

# **ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL**

## **FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AGROINDUSTRIA**

### **DIMENSIONAMIENTO DE UN SISTEMA ANAEROBIO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS RURALES**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERA  
QUÍMICA**

**CARMEN JOHANNA FLORES BENALCÁZAR**  
(C\_johis\_fb@yahoo.com)

**DIRECTOR: ING. ALCÍVAR TRAJANO RAMÍREZ HIDALGO**  
(trajanoramirez@hotmail.com)

**Quito, enero 2013**

© Escuela Politécnica Nacional (2013)  
Reservados todos los derechos de reproducción

## **DECLARACIÓN**

Yo, Carmen Johanna Flores Benalcázar, declaro que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente.

---

**Carmen Johanna Flores Benalcázar**

## **CERTIFICACIÓN**

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Carmen Johanna Flores Benalcázar, bajo mi supervisión.

---

Ing. Trajano Ramírez  
**DIRECTOR DEL PROYECTO**

## **AGRADECIMIENTO**

A Dios por darme la vida, la salud y la fuerza necesaria para seguir adelante cada día.

A mis padres Marco y Carmela, por todo su amor, entrega y comprensión, por ser mi ejemplo a seguir, por brindarme su apoyo incondicional y por ser el motivo de mi inspiración para la culminación con éxitos de esta etapa.

A mis hermanos Marco y Pablo por estar al pendiente de mí, por cuidarme y por brindarme siempre su apoyo y comprensión.

Al Ingeniero Trajano Ramírez por compartir sus conocimientos y por su ayuda incondicional en la elaboración de este proyecto.

A la Licenciada Karla Garcés por su paciencia, colaboración y ayuda en el desarrollo de este proyecto.

Al Ingeniero Mario Sánchez por el tiempo dedicado en la revisión de este trabajo.

Al Departamento de Ingeniería Química por los momentos compartidos en especial a las personas que trabajan en el laboratorio de Química Analítica y Operaciones Unitarias por su cariño y amistad brindada.

A una persona muy especial que me brindó su amistad sincera, su cariño y confianza, gracias PEDRITO por sus consejos, siempre lo recordaré y lo llevaré en mi corazón.

A mis amigos que han estado conmigo en las buenas y en las malas, gracias por apoyarme y ayudarme siempre, la poli me ha permitido conocer personas maravillosas que han formado una parte importante en mi vida.

## **DEDICATORIA**

A mis Padres que son la razón de mi vida, el motivo de seguir adelante cada día, por ser mi fortaleza y por permitirme llegar a obtener esta anhelada meta en mi vida.

A mis hermanos, familiares y amigos por su confianza, apoyo incondicional y respaldo en la culminación de este objetivo

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

	<b>PÁGINA</b>
<b>RESUMEN</b>	<b>xii</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>xiii</b>
<b>1 PARTE TEÓRICA</b>	<b>1</b>
1.1 Contaminación de las aguas domésticas	1
1.1.1 Principales contaminantes de las aguas residuales domésticas	2
1.1.2 Medición de la concentración de los contaminantes en las aguas residuales domésticas	7
1.2 Sistemas de tratamiento anaerobio para aguas domésticas	8
1.2.1 Proceso anaerobio	8
1.2.2 Fases del proceso anaerobio	9
1.2.3 Microorganismos que actúan en el tratamiento microbiológico anaerobio	15
1.2.4 Crecimiento microbiano	17
1.2.5 Parámetros de diseño del proceso de tratamiento anaerobio	24
1.2.6 Influencia de los parámetros ambientales y de control	28
1.2.7 Sistemas de tratamiento anerobio	33
1.2.8 Ventajas e inconvenientes de la digestión anaerobia	39
1.2.9 Desinfección con cloro	41
<b>2 PARTE EXPERIMENTAL</b>	<b>50</b>
2.1 Muestreo de las aguas residuales domésticas rurales	50
2.1.1 Materiales	50
2.1.2 Metodología	50
2.2 Obtención del inóculo para el proceso de tratamiento	51
2.2.1 Reactivos para la identificación y aislamiento de los microorganismos presentes en el agua residual	52
2.2.2 Materiales y equipos	52
2.2.3 Metodología	53
2.3 Caracterización físico – química del agua residual	59
2.4 Arranque del reactor anaerobio a escala de laboratorio	60
2.4.1 Acondicionamiento de la biomasa en el reactor	62
2.5 Determinación de las constantes cinéticas para la masa microbiana anaerobia	63
2.5.1 Materiales y equipos	63
2.5.2 Metodología	64

2.6	Determinación de las mejores variables de operación del reactor anaerobio	67
2.6.1	Materiales y equipos	67
2.6.2	Metodología	67
2.7	Determinación de la masa microbiana en el reactor anaerobio	68
2.7.1	Reactivos	68
2.7.2	Materiales y equipos	69
2.7.3	Metodología	69
2.8	Desinfección del agua procedente del reactor anaerobio	70
2.8.1	Reactivos	70
2.8.2	Materiales y equipos	70
2.8.3	Metodología	70
2.9	Dimensionamiento del sistema de tratamiento anaeróbico	71
2.9.1	Población de diseño	72
2.9.2	Caudal de diseño	72
2.9.3	Dimensionamiento de las unidades del proceso de tratamiento anaerobio	73
<b>3.</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	<b>74</b>
3.1	Muestreo de las aguas residuales domésticas rurales	74
3.2	Obtención del inóculo para el proceso de tratamiento	75
3.3	Caracterización físico – química del agua residual	82
3.4	Arranque del reactor anaerobio a escala de laboratorio	86
3.5	Determinación de las constantes cinéticas para la masa microbiana anaerobia	90
3.6	Determinación de las mejores variables de operación del reactor anaerobio	99
3.6.1	Influencia del flujo de reciclado	99
3.6.2	Influencia del flujo de alimentación	105
3.6.3	Influencia de la concentración del sustrato de alimentación	110
3.7	Determinación de la masa microbiana en el reactor anaerobio	114
3.8	Desinfección del agua procedente del reactor anaerobio	116
3.9	Dimensionamiento del sistema de tratamiento anaeróbico	117
3.9.1	Población de diseño	117
3.9.2	Caudal de diseño	117
3.9.3	Dimensionamiento de las unidades del proceso de tratamiento anaerobio	119

<b>4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	138
4.1 Conclusiones	138
4.2 Recomendaciones	140
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	141
<b>ANEXOS</b>	147

