente con un reactor de alta tasa UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) presenta ventajas, que lo hacen un proceso competitivo, tanto tecnológicamente como económicamente frente a otros procesos convencionales. A pesar de que el reactor UASB ya ha demostrado, en varios países en desarrollo que es capaz de pre tratar eficientemente aguas residuales, en México no ha sido aceptado por el cuerpo técnico encargado de la selección tecnológica dando preferencia a métodos fisicoquímicos o aeróbicos que presentan un coste mayor de operación y mantenimiento, además de necesitar a especialistas más capacitados para su operación (Morgan, 2010).

La aplicación del reactor UASB en la depuración de efluentes municipales y domésticos se ha incrementado en América Latina (Borzacconi & López, 1994), en donde es urgente resolver problemas sanitarios y de contaminación con tecnologías eficientes y a bajos costes. Es precisamente en algunos países latinoamericanos, como Brasil (Cavalcanti, Van Haandel, & Lettinga, 1994) y Colombia y otros con problemáticas similares, como India (Morgan, 2010) en donde se han construido plantas a nivel piloto y real para tratar aguas residuales municipales con reactores UASB. En estos casos se ha demostrado la aplicabilidad de este proceso anaerobio y se ha obtenido información valiosa sobre criterios de arranque, diseño y operación de reactores UASB que tratan efluentes de este tipo.

2. DEFINICION DEL PROYECTO

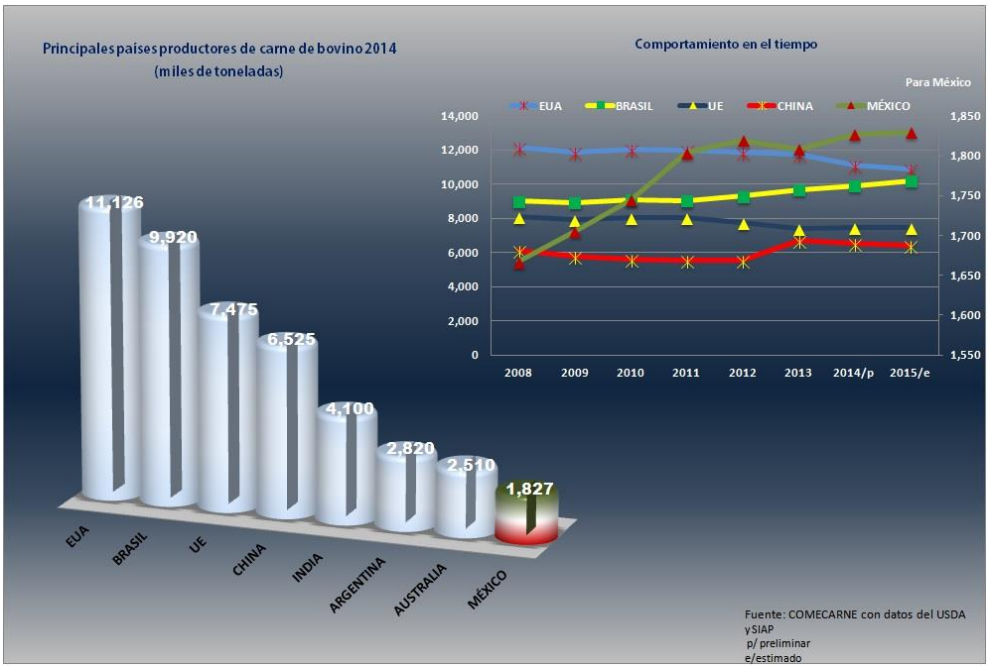
La problemática que plantean los rastros como consecuencia de su incremento y las implicaciones sobre la contaminación ambiental y el agotamiento de los recursos naturales, hace que sea esencial la búsqueda de caminos para su correcta gestión desde el punto de vista ambiental y social. En materia de gestión ambiental, el rango más alto en la jerarquía de la gestión integral de las aguas residuales corresponde a la reducción de origen, lo cual implica reducir la cantidad y/o toxicidad de las aguas residuales que son generadas; en segundo lugar está el reciclaje, el cual implica la separación y recolección de los materiales residuales y la preparación de estos para su reutilización, el procesamiento y la transformación en nuevos productos. Por último se encuentra la transformación de las aguas, esta implica su alteración física, química o biológica. Típicamente, estas transformaciones son utilizadas para mejorar la eficacia de las operaciones, sistemas de gestión de residuos, recuperar materiales reutilizables y reciclables además de recuperar productos de conversión (composta) y energía en forma de calor y biogás.

Poe lo antes mencionado la comunidad y los mercados vienen exigiendo que se establezcan prácticas y procesos que preserven los recursos naturales y el medio ambiente, asegurando una oferta de bienes de consumo limpio para las presentes y futuras generaciones. Es por esto que la implementación de proyectos integrales para la operación de rastros municipales y la instalación de sistemas de tratamiento de aguas, auto-sustentables y amigables con el medio ambiente, es hoy en día no solo una necesidad inminente sino también una oportunidad. Este proyecto no solo contribuirá a la solución de la problemática ocasionada por el mal manejo y la inadecuada disposición de las aguas residuales generadas dentro de los rastros, sino también en la generación de una fuente de energía renovable la cual puede ser utilizada en el mismo proceso. Con esto se reducen las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmosfera además de que se disminuirá en gran medida los daños ocasionados al suelo y sistemas acuáticos.

3. JUSTIFICACION

El desempeño de los principales actores en el mercado cárnico mundial continúa con cambios debido a varios factores, siendo los más importantes: el precio de los granos que se usan para la alimentación de los animales; las fluctuaciones en el tipo de cambio dólar-euro (y del peso-dólar para México).

Respecto a la carne de bovino, Estados Unidos mantiene su liderazgo en producción y consumo. Adicionalmente, las proyecciones de la USDA (United States Department of Agriculture) señalan que Rusia se ubicará nuevamente como el principal importador, desplazando a Estados Unidos, quien en 2013 obtuvo dicho status. Por su parte, las exportaciones internacionales de carne de res mantuvieron a Brasil, como el principal actor en 2014, y en 2015 las cosas se mantuvieron igual, India se mantiene arriba de a Australia, se espera que para finales del 2015, las posiciones en los principales exportadores se mantengan, mientras tanto México mostró en 2014 un ligero incremento en los niveles de exportación. Es así como México ocupa en el octavo puesto como productor de carne de bovino como se puede apreciar en la Grafica 2.



GRÁFICA 2. PRINCIPALES PAÍSES PRODUCTORES DE CARNE DE BOVINO 2014 (COMECARNE 2014)

En el caso de la carne de cerdo el líder en producción, China, no es autosuficiente, ya que a pesar de que se produjeron más de 56 millones de toneladas en el 2014, necesitaron importar más de 800 mil toneladas más para cubrir su consumo interno, siendo la variación de su demanda uno de los principales factores determinantes en el mercado internacional de cerdo. Se espera que Estados Unidos se mantenga como el principal exportador y Japón como el importador más importante seguido por China y México. El mercado de las exportaciones mexicanas especializadas se espera que pueda obtener un sobreprecio y un incremento en el volumen (COMECARNE, 2014).

Por otro lado, la producción mundial de carne de pollo continuará con crecimientos de alrededor de uno por ciento, manteniéndose EUA como líder productor, quién al cubrir su consumo interno se espera que en el 2015 tenga un excedente exportador de 3 millones de toneladas; sin embargo el liderato en exportaciones lo mantendrá Brasil por su relativo bajo consumo interno, siendo Japón el mercado ideal para el destino de las exportaciones seguido por Arabia Saudita (COMECARNE, 2014).

En cuanto a la producción de carne de pavo, EUA aportó en 2014 2.6 millones de ton, que representa un aumento aproximado del 3% con respecto al nivel que se registró al cierre del 2013; mientras tanto el nivel de exportaciones de EUA, se aumentó en más del 4% con respecto al cierre de 2013. México mantendrá por mucho el liderato en importaciones al no contar con un sector productivo robusto (COMECARNE, 2014).

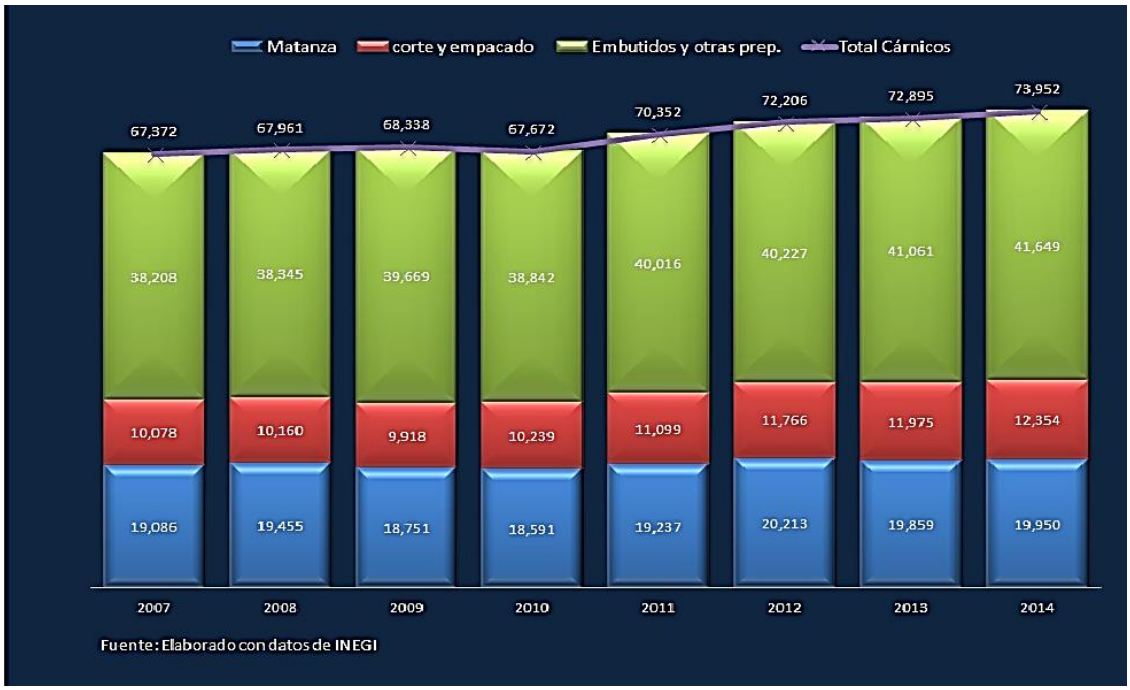
El panorama mundial reitera la oportunidad de exportación de carne de cerdo al mercado Chino, no obstante, lo tardado en los trámites y autorizaciones finales que debe otorgar el gobierno Chino limitan el acceso real y por tanto la planeación.
Los Emiratos Árabes y Arabia Saudita tienen una tendencia a la alza en el consumo de pollo y no producen lo suficiente (COMECARNE, 2014). , por lo que explorar la exportación a este país sería interesante.

Respecto al precio de los granos, en 2014, continuaron con la tendencia a la baja a lo largo del año. Esta tendencia a la baja fue un cambio radical a los últimos dos años, donde la tendencia había sido a la alza (INEGI, 2015).

En México, la ganadería y la industria cárnica constituyen las principales actividades del sector agropecuario y de alimentos, y tal vez las actividades más productivas del medio rural, representando el 3.1% del PIB total a nivel nacional (Grafica 3). Querétaro se ha caracterizado por ser uno de los principales estados productores de carne junto con Jalisco, Guanajuato y Veracruz, entre otros, siendo el municipio de Querétaro el principal productor de carne dentro del estado, seguido de los municipios de Corregidora y San Juan del Río, respectivamente (INEGI, 2014).

GRÁFICA 3. PIB TOTAL, AGROPECUARIO Y DE ALIMENTOS (INEGI 2015)

También cabe destacar que los empleos que da esta actividad han ido en aumento constante llegando en el 2014 a 75,952 y de este total, 19,950 corresponden a empleos directamente relacionados con la matanza del ganado como se observa a continuación (GRAFICA 4).



GRÁFICA 4. EMPLEOS TOTALES UTILIZADOS POR ACTIVIDAD, 2007-2014 (INEGI 2015)

Los rastros como parte de la explotación animal generan un impacto ambiental causado por el funcionamiento inadecuado generando una problemática ambiental significativa, principalmente en el agua y el suelo, ocasionando su contaminación y por lo tanto el deterioro de la calidad de los mismos. Esta problemática se ve agudizada por la existencia de una cantidad variable de estos establecimientos tanto públicos como concesionados, así como un número indeterminado de sitios de matanza clandestina (INEGI, 2015).

Los procesos de sacrificio llevados a cabo en los rastros o casas de matanza, por sí mismos, generan residuos, los cuales pueden ocasionar impactos ambientales negativos si no se controlan adecuadamente.

El agua en los mataderos es un elemento indispensable para llevar a cabo los procesos de transformación y es requerida en TODAS las operaciones del proceso, ya sea para limpieza, como medio de desinfección, como vehículo de conducción de productos indeseados, etc.

Las aguas residuales generadas en los mataderos poseen una elevada carga contaminante, teniendo además de un alto contenido en materia orgánica, un porcentaje importante de grasa que hace que sean difíciles de tratar y constituyen por tanto un importante problema para este tipo de industrias.

Mediante el tratamiento de las aguas residuales provenientes de los rastros y casas de matanza por digestión anaerobia y en específico por un reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB), además del hecho de dar solución a la problemática existente, se podrían obtener otros beneficios tales como la obtención de fertilizantes, ya que el lodo producido se encuentra estabilizado, y biogás debido al proceso metanogénico que se lleva a cabo en el reactor (Igoni, Ayotanumo, & Otros, 2008).

Las características del efluente dependen mucho del sistema, aunque se puede decir que el efluente es la mezcla del influente estabilizado y la biomasa microbiana producida. Se trata además de un residuo más mineralizado que el influente, con lo que normalmente aumenta el contenido del nitrógeno amoniacal y disminuye el nitrógeno orgánico aumentando su capacidad como fertilizante (Igoni, Ayotanumo, & Otros, 2008)

Por otro lado, el biogás, producido por las bacterias durante la digestión en un medio anaerobio, es un buen combustible, conformado principalmente por metano, variando la proporción dependiendo del tipo de residuo y las condiciones del tratamiento (Igoni, Ayotanumo, & Otros, 2008). La composición típica del biogás se presenta en la Tabla 3.

TABLA 3 COMPOSICIÓN DEL BIOGÁS (Igoni, Ayotanumo, & Otros, 2008)

Componente	**Porcentaje (%)**
Metano (CH_4)	55 – 75
Dióxido de carbono (CO_2)	30 – 45
Sulfuro de hidrógeno (H_2S)	1-2
Hidrógeno molecular (H_2)	0-1

Entre las propiedades más notorias del biogás se tiene su poder calorífico neto de 5975 Kcal/ m^3 aproximadamente, siendo ligeramente menor al del gas natural, el cual es de 8843 Kcal/m^3. Un nivel de producción de biogás alto puede ayudar a la rentabilidad de la inversión necesaria para la construcción de una planta de digestión anaerobia, pero es necesario un correcto sistema de aprovechamiento del mismo. Los sistemas de aprovechamiento usualmente pasan por un sistema de cogeneración de energía eléctrica y energía calorífica. Como ejemplo, a partir de un metro cúbico de biogás, se pueden generar 1.25 Kw/h de electricidad, 6 horas de luz equivalente a una bombilla de 60 W o el funcionamiento de un motor de 1 HP durante 2 horas (Madu & Sodeinde, 2001).

Es importante hacer mención a otra implicación medioambiental que ha tomado gran interés en los últimos años: la generación de gases con efecto invernadero debido principalmente a las actividades antropogénicas. Se tiene que las actividades de combustión son las que tienen el mayor aporte, 32%, posteriormente el sector transporte tiene un aporte del 14%, las actividades forestales como la quema de pastizales y descomposición de la materia orgánica presente en suelos de cultivo, un 23.5% y los residuos, 9%, aproximadamente (Martinez, Fernandez, & Osanaga, 2004).

En materia de residuos, los datos obtenidos son alarmantes, ya que el principal gas generado es el CH_4, 21 veces más potente que el CO_2 como "secuestrador de calor", debido básicamente a la degradación anaerobia de la materia orgánica presente en los residuos dispuestos incorrectamente ya sea en rellenos sanitarios, tiraderos municipales y vertederos a cielo abierto, además es resaltable el ritmo de crecimiento de las emisiones en este sector debido al notable retraso en el manejo y tratamiento de los desechos sólidos. Para 1998, fueron generados por estas actividades, 3,362.78 Gigagramos de CH_4, equivalente al 41% del total de emisiones de CH_4. Se ha determinado que la participación de este gas equivale al 23% de las emisiones GEI en nuestro país (Martinez, Fernandez, & Osanaga, 2004).

Por lo establecido es evidente que es necesario implementar estrategias y tecnologías de bajo costo para reducir la producción de estos residuos dañinos para el medio ambiente, ya sea con planes de manejo, optimizaciones de los procesos, reciclaje o reutilización de residuos o tratamiento de los mismos.

4. OBJETIVOS E HIPOTESIS

4.1. OBJETIVO GENERAL

Optimizar el proceso de tratamiento de aguas residuales provenientes de rastros y casas de matanza.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Realizar un estudio de los fenómenos de transporte de masa del proceso.

Realizar un estudio hidrodinámico y biológico de los procesos que intervienen en la digestión anaerobia.

Realizar una Red Neuronal Artificial que prediga el comportamiento de la cinética de un digestor anaerobio tipo UASB.

Acoplar el diseño de un reactor anaerobio para el tratamiento de aguas residuales provenientes de rastros y casa de matanza.

4.3. HIPÓTESIS

Mediante un adecuado diseño de un sistema de tratamiento para los residuos líquidos de un rastro, es posible optimizar la remoción de materia orgánica y a su vez maximizar la producción de biogás.

Mediante la realización de ensayos en un prototipo de reactor anaerobio es posible realizar estudios de los procesos hidrodinámicos y biológicos que intervienen en el sistema de tratamiento de residuos.

5. FUNDAMENTACION

5.1. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el que la materia orgánica, en ausencia de oxígeno, y mediante la acción de un grupo de bacterias específicas, se descompone en productos gaseosos o "biogás" (CH_4, CO_2, H_2, H_2S, etc.), y un digestato, que es una mezcla de productos minerales (N, P, K, Ca, etc.) y compuestos de difícil degradación (IDAE :Energía, 2007).

El biogás contiene un alto porcentaje en metano, CH_4 (entre 50-70%), por lo que es susceptible de un aprovechamiento energético mediante su combustión en motores, en turbinas o en calderas, ya sea sólo o mezclado con otro combustible.

El proceso controlado de digestión anaerobia es uno de los más idóneos para la reducción de emisiones de efecto invernadero, el aprovechamiento energético de los residuos orgánicos y el mantenimiento y mejora del valor fertilizante de los productos tratados, que es una de las más grandes ventajas frente a los procesos aerobios, además de no necesitar aireación lo cual reduce los costos energéticos, otro aspecto muy ventajoso es que la generación de lodos es menor, por lo que también se reducen los costes en el tratamiento y vertido de fangos (Ortega, 2006).

La digestión anaerobia puede aplicarse, entre otros, a residuos ganaderos, agrícolas, así como a los residuos de las industrias de transformación de dichos productos; Entre los residuos se pueden citar purines, estiércol, residuos agrícolas o excedentes de cosechas, etc. Estos residuos se pueden tratar de forma independiente o juntos, mediante lo que se da en llamar co-digestión. La digestión anaerobia también es un proceso adecuado para el tratamiento de aguas residuales de alta carga orgánica, como las producidas en muchas industrias alimentarias (Ortega, 2006).

La digestión anaerobia se puede llevar a cabo con uno o más residuos con las únicas premisas de que sean líquidos, contengan material fermentable, y tengan una composición y concentración relativamente estable. La co-digestión es una variante tecnológica que puede solucionar problemas o carencias de un residuo, si son compensadas por las características de otro (Ortega, 2006).

5.2. PRODUCTOS FINALES

Los principales productos del proceso de digestión anaerobia, trabajando en sistemas de alta carga y en mezcla completa, son el biogás y un efluente estabilizado (Ortega, 2006):

5.2.1. BIOGÁS

Es una mezcla gaseosa formada, principalmente, por metano y dióxido de carbono y pequeñas proporciones de otros gases, como H_2S, H_2, NH_3, etc. La composición o riqueza del biogás depende del material digerido y del funcionamiento del proceso. En la tabla 4 se muestran valores medios de composición del biogás en función del sustrato utilizado.

5.2.2. EFLUENTE

Es el otro producto resultante de la degradación anaerobia y se puede decir que es la mezcla del influente estabilizado y la biomasa microbiana producida. Para un mismo residuo, el tipo de reactor y los parámetros de operación empleados determinan la calidad del lodo digerido en cuanto al nivel de contaminación y de organismos patógenos. Como ya se ha comentado, durante el proceso anaerobio parte de la materia orgánica se transforma en metano, por lo que el contenido en materia orgánica es menor que en el influente.

TABLA 4 COMPONENTES DEL BIOGÁS EN FUNCIÓN DEL SUSTRATO UTILIZADO (Coombs 1990)

Componente	Residuos agrícolas	Lodos de depuradora	Residuos industriales	Gas de vertedero
Metano	50-80%	50-80%	50-70%	45-65%
Dióxido de carbono	30-50%	20-50%	30-50%	34-55%
Agua	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado
Hidrógeno	0-2%	0-5%	0-2%	0-1%
Sulfuro de hidrógeno	100-700 ppm	0-1%	0-8%	0.5-100 ppm
Amoníaco	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas
Monóxido de carbono	0-1%	0-1%	0-1%	Trazas
Nitrógeno	0-1%	0-3%	0-1%	0-20%
Oxígeno	0-1%	0-1%	0-1%	0-5%
Compuestos orgánicos	Trazas	Trazas	Trazas	5 ppm (terpernos, esteres,...)

5.3. EL PROCESO MICROBIOLÓGICO Y BIOQUÍMICO DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA.

La digestión anaerobia es un proceso muy complejo tanto por el número de reacciones bioquímicas que tienen lugar como por la cantidad de microorganismos involucrados en ellas. De hecho, muchas de estas reacciones ocurren de forma simultánea.

Los estudios bioquímicos y microbiológicos realizados hasta ahora, dividen el proceso de descomposición anaerobia de la materia orgánica en cuatro fases o procesos (Ortega, 2006):

- Hidrólisis
- Etapa fermentativa o acidogénica
- Etapa acetogénica

5.3.1. ETAPA METANOGÉNICA

La primera fase es la hidrólisis de partículas y moléculas complejas (proteínas, hidratos de carbono y lípidos) que son hidrolizadas por enzimas extracelulares producidas por los microorganismos acidogénicos o fermentativos. Como resultado se producen compuestos solubles más sencillos (aminoácidos, azúcares y ácidos grasos de cadena larga) que son fermentados por las bacterias acidogénicas dando lugar, principalmente, a ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, hidrógeno, dióxido de carbono y otros productos intermedios. Los ácidos grasos de cadena corta son transformados en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono, mediante la acción de los microorganismos acetogénicos. Por último, los microorganismos metanogénicos producen metano a partir de acético, H_2 y CO_2.

En la siguiente ilustración se muestra esquemáticamente las distintas fases del proceso de digestión anaerobia, los microorganismos que intervienen en cada una de ellas y los productos intermedios generados.

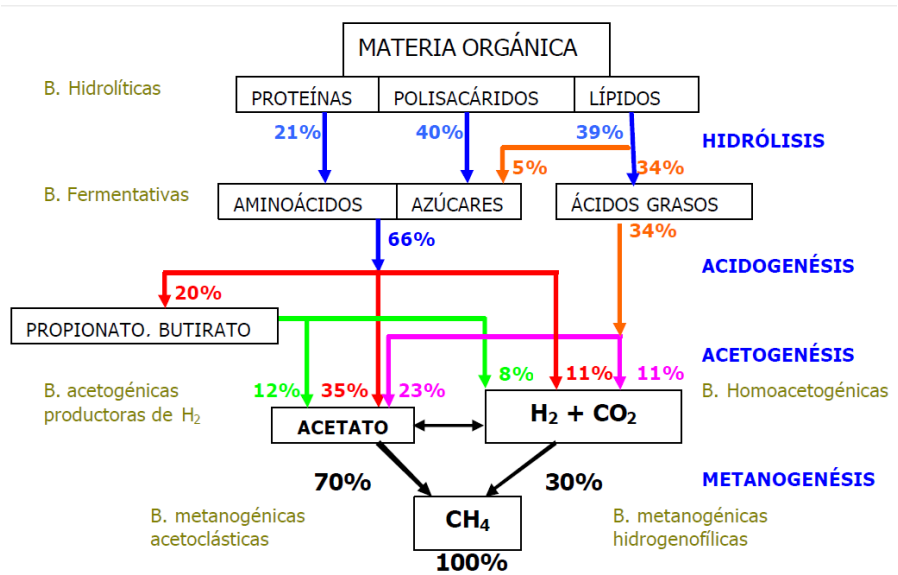


ILUSTRACIÓN 1 ESQUEMA DE REACCIONES DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE MATERIALES POLIMÉRICOS (Ortega 2006).

5.3.2. HIDRÓLISIS

La hidrólisis de la materia orgánica polimérica a compuestos solubles o monómeros es el paso inicial para la degradación anaerobia de sustratos orgánicos complejos, ya que los microorganismos únicamente pueden utilizar materia orgánica soluble que pueda atravesar su pared celular. Por tanto, es el proceso de hidrólisis el que proporciona sustratos orgánicos para la digestión anaerobia. Como ya se ha comentado, la hidrólisis de estas moléculas complejas es llevada a cabo por la acción de enzimas extracelulares producidas por los microorganismos hidrolíticos.

La etapa hidrolítica puede ser el proceso limitante de la velocidad global del proceso sobre todo cuando se tratan residuos con alto contenido en sólidos. Además, la hidrólisis depende de la temperatura del proceso, del tiempo de retención hidráulico, de la composición del sustrato (porcentaje de lignina, carbohidratos, proteínas y grasas), del tamaño de partículas, del pH, de la concentración de NH_4+ y de la concentración de los productos de la hidrólisis (Ortega, 2006).

Cualquier sustrato se compone de tres tipos básicos de macromoléculas: hidratos de carbono, proteínas y lípidos:

Las proteínas constituyen un sustrato muy importante en el proceso de digestión anaerobia ya que además de ser fuente de carbono y energía, los aminoácidos derivados de su hidrólisis tienen un elevado valor nutricional. Las proteínas son hidrolizadas en péptidos y aminoácidos por la acción de enzimas proteolíticas llamadas proteasas. Parte de estos aminoácidos son utilizados directamente en la síntesis de nuevo material celular y el resto son degradados a ácidos grasos volátiles, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro en posteriores etapas del proceso.

La degradación de los lípidos en ambientes anaerobios comienza con la ruptura de las grasas por la acción de enzimas hidrolíticas denominadas lipasas produciendo ácidos grasos de cadena larga y glicerol.

La velocidad de degradación de los materiales lignocelulósicos, compuestos principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa, es tan lenta que suele ser la etapa limitante del proceso de hidrólisis y por tanto, de la degradación anaerobia de determinados sustratos. Esto es debido a que la lignina es muy resistente a la degradación por parte de los microorganismos anaerobios, afectando también a la biodegradabilidad de la celulosa, de la hemicelulosa y de otros hidratos de carbono. Los principales productos de la hidrólisis de la celulosa son celobiasa y glucosa, mientras que la hemicelulosa produce pentosas, hexosas y ácidos urónicos (Ortega, 2006).

5.3.3. ETAPA FERMENTATIVA O ACIDOGÉNICA

Durante esta etapa tiene lugar la fermentación de las moléculas orgánicas solubles en compuestos que puedan ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (acético, fórmico, y H_2), y compuestos orgánicos más reducidos (propiónico, butírico, valérico, láctico y etanol principalmente) que tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente etapa del proceso.

5.3.4. FERMENTACIÓN DE CARBOHIDRATOS SOLUBLES.

La principal ruta metabólica de degradación de glucosa para formar ácidos orgánicos es la de Embden-Meyerhof (Ilustración 2) que tiene como principal intermediario el piruvato. La fermentación de azúcares se realiza por diversos tipos de microorganismos. En función de cada organismo, la ruta metabólica y los productos finales son diferentes. Los principales microorganismos asociados a la degradación de la glucosa son del género *Clostridium* y convierten la glucosa en butírico, acético, CO_2 y H_2. La glucosa se convierte en piruvato mediante la ruta Embden-Meyerhof, y el piruvato se desdobla a Acetil-CoA y CO_2. El

Acetil-CoA se reduce en los productos de fermentación empleando como transportador de electrones el NADH derivado de las reacciones glucolíticas de la ruta Embden-Meyerhof como se muestra en la Ilustración 2.

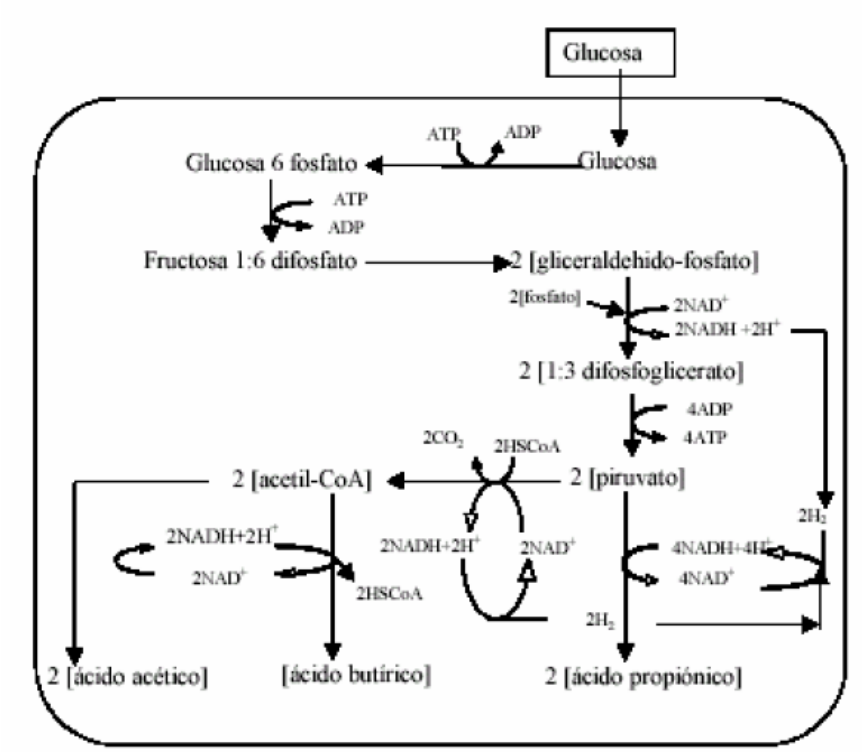


ILUSTRACIÓN 2. SIMPLIFICACIÓN DE LA RUTA METABÓLICA DE EMBDEN-MEYERHOF DE DEGRADACIÓN DE LA GLUCOSA POR LAS BACTERIAS ACIDOGENICAS (Rodríguez, 2002).

5.3.5. FERMENTACIÓN DE AMINOÁCIDOS

Los principales productos de la fermentación de aminoácidos y de otras moléculas hidrogenadas son ácidos grasos de cadena corta, succínicos, aminovalérico y H_2. La fermentación de aminoácidos se considera un proceso rápido y que, en general, no limita la velocidad de degradación de compuestos proteicos.

Las bacterias proteolíticas que mayoritariamente se han identificado, pertenecen al género *Clostridium*, aunque otras especies tales como *Peptococcus* y *Bacteroides* también están presentes.

Los productos finales de la oxidación son NH_2, CO_2 y un ácido carboxílico con un átomo de carbono menos que el aminoácido oxidado (n-butírico y ácido isobutírico, isovalérico, caproico, sulfuro de hidrógeno, metilcaptano, cadaverina, putrescina, etc., según el aminoácido del que proceda)

5.3.6. OXIDACIÓN ANAEROBIA DE ÁCIDOS GRASOS DE CADENA LARGA

Los ácidos grasos de cadena larga son oxidados a ácidos grasos de cadena corta por el mecanismo de β-oxidación. Los ácidos grasos libres son introducidos en la célula a través de la pared celular y una vez en su interior, son transformados en el correspondiente tio-ester-CoA. La β-oxidación es un ciclo en espiral que va liberando un acetil –CoA en cada bucle, produciendo, principalmente ácido acético.

En condiciones anaerobias, este mecanismo es termodinámicamente desfavorable y muy dependiente de la presión parcial del hidrógeno, por lo que es de gran importancia la acción simbiótica de los microorganismos consumidores de hidrógeno para que se pueda producir.

5.3.7. ETAPA ACETOGÉNICA

Mientras que algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos (H_2 y acético), otros (etanol, ácidos grasos volátiles como valeriato, butirato, propionato, etc. y algunos compuestos aromáticos) deben ser transformados en productos más sencillos, acetato y H_2, a través de las bacterias acetogénicas. Representantes de los microorganismos acetogénicos son *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophobacter wolini*.

Desde el punto de vista termodinámico, estas reacciones no son posibles porque en condiciones estándar (pH=7, T=25ºC, P=1 atm), presentan energías libres de reacción positivas, tal y como se muestra en la siguiente tabla (TABLA 5).

TABLA 5 .REACCIONES ACETOGÉNICAS QUE OCURREN EN LOS SISTEMAS ANAEROBIOS Y SU ENERGIA DE GIBBS ESTANDAR (Rodríguez, 2002).