## ÍNDICE DE TABLAS

	PÁGINA
<b>Tabla 3.1</b> Resultados de la identificación de las bacterias anaerobios para la muestra M1	77
<b>Tabla 3.2</b> Resultados de la identificación de las bacterias anaerobios para la muestra M2	78
<b>Tabla 3.3</b> Bacterias presentes en el inóculo utilizado en el proceso de tratamiento anaerobio	80
<b>Tabla 3.4</b> Porcentaje de la composición bacteriana del inóculo utilizado en el proceso de tratamiento anaerobio	81
<b>Tabla 3.5</b> Grupos de bacterias presentes en el inóculo usado en el proceso de tratamiento anaerobio	82
<b>Tabla 3.6</b> Resultado de la caracterización físico – química de las aguas residuales domésticas del Barrio La Esperanza	83
<b>Tabla 3.7</b> Parámetros físico – químicos que exceden los límites de descarga al alcantarillado de acuerdo a la norma de calidad y de descarga de efluentes (TULAS)	84
<b>Tabla 3.8</b> Parámetros físico - químicos que exceden los límites de descarga a un cuerpo de agua dulce de acuerdo a la norma de calidad y de descarga de efluente (TULAS)	85
<b>Tabla 3.9</b> Datos experimentales de DBO <sub>5</sub> del afluente y del efluente, tiempo de residencia hidráulico y concentración de microorganismos en el reactor anaerobio	91
<b>Tabla 3.10</b> Cálculos de la relaciones de los parámetros del proceso anaerobio obtenidos experimentalmente para la determinación de las constantes cinéticas del proceso anaerobio	92
<b>Tabla 3.11</b> Constantes cinéticas para la masa bacteriana anaerobia en el proceso de tratamiento del agua contaminada de la población de La Esperanza	96
<b>Tabla 3.12</b> Datos de concentración de sustrato y velocidad específica de crecimiento de microorganismos en aguas servidas domésticas del barrio La Esperanza	98
<b>Tabla 3.13</b> Comparación de los resultados físico - químico obtenidos del agua tratada a diferentes porcentajes de reciclaje	104
<b>Tabla 3.14</b> Análisis de los parámetros físico – químicos del agua tratada sin reciclaje a diferentes flujos de alimentación al reactor (15 días de proceso)	109

<b>Tabla 3.15</b> Comparación de los resultados obtenidos del agua tratada al operar con diferentes concentraciones de DBO <sub>5</sub> inicial	112
<b>Tabla 3.16</b> Composición bacteriana anaerobia presente en el reactor anaerobio al final del proceso de tratamiento	115
<b>Tabla 3.17</b> Consumo medio diario de agua por personas en áreas rurales	118
<b>Tabla 3.18</b> Porcentajes de fuga a considerarse en el Diseño de Tratamiento de Aguas	118
<b>Tabla AII.1</b> Resultados que se obtienen de las pruebas bioquímicas	152
<b>Tabla AII.2</b> Identificación de bacterias con los resultados de la prueba bioquímica (citrato)	152
<b>Tabla AII.3</b> Identificación de bacterias con los resultados de la prueba bioquímica con (TSI)	153
<b>Tabla AII.4</b> Identificación de bacterias con los resultados de la prueba bioquímica (SIM)	153
<b>Tabla AII.5</b> Identificación de bacterias con los resultados de la prueba bioquímica (MR-VP)	153
<b>Tabla AII.6</b> Identificación de bacterias con los resultados de la prueba bioquímica (Urea)	154
<b>Tabla AIII.1</b> Volumen de muestra que debe tomar para el análisis de DBO <sub>5</sub>	158
<b>Tabla AIII.2</b> Equipos utilizados para la medición de parámetros físicos	159
<b>Tabla AIII.3</b> Especificaciones para la determinación de hierro total, fosfatos, nitratos y nitritos	160
<b>Tabla AIII.4</b> Volumen de muestra a seleccionar para la determinación de la alcalinidad	162
<b>Tabla AIII.5</b> Volumen de muestra a seleccionar para la determinación de dureza	163
<b>Tabla AV.1</b> Criterios de calidad admisible para aguas de uso agrícola	171
<b>Tabla AV.2</b> Criterio de calidad para aguas de uso pecuario	173
<b>Tabla AV.3</b> Criterios de calidad para aguas destinadas para fines recreativos	175
<b>Tabla AV.4</b> Criterios de calidad de agua para fines recreativos mediante contacto secundario	176
<b>Tabla AV.5</b> Límites de descarga al sistema de alcantarillado público	177

<b>Tabla AV.6</b> Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce	179
<b>Tabla AV.7</b> Límites de descarga a un cuerpo receptor	181
<b>Tabla AVI.1</b> Variación del $\text{DBO}_5$ a diferentes porcentajes de reciclo con un flujo de entrada de 6 mL/min	183
<b>Tabla AVI.2</b> Datos obtenidos de la variación de $\text{DBO}_5$ a diferentes flujos de entrada	184
<b>Tabla AVI.3</b> Variación del $\text{DBO}_5$ con el tiempo para diferentes concentraciones de $\text{DBO}_5$ de ingreso al reactor con un flujo de 6 mL/min y un porcentaje de recirculación de 65 %	184
<b>Tabla AVII.1</b> Consumo de energía de diversos agitadores expresados en número de potencia y número de Reynolds	187
<b>Tabla AIX.1</b> Longitudes equivalentes de los accesorios	200
<b>Tabla AX.1</b> Determinación del diámetro de la tubería	206

## ÍNDICE DE FIGURAS

	<b>PÁGINA</b>
<b>Figura 1.1</b> Instalaciones hidráulicas para la conducción de las aguas residuales domésticas	2
<b>Figura 1.2</b> Composición de las aguas residuales	3
<b>Figura 1.3</b> Clasificación de los sólidos	4
<b>Figura 1.4</b> Etapas de la digestión anaerobia	10
<b>Figura 1.5</b> Formación de Metano en la Digestión Anaerobia	14
<b>Figura 1.6</b> Morfología bacteriana	16
<b>Figura 1.7</b> Curva de crecimiento bacteriano	18
<b>Figura 1.8</b> Relación entre la tasa de crecimiento y la concentración del sustrato	21
<b>Figura 1.9</b> Esquema del reactor anaerobio de mezcla completa con recirculación	25
<b>Figura 1.10</b> Dependencia de la constante de crecimiento con la temperatura	29
<b>Figura 1.11</b> Esquema de fosa séptica	34
<b>Figura 1.12</b> Esquema tanque Imhoff	34
<b>Figura 1.13</b> Digestores de mezcla completa (CSTR)	35
<b>Figura 1.14</b> Digestores de contacto anaerobio	35
<b>Figura 1.15</b> Reactor anaerobio de flujo ascendente con lecho de lodos (UASB)	36
<b>Figura 1.16</b> Filtro anaerobio o de lecho fijo	38
<b>Figura 1.17</b> Digestor de lecho expandido	38
<b>Figura 1.18</b> Diagrama de distribución de las especies de cloro a 25 °C para distintos valores de pH	43
<b>Figura 1.19</b> Distribución porcentual de <b>HOCl</b> y <b>OCl<sup>-</sup></b> para distintos valores de pH	44
<b>Figura 1.20</b> Curva del punto de quiebre	46
<b>Figura 1.21</b> Representación gráfica de C contra t	48