Reacciones acetogénicas	$\Delta G^{o\prime}$ (KJ)
Etanol y láctico	
$Etanol + H_2O \rightarrow Acetato + H^+ + 2H_2$	+9,6
$Lactato^{-1} + 2H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + H^+ + 2H_2 + HCO_3^-$	-4,2
Acidos Grasos	
$Acetato^{-1} + 4H_2O \rightarrow H^+ + 4H_2 + 2HCO_3^-$	+104.6
$Pr\ opionato^{-1} + 3H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$	+76.1
$Butirato^{-1} + 2H_2O \rightarrow 2Acetato^{-1} + H^+ + 2H_2$	+48.1
$Valerato^{-1} + 3H_2O \rightarrow 3Acetato^{-1} + 2H^+ + 4H_2$	+96.2
Aminoácidos	
$Alanina + 3H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$	+7.5
$Aspartato^{-1} + 4H_2O \rightarrow Acetato^{-1} + 2HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$	-14.0
$Leucina + 3H_2O \rightarrow isovalerato^{-1} + HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$	+4.2
$Glutamato^{-1} + 4H_2O \rightarrow propionato^{-1} + 2HCO_3^- + NH_4^+ + H^+ + 2H_2$	-5.8
$Glutamato^{-1} + 7H_2O \rightarrow acetato^{-1} + 3HCO_3^- + NH_4^+ + 3H^+ + 5H_2$	+70.3

Sin embargo, a presiones parciales de H_2 bajas (del orden de $10^4 - 10^5$ atm), estas reacciones pasan a ser termodinámicamente favorables y la variación de energía libre es suficiente para permitir la síntesis de ATP y el crecimiento bacteriano. Por tanto, el principal inhibidor de la acetogénesis, cuya acumulación provoca la rápida acumulación de sustratos, es la acumulación de hidrógeno molecular. Un tipo especial de microorganismos acetogénicos, son los llamados homoacetogénicos. Este tipo de bacterias son capaces de crecer heterotróficamente en presencia de azúcares o compuestos monocarbonados (como la mezcla H_2/CO_2) produciendo como producto acetato. Al contrario que las bacterias acetogénicas, éstas no producen hidrógeno como resultado de su metabolismo, sino que lo consumen como sustrato. Según se ha estudiado, el resultado neto del metabolismo homoacetogénico permite mantener bajas presiones parciales del hidrógeno y, por tanto, permite la actividad de las bacterias acidogénicas y acetogénicas. Como veremos a continuación, las bacterias metanogénicas hidrogenotróficas también consumen H_2 ayudando así al mantenimiento de presiones parciales bajas del H_2. Los principales

microorganismos homoacetogénicos que han sido aislados son *Acetobacterium woodii* o *Clostridium aceticum.*

5.3.8. ETAPA METANOGÉNICA

Los microorganismos metanogénicos completan el proceso de digestión anaerobia mediante la formación de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente: acetato,H_2/CO_2, formato, metanol y algunas metilaminas. Los organismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio *Archaea* y tienen características comunes que los diferencian del resto de procariotas. Un ejemplo es que todos ellos poseen varias coenzimas especiales, siendo la coenzima M, la que participa en el paso final de la formación del metano.

Se pueden establecer dos grandes grupos de microorganismos, en función del sustrato principal que metabolizan: hidrogenotróficos, que consumen H_2/CO_2 y fórmico y acetoclásticos, que consumen acetato, metanol y algunas aminas. Las principales reacciones metanogénicas se recogen en la (TABLA 6).

Se ha demostrado que un 70% del metano producido en los reactores anaerobios se forma a partir del acetato a pesar de que, mientras todos los organismos metanogénicos son capaces de utilizar el H_2 como aceptor de electrones, sólo dos géneros pueden utilizar acetato. Los dos géneros que tienen especies acetotróficas son *Methanosarcina* y *Methanothrix.*

TABLA 6 PRINCIPALES REACCIONES METANOGÉNICAS Y SU ENERGIA DE GIBBS ESTANDAR (Rodríguez, 2002).

Reacciones hidrogenotróficas	***ΔG^o(KJ)***
$4H_2 + H^+ + 2HCO_3^- \rightarrow Acetato + 4H_2O$	-104.6
$4H_2 + 4S^o \rightarrow 4HS^- + 4H^+$	-112
$4H_2 + 2HCO_3^- + H^+ \rightarrow CH_4 + 3H_2O$	-135.6
$4H_2 + 4SO_4^{2-} + H^+ \rightarrow HS^- + 4H_2O$	-151.9
$4H_2 + 4\,fumarato \rightarrow 4succinato$	-344.6
$4H_2 + NO_3^- + 2H^+ \rightarrow NH_4^+ + 3H_2O$	-599.6
Interconversión formato-hidrógeno	
$H_2 + HCO_3^- \rightarrow formato + H_2O$	-1.3
Metanogénesis acetoclástica	
$Acetato + H_2O \rightarrow HCO_3^- + CH_4$	-31.0
Metanogénesis a partir de otros substratos	
Fórmico	
$4HCOOH \rightarrow CH_4 + 3CO_2 + 2H_2O$	
Metanol	
$4CH_3OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2H_2O$	
Trimetil-amina	
$4(CH_3)_3N + 6H_2O \rightarrow 9CH_4 + 3CO_2 + 4NH_3$	
Dimetil-amina	
$2(CH_3)_2NH + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 2NH_3$	
Monometil-amina	
$4(CH_3)NH_2 + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2 + 4NH_3$	

5.4. INFLUENCIA DE LOS PARÁMETROS AMBIENTALES Y DE CONTROL

5.4.1. TEMPERATURA

La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrados que a su vez, dependen de la temperatura. A medida que aumenta la temperatura, aumenta la velocidad de crecimiento de los microorganismos y se acelera el proceso de digestión dando lugar a mayores producciones de biogás.

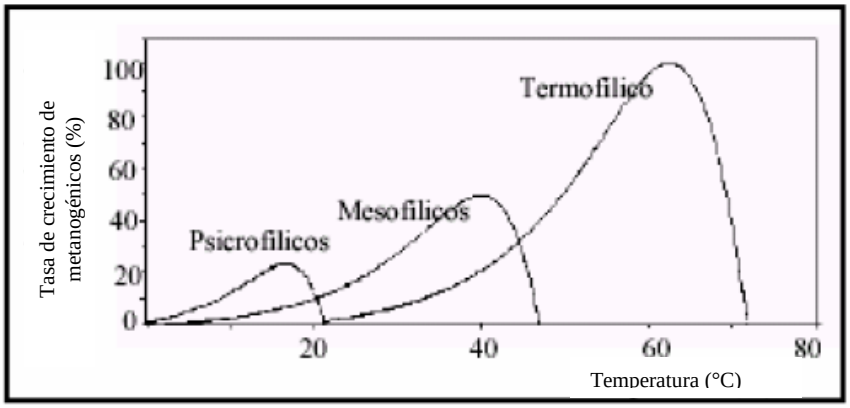
La temperatura de operación del digestor, está considerada uno de los principales parámetros de diseño, debido a la gran influencia de este factor en la velocidad de digestión

anaerobia. Variaciones bruscas de temperatura en el digestor pueden provocar la desestabilización del proceso. Por ello, para garantizar una temperatura homogénea en el digestor, es imprescindible un sistema adecuado de agitación y un controlador de temperatura.

Existen tres rangos de temperatura en los que pueden trabajar los microorganismos anaerobios: psicrofílico (por debajo de 25ºC), mesofílico (entre 25 y 45ºC) y termofílico (entre 45 y 65ºC), siendo la velocidad máxima específica de crecimiento (µmax) mayor conforme aumenta el rango de temperaturas. Dentro de cada rango de temperatura, existe un intervalo para el cual dicho parámetro se hace máximo, determinando así la temperatura de trabajo óptima en cada uno de los rangos posibles de operación. (GRÁFICA 5)

Hasta el momento, el rango psicrofílico ha sido poco estudiado y, en general, se plantea como poco viable debido al gran tamaño del reactor necesario. Sin embargo, presenta menores problemas de estabilidad que en los otros rangos de operación.

El régimen mesofílico de operación es el más utilizado a pesar de que en la actualidad se está utilizando cada vez más el rango termofílico para conseguir una mayor velocidad del proceso (lo que significa un aumento en la eliminación de materia orgánica y en la producción de biogás) y una mejor eliminación de organismos patógenos. Sin embargo, el régimen termofílico suele ser más inestable a cualquier cambio de las condiciones de operación y presenta además mayores problemas de inhibición del proceso por la mayor toxicidad de determinados compuestos a elevadas temperaturas, como el nitrógeno amoniacal o los ácidos grasos de cadena larga.



GRÁFICA 5. INFLUENCIA DE TEMPERATURAS EN MICROORGANISMOS METANOGENICOS (Rodríguez, 2002).

Una técnica interesante es la combinación de dos fases de digestión, una primera termofílica de elevada carga orgánica y una segunda mesofílica con menor carga. Con este sistema se aprovechan las ventajas del sistema termofílico pero se reducen los problemas de inestabilidad.

La temperatura del proceso actúa también sobre aspectos físico-químicos del mismo. La solubilidad de los gases generados desciende al aumentar la temperatura, favoreciéndose la transferencia líquido-gas. Esto supone un efecto positivo para el caso de gases tales como NH_3, H_2 y H_2S, dada su toxicidad sobre el crecimiento de los microorganismos anaerobios. Una posible desventaja de este fenómeno es que el descenso de la solubilidad del CO_2 provocaría un aumento del pH, lo que generaría, en fangos de elevada concentración de amonio, posibles situaciones de inhibición por NH_3. Por otra parte, la solubilidad de la mayoría de las sales aumenta con la temperatura de manera que la materia orgánica es más accesible para los microorganismos aumentando así la velocidad del proceso. Por último, la viscosidad de sólidos y semisólidos disminuye al aumentar la temperatura lo que implica menores necesidades de agitación.

5.4.2. pH Y ALCALINIDAD

Los diferentes grupos bacterianos presentes en el proceso de digestión anaerobia presentan unos niveles de actividad óptimos en torno a la neutralidad entre los siguientes valores:

- Fermentativos: entre 7.2 y 7.4
- Acetogénicos: entre 7.0 y 7.2
- Metanogénicos: entre 6.5 y 7.5

Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe bajar de 6 ni subir de 8. El valor del pH en el digestor no sólo determina la producción de biogás sino también su composición. Una de las consecuencias de que se produzca un descenso del pH a valores inferiores a 6 es que el biogás generado es muy pobre en metano y, por tanto, tiene menores cualidades energéticas.

El pH es una de las variables utilizadas en el diagnóstico de los sistemas anaerobios (aunque no se considera una buena variable de control por ser demasiado lenta) ya que muchos fenómenos tienen influencia sobre el mismo. Un ejemplo de ello, son las situaciones de acidificación de un reactor anaerobio provocadas por desequilibrios en la producción y consumo de ácidos grasos volátiles. La acumulación de éstos provoca un descenso en el pH que será más o menos acusada en función de la alcalinidad del medio.

Por otra parte, el pH afecta a los diferentes equilibrios químicos existentes en el medio, pudiendo desplazarlos hacia la formación de un determinado componente que tenga influencia en el proceso. Este es el caso de los equilibrios ácido-base del amoníaco y del ácido acético: Al aumentar el pH se favorece la formación de amoníaco que, en elevadas concentraciones, es inhibidor del crecimiento microbiano y a pH bajos se genera mayoritariamente la forma no ionizada del ácido acético, que inhibe el mecanismo de degradación del propionato.

La alcalinidad es una medida de la capacidad tampón del medio. En el rango de pH del proceso de digestión anaerobia, el principal equilibrio que controla la alcalinidad es el del dióxido de carbono/bicarbonato. Estudios previos has demostrado que valores de la alcalinidad del bicarbonato por encima de 2500 mg/L, aseguran un buen control del pH y una adecuada estabilidad del sistema.

5.4.3. NUTRIENTES

Una de las ventajas de los procesos de digestión anaerobia, frente a los procesos aerobios, es su baja necesidad de nutrientes derivada de los bajos índices de producción de biomasa que presentan los microorganismos anaerobios. Los principales nutrientes necesarios para el crecimiento de los microorganismos son el carbono, el nitrógeno y el fósforo, y una serie de elementos minerales como S, K, Na, Ca, Mg y Fe que deben de estar presentes a nivel de trazas. Diversos autores han estudiado la relación necesaria entre los nutrientes mayoritarios considerando una relación C: N entre 15-30:1 y C:P de 75-113:1 (Ortega, 2006).

5.4.4. POTENCIAL REDOX

Conviene mantener el valor del potencial redox por debajo de -300mV o -330 mV para asegurar el ambiente fuertemente reductor que las bacterias metanogénicas necesitan para su óptima actividad (Ortega, 2006).

5.4.5. COMPUESTOS TÓXICOS E INHIBIDORES

El proceso de digestión anaerobia es inhibido por la presencia de tóxicos en el sistema. Estas sustancias pueden ser subproductos de la actividad metabólica de los microorganismos anaerobios o pueden formar parte del influente. Experimentalmente se ha comprobado que la magnitud del efecto tóxico de una sustancia puede ser reducido significativamente por aclimatación de la población de microorganismos al tóxico. Por otra

parte, muchas de estas sustancias a bajas concentraciones pueden ser estimuladoras del proceso.

5.4.6. ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES

La concentración de ácidos grasos volátiles, productos intermedios mayoritarios del proceso anaerobio, es uno de los parámetros que más eficazmente pueden indicar la evolución del proceso. De hecho, este parámetro es uno de los más utilizados en los sistemas de control debido a su rápida respuesta ante variaciones del sistema. Un ejemplo de ello, es la acumulación de ácidos grasos volátiles que tiene lugar en el sistema cuando la velocidad de degradación de éstos, por parte de las bacterias responsables, disminuye por alguna causa adversa. Por tanto, un aumento en la concentración de ácidos volátiles en el sistema, siempre significa una desestabilización del proceso y, en consecuencia, una disminución de la producción de biogás (Ortega, 2006).

5.4.7. HIDRÓGENO

El hidrógeno es también un compuesto intermedio importante del proceso anaerobio. Su acumulación en el medio, tal y como se vio en el apartado 2.3.3, provoca la inhibición de la acetogénesis y, consecuentemente, la acumulación de ácidos grasos volátiles con más de dos átomos de carbono (Ortega, 2006).

5.4.8. NITRÓGENO AMONIACAL

Durante el proceso anaerobio, el nitrógeno orgánico es hidrolizado dando lugar a formas amoniacales. Aunque el nitrógeno amoniacal es un nutriente importante para el crecimiento bacteriano, una concentración excesiva puede limitar su crecimiento.

El nitrógeno amoniacal es la suma del ión amonio (NH_4+) y del amoníaco (NH_3). Ambas especies se encuentran en equilibrio químico, y la concentración relativa de cada una

depende del pH, tal y como indica la ecuación de equilibrio:

$NH_4 \leftrightarrow NH_3 + H +$

De las dos especies, la que parece inhibir el proceso es el amoníaco libre ya que se ha comprobado experimentalmente que el efecto inhibitorio por amonio aumenta a pH alcalinos. Además del pH, la cantidad de amoníaco libre depende de la concentración del sustrato, de la relación C/N, de la capacidad amortiguadora del medio y de la temperatura de digestión. Obviamente, aquellos residuos que contengan mayores proporciones de proteínas u otros compuestos nitrogenados son los que presentan más problemas de inhibición por amonio (Ortega, 2006).

5.4.9. SULFATOS Y SULFUROS

La presencia de elevadas concentraciones de sulfato en el sustrato puede producir la inhibición del proceso anaerobio, especialmente de la metanogénesis. En presencia de sulfatos, las bacterias metanogénicas compiten con las sulfato-reductoras por los mismos sustratos (acetato e hidrógeno), mostrando éstas últimas ventajas termodinámicas y cinéticas sobre las primeras. El resultado de esta competición determinará la proporción de sulfhídrico y metano en el biogás producido (Ortega, 2006).

El sulfuro es también un inhibidor para muchos grupos bacterianos. En general, los metanogénicos son más sensibles que los acidogénicos y acetogénicos, comenzando a ser tóxica una concentración de 50 mg/L si los microorganismos metanogénicos no están aclimatados a los sulfuros. Parece que la forma tóxica es la no ionizada, por lo que la inhibición se favorece a pH bajos y a bajas temperaturas (Ortega, 2006).

Por tanto, la inhibición tiene dos etapas, la primera debida a la competición por el sustrato entre los microorganismos metanogénicos y sulfato-reductores y la segunda es una inhibición directa del crecimiento metanogénico por la presencia de sulfuros solubles (Ortega, 2006).

5.4.10. CATIONES Y METALES PESADOS

Los cationes de metales alcalinos y alcalino-térreos tienen un efecto estimulador de la actividad de las bacterias a bajas concentraciones. A partir de un nivel de concentración, pueden proporcionar toxicidad provocando una disminución de la velocidad de crecimiento.

La toxicidad de los cationes aumenta con el peso molecular, por lo que los metales pesados son los que provocan toxicidad a menor concentración. El orden de toxicidad de los metales pesados es Ni> Cu> Cr (IV) ≈ Cr (III)> Pb> Zn.

Los niveles de inhibición varían mucho en función de varios factores. Si la introducción del catión en el reactor se produce de forma gradual, los microorganismos pueden aclimatarse y el efecto tóxico es menor. La presencia de sulfuros también disminuye la inhibición debido a la precipitación de éstos con los metales pesados, pudiendo llegar a tolerarse elevadas concentraciones de metales pesados en estos casos.