<b>Figura 1.22</b> Relación Ct para 99 % de inactivación de diversos microorganismos	49
<b>Figura 2.1</b> Lugar de muestreo de aguas residuales domésticas	51
<b>Figura 2.2</b> Preparación de diluciones decimales	54
<b>Figura 2.3</b> Siembra en superficie de las diluciones seriadas	54
<b>Figura 2.4</b> Aislamiento de las colonias de bacterias puras	55
<b>Figura 2.5</b> Medios para las pruebas bioquímicas	56
<b>Figura 2.6</b> Cajas Petri preparadas para realizar las pruebas de competencia	57
<b>Figura 2.7</b> Almacenamiento de las cepas en los tubos eppendorf	58
<b>Figura 2.8</b> Sistema utilizado para la masificación bacteriana	58
<b>Figura 2.9</b> Reactor de laboratorio de lecho fijo	60
<b>Figura 2.10</b> Esquema del reactor anaerobio de lecho fijo de dos fases y con recirculación	61
<b>Figura 2.11</b> Reactor anaerobio de lecho fijo de flujo ascendente	63
<b>Figura 2.12</b> Reactor anaerobio en funcionamiento	65
<b>Figura 2.13</b> Reactor anaerobio con reciclo	68
<b>Figura 3.1</b> Resultados del crecimiento de las bacterias anaerobias en medio Agar Nutritivo	75
<b>Figura 3.2</b> Resultados del Gram Stain	76
<b>Figura 3.3</b> Resultados de las pruebas de antagonismo	79
<b>Figura 3.4</b> Curva de los tiempos de residencia hidráulicos para el reactor anaerobio a escala de laboratorio vs el flujo de alimentación	87
<b>Figura 3.5</b> Crecimiento de la biomasa luego de una semana de arranque del proceso de tratamiento anaerobio	88
<b>Figura 3.6</b> Variación del DQO durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa en el reactor anaerobio con un caudal de alimentación de 0,6 mL/min de agua servida doméstica	89
<b>Figura 3.7</b> Crecimiento de la masa microbiana medida en términos de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en un reactor anaerobio de lecho fijo (a) Fase de adaptación, (b) Fase de crecimiento exponencial	90

<b>Figura 3.8</b> Gráfico para la obtención de las constantes $k$ y $K_s$ durante el proceso de tratamiento anaerobio de aguas servidas domésticas	93
<b>Figura 3.9</b> Gráfico para la obtención de las constantes cinéticas $Y$ y $k_d$ durante el proceso de tratamiento anaerobio de aguas servidas domésticas	95
<b>Figura 3.10</b> Relación entre la tasa de crecimiento específica de los microorganismos y la concentración del sustrato de las aguas servidas del barrio La Esperanza	98
<b>Figura 3.11</b> Variación de $DBO_5$ con el tiempo del proceso anaerobio a diferentes porcentajes de recirculación y a un flujo constante de 6 mL/min	100
<b>Figura 3.12</b> Rendimiento del proceso anaerobio en función del tiempo del proceso anaeróbico, a diferentes porcentajes de reciclo y a un flujo de 6 mL/min	102
<b>Figura 3.13</b> Comparación de la calidad del agua de alimentación al reactor (izquierda) y el agua tratada a la salida del reactor (derecha)	105
<b>Figura 3.14</b> Variación de $DBO_5$ con respecto al tiempo del proceso anaerobio para diferentes flujos de alimentación al reactor anaerobio	106
<b>Figura 3.15</b> Variación del $DBO_5$ inicial del sustrato de alimentación al reactor anaerobio con el tiempo del proceso biológico	111
<b>Figura 3.16</b> Variación de la concentración de sólidos suspendidos volátiles con el tiempo después de que el reactor alcanza el estado estacionario	113
<b>Figura 3.17</b> Contaje Total de las bacterias presentes en el reactor anaerobio	114
<b>Figura 3.18</b> Contaje total de los de las bacterias en el efluente del agua tratada	116
<b>Figura 3.19</b> Dimensiones del tanque de agitación que se utilizará para el proceso de tratamiento anaerobio de las aguas residuales domésticas	123
<b>Figura 3.20</b> Esquema del reactor anaerobio con reciclo	125
<b>Figura 3.21</b> Dimensiones del reactor de lecho fijo utilizado en la experimentación	127
<b>Figura 3.22</b> Relación de “ $Ct$ ” para 99 % de inactivación de coliformes con cloro libre, pH 8,5 y temperatura entre 20 – 25 °C	130
<b>Figura 3.23</b> Esquema de las instalaciones del sistema de clorinación	133
<b>Figura 3.24</b> Sistema de alimentación al reactor anaerobio	134
<b>Figura 3.25</b> Sistema de recirculación de la biomasa al reactor anaerobio	135
<b>Figura 3.26</b> Diagrama de bloques del sistema de tratamiento anaerobio para aguas residuales domésticas	136

<b>Figura 3.27</b> Diagrama de flujo e instrumentación del sistema de tratamiento anaerobio para aguas residuales domésticas	137
<b>Figura AI.1</b> Adición de la violeta de genciana	149
<b>Figura AI.2</b> Adición de lugol	149
<b>Figura AI.3</b> Adición de alcohol	149
<b>Figura AI.4</b> Adición de safranina	150
<b>Figura AI.5</b> Placas listas para observar en el microscopio	150
<b>Figura AIII.1</b> Reactor para DQO	157
<b>Figura AIII.2</b> Formación de la fase de cloroformo para la determinación de fenoles	165
<b>Figura AIII.3</b> Rota vapor utilizado para la evaporación del hexano	167
<b>Figura AIII.4</b> Baño maría utilizado para la evaporación del agua en la determinación de sólidos	169
<b>Figura AVII.1</b> Consumo de energía de diversos agitadores, expresado por número de Potencia y el número de Reynolds	188
<b>Figura AIX.1</b> Distribución porcentual de HOCl y OCl <sup>-</sup> para diferentes valores de pH	195
<b>Figura AX.1</b> Diagrama de Moody	206
<b>Figura AX.2</b> Sistema de alimentación al reactor anaerobio	207
<b>Figura AX.3</b> Sistema de recirculación de la biomasa al reactor anaerobio	210