Cuando se presentan combinaciones de estos cationes, el efecto que se produce es más complejo. Algunos actúan antagónicamente, reduciendo la toxicidad, y otros actúan sinergéticamente aumentándola.

En el caso de aguas residuales industriales las elevadas concentraciones de metales suelen ser la causa de la ineficacia del proceso anaerobio (Ortega, 2006).

5.4.11. OTROS INHIBIDORES

Debido a que la etapa de fermentación metánica tiene etapas realizadas por microorganismos estrictamente anaerobios, es obvio que el oxígeno es un tóxico más del proceso. Parece que concentraciones del orden de 1µg/L son inhibidoras.

También podemos señalar como inhibidores del proceso: el pH, determinadas sustancias

orgánicas como ácidos grasos de cadena larga y alcoholes, en elevadas concentraciones, y la presencia de desinfectantes y antibióticos.

5.4.12. VELOCIDAD DE CARGA ORGÁNICA Y TIEMPO DE RETENCIÓN

El tiempo de retención, junto con la velocidad de carga orgánica determinada por el tipo de sustrato, son los principales parámetros de diseño, definiendo el volumen del digestor.

En los sistemas de mezcla completa, el tiempo de retención hidráulico (TRH) coincide con el celular, por lo que el tiempo de retención deberá ser suficientemente largo como para asegurar el crecimiento de la población bacteriana. Al aumentar el TRH, aumenta el grado de materia orgánica degrada así como la producción de metano, aunque este último valor comenzará a disminuir una vez alcanzado el óptimo. El tiempo de retención usual en el rango mesofílico para lodos de depuradora está entre 15 y 20 días, aunque este valor depende mucho del tipo de reactor utilizado.

La velocidad de carga orgánica (VCO) es la cantidad de materia orgánica introducida diariamente en el reactor por unidad de volumen, siendo directamente dependiente de la concentración de sustrato y del tiempo de retención fijado. En ausencia de inhibidores, altas cargas orgánicas proporcionan altas producciones volumétricas de biogás aunque también aumenta el riesgo de sobrecargas puntuales que conllevan a la acidificación del reactor (Ortega, 2006).

5.5. REACTORES ANAEROBIOS

La evolución de la tecnología ha dado lugar a tres generaciones de reactores anaerobios: la primera comprende a aquellos procesos en donde la biomasa se encuentra en suspensión como son los reactores de mezcla completa, en los de segunda generación, la biomasa se encuentra retenida en el reactor mediante un soporte o por autoadhesión de los lodos como en el caso de los reactores de flujo ascendente y por último, están los reactores de lecho expandido o fluidizado (Borzacconi & López, 1994)

5.5.1. REACTOR DE MEZCLA COMPLETA (RMC)

En la digestión por lote todo el residuo es introducido en el reactor una sola vez, junto con el inóculo de bacterias anaerobias activas. La producción de gas comienza lentamente, incrementa para luego decrecer y por ultimo cesa, el digestor es luego vaciado, excepto por una pequeña cantidad de material que actúa como inóculo para la siguiente alimentación del reactor (Hobson, 1990).

En la práctica, los digestores de flujo continuo tienen ventajas sobre los digestores en lote, debido principalmente a que los residuos son producidos en forma continua y el biogás es utilizado continuamente. Los digestores convencionales pueden funcionar sin agitación, con agitación continua o intermitente y para esto son utilizados agitadores de propela, recirculación del lodo y recirculación del biogás (ILUSTRACIÓN 3).

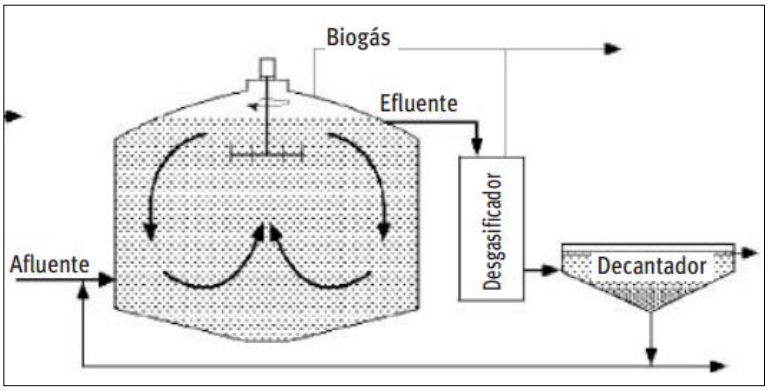


ILUSTRACIÓN 3.REACTOR ANAEROBIO DE MEZCLA COMPLETA (IDAE, 2007).

Existen ventajas y desventajas al utilizar este tipo de sistemas (Hall, 1992). Dentro de las ventajas que presenta este tipo de reactor, se encuentran:

- El tratamiento de residuos con altos niveles de sólidos suspendidos y muy altas concentraciones de orgánicos solubles.
- La homogeneidad en el sustrato, temperatura, pH, etc., a través de todo el reactor.
- La facilidad de muestrear el reactor para cuestiones de monitoreo.

Por otro lado las desventajas que se tiene al trabajar con un RMC son:

- Grandes volúmenes de reactor para proveer los tiempos de retención necesarios.
- El mezclado puede dificultarse al tratar residuos con altas cargas de sólidos.
- Las eficiencias de tratamiento pueden ser bajas debido a la presencia de materia orgánica no degradable.

Las cargas orgánicas aplicadas comúnmente a estos digestores son expresados en términos de ST o SV, ya que la predominante aplicación de estos reactores es a residuos con alto contenido de sólidos. Las cargas típicas aplicadas es 0.5 a 6 kg SV/m^3 d, relativamente bajas si se compara con otros sistemas anaeróbicos en los cuales se pueden aplicar cargas de 1 a 10 kg DQO/m^3 d (Kusch *et al*, 2007; Fernández *et al*, 2007; Zhang *et al*, 2008).

5.5.2. REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (UASB)

El reactor UASB es un digestor tubular, de flujo ascendente, con separación física de lodo dentro de la misma unidad. Existe un perfil de sólidos con gran concentración en la parte inferior (lecho de lodo), y mezcla completa entre lodo líquido y gas en la parte de arriba del lecho.

El influente es alimentado dentro del reactor por la parte inferior del tanque donde se pone en contacto con el lecho de lodo. La degradación anaeróbica del sustrato ocurre en el lecho, donde se produce el biogás. En la parte superior del reactor existe un separador de tres fases para separar el biogás, efluente líquido y lodos (ILUSTRACIÓN 4).

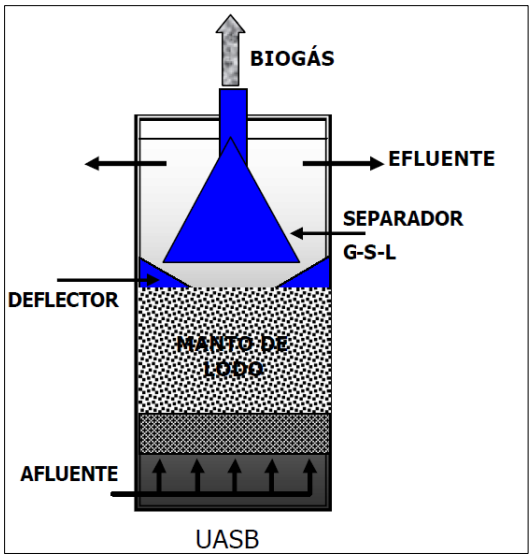


ILUSTRACIÓN 4. REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (Rodríguez, 2002).

El biogás es captado bajo la campana y conducido hacia la superficie del reactor. La concentración de sólidos del influente que puede ser tratado en este tipo de reactores es de 5-15 kg SSV /m^3d o cargas orgánicas de 7-20 kg DQO//m^3d. En función de la temperatura de trabajo se consiguen niveles de eliminación de la DQO entre 80 y 90 % (Noyola *et al*, 1988; Montoya *et al*, 2003; Álvarez *et al*, 2006; Chinnaraj *et al*, 2006).

5.5.3. ARRANQUE Y OPERACIÓN DE UN REACTOR ANAEROBIO

El uso de la tecnología anaerobia implica dos etapas fundamentales: el arranque y la operación del sistema. Estas etapas generalmente se controlan a través del conocimiento de lo que entra al sistema de tratamiento: caudal del residuo y su carga orgánica, así como la existencia o no de sustancias tóxicas en concentraciones considerables. El seguimiento de las salidas del sistema se desarrolla por medio del monitoreo de la calidad del efluente líquido y de la cantidad y calidad del efluente gaseoso (Rodríguez, 2003).

En ambas etapas, debe existir un conocimiento de las poblaciones microbiológicas existentes, los fenómenos de competencia por el sustrato, los procesos bioquímicos y el tipo de relaciones que se establecen entre ellas, aislándolas y clasificándolas con procedimientos

que suelen demorar días y aún meses. Por lo tanto, al no disponerse de una herramienta ágil que permita un conocimiento detallado de los procesos biológicos que ocurren dentro de los reactores, el arranque y operación de ellos se fundamenta principalmente por la práctica del ensayo y error, sin embargo la microbiología juega un papel fundamental, aportando elementos que permiten explicar las respuestas del sistema y evaluar la estabilidad del reactor. Lo anterior se logra estudiando y caracterizando el lodo antes del arranque como inóculo potencial, durante el proceso de arranque para evaluar su evolución y durante la etapa de operación para realizar el seguimiento de su calidad (Díaz-Báez, 2002).

5.5.4. INOCULACIÓN DEL REACTOR

La inoculación de un reactor es la primera fase del proceso. Inicialmente no son necesarias condiciones de anaerobiosis, ya que estas condiciones se alcanzan los primeros días.

El inóculo del reactor debe tener alguna actividad metanogénica, cuanta mayor sea, más corto será el periodo de arranque. El uso de un lodo granular proveniente de un reactor anaerobio es altamente recomendable, aunque también puede ser utilizado el estiércol de vaca, cerdo e incluso lodos domésticos (TABLA 7).

TABLA 7 FUENTES DE INÓCULO PARA REACTORES ANAEROBIOS (Guyot, 1993; Ramírez, 1996).

Tipo de inóculo	**Actividad metanogénica (gCH_4-DQO/gSSV.d)**	**SSV en el lodo (g/L)**
Lodo granular	0.5 - 1.5	70-120
Biopelícula	0.4 - 1.2	ND
Lodos digeridos de aguas residuales domésticas	0.02-0.2	15-40
Estiércol digerido	0.02-0.08	20-80
Estiércol fresco	0.001-0.002	30-140
Laguna anaerobia	0.03	30
Tanque séptico	0.01- 0.07	10-50
Sedimento de laguna	0.002-0.005	20-50

5.5.5. LODO GRANULAR ANAEROBIO UTILIZADO COMO INÓCULO

Los gránulos anaeróbicos son biopelículas particuladas, formadas espontáneamente por auto inmovilización de las bacterias anaerobias en ausencia de un soporte (Lettinga, 1995). Estas densas partículas, consisten en una mezcla de microorganismos anaerobios simbióticos que trabajan en conjunto durante la fermentación metanogénica (McCarty, 2001). Cada gránulo es una unidad funcional comprendiendo todos los diferentes microorganismos necesarios para la degradación de la materia orgánica (Sekiguchi *et al*, 1998) y estos pueden incluir millones de microorganismos por gramo de biomasa (ILUSTRACIÓN 5).

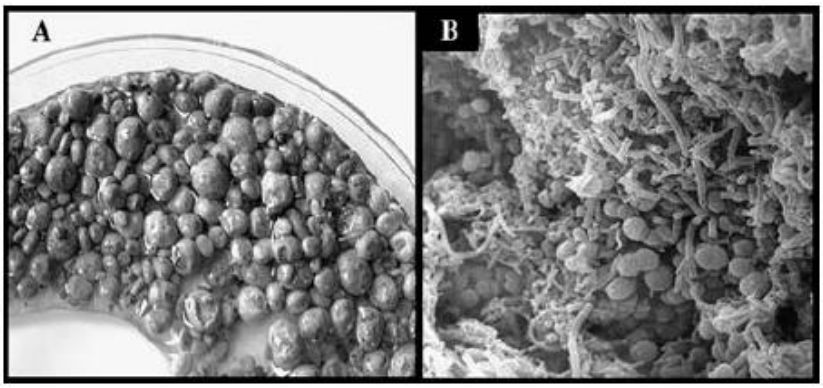


ILUSTRACIÓN 5. LODO GRANULAR: A) GRÁNULOS ANAEROBIOS TOMADOS DE UN BIORREACTOR Y B) MICROGRAFÍA ELECTRÓNICA DE BARRIDO DE GRÁNULOS ANAEROBIOS (x2.9K) (Liu et al. 2003).

Se ha sugerido que el gránulo está formado por varias capas, en donde la capa central está conformada por las bacterias metanogénicas acetoclásticas y rodeada por una capa de bacterias formadoras o consumidoras de hidrógeno, por último la capa externa está conformada por bacterias que hidrolizan la materia orgánica compleja (MacLeod, 1990). Esta conformación ha sido conocida mediante técnicas como Hibridación fluorescente in situ (FISH) y Microscopía electrónica de barrido (SEM) las cuales son importantes herramientas para determinar la localización y distribución de los diferentes grupos de microorganismos dentro del gránulo (MacLeod, 1990).

5.5.5.1. FORMACIÓN DEL GRÁNULO

La granulación puede ser iniciada por la adsorción o adhesión bacteriana a materia inerte, precipitados inorgánicos (Hulshoff Pol, 1987) y otras interacciones fisicoquímicas y asociaciones sintróficas (Yu *et al*, 2001), estas sustancias sirven como precursores para el crecimiento bacteriano. Las bacterias filamentosas pueden también estar involucradas en la formación del gránulo, aunque estas difícilmente se adhieren a los agregados bacterianos (Schmidt *et al*, 1996).

Para el óptimo desarrollo de la digestión anaerobia, el sistema debe ser selectivo para generar una biomasa con buenas características de sedimentación, principalmente en la forma de conglomerados. Los conglomerados que se forman son de tres tipos:

1. Flóculos: poseen una estructura suelta, forma indefinida y de capa única.

2. Pellets: poseen una estructura más densa que los flóculos, bien definida y sedimentan fácilmente.

3. Gránulos: son agregados densos con apariencia granular y alta sedimentación.

La granulación presenta ventajas tales como (Hulshoff-Pol, 1989):

- Bajo condiciones de mezcla y choque hidráulico el gránulo permanece intacto;
- La agregación bacteriana lleva a poblaciones heterogéneas ordenadas de microorganismos sintróficos en la forma de asociaciones multicelulares bajo condiciones fisiológicas favorables;
- Facilita las interacciones simbióticas entre organismos adyacentes;
- A diferencia de las células libremente suspendidas, el crecimiento dentro del gránulo favorece el aprovechamiento de los nutrientes disponibles en el sustrato;
- La granulación protege las células de organismos predadores como los ciliados anaerobios;
- Se minimiza la distancia de difusión para la fermentación de productos intermedios; esto es una forma eficiente de aprovechar cada fracción de energía disponible dentro de un sistema complejo de degradación;
- Bajo condiciones donde la composición del sustrato es adversa para el crecimiento celular se crea un microambiente más favorable dentro del agregado, de manera que el metabolismo se pueda llevar a cabo.

El tiempo utilizado para el arranque del reactor será corto si el lodo utilizado como inóculo tiene una alta actividad metanogénica y está adaptado a los sustratos presentes en el residuo. En general, se recomienda para el arranque una concentración mínima de inóculo de 10 kgSSV/m^3 y un volumen no mayor al 60 % del total del reactor, además de que el aporte de DQO por parte del inóculo no debe sobrepasar del 20 % del valor total de DQO dentro del reactor (Brito *et al*, 1997; McHugh *et al*, 2003).

5.5.6. ARRANQUE DEL REACTOR ANAEROBIO

El arranque de un reactor anaerobio es el periodo de tiempo durante el cual la biomasa anaerobia se adapta en cantidad y calidad a las características del residuo. La duración de la etapa de arranque dependerá del tiempo que se requiera para obtener una calidad constante del efluente y una masa de lodo suficiente, que no varíe cualitativamente con el tiempo. Generalmente se identifica el final del arranque en lo que respecta a biomasa, con la aparición del fenómeno de granulación y/o formación de un flóculo o biopelícula estable.

Existen diversas metodologías para el arranque de reactores anaerobios, las cuales se basan fundamentalmente en el seguimiento de parámetros de operación y dependiendo de la estabilidad del sistema, en el aumento paulatino de la carga (Hobson, 1990).