**INDICE DE ANEXOS**

	<b>PÁGINA</b>
<b>ANEXO I</b> Técnica de la coloración gram	148
<b>ANEXO II</b> Pruebas bioquímicas	151
<b>ANEXO III</b> Análisis físico – químicos	155
<b>ANEXO IV</b> Planos del reactor anaerobio utilizado a escala laboratorio	170
<b>ANEXO V</b> Norma de calidad del agua	171
<b>ANEXO VI</b> Resultados obtenidos de la pruebas experimentales a escala de laboratorio	183
<b>ANEXO VII</b> Ejemplo de cálculo para el dimensionamiento del tanque agitado	185
<b>ANEXO VIII</b> Ejemplo de cálculo para el dimensionamiento del reactor anaerobio de lecho fijo	191
<b>ANEXO IX</b> Ejemplo de cálculo para el dimensionamiento de la unidad de clorinación	195
<b>ANEXO X</b> Ejemplo de cálculo para el dimensionamiento del sistema de distribución del agua residual	202

## RESUMEN

Este trabajo de investigación tuvo como objetivo dimensionar un sistema de tratamiento anaerobio para las aguas residuales domésticas del barrio La Esperanza de la provincia del Carchi, para evitar la problemática que conllevan el uso indebido de estas aguas y el deterioro de los cauces naturales.

Se realizó una caracterización microbiológica y físico – química del agua residual doméstica para determinar el nivel de contaminación y ver la factibilidad de tratar esta agua a través de un proceso anaerobio.

El estudio partió con la determinación de las constantes cinéticas de la masa microbiana anaerobia a partir del inóculo que se obtuvo con las bacterias anaerobias que crecen en la misma agua residual, las constantes se las utilizó para el dimensionamiento del sistema de tratamiento.

A escala de laboratorio se realizaron pruebas para determinar las mejores variables de operación, con lo que se obtuvo que al trabajar a un porcentaje de recirculación del 65 % de la biomasa, se obtiene una eficiencia de remoción de la materia orgánica del 90 % en el tratamiento anaerobio y además permite que el efluente tratado cumpla con las normas de calidad del agua para descarga a una fuente de agua dulce o al alcantarillado, y cuando se realiza un proceso de desinfección con hipoclorito de sodio se tiene agua apta para el riego agrícola, ya que en este último proceso se eliminan las bacterias patógenas que pueden estar presentes en el efluente.

Finalmente se realizó el dimensionamiento del sistema de tratamiento para un flujo de alimentación al sistema de 4 L/min, el mismo que consta de un proceso de homogenización donde se añaden los nutrientes y la solución buffer necesarios para que el agua ingrese en las condiciones adecuadas al siguiente proceso, que es el del tratamiento anaerobio, donde se da el consumo de la materia orgánica, para, por último, pasar al proceso de desinfección donde se eliminarán los microorganismos patógenos que puede presentar el agua.

## INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua se debe al vertimiento en ella de un elemento o compuesto orgánico o inorgánico, que disuelto, disperso o suspendido, hace que el agua cambie sus características originales y alcance una concentración que exceda la tolerancia para un uso determinado. Estos usos pueden ser para consumo humano, recreación, conservación de flora y fauna, uso industrial y agropecuario, etc. Además, estas aguas se mezclan con las de las fuentes naturales como son: lagos, ríos y mares, lo que produce un deterioro paulatino de este recurso (Seoáñez, 2004, p. 66).

Para evitar la problemática que conlleva las aguas servidas es recomendable instalar sistemas de tratamiento que permitan eliminar los contaminantes presentes y tener así una mejor disposición de la misma, para evitar la contaminación ambiental.

El tratamiento de aguas residuales domésticas consiste en una serie de procesos físicos, químicos o biológicos que tienen como fin eliminar los contaminantes presentes, y obtener así agua reutilizable en el ambiente.

El sistema de tratamiento biológico, se ha convertido en un sistema de mucha utilidad, de manera especial para el tratamiento de aguas residuales en el sector rural (Orozco, 2005, p. 2).

Dentro de los sistemas de tratamiento biológicos se tiene los procesos anaerobios que en la actualidad se los considera de mayor interés para el tratamiento de las aguas residuales, debido a las ventajas que presenta, entre ellas: su bajo costo, bajo porcentaje de conversión de materia orgánica en células biológicas, por lo que se minimiza los problemas de disposición de lodos; además este ofrece un impacto positivo al medio ambiente como es la estabilización de desechos con subsiguiente producción de biogás y también permite que se use el efluente como fertilizante (Hernández, 2003, p. 239).

Las aguas residuales se deben considerar como una materia prima que contiene una serie de productos útiles, como el agua, la materia orgánica y algunas sales y otros productos perjudiciales, el objetivo es tratar de separar estos últimos y aprovechar los demás en beneficio de la aplicación que se juzgue más útil en cada caso (Seoáñez, 2004, p. 6).

Los sectores rurales no poseen un buen sistema de alcantarillado, ni la dotación de agua potable. Además, la descarga de las aguas residuales se la realiza cerca de las viviendas, lo que produce un foco de infección, y no siempre el agua es apta para el consumo de las personas. Por este motivo que es importante tratar el agua (Da Ros, 1997, p. 26).

En el presente trabajo se dimensionan los equipos necesarios para instalar un sistema de tratamiento anaerobio para aguas residuales domésticos en el barrio La Esperanza del cantón Bolívar, provincia del Carchi, a través de los mejores resultados obtenidos a escala de laboratorio.

# 1 PARTE TEÓRICA

## 1.1 CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS DOMÉSTICAS

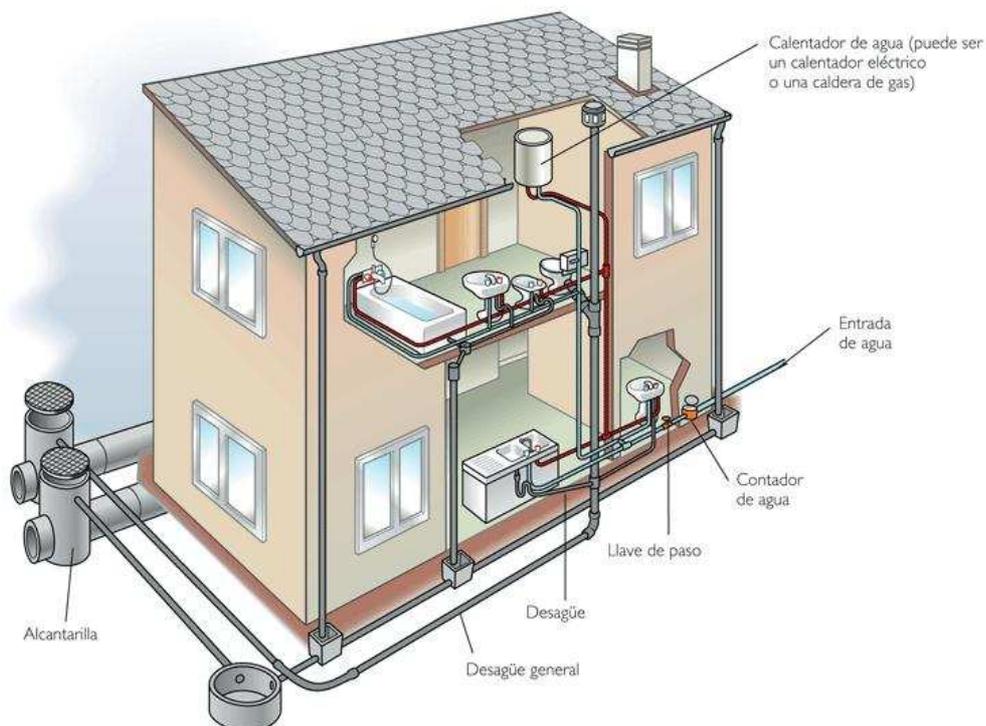
La contaminación del agua doméstica se debe a la presencia de sustancias o compuestos químicos que hacen que el agua cambie sus características originales, tornándose turbia, de un color gris, que con el transcurso del tiempo cambia a negro, y produce un olor desagradable, debido a la descomposición de la materia orgánica presente, por acción de los microorganismos anaerobios (Da Ros, 1997, p. 26).

Las aguas residuales domésticas por lo general están compuestas de residuos sólidos como papel, restos de comida, productos de limpieza, excremento humano y algunos materiales diversos tales como: grasas, jabones, detergentes sintéticos, gases, material insoluble, etc., que son producto de las actividades desarrolladas en el hogar que involucran el uso del agua (Seoáñez, 2004, p. 65).

Los residuos domésticos son fácilmente degradables por su naturaleza orgánica, pero debido a que el agua es depositada en las alcantarillas o lugares donde su volumen es mínimo o se encuentra estancada, la descomposición afecta a la salud humana (Da Ros, 1997, p. 26).

Los sectores rurales no poseen un buen sistema de alcantarillado, ni la dotación de agua potable. Además, la descarga de estas aguas se la realiza cerca de las viviendas, por lo que se convierte en un foco de infección, y no siempre el agua es apta para el consumo de las personas, es por esta razón que es importante tratar el agua residual doméstica (Da Ros, 1997, p. 26).

A través de las instalaciones hidráulicas que tiene cada domicilio se recolectan las aguas residuales, y son llevadas a las redes de alcantarillado para su disposición final. En la figura 1.1 se presenta un ejemplo de las instalaciones hidráulicas de una residencia para la eliminación de las aguas servidas domésticas.

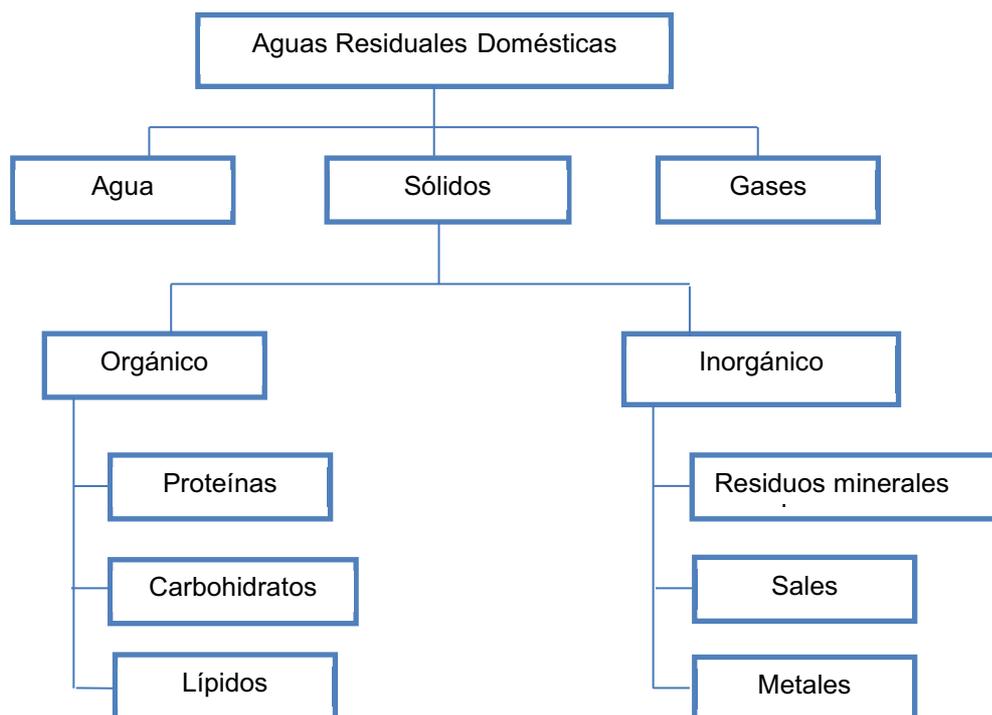


**Figura 1.1** Instalaciones hidráulicas para la conducción de las aguas residuales domésticas (Grupo Santillana, 2009)

### 1.1.1 PRINCIPALES CONTAMINANTES DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Las aguas residuales domésticas están constituidas por sólidos solubles, sólidos suspendidos, grasas, aceites y microorganismos que se encuentran presentes en un porcentaje de alrededor del 0,1 %. A pesar de su baja concentración pueden causar muchos problemas en el uso, tratamiento y en la disposición final (Metcalf y Eddy, 2001, p. 969).