El arranque se inicia con la aplicación de cargas orgánicas bajas, las cuales se incrementan cuando la estabilidad del sistema lo permite, en lo que se refiere principalmente a contenidos de ácidos grasos volátiles (AGV) y remoción de materia orgánica. Durante el arranque, existe peligro de sobrecarga orgánica y si esto ocurre, la fermentación ácida puede volverse predominante sobre la fermentación metanogénica, resultando en la acidificación del sistema. Por otro lado, el arranque de reactores tratando aguas residuales domésticas es mucho más sencillo que el de reactores tratando aguas residuales industriales o residuos sólidos, ya que las características de las primeras proporcionan una capacidad buffer suficiente, que evitan la acidificación cuando existe acumulación de los productos de la fermentación ácida, debido principalmente a que en esta fase la población metanogénica es aún muy pequeña para convertirlos eficientemente (Van Haandel, 1994).

5.5.6. OPERACIÓN DEL REACTOR ANAEROBIO

La operación del sistema se inicia una vez superada la etapa de arranque, cuando se alcanzan las condiciones de diseño de carga orgánica e hidráulica y la eficiencia de remoción de materia orgánica proyectada. En esta etapa se espera que el reactor funcione en condiciones de estado estable, en el cual las variables de salida del sistema se mantienen relativamente constantes a pesar de las variaciones temporales en cantidad y calidad del influente (Van Haandel, 1994).

5.6. REDES NEURONALES ARTIFICIALES

En la última década las Redes Neuronales Artificiales (ANN) han recibido un interés particular como una tecnología para minería de datos, puesto que ofrece los medios para modelar de manera efectiva y eficiente problemas grandes y complejos. Los modelos de ANN son dirigidos a partir de los datos, es decir, son capaces de encontrar relaciones (patrones) de forma inductiva por medio de los algoritmos de aprendizaje basado en los datos existentes más que requerir la ayuda de un modelador para especificar la forma funcional y sus interacciones (White, 1992).

Las ANN son un método de resolver problemas, de forma individual o combinadas con otros métodos, para aquellas tareas de clasificación, identificación, diagnóstico, optimización o predicción en las que el balance datos/conocimiento se inclina hacia los datos y donde, adicionalmente, puede haber la necesidad de aprendizaje en tiempo de ejecución y de cierta tolerancia a fallos. En estos casos las RNAs se adaptan dinámicamente reajustando constantemente los “pesos” de sus interconexiones (White, 1992).

Las ANN se basan en la analogía que existe en el comportamiento y función del cerebro humano, en particular del sistema nervioso, el cual está compuesto por redes de neuronas biológicas que poseen bajas capacidades de procesamiento, sin embargo toda su capacidad cognitiva se sustenta en la conectividad de éstas (White, 1992).

La unidad de una red neuronal artificial es un procesador elemental llamado neurona que posee la capacidad limitada de calcular, en general, una suma ponderada de sus entradas y luego le aplica una función de activación para obtener una señal que será transmitida a la próxima neurona. Estas neuronas artificiales se agrupan en capas o niveles y poseen un alto grado de conectividad entre ellas, conectividad que es ponderada por los pesos. A través de un algoritmo de aprendizaje supervisado o no supervisado, las ANN ajustan su arquitectura y parámetros de manera de poder minimizar alguna función de error que indique el grado de ajuste a los datos y la capacidad de generalización de las ANN (White, 1992).

Existe un gran número de arquitecturas neuronales, sin embargo, en este proyecto mostraremos dos de las arquitecturas más famosas, las redes feedforward y los mapas auto organizativos.

5.6.1. LA ESTRUCTURA DE LOS MODELOS DE ANN

5.6.1.1. MODELO DE LA UNIDAD DE PROCESAMIENTO ELEMENTAL

McCulloch and Pitts en 1943 (Pitts., 1943) concibieron un modelo abstracto y simple de una neurona artificial, este es el elemento básico de procesamiento en una red neuronal artificial. En la siguiente imagen (ILUSTRACIÓN 6) se muestra su esquema:

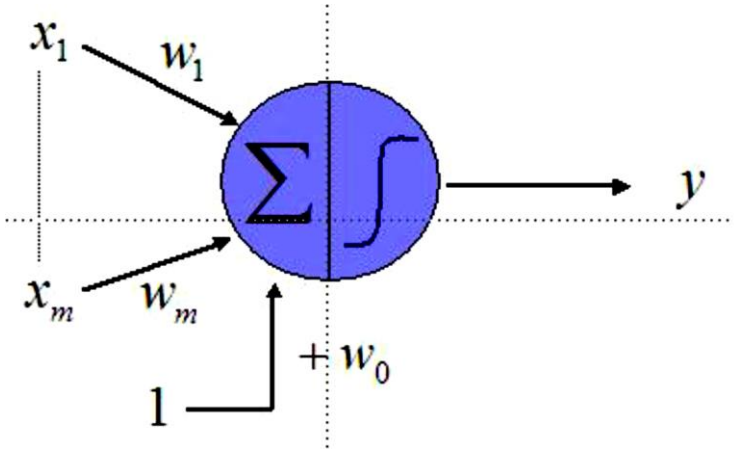


ILUSTRACIÓN 6. ESQUEMA DE UNA NEURONA ARTIFICIAL (Widrow & Hoff, 1960)

El modelo está compuesto por un vector de pesos $W = (W_1, \dots, W_d)^T$ equivalente a las conexiones sinápticas en una neurona real, W_0 es el umbral de acción o activación, el vector x es la entrada y el escalar y la salida de la unidad. La actividad consiste en generar una única salida y a partir de la aplicación de la función de activación γ a la suma ponderada entre el vector de entrada $X = (X_1, \dots, X_M)^T$ y el vector de pesos $W = (W_1, \dots, W_d)^T$ más un sesgo W_0 , obteniéndose la siguiente expresión:

$$y = \gamma\left(\sum_{i=1}^{m} W_i X_i + W_0\right)$$

Donde γ es una función no-lineal. La función propuesta por McCulloch-Pitts (Pitts, 1943) posee una salida binaria ±1 conocida como la función de todo o nada que equivale a la función signo dada por

$$\gamma(z) = sgn(z)\begin{cases} 1, & z \geq 0 \\ -1, & z \leq 0 \end{cases}$$

Otra función con salida binaria es la función escalón unitario descrita por

$$\gamma(z) = U(z)\begin{cases} 1, & z \geq 0 \\ 0, & z \leq 0 \end{cases}$$

Cuando se consideran neuronas con respuestas de procesamiento gradual, entonces se pueden usar funciones de activación de forma lineal γ(z)=z o de forma sigmoidal como la función logística $\gamma(z) = \frac{1}{1+e^{-z}}$ o la tangente hiperbólica γ (z)=tanh(z).

5.6.2. CONCEPTO DE REDES NEURONALES ARTIFICIALES

Una red neuronal artificial (ANN) es un esquema de computación distribuida inspirada en la estructura del sistema nervioso de los seres humanos. La arquitectura de una red neuronal es formada conectando múltiples procesadores elementales, siendo éste un sistema adaptivo que posee un algoritmo para ajustar sus pesos (parámetros libres) para alcanzar los requerimientos de desempeño del problema basado en muestras representativas (White, 1992).

Por lo tanto podemos señalar que una ANN es un sistema de computación distribuida caracterizada por (White, 1992).

- Un conjunto de unidades elementales, cada una de las cuales posee bajas capacidades de procesamiento.
- Una densa estructura interconectada usando enlaces ponderados.
- Parámetros libres que deben ser ajustados para satisfacer los requerimientos de desempeño.
- Un alto grado de paralelismo.

Es importante señalar que la propiedad más importante de las redes neuronales artificiales es su capacidad de aprender a partir de un conjunto de patrones de entrenamientos, es decir, es capaz de encontrar un modelo que ajuste los datos. El proceso de aprendizaje también conocido como entrenamiento de la red puede ser supervisado o no supervisado (White, 1992).

El aprendizaje supervisado consiste en entrenar la red a partir de un conjunto de datos o patrones de entrenamiento compuesto por patrones de entrada y salida. El objetivo del algoritmo de aprendizaje es ajustar los pesos de la red w de manera tal que la salida generada por la ANN sea lo más cercanamente posible a la verdadera salida dada una cierta entrada. Es decir, la red neuronal trata de encontrar un modelo al procesos desconocido que

generó la salida y. Este aprendizaje se llama supervisado pues se conoce el patrón de salida el cual hace el papel de supervisor de la red (White, 1992).

En cambio en el aprendizaje no supervisado se presenta sólo un conjunto de patrones a la ANN, y el objetivo del algoritmo de aprendizaje es ajustar los pesos de la red de manera tal que la red encuentre alguna estructura o configuración presente en los datos (White, 1992).

5.6.2.1. RED NEURONAL FEEDFORWARD

Las redes neuronales feedforward (FANN) corresponde a la clase de ANN más estudiada por el ámbito científico y la más utilizada en los diversos campos de aplicación.

Las diferentes clases de ANN se distinguen entre sí por los siguientes elementos (Allende, Morgana, & Salas, 2002):

- Las neuronas o nodos que constituye el elemento básico de procesamiento.
- La arquitectura de la red descrita por las conexiones ponderadas entre los nodos.
- El algoritmo de entrenamiento, usado para encontrar los parámetros de la red.

5.6.2.1.1. ARQUITECTURA DE UNA FANN

Morfológicamente, las FANN consisten en un conjunto de neuronas organizadas en capas como se muestra en la imagen siguiente (ILUSTRACIÓN 7) (Allende, Morgana, & Salas, 2002).

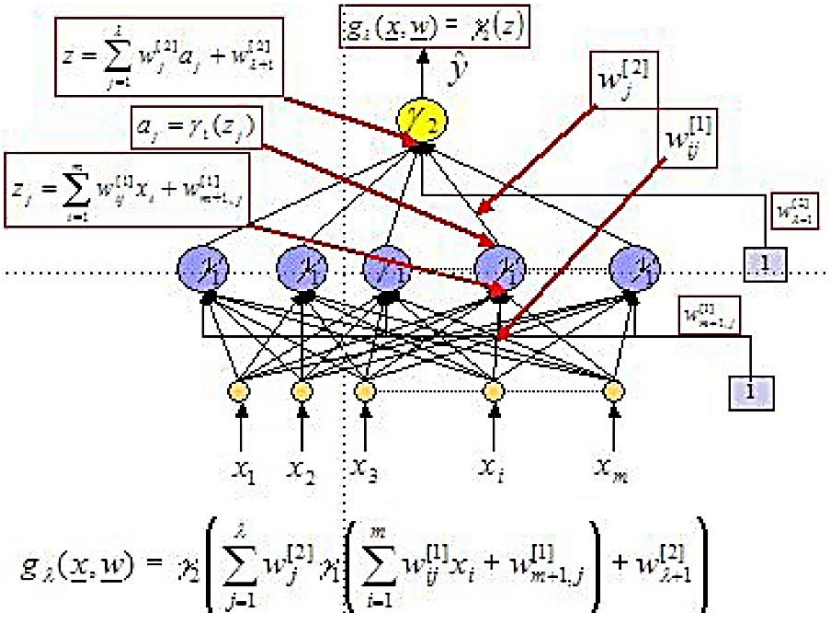


ILUSTRACIÓN 7. MODELO DE UNA RED NEURONAL ARTIFICIAL FEEDFORWARD (Salas, 2004).

Las capas se componen en (Salas, 2004):

- Capa de entrada.
- Capa oculta.
- Capa de salida.

Dado un conjunto de observaciones, la tarea del aprendizaje neuronal es construir un estimador $g_\lambda(X, W)$ de la función desconocida h(x) del cual se conoce sólo un conjunto de datos.

$$g_\lambda(x,w) = \lambda_2\left(\sum_{j=1}^{\lambda} W_J^{[2]}\gamma_1\left(\sum_{i=1}^{n} W_{ij}^{[1]}X_1 + W_{m+1,j}^{[1]}\right) + W_{i+1}^{[2]}\right)$$

Donde $W = (W_1, \dots, W_d)^T$ es el vector paramétrico a ser estimado y equivale a las ponderaciones de las conexiones entre las neuronas de la red, γ_1 es una función no-lineal acotada y diferenciable con forma de función sigmoide o de radio basal, $\gamma_2$es una función que puede ser lineal o no lineal y λ es el parámetro de control que indica el número de neuronas escondidas.

La función γ_1 típicamente es la función sigmoidal dada por:

$$\gamma_1(z) = \frac{1}{1 + e^{-z}}$$

Si la función γ_2 se elige no-lineal, debe ser estrictamente monótona, acotada y diferenciable. La función sigmoidal satisface estos requisitos.

Una vez definida la arquitectura que se desea utilizar en un problema particular, la red neuronal debe ajustarse a una muestra dada a través del proceso de aprendizaje. El algoritmo de aprendizaje consiste en un problema de inferencia de los parámetros libres de la red dado por las conexiones entre las neuronas (Salas, 2004).

El proceso de aprendizaje de una red neuronal feedforward se caracteriza por ser supervisado pues los parámetros de la red, conocidos como pesos, son estimados a partir de un conjunto de patrones de entrenamiento compuesto por patrones de entrada y salida (Salas. 2004).

Por lo tanto el ajuste de la red se produce como resultado de la estimación de los parámetros basado en una muestra de tamaño n. La estimación es obtenida minimizando una función de costo es decir:

$$W_n^{LS} = \arg\min\{L_n(W): W \in W \subseteq \Re^d\}$$

Donde Ln(w) normalmente viene dado por la función del promedio de los errores al cuadrado entre el dato estimado por la red y el dato real, es decir:

$$L_n = \frac{1}{2n}\sum_{i=1}^{n}(y_1 - g(X', W))^2$$

Para estimar los parámetros de la red minimizando iterativamente la función, en 1986, Rumelhart, Hinton y Williams redescubrieron el algoritmo de retropropagación o "backpropagation" como una generalización de la regla delta propuesta por Widrow-Hoff (Widrow & Hoff, 1960).

El término de "backpropagation" se refiere a la forma en que el gradiente de la función de costo es calculado para redes neuronales feedforward. El aprendizaje involucra un ajuste de los pesos comparando la salida deseada con la respuesta de la red de manera que el error sea mínimo. La función que usualmente es utilizada para medir el error es la suma de los errores al cuadrado o su promedio.

Una de las características más importantes y poderosas de las redes neuronales feedforward es su capacidad como aproximadores universales, esto es, dada cualquier función derivable y acotada, existe una red neuronal con un número suficiente de neuronas escondidas que puede aproximar dicha función con el nivel de precisión deseada.

La demostración de esta propiedad fue desarrollada por K. Hornik, M. Stinchcombe y H. White a partir de una generalización del teorema de Stone-Weierstrass (Rudin, 1964). En su primera versión, demostraron que las redes neuronales feedforward, en particular las FANN con 3 capas, y con función de activación de tipo sigmoidal pueden aproximar cualquier

función derivable y acotada con grado de precisión arbitrario para un número suficiente de neuronas escondidas.

Posteriormente White y Stinchcombe (White, 1992) extendieron los resultados obtenidos a las redes feedforward con funciones de activación no-sigmoidal en la capa escondida.

5.6.3. APLICACIONES DE LAS REDES NEURONALES ARTIFICIALES

En este tema se recogen varios ejemplos de aplicaciones de las redes neuronales artificiales consideradas como sistemas que resuelven eficazmente problemas de emparejamiento, clasificación y complemento de vectores patrones.

Entre las áreas de aplicación de las redes se encuentran entre otras las siguientes: análisis financiero; procesado de imágenes en el ámbito de la medicina, industria y defensa; diagnóstico médico y comercial; robótica y control; reconocimiento y síntesis de voz; clasificación de datos provenientes de sensores; compresión y codificación de Información.

No obstante conviene matizar la palabra aplicaciones y diferenciar entre aplicaciones candidatas, aplicaciones en desarrollo y aplicaciones ya demostradas. Dicho de otro modo es necesario puntualizar el estado de desarrollo, de realización y de comprobación de las redes neuronales utilizadas en cada aplicación.

Las aplicaciones candidatas son aquellos problemas que en principio podrían ser resueltos con este tipo de tecnología que ofrecen las redes neuronales artificiales. Las aplicaciones en desarrollo son aquellas en las que se han realizado los estudios oportunos del problema y se dispone de un prototipo de red al que se le ha entrenado para resolver una versión simplificada del problema. Por último las aplicaciones demostradas son redes que de hecho ya están siendo utilizadas para resolver un problema real.

5.6.4. DISEÑO DE UNA RED PARA UNA APLICACIÓN

A la hora de diseñar nuestra red neuronal para resolver un problema concreto es conveniente disponer de una herramienta software de diseño de ANN. Con una herramienta de éstas basta con pensar en términos de redes y no en programación de algoritmos en lenguajes de alto nivel. De esta manera todo el esfuerzo se debe dirigir al diseño de la arquitectura o estructura de la red y en la selección de los datos del conjunto de entrenamiento y de test.

El diseñador construye con el software apropiado la red especificando el número de capas, de neuronas y los tipos de conexiones. Define los ficheros o conjuntos de datos de entrada y salida, y debe elegir los parámetros de los cálculos internos de la red. Además el diseñador puede seleccionar diferentes funciones de transferencia y procesamiento de las neuronas, así como construir variaciones de los modelos estándar (Allende, Morgana, & Salas, 2002).