Los sólidos presentes en el agua son una mezcla de materia orgánica e inorgánica. En la figura 1.2 se observa una clasificación de las especies químicas presentes en el agua residual doméstica (Metcalf y Eddy, 2001, p. 969).



**Figura 1.2** Composición de las aguas residuales.  
(Metcalf y Eddy, 2001, p. 969)

### 1.1.1.1 Clasificación de los Contaminantes

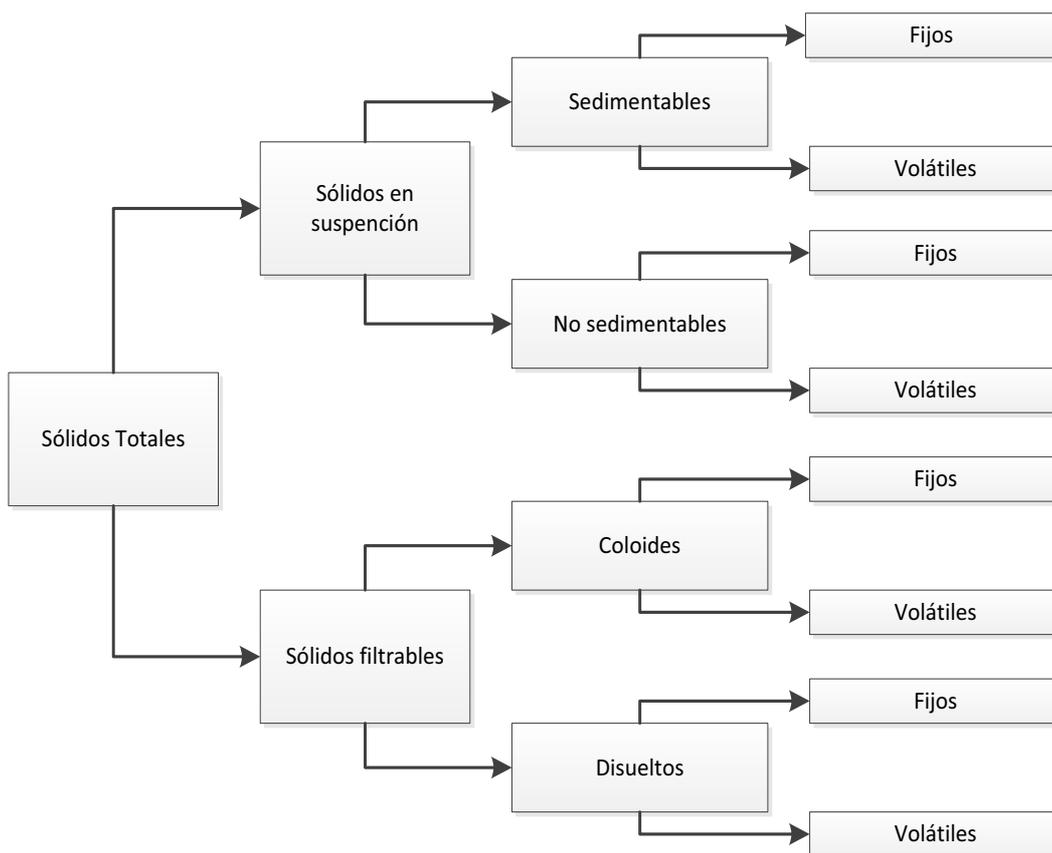
Los principales contaminantes que se encuentran en el agua residual doméstica, son:

#### a) Sólidos

Los sólidos son todos aquellos compuestos químicos que están presentes en el agua residual en forma soluble o insoluble debido a los diferentes usos domésticos. La clasificación de los sólidos se presenta en la figura 1.3 (Sainz, 2007, p. 38).

Dentro de la clasificación de los sólidos totales (ST) se tiene a los sólidos en suspensión (SS) que son todas las partículas que se encuentran en el agua

residual con un diámetro de partícula mayor que una micra. Los SS están presentes en una gran variedad de formas y tamaños, constituyen toda la materia orgánica e inorgánica que causa el mayor impacto ambiental y sanitario. Los SS incluyen los organismos patógenos y la materia coloidal (Delgadillo, Camacho, Pérez y Andrade, 2010, p. 56).



**Figura 1.3** Clasificación de los sólidos  
(Sainz, 2007, p. 38)

Los sólidos filtrables son aquellos que son retirados del agua residual a través de un filtro que retiene a los sólidos de diámetro mayor a una micra (Sainz, 2007, p. 39).

Dentro de los sólidos presentes en el agua residual se tiene los componentes que mayor impacto tienen en la contaminación del agua doméstica, estos son:

### ***Organismos microbianos***

La presencia de los microorganismos especialmente los patógenos en el agua residual doméstica es una de las grandes preocupaciones, debido a que estos afectan a la salud de las personas ya que causan enfermedades como el cólera, fiebre tifoidea, gastroenteritis, entre otras (Ramos, Sepúlveda y Villalobos, 2003, p. 26).

Entre los principales microorganismos patógenos que se pueden encontrar en el agua residual tenemos: Salmonellas, *Entamoeba histolytica*, *Micobacterium tuberculosis*, Coliformes. Estos microorganismos provienen en la mayoría de los casos de las excretas humanas y animales (Ramos, et al., 2003, p. 26).

Los microorganismos indicadores de la calidad del agua son los coliformes, que son bacterias gram negativas, que fermentan la lactosa. El grupo de los coliformes incluyen varios géneros, entre ellos la *Escherichia coli*, que se multiplica en presencia de la materia orgánica (Roldán y Ramírez, 2008, p. 373).

### ***Materia orgánica***

La materia orgánica está compuesta de carbono, hidrógeno y oxígeno (materia carbonácea) y en algunos casos nitrógeno (materia nitrogenácea); constituye la parte más importante en la contaminación ya que consume el oxígeno disuelto presente en los cuerpos receptores (ríos, lagos, mares, etc.) (Orozco, 2005, p. 13).

La materia orgánica presente en las aguas residuales domésticas se divide en diferentes grupos que son:

- ***Proteínas***: Son sustancias cuya estructura química está asociada a los aminoácidos, son el principal constituyente de los organismos animales, también están presentes en las plantas aunque en menor cantidad. Cuando

están presentes en grandes cantidades pueden ocasionar malos olores (Orozco, 2005, p. 13).