En la fase de entrenamiento se debe especificar el número de iteraciones y la planificación de los cambios de los parámetros de aprendizaje. Generalmente esta fase requiere varias sesiones y la experimentación de diferentes parámetros de aprendizaje, diferentes vectores de entrada o diversas estrategias de entrenamiento permiten obtener conclusiones definitivas para la solución más eficaz de una aplicación (Allende, Morgana, & Salas, 2002).

Afortunadamente la disposición de este tipo de software apropiado por el diseñador de ANN permite que el diseñador no se preocupe de los aspectos computacionales y disponga de todo el tiempo tanto para la elección de la arquitectura como para la selección y prepocesado de los datos presentados a la red. Este último aspecto es uno de los factores más influyentes en el éxito del diseño y realización de una red para una aplicación.

5.7. SIMULACIÓN TIPO CFD

El punto de inicio de todo método numérico es el modelo matemático del fenómeno físico que se desea estudiar y que generalmente suele ser expresado en forma de ecuaciones diferenciales en derivadas parciales o ecuaciones integro-diferenciales junto con las condiciones de contorno. En el caso de la dinámica de fluidos computacional se utilizan las ecuaciones de Navier-Stokes o simplificaciones de las mismas dependiendo de la aplicación (Autodesk, 2015).

Como ya hemos mencionado en el capítulo anterior, el ordenador es una maquina finita y no puede manejar ecuaciones en derivadas parciales con variables continuas en el espacio y el tiempo. Por ello, una vez definido el problema matemático que se quiere resolver, se procede a realizar la discretización temporal y espacial, transformando las ecuaciones diferenciales en algebraicas. La solución que obtenemos no será continua sino que vendrá dada por una serie discreta de valores tanto en el espacio como en el tiempo (Autodesk, 2015).

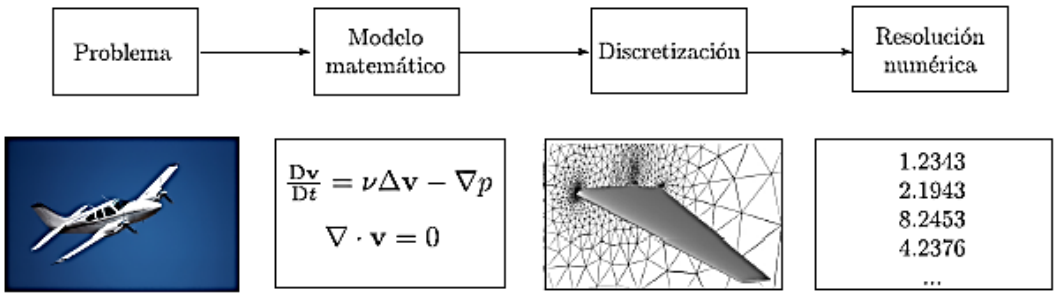
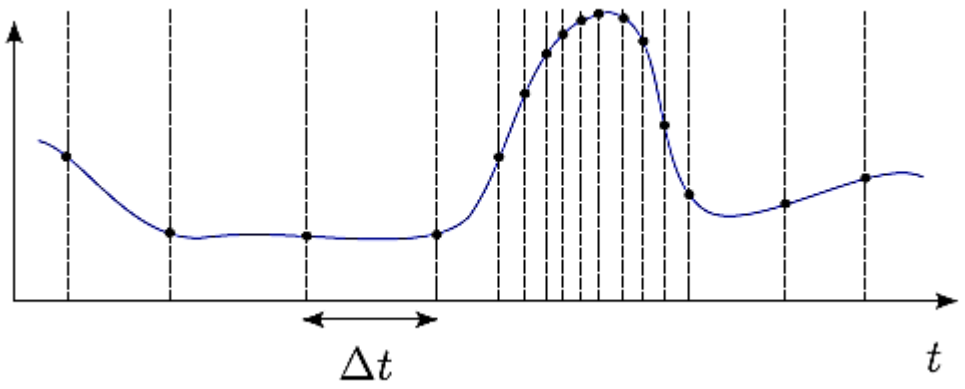


ILUSTRACIÓN 8. PASOS PARA RESOLVER NUMÉRICAMENTE UN PROBLEMA CON CFD (Autodesk, 2015).



GRÁFICA 6.DISCRETIZACIÓN TEMPORAL. EL PASO DE TIEMPO DEBE SER EL ADECUADO PARA CAPTAR LOS CAMBIOS DE LA SOLUCIÓN (Autodesk, 2015).

5.7.1. IDEAS GENERALES DE LA DISCRETIZACIÓN TEMPORAL

En el cálculo de flujos no estacionarios debemos discretizar la coordenada temporal. La solución se obtiene en puntos discretos del tiempo tal y como muestra la gráfica anterior (GRAFICA 6).El tiempo transcurrido entre dos instantes define el paso de tiempo Δt. Un aspecto importante a la hora de usar Δt es que este debe ser tal que capte los cambios rápidos de la solución. La principal diferencia entre espacio y tiempo recae en la dirección de influencia: mientras que una fuerza puede influenciar todos los puntos del espacio (en problemas elípticos) esa misma fuerza al ser aplicada en un instante dado solo puede afectar al futuro. Los flujos no estacionarios tienen carácter parabólico. Por ello, la mayor parte de los métodos numéricos para resolver la coordenada espacial se basan en avanzar paso a paso en el tiempo.

5.7.1. IDEAS GENERALES DE LA DISCRETIZACIÓN ESPACIAL

Tanto en los flujos estacionarios como no estacionarios se debe proceder a la discretización espacial para obtener la solución numérica. Las posiciones discretas en las que las variables son calculadas están definidas por la malla numérica, que es esencialmente una representación discreta del dominio geométrico del problema. La malla divide el dominio en un numero finito de subdominios (elementos, volúmenes de control, nodos...). El mallado espacial presenta mayor complejidad que el temporal, debido a que tenemos tres

dimensiones, el dominio puede ser de geometría compleja y además es difícil predecir a priori en qué lugares va a ser necesario un mallado más fino (Autodesk, 2015).

5.7.2.1. CLASIFICACIÓN DE MÉTODOS DE DISCRETIZACIÓN ESPACIAL

Los principales métodos de discretización espacial están asociados a las diferentes formulaciones del problema matemático: forma diferencial, integral o débil (Autodesk, 2015).

5.7.2.1.1. MÉTODOS DE DIFERENCIAS FINITAS

Utilizan la formulación diferencial de las ecuaciones. El dominio se cubre con puntos llamados nodos en los cuales la ecuación es aproximada remplazando las derivadas parciales por aproximaciones en términos de los valores nodales de la función. Cuando se aplican en mallas estructuradas (ver siguiente apartado) son muy sencillos y efectivos. Además es fácil obtener esquemas de alto orden. Entre sus inconvenientes están que la conservación de momento y masa no está garantizada si no se tiene especial cuidado y es complicada su aplicación a dominios de geometrías irregulares (Autodesk, 2015).

5.7.2.1.2. MÉTODOS DE VOLÚMENES FINITOS

Utilizan la formulación integral de las ecuaciones. El dominio se divide en volúmenes de control en los cuales se aplican las ecuaciones integrales que son aproximadas mediante cuadraturas. En este caso los nodos residen en el centroide del volumen y se interpolan para obtener sus valores en las caras de dichos volúmenes. Se pueden usar cómodamente en todo tipo de mallas, tanto estructuradas como no estructuradas (ver Clasificación de mallas). Otra de sus ventajas es que son conservativos por construcción y todos los términos aproximados tienen un sentido físico claro. Entre sus desventajas esta la dificultad de obtener esquemas de alto orden, sobre todo en 3D, debido a que requieren tres niveles de aproximación: interpolación, diferenciación e integración. Es el método utilizado por la mayoría de software CFD (Autodesk, 2015).

5.7.2.1.3. MÉTODOS DE ELEMENTOS FINITOS

Utilizan la formulación débil: la ecuación diferencial es multiplicada por unas funciones llamadas *pesos* y posteriormente integradas. Son similares en cierto modo al método de volúmenes finitos. El dominio se divide en elementos y en cada uno de ellos la solución es aproximada, generalmente de forma lineal, utilizando los valores de la función en los

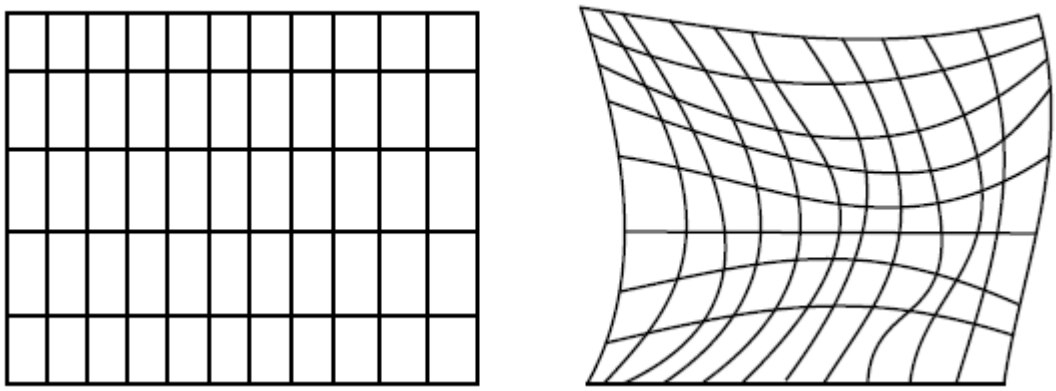


ILUSTRACIÓN 9. EJEMPLO DE MALLAS ESTRUCTURADAS (Autodesk, 2015).

vértices del elemento. Esta aproximación es sustituida en la ecuación integral pesada y se impone que la derivada de dicha integral con respecto al valor en cada nodo sea cero. Son apropiados para geometrías complejas y fáciles de analizar matemáticamente. Menos común en CFD pero también se pueden encontrar paquetes de software como ELMER, FENICS, etc (Autodesk, 2015).

5.7.2.2. CLASIFICACIÓN DE MALLAS

5.7.2.2.1. MALLAS ESTRUCTURADAS

Las mallas estructuradas son aquellas formadas por un conjunto de nodos (o volúmenes de control) que pueden ser identificados de forma única mediante un grupo de índices ordenados (*i; j; k*) en 3D _o (*i; j*) en 2D. Es el tipo de malla más simple y es equivalente a

una malla cartesiana mediante el cambio de coordenadas apropiado. Cada nodo *P* de la malla tiene 4 vecinos en 2D y 6 en 3D a los cuales se accede variando los índices (*i; j; k*) de P en 1. Su mayor desventaja es que solo pueden ser utilizadas en dominios con geometrías simples y muchas veces acumulan puntos en regiones que no son de interés. Suelen ser las mallas más utilizadas en los métodos de elementos finitos. Gran cantidad de algoritmos están diseñados para mallas cartesianas regulares y son aplicados a otras mallas mediante una transformación de coordenadas. Las mallas estructuradas se subdividen a su vez en tres grupos según como sea la deformación que hay que aplicar a una malla cartesiana para obtenerlas: mallas tipo O, tipo C o tipo H. En una malla tipo O tenemos puntos organizados circularmente de tal forma que las líneas

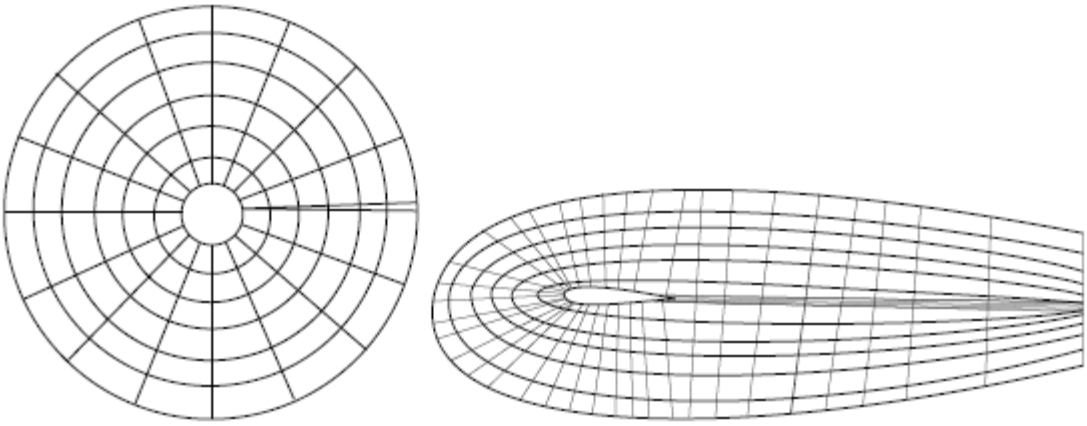


ILUSTRACIÓN 10. EJEMPLOS DE MALLAS ESTRUCTURADAS TIPO O Y TIPO C (Curso de Autodesk, 2015).

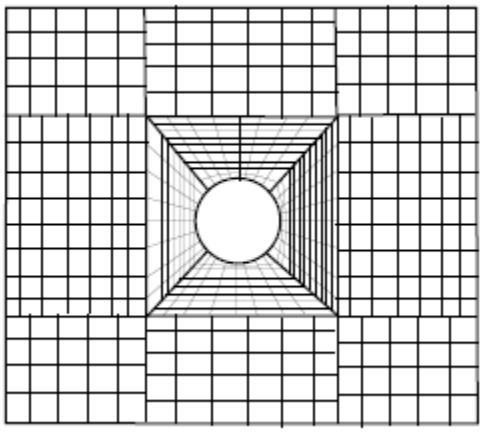


ILUSTRACIÓN 11. EJEMPLO DE MALLA ESTRUCTURADA MULTI-BLOQUE (Curso de Autodesk, 2015).

que los unen son cerradas, y por lo tanto, parecen una O. En las mallas tipo C las líneas se doblan reproduciendo la forma de C. Al resto de mallas se las denomina tipo H (Curso de Autodesk, 2015).

5.7.2.2.2. MALLAS ESTRUCTURADAS MULTI-BLOQUE

En las mallas estructuradas multi-bloque hay uno o más niveles de subdivisión. En el nivel exterior, hay bloques generalmente grandes que pueden ser de estructura irregular e incluso solaparse. En el nivel más no se definen mallas estructuradas con un tratamiento especial de las regiones de acoplamiento entre bloques. Este tipo de mallas es más flexible que las estructuradas y permite usar mayor resolución en aquellas regiones donde es necesario, aunque son más complejas de programar (Autodesk, 2015).

5.7.2.2.4. MALLAS NO-ESTRUCTURADAS

Para geometrías muy complejas, las mallas más flexibles son aquellas

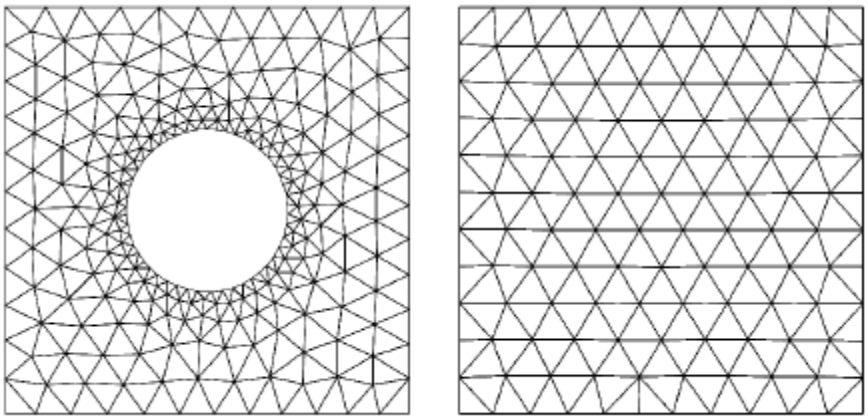


ILUSTRACIÓN 12. EJEMPLOS DE MALLAS NO-ESTRUCTURADAS. TOMADAS DE DISTMESH. A MATLAB (Curso de Autodesk, 2015).

que se pueden adaptar de forma arbitraria al dominio. En principio, este tipo de mallas pueden ser usadas con cualquier esquema de discretización espacial, sin embargo, los métodos de volúmenes y elementos finitos son los que mejor se adaptan. Los elementos o volúmenes de control pueden tener cualquier forma, sin restricciones en cuanto al número de elementos vecinos ni nodos. En la práctica, las mallas se construyen utilizando triángulos o cuadriláteros en 2D y tetraedros o hexaedros en 3D. Existe una gran variedad de trabajos dedicados al estudio de la generación de mallas no-estructuradas de forma automática. La ventaja de su flexibilidad contrasta con la estructura irregular de los datos que produce y la necesidad de usar algoritmos más complicados y caros ya que las matrices que hay que resolver son llenas (Autodesk, 2015)

5.7.2.2.4. MALLAS HIBRIDAS

En algunos casos se combinan los diferentes tipos de malla expuestos anteriormente. En estos casos hay que tener cuidado con el acoplamiento en las diferentes mallas (Autodesk, 2015).

5.7.2.3. GENERACIÓN DE MALLAS

En la mayoría de la literatura se establece como primer criterio de clasificación de mallas el tipo de malla creada y, en segundo lugar, el modo en el que se genera. Siguiendo estas pautas, las distintas técnicas de discretización se pueden dividir en (Autodesk, 20115).

5.7.2.3.1. MÉTODOS DE GENERACIÓN DE MALLA ESTRUCTURADA

-Métodos algebraicos: se obtienen aplicando una transformación de coordenadas a geometrías canónicas simples (mapping).

-Métodos basados en EDPs: Basados en la resolución de EDPs
(Generalmente elípticas), con condición de contorno la geometría del contorno del dominio que se pretende discretizar. Similares a los métodos algebraicos pero las coordenadas de los

nodos interiores vienen determinadas por la resolución de estas EDPs. Presentan alto coste computacional comparado con los métodos algebraicos (Autodesk, 2015).

5.7.2.3.2. MÉTODOS DE GENERACIÓN DE MALLA NO ESTRUCTURADA

-Método de Delaunay-Voronoï: Primero colocamos en el dominio los nodos en los lugares deseados (lo cual puede ser no trivial), y obtenemos un conjunto de puntos *Pi*. Dado ese conjunto de puntos, se pueden definir unas regiones poliédricas *Vi* asociadas a cada punto, de modo que cualquier punto de la región *Vi* se encuentra más cerca al punto *Pi* que a cualquiera del resto. Cada una de estas regiones se denomina región de Voronoï. A partir de su definición resulta evidente que cada cara de estas regiones poliédricas se encuentra equidistante de los dos puntos que separa. La unión de todos estos puntos por pares genera otra discretización del dominio, conocida como triangulación de Delaunay, que posee una característica muy interesante para la generación de mallas: la regularidad de ángulos en los triángulos generados es máxima. Es decir, dado un conjunto de nodos, el método de Delaunay garantiza una triangulación óptima. Sin embargo, en el caso volumétrico, esta triangulación optima no garantiza que los tetraedros generados sean óptimos, por lo que, en general, tras la generación de la malla son necesarias técnicas de detección y corrección de tetraedros defectuosos (Autodesk, 2015).

-Método de frente de avance: se realiza desde el contorno hacia el interior del dominio. Se analiza un frente, inicializado con los datos del contorno, para determinar una zona de partida desde la que se crean uno o varios elementos internos, junto con los correspondientes nodos y aristas. Seguidamente se actualiza el frente con los nuevos nodos y aristas generadas y se repite el proceso hasta que el dominio queda completamente mallado (Autodesk, 2015).

-Métodos Multiplique: la idea consiste en la división del dominio en bloques de topología más sencilla, cada bloque se procesa posteriormente con alguna de las técnicas anteriores (Autodesk, 2015).

6. PROCEDIMIENTOS

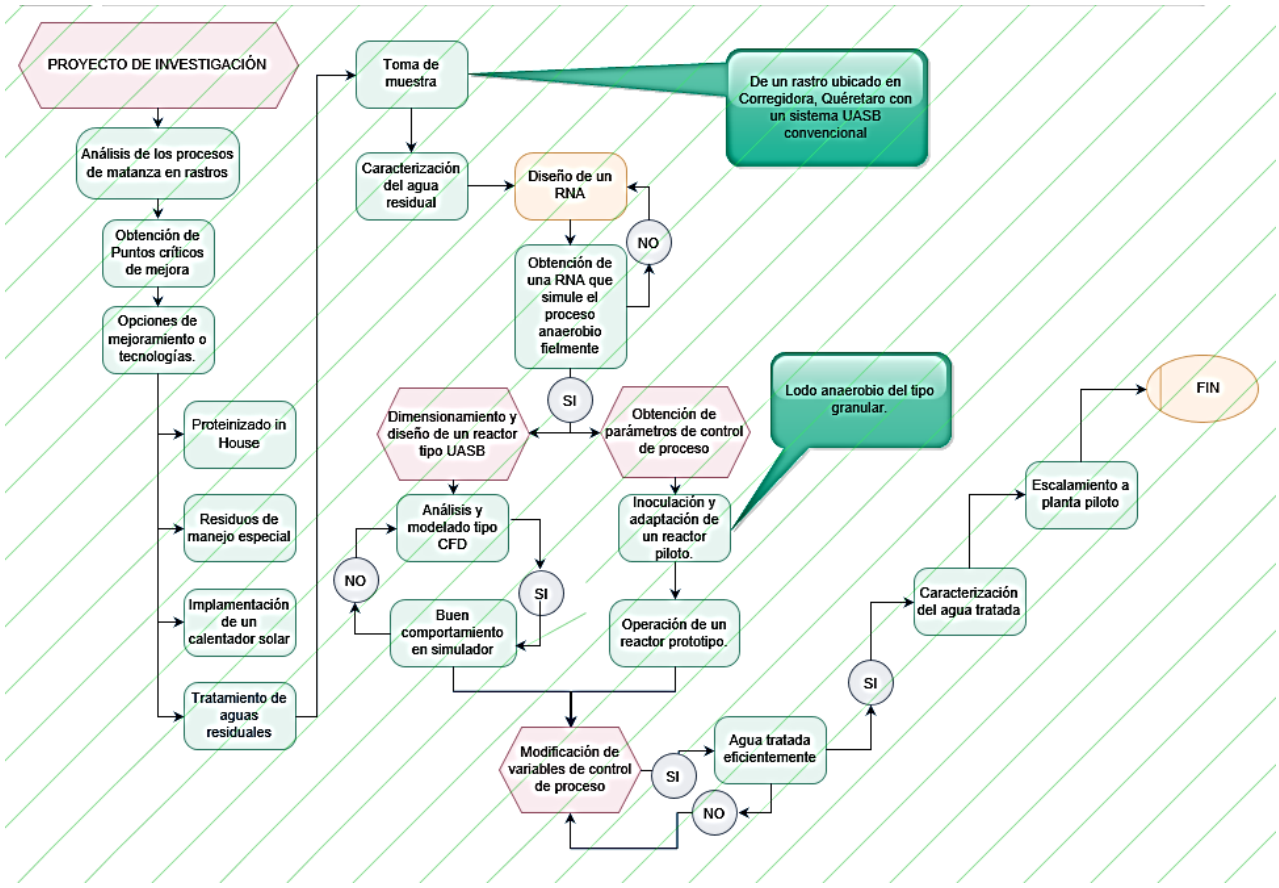


ILUSTRACIÓN 13 FLUJOGRAMA DE LA METODOLIGA UTILIZADA

A continuación se describe la metodología utilizada para el desarrollo de los experimentos llevados a cabo en la tesis, como la caracterización de agua residual, la elaboración de una red neuronal artificial (RNA), la elaboración de un modelo en 3D de un reactor tipo UASB, el muestreo para la recolección de las muestras para los reactores UASB en el laboratorio, el análisis fisicoquímicos del agua residual y tratada, así como pruebas de lodo granular anaerobio.

6.1. MUESTREO DE AGUA RESIDUAL

Las muestras de agua residual recolectadas para este proyecto de tesis se obtuvieron de dos rastros municipales, el primero utilizado para la caracterización del agua residual se ubica en el municipio de Corregidora, Querétaro, en este lugar se tomó la muestra en el influente hacia la planta de tratamiento de aguas con la que cuenta y a la salida de la misma; se realizó la caracterización durante un año con muestras puntuales mensuales. El segundo sitio, utilizado para la optimización de nuestro sistema de tratamiento, se ubica en el municipio de San juan del Rio, Querétaro. Las muestras fueron tomadas en la salida del drenaje hacia un canal de desagüe municipal, sin tratamiento alguno, el muestreo y la caracterización se realizaron para conocer las características y parámetros de la muestra de agua residual, ya que pueden estar sobre el límite máximo permisible que la norma establece. Se decidió realizar un muestreo puntual para que las muestras tomadas fueran representativas de las condiciones originales a las cuales el agua residual es descargada, después de determinar esto se realizaron las visitas al sitio para la toma de muestras durante la etapa de experimentación con diferentes fechas de muestreo empezando el 5 de enero del 2015 al 22 junio 2015. La recolección del agua residual se hizo en garrafas de 20 litros previamente enjuagadas con agua residual para evitar interferencias para su posterior análisis, y a continuación se almacenó en un cuarto frío a 4°C para evitar la degradación de la materia orgánica por algunos microorganismos presentes en la muestra.

6.2. TRATAMIENTO PRELIMINAR DE AGUA RESIDUAL

6.2.1. CRIBADO

El agua residual se homogenizó agitando las garrafas de 20 litros varias veces para posteriormente hacerla pasar por un tamiz de malla del número 16 para eliminar los sólidos de mayor tamaño, residuos de pelo, huesos, restos de piel y órganos blandos, esto se hizo para el mejor funcionamiento de la bomba peristáltica al momento de bombear el agua residual de un garrafón hacia el reactor UASB; así evitando la obstrucción de las mangueras del reactor.

ILUSTRACIÓN 14. RESIDUOS SOLIDOS CRIBADOS EN EL AGUA RESIDUALL RECOLECTADA.

6.3. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

La caracterización de la muestra en el influente se realiza para conocer los parámetros con los cuales el agua residual entra al reactor y hacer una comparación con el efluente, también para darle un seguimiento al tratamiento de las aguas residuales en el reactor y observar su correcto funcionamiento, además de que así se mantiene monitoreados los parámetros del agua que entran al reactor y se puede evitar la entrada de compuestos que puedan causar la desestabilización de éste. Se usaron diferentes técnicas fisicoquímicas para la caracterización del efluente, de acuerdo a normas establecidas donde se mencionan los límites máximos permisibles para cada uno de estos parámetros. Los parámetros seleccionados para la caracterización fueron: demanda química de oxigeno total,

alcalinidad total y parcial, pH, ácidos grasos volátiles, grasas y aceites, sólidos y nitrógeno amoniacal Tabla 8, ya que algunos de éstos nos indican la calidad de la muestra a la entrada, salida del tratamiento y la estabilidad del reactor UASB.

TABLA 8 TÉCNICAS FISICOQUÍMICAS UTILIZADAS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE INFLUENTE Y EFLUENTE

Técnica	***Referencia***
Demanda Química de Oxígeno	*NMX-AA-030-SCFI-2001*
Determinación del Potencial de Hidrógeno	
Alcalinidad Total	*APHA (1995)*
Alcalinidad Parcial	*APHA (1995)*
Ácidos Grasos Volátiles	*Jenkins y col., (1983)*
Sólidos (ST, SV, SST, SSV)	*NMX-AA-034-SCFI-2001*
Determinación de Nitrógeno Amoniacal	*Manual del equipo HACH DRU/4000*
Grasas y Aceites	*NMX-AA-005-SCFI-2000*

6.3. OPTIMIZACIÓN DE UN REACTOR TIPO UASB.

Esto se realizó por medio del diseño de una red neuronal que simula el comportamiento de los lodos anaerobios del reactor, y posteriormente con los datos obtenidos hacer un dimensionamiento y modelado del reactor tipo UASB, un análisis hidrodinámico, y finalmente hacer un balance de materia y cinética mediantes simulaciones tipo CDF (Computational Fluid Dynamics).

6.5. DESARROLLO DE UNA RED NEURONAL ARTIFICIAL

La RNA empleada para la modelización constó de tres capas, una de entrada, seguida de una capa oculta y por último la capa de salida. El programa utiliza el 60% de los datos de los periodos seleccionados para la fase de entrenamiento y los restantes para la validación y prueba del modelo. Los pesos iniciales fueron asignados aleatoriamente en el intervalo de (−0.5,+0.5). El algoritmo de optimización utilizado para minimizar el error cuadrático medio (ECM) durante el entrenamiento fue Levenberg–Marquardt y el criterio de early stopping. Las funciones de activación utilizadas fueron la función de transferencia

sigmoidal tangencial para la capa oculta y la función de transferencia lineal en la capa de salida.

Como entradas al modelo se seleccionaron variables operativas que pueden interferir en el proceso de degradación anaerobio del reactor y que normalmente son monitoreadas en el tratamiento de aguas residuales urbanas con este tipo de tecnología. Estos parámetros son: DQO, DBO_5, Solidos Totales, Nitrógeno Total, pH y Conductividad Eléctrica.

TABLA 9 VARIABLES OPERATIVAS DE ENTRADA DEL MODELO

Variable	***Min***	***Max***
DQO (mg/l)	*540*	*5280*
DBO5 (mg/l)	*476*	*1145*
pH	*6.39*	*7.7*
Conductividad Eléctrica (µS/cm)	*1091*	*3656*
Solidos Totales (mg/l)	*52*	*2698*
Nitrógeno Total (mg/l)	*16*	*548*

6.6. SIMULACIÓN TIPO CFD

Para realizar la simulación tipo CFD, en primer lugar se dimensiono el reactor en tamaño real mediante AUTODAD® en 2D, posteriormente se exportaron a 3D y se realizó el estudio del modelo utilizando el procedimiento ilustrado en el siguiente diagrama de flujo.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

8. CONCLUSIONES

De una manera general podemos decir que los objetivos planteados y la hipótesis propuesta se cumplieron, esto de acuerdo al análisis de los resultados obtenidos. El objetivo principal del proyecto era optimizar el proceso de tratamiento de aguas residuales provenientes de rastros y casas de matanza, esto mediante la optimización de un reactor tipo UASB con nuevas especificaciones de diseño que mejoraran su eficiencia sin aumentar costos de tratamiento y operación. Dicho lo anterior podemos decir que con el presente proyecto se comprobó que el diseño y funcionamiento del reactor UASB con las mejoras propuestas es viable para el tratamiento de aguas provenientes de rastros y casas de matanza.

En la primera entapa del proyecto se logró hacer una caracterización de un efluente real de un matadero, esto con el fin de conocer la composición de sus descargas, sin embargo pudimos observar grandes variación, esto debido a el tipo de animal sacrificado, el manejo de este, y la época del año.

En la segunda etapa del proyecto se logró obtener una red neuronal artificial que imita el comportamiento de un reactor tipo UASB, de manera confiable con una correlación del 97%, con esta red neuronal se obtuvieron las mejores condiciones de operación (TRH de 10 horas, pH de entre 7-8, temperatura entre 19°C y 24°C, C.O.V. de 73Kg /m3 d y un flujo continuo)del sistema de tratamiento y se predijo la carga orgánica que tendría el efluente después del tratamiento (854 mg/L de DQO del valor simulado contra 760 mg/L de DQO del valor real).

Con la simulación tipo CFD se pudo obtener una vista de la hidrodinámica del reactor, esto para comprobar la ausencia de puntos muertos, lograr que el flujo a través del tratamiento fuera lo menos turbulento posible y demostrar que los tiempos de retención hidráulica obtenidos en con la red neuronal artificial (12,10 y 8 horas) fueran viables para utilizar en el reactor.

En la última etapa podemos ver que al validar los tres tiempos de retención hidráulica (12,10 y 8 horas), el que tuvo el mayor porcentaje de remoción fue el de 10 horas (la remoción promedio de DQO obtenidas fueron: 12 horas con 85%, 10 horas con 94% y 8 horas con 89%), por lo menos en las pruebas de laboratorio y análisis computacional, como etapa siguiente se pretende realizar pruebas de campo a nivel piloto para comprobar en condiciones reales nuestra propuesta. Además se observó una gran capacidad del sistema para soportar variaciones grandes de carga orgánica (desde 2000 ppm hasta 40 000 ppm de DQO), sin verse afectada la eficiencia de remoción que en promedio fue de 94%, por otro lado también se observa que la temperatura del sistema se mantiene constante (entre 15°C y 25°C).

Finalmente se observó que la variación de la temperatura fue mínima durante toda la experimentación, a pesar de los cambios de clima y temperatura ambiental, esto se debe al desprendimiento de energía durante los procesos de oxidación-reducción de la digestión anaerobia, el cual se encontró en las mediciones realizadas en una media de 25 °C.

9. PERSPECTIVAS

Este trabajo se inició para desarrollar un sistema de tratamiento para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de rastros y cazas de matanza. Para la conclusión de este objetivo se necesitan implementar los puntos a continuación descritos.

Iniciar un estudio a fondo para determinar si entre el consorcio microbiano utilizado no se encuentran bacterias patógenas y/o peligrosas para el ser humano.

Dar seguimiento a la remoción nitrógeno, ya que este factor es primordial en la evaluación de la calidad del agua tratada y podría presentar un problema al final del proceso.

Determinar qué tipos de compuestos se producen para hacer que la conductividad eléctrica aumente en lugar de disminuir después del tratamiento realizado.

Realizar un análisis de factibilidad económica del sistema de tratamiento que se propone, para observar si es viable económicamente.

10. BIBLIOGRAFIA

Allende, H., Morgana, C., & Salas, R. (2002). Artificial Neural Networks in Time Series Forecasting: A compative Analysis. *Kybernitika, 38*(6), 685-707.

Álvarez, J., Ruiz, I., Presas, J., & Soto, M. (2006). Start-up alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. *Bioresource Technology, 97*, 1649-1649.

APHA. (2005). Standar Methods for the Examination of Water and Wastewater. *USA*, ed.19.

Bonilla, M. (2007). *Guia para el manejo de residuos en rastros y mataderos municipales.* Mexico: Comision Federal para la Proteccion de Riesgos Sanitarios.