- *Carbohidratos*: Proviene principalmente de la materia vegetal y está constituido por azúcares, almidones, celulosa y fibras de madera. Los carbohidratos son las primeras sustancias a ser degradadas por las bacterias, lo que produce ácidos orgánicos de bajo peso molecular (Orozco, 2005, p.14).
- *Aceites y Grasas*: Debido al uso de mantecas, grasas y aceites vegetales en la cocina, van a estar presentes en el agua residual doméstica; son causantes del mal olor e inhiben el crecimiento de los microorganismos (Orozco, 2005, p.14).
- *Surfactantes*: Son moléculas de alto peso molecular ligeramente solubles en agua que causan espuma. Estos compuestos son conocidos como detergentes, se usan para la limpieza y son fácilmente degradables por las bacterias (Orozco, 2005, p.14).
- *Fenoles*: Son compuestos comunes en aguas residuales de la industria química y del petróleo. Los fenoles causan problemas de sabores en aguas de consumo tratadas con cloro debido a la formación de clorofenoles. En las aguas residuales domésticas la concentración de fenoles es baja, es decir se encuentra dentro de los límites de descarga, por lo que no se considera un problema para el tratamiento (Romero, 2001, p. 58).

### *Nutrientes*

Los compuestos orgánicos e inorgánicos del fósforo y nitrógeno constituyen los nutrientes que pueden estar en las aguas domésticas contaminadas, los mismos que favorecen a la reproducción descontrolada de microalgas, que en su mayoría son altamente tóxicas. El fósforo es el principal responsable del efecto de eutrofización del ambiente y de la contaminación del agua (Villaseñor, 2001, p. 2).

### ***Metales pesados***

Los metales son altamente tóxicos para todo ser viviente. Los principales metales que se encuentran en el agua residual doméstica son:  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ . Las concentraciones de los metales pesados en las aguas residuales domésticas son relativamente bajas, se encuentran dentro de los límites permitidos de descarga a ríos o alcantarillados, por lo que no es un problema para el tratamiento (Sainz, 2007, p. 172).

#### **b) Gases disueltos ( $\text{H}_2\text{S}$ , $\text{NH}_3$ y $\text{CH}_4$ )**

Debido a la descomposición de la materia orgánica presente en el agua residual se producen gases que en algunos de los casos son tóxicos y además su presencia generan malos olores, como: el gas sulfhídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), gas metano ( $\text{CH}_4$ ) y el gas amoniacal ( $\text{NH}_3$ ) (Seoánez, 2004, p.72).

### **1.1.2 MEDICIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE LOS CONTAMINANTES EN LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**

Para encontrar el contenido de la materia orgánica presente en el agua se determina la cantidad de oxígeno necesario para oxidar las especies químicas y el contenido de carbono a través de los análisis químicos que se detallan a continuación (Ramalho, 2003, p.27):

- *Demanda Química de Oxígeno, DQO*: La demanda química de oxígeno surgió como una necesidad de medir la demanda de oxígeno de una manera rápida y confiable. Esta es una manera indirecta de medir la materia orgánica e inorgánica oxidable. La DQO se obtiene por medio de la oxidación de los compuestos químicos presentes en el agua residual en una solución de permanganato o dicromato de potasio, ácido sulfúrico concentrado, sulfato de plata y sulfato de mercurio. En este proceso se obtiene como productos de la

oxidación gas carbónico ( $\text{CO}_2$ ), agua y compuestos inorgánicos. La DQO de un compuesto es generalmente mayor que la DBO, debido a que muchos compuestos que son oxidados químicamente no pueden ser oxidados biológicamente. En la mayoría de los casos se puede encontrar la relación existente entre el DQO y DBO, esto es de mucha utilidad debido a que el valor de DQO se lo determina en dos horas, en cambio el DBO se lo obtiene en cinco días. La relación  $\text{DQO}/\text{DBO}_5$  nos da una idea de la cantidad de materia orgánica no biodegradable que puede tener el agua residual (Orozco, 2005, p. 25).

- *Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO*: Se define como la cantidad requerida de oxígeno necesaria para degradar la materia orgánica biodegradable, por la acción de los microorganismos. La  $\text{DBO}_5$  se determina generalmente a  $20^\circ\text{C}$  después de un proceso de incubación durante 5 días, al final se mide el oxígeno consumido por las bacterias durante la oxidación de la materia orgánica presente en el agua residual (Orozco, 2005, pp. 17-18).
- *Carbono Orgánico Total, TOC*: La determinación de TOC se basa en la oxidación del carbono existente en la materia orgánica, que da como resultado dióxido de carbono. Mediante un analizador de infrarrojo se determina el  $\text{CO}_2$  presente y se encuentra el valor del TOC que indica la cantidad de carbono orgánico total presente en el agua contaminada (Ramalho, 2003, pp. 47 – 49).

## **1.2 SISTEMAS DE TRATAMIENTO ANAEROBIO PARA AGUAS DOMÉSTICAS**

### **1.2.1 PROCESO ANAEROBIO**

El proceso anaerobio es un proceso biológico degradativo, donde la materia orgánica se convierte en una mezcla de gases formada por metano y dióxido de

carbono, por medio de la acción de los microorganismos especialmente las bacterias que trabajan en ausencia de oxígeno (Marti, 2002, p. 3).

En la actualidad los procesos anaerobios son de mayor interés para el tratamiento de las aguas residuales, debido a su bajo costo y buenos resultados que se obtienen. Este proceso tiene principal aplicación en aguas residuales con altas concentraciones de materia orgánica (Hernández, 2003, p. 239).

Los fines más importantes a conseguir mediante los procesos anaerobios son: (Sainz, 2007, pp. 286 – 287).

- Evitar el impacto que puede causar sobre el cauce receptor el vertimiento de aguas residuales con elevada carga orgánica.
- Estabilizar los fangos generados en plantas depuradoras, para que puedan ser evacuados de la instalación sin problema.
- Reducir el contenido de sólidos en suspensión de naturaleza orgánica y biodegradable presentes en el agua residual o fangos a tratar.
- Obtención de energía a través del biogás producido.