Borzacconi, L., & López, I. (1994). *Relevamiento de Reactores Anaerobios en America Latina.* Montevideo, Uruguay: III Taller Anaerobico de Aguas Residuales.

Cavalcanti Catunda, P., Van Haadel, A., & Lettinga, G. (23-27 de Enero de 1994). Influence of Retention Time on the Performance of the UASB-reactor fot Sewage Treatment. *7th International Symposium on Anaerobic Digestion*, 206-2010.

Cavalcanti, C., Van Haandel, A. C., & Lettinga, G. (1994). Influence of retencion time on the performance of the UASB-reactor for sewage treatmen. 206-210.

Chinnaraj, S., & Venkoba Rao, G. (2006). • Implementation of an UASB anaerobic digester at bagasse-based pulp and paper industry. *Biomass Bioenergy, 30*, 273-277.

Coombs , J. (1990). The present and future of anaerobic digestion. *Critical Reports in Applied Chemestry, 31*, 1-42.

Díaz-Baes, M., Espitia , S., & Molina, F. (2002). *Digestión Anaerobia una Aproximación a la Tecnología.* Bogotá, Colombia: UNIBIBLIOS.

Dolfing, J., & Bloemen, W. (1985). Activity measurements as a tool to caracterize the microbial composition of methanogenic environments. *Methods 4*, 1-12.

Energía, I. (Octubre de 2007). Biomasa: Digestores anaerobios. *IDAE*. BESEL.

Fernandez, J., Perez, M., & Romero, L. (2008). Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction og municipal solid waste. *Bioresource Tchnology*, 6075-6080.

Flores Juárez , C. (2008). *Tratamiento de Residuos Sólidos Provenientes de rastro mediante Digestión Anaerobia* (Unica ed.). (C. S.C., Ed.) Queretaro, México: Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica S.C.

Forster-Carneiro, Perez, M., & Y otros. (2008). Influence of total solid and inoculum contents on performance og anaerobic reactors treating food waste. *Bioresourse technology*, 99:6994-7002.

Guiot, S. (1991). Modelling of the upflow anaerobic sludge bed-filter system: A case with hysteresis. *Water Res. 25, 25*, 251-262.

Hall, J. (s.f.). Polycystic ovarian disease as a neuroendocrine disorder of the female reproductive axis. In Endocrinology and Metabolism Clinics of North America, Neuroendocrinology. (S. Co, Ed.) 75-92.

Hobson, P. (1990). The treatment og agricultural wastes. Anaerobic digestion: a waste treatment technology. *Critical reports of applied chemestry*, vol. 31.

Hulshopp-Pol, L. (1989). *The phenomenon of granulation of anaerobic sludge. Tesis doctoral.* Wageningen, Holanda: Universidad Agricola de Wageningen.

Igoni, H., Ayotanumo, M., & Otros. (2008). *Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste.* Nigeria: ELSEVIER.

INEGI. (2013). *Anuaio estadístico y geográfico por entidad federativa 2013.* Mexico D.F.: INEGI.

INEGI. (2014). *Estadistica de sacrificio de ganado en rastros municipales por entidad federativa 2009-2014.* México D.F.: INEGI.

Lettinga, G. (1995). Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. *Leeuwenhoek, 67*, 3-28.

Liu, R., Tian, Q., Yan, B., & Chen, J. (2003). Hybrid anaerobic baffed reactor for treatment of desizing wastewater. *Environ, Sci, Technol., 7*, 111-118.

MacLeod, F., Guiot, S., & Costerton, J. (1990).) Layered structure of bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludge bed and filter reactor. *Envim, Microbiol,, 56*(6), 1598-1607.

Madu, C., & Sodeinde, O. (2001). *Relevance of biomass in sustainable energy development in Nigeria.* Proceedong of the national engineering conference an annual general meeting of the nigerian sociey of engineers. Nigeria: Society of engineers.

Mandujano, P. (2001). *Digestion anaerobia de solidos en alta concentracion.* Madrid: Universidad Politecnica de Madrid.

Martinez, J., Fernandez, A., & Osanaga, P. (2004). *Cambio Climatico: Una vision desde Mexico* (1 ed.). Distrito Federal, Mexico: SEMARNAT.

McCarty, P. (2001). The development of anaerobic treatment and its future. *Water Science and Technology, 44*, 149-156.

McHugh, S. O. (2003). Anaerobic granular sludge bioreactor technology. *Reviews in environmental science and biotechnology*(22), 225-245.

Medina , H. M. (2010). *Optimización del tratamiento de residuos sólidos provenientes de rastro mediante digestion anaerobia para maximizar la producción de biogás.* (C. d. Electroquimica, Ed.) Queretaro, México: CIDETEQ S.C.

Metcalf, y. (2003). *Wastewater Engineering 4th Edition.* New York: McGraw Hill.

Montoya, J., Stuart L., & Ricard , V. (20 de July de 2006). Ecological networks and their fragility. *Review*. doi:10.1038

Morgan, F. (2010). *Aplicabilidad de la digestion anaerobia para el tratamiento de aguas residuales.* Distrito Federal, Mexico: Instituto de Ingenieria UNAM.

Muñoz, H. (2014). *Rediseño del sistema de deshidratado para mejorar la eficienci de un horno para frutos.* (Unica ed.). Quito: Universidad Politécnica Salesiana.

Noyola, A. (4-6 de October de 1995). Treatment of Distillery Wastewaters. Proceedings of the Third International Symposium on Waste Managements Problems in Agro-Industries.

Ortega, N. (2006). Phosporus Precipitation in Anaerobic Digestion Process. *Dissertation.com*, 25.

Pitts., W. M. (1943). A logical calculus of ideas immanent in nervous activity. *Bulletin og Mahtematical Biophysics*(5), 115-133.

PNUMA. (1991). *Paquete de recursos de capacitación, Producción más limpia.* México: PNUMA.

Rodríguez, J. (2007). *Arranque y operación de Reactores Anaerobios.* (Vol. 1). Colombia: Ingenieria Sanitaria.

Rozzi, A., & Remigi, E. (2004). "Methods of assesing microbiol activity and inhibition under anaerobic conditions: a literature review". *Reviews in enviremontal science and biotechnology*(3), 93-115.

Rudin, W. (1964). *Principles of Mathematical Analysis.* McGraw-Hill: New York.

Schmidt, J., Angelidake, i., & Ahring, B. (15 de June de 1996). Anaerobic digestion of olive mill effluents together with different wastes. *Proceeding of the II International Symposium on anerobic digestion of solid waste (II ISAD-SW),, 2*, 180-183.

Sekiguchi, Y., Kamagata, Y., & Y otros. (1998). Diversity of mesophilic and thermophilic granular sludge determined by 16S rRNA gene analysis. *Microbiologia, 22*, 2655-2665.

SEMARNAT. (1996). *NOM-001-SEMARNAT-1996-Que establece los límites máximmos permisibles de contaminantes en las dercargas de aguas residuales y bienes nacionales.* México D.F.

SEMARNAT. (2000). *NMX-AA-006-SFI-2000-Analisis de Agua-Determinación de Materia Flotante en Aguas Residuales y Aguas Residuales Tratasdas- Metodos de Medición.* México D.F.

Semarnat. (2001). *NMX-AA-030-SCFI-2001 Análisis de agua- Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratada.* México: Semarnat.

SEMARNAT. (2001). *NMX-AA-034.SCFI-2001-Analisis de Agua-Determinación de Sólidos y Sales Disueltas en Aguas Naturales,Residuales y Residuales Tratadas-Metodo de Prueba.* México D.F.

SEMARNAT(B). (1996). *NOM-002-ECOL-1996- Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.* México D.F.

Tchobanglous, G. (1996). *Gestion Integral de Residuos Solidos.* España: McGraw Hill.

Van Haandel, A., & Lettinga, G. (1994). *Anaerobic sewage treatment, A practical guide for regions with a hot climate.* Chichester U.K.: John Wiley and Sons.

White, H. (1992). *Artificial Neural Networks: Approximation and Learning Theory.* Oxford: Basil Blackwell.

Widrow, B., & Hoff, M. (1960). Adaptive switching circuits. 1960. *IRE WESCON Convention*, 96-104.

Yu, H., Tay, J., & Fang, H. (2001). Ehnanced sludge granulation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors by aluminm chloride. *Chemosphere, 44*, 31-36.

Zhang, S., Liu, N., & Zhang, C. (2008). Study on the performance of modified UASB process treating sewage. *Ady.MateR.Res*, 2174-2178.

XII.ANEXOS

Métodos Analíticos

Los métodos analíticos usados durante el tiempo de operación del proceso biológico y los procesos de oxidación avanzada se muestran a continuación.

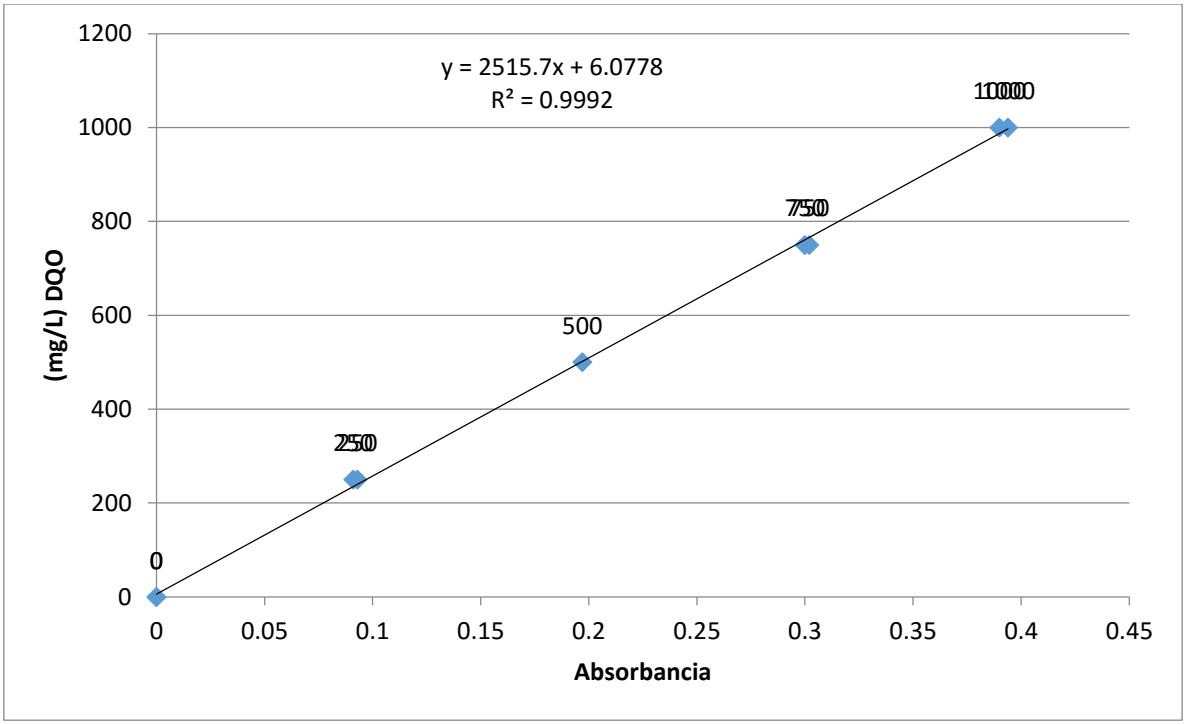
Demanda Química de Oxigeno

Se entiende por demanda química de oxígeno (DQO), la cantidad de materia orgánica e inorgánica en un cuerpo de agua susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte. El método que involucra el uso de dicromato es preferible sobre procedimientos que utilizan otros oxidantes debido a su mayor potencial redox y su aplicabilidad a una gran variedad de muestras (NMX-AA-030-SCFI-2001). Se realizó una curva de calibración preparando una dilución estándar de biftalato de potasio (1mL = 1mg de DQO) para lo cual se pesan 0.8510 g de biftalato de potasio y se afora a 1 L con agua destilada. Con la cual representaremos los mg/L de DQO. A continuación se prepararon otras disoluciones una de ellas conocida como de digestión (dicromato de potasio) para la cual se pesan 10.216g de dicromato de potasio, se añaden 500mL de agua destilada, adicionando posteriormente 167 mL de ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4) y 33.3 g de sulfato mercúrico ($HgSO_4$). Todos los reactivos anteriores se disuelven y se aforan a 1L con agua. Por último la solución de sulfato de plata en ácido sulfúrico se prepara pesando 15 g de sulfato de plata (Ag_2SO_4) y disolviéndolo en un litro de ácido sulfúrico concentrado. Una vez teniendo las disoluciones se realiza una curva de calibración preparando disoluciones de biftalato que representen 50, 250, 500, 750 y 1000 mg /L, estas se colocan en los tubos de ensaye 1.5 mL de la disolución de sulfato de plata, se añaden 3.5 mL de la disolución de digestión y 2.5 mL de muestra de biftalato de potasio (esto se hace con todas las concentraciones de biftalato de potasio). Se cierran los tubos inmediatamente para evitar que se escapen los vapores. Se invierten los tubos varias veces destapando después de cada inversión para liberar la presión. Se colocan todos los tubos en el digestor previamente precalentado a 150°C por dos horas. Se retiran los tubos del digestor y se mide la absorbancia en el espectrofotómetro HACH DR/4000, ajustado en

600 nm. Se gráfica la curva de calibración con cinco concentraciones de biftalato conocidas y sus respectivas absorbancias (Figura A-1).

Tubo	**Concentración DQO (mg/L)**	**Absorbancia**
1	0	0.00
2	0	0.00
3	250	0.091
4	250	0.093
5	500	0.195
6	500	0.197
7	750	0.302
8	750	0.300
9	1000	0.390
10	1000	0.390

Tabla A 1.-Preparación de la curva estándar para la determinación de la DQO.



Gráfica A 1.- Curva de calibración para determinación de la demanda química de oxígeno

Las determinaciones de las muestras, se realizan de forma similar a la curva de calibración, solo que en lugar de tomar los 2.5 mL de biftalato se tomara la muestra necesaria para la determinación de DQO.

Determinación del pH

La determinación de este parámetro se realizó mediante un potenciómetro de marca Denver Instrument modelo UB-10 ultrabasic. Este parámetro se midió directamente sobre la muestra, midiendo por duplicado cada muestra; se realizó la calibración con diluciones tampón estándar de pH 4.7, 7 y 10.

Determinación de solidos

El principio de este método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sales disueltas así como la cantidad de materia orgánica contenidos en aguas naturales y residuales, mediante la evaporación y calcinación de la muestra filtrada o no, en su caso, a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de estos.

La determinación del contenido de sólidos totales (ST) y de sólidos volátiles (SV) se realizó de acuerdo a NMX-AA-034-SCFI-2001. Los ST se determinaron mediante el peso del residuo seco, secado a 105°C en una estufa marca Yamato modelo DKN810, durante 24 horas. Se colocan aproximadamente 25mL de muestra en una cápsula de evaporación previamente a peso constante registrando el peso. Se coloca en la estufa a 103- 105°C por 24 horas. Después se pasan las muestras a un desecador por aproximadamente 30 min y se pesa registrando nuevamente el peso de ésta. Para el cálculo es los sólidos se utiliza la siguiente expresión:

$$\frac{mg}{L} de\ solidos\ totales = \frac{(mg\ residuo(105°C) * 1000)}{mL\ de\ muestra}$$

La determinación de los sólidos volátiles (SV) y sólidos fijos (SF) se realizó sobre la misma muestra, mediante calcinación, en una mufla marca Furnace modelo 1500, a 550°C durante 2 horas. La cápsula con el residuo seco se introduce a una mufla a 550°C por 2 horas. A continuación la cápsula se mete a una estufa a temperatura de 103-105°C para bajar la temperatura y, posteriormente se coloca en un desecador hasta alcanzar temperatura ambiente.

$$\frac{mg}{L}\ de\ solidos\ volatiles = \frac{mg}{L} de\ ST. - \frac{mg}{L}\ de\ fijos$$

$$\frac{mg}{L} de\ solidos\ volatiles = \frac{mg}{L} de\ ST. - \frac{mg}{L} de\ fijos$$

Para la determinación de los sólidos suspendidos totales (SST) se lleva acabo el siguiente procedimiento: en un filtro gooch previamente a peso constante se filtran 10 mL de muestra con una bomba de vacío, se dejan secar a 105-103°C durante 1 hora, a continuación se deja enfriar durante 30 minutos dentro de un desecador y se vuelve a registrar el peso. Para los sólidos suspendidos fijos (SSF) y suspendidos (SSV) la muestra se calcina a 550°C durante 20 minutos, a continuación se disipa el calor en una estufa por 5 minutos y se deja enfriar en un desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente. Los sólidos se determinan de acuerdo a las siguientes fórmulas:

$$\frac{mg}{L}(SST) = \frac{mg\ residuo(105°C) * 1000}{mL\ de\ muestra}$$

$$\frac{mg}{L}(SSF) = \frac{mg\ residuo\ (550°C) * 1000}{mL\ de\ muestra}$$

$$\frac{mg}{L}(SSV) = \frac{mg}{L}\ SST - \frac{mg}{L} SSF$$