### **1.2.2 FASES DEL PROCESO ANAEROBIO**

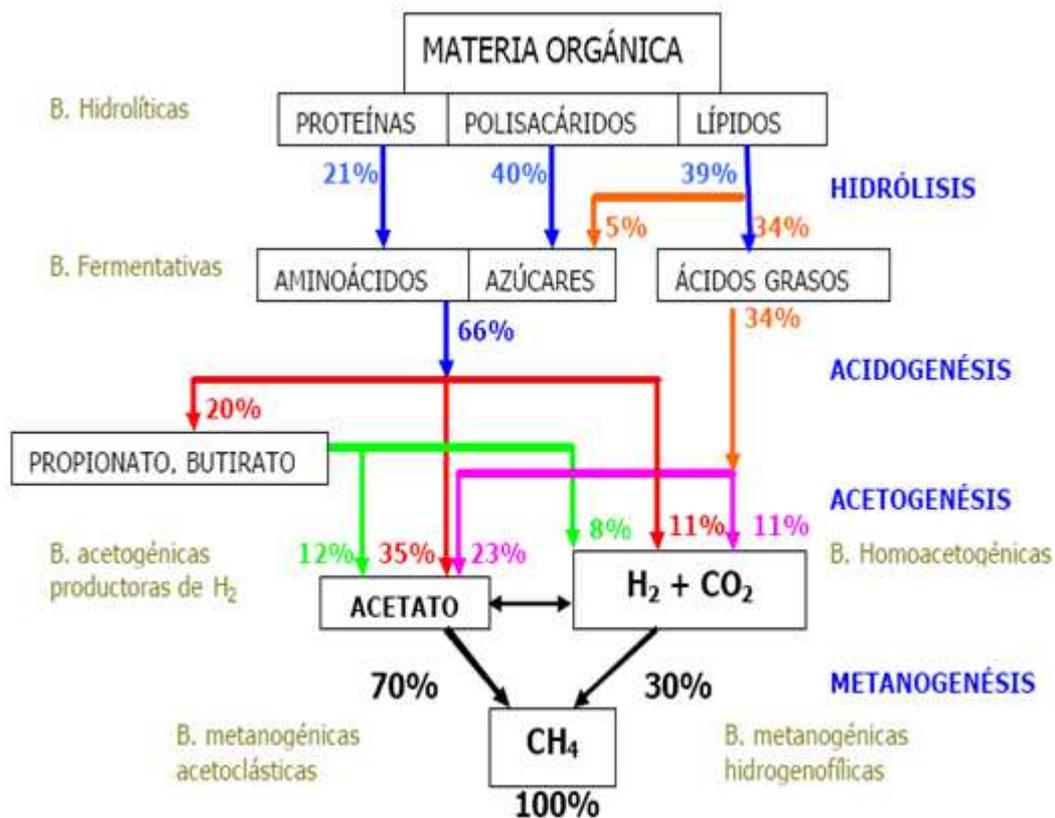
Al tratamiento anaerobio se lo considera como un fenómeno biológico, que está formado por una serie compleja de reacciones bioquímicas, que transcurren tanto en serie como en paralelo (Lissens, Vandevivere, De Baere, Bley y Verstraete, 2001, p.91).

Al proceso de descomposición anaerobia se lo ha dividido en cuatro fases de acuerdo a estudios bioquímicos y microbiológicos, estas fases son:

- Hidrólisis
- Etapa fermentativa o acidogénica
- Etapa acetogénica

➤ Etapa metanogénica

En la hidrólisis las partículas y moléculas complejas como las proteínas, hidratos de carbono y lípidos son hidrolizados por enzimas extracelulares, las cuales son producidas por las bacterias acidogénicas o fermentativas, que da como productos compuestos más sencillos como los aminoácidos, azúcares y ácidos grasos, se dice que esta etapa sigue una cinética de primer orden. Luego viene la etapa fermentativa donde los productos de la hidrólisis son degradados a productos más simples. Las bacterias acetogénicas transforman los ácidos grasos de estructura molecular simple en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono. Por último los microorganismos metanogénicos producen metano a partir de ácido acético. La figura 1.4 muestra esquemáticamente las distintas fases del proceso de digestión anaerobia (Manariotis, Grigoropoulos y Hung, 2010, pp. 445 – 446).



**Figura 1.4** Etapas de la digestión anaerobia  
(Manariotis, et al., 2010, p. 446)

### 1.2.2.1 Hidrólisis

La hidrólisis es la primera etapa de la digestión anaerobia que proporciona los sustratos orgánicos para que el proceso de degradación continúe. El proceso de hidrólisis depende de algunos factores que son: tamaño de partícula, presencia de compuestos orgánicos complejos, tiempo de retención hidráulico, composición del sustrato, pH, temperatura del proceso, concentración de los productos de la hidrólisis y la concentración del  $\text{NH}_4^+$  (Marti, 2002, p. 5).

El sustrato a ser considerado en un proceso anaerobio está formado por: proteínas que son un componente importante en la digestión anaerobia ya que son fuente de carbono y energía; además, los aminoácidos que se producen por la hidrólisis, tiene un elevado valor nutricional; los lípidos que en el proceso anaerobio producen ácidos grasos de cadena larga y glicerol; y también en el sustrato se encuentra material lignocelulósico que está compuesto por lignina, celulosa y hemicelulosa (Marti, 2002, pp. 5 – 6).

### 1.2.2.2 Etapa Fermentativa o Acidogénica

En la etapa fermentativa o acidogénica tiene lugar la fermentación de las moléculas orgánicas solubles, que da como productos el ácido fórmico, ácido acético e hidrógeno, que pueden ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas. Además, se produce ácido butírico, valérico, propiónico, láctico y etanol para ser oxidados por las bacterias acetogénicas que intervienen en la siguiente etapa (Sainz, 2007, pp. 287 – 288). Los procesos que se dan en esta etapa son:

#### a) Fermentación de carbohidratos solubles

La fermentación de azúcares es realizada por diversos tipos de microorganismos asociados a la degradación de la glucosa, entre ellos tenemos los del género

*Clostridium* que convierte la glucosa en ácido butírico, acético, dióxido de carbono e hidrógeno (Marti, 2002, p. 6).

#### **b) Fermentación de aminoácidos**

En la fermentación de los aminoácidos se tiene como productos ácidos grasos de cadena corta. Las bacterias que intervienen son las proteolíticas, dentro de estas tenemos al género de los *Clostridium*, aunque también están presentes los *Peptococcus* y *Bacteroides*. Los productos de este proceso son: amoníaco, dióxido de carbono y un ácido carboxílico con un átomo de carbono menos que el aminoácido oxidado (Marti, 2002, p. 7).

#### **c) Oxidación Anaerobia de Ácidos Grasos de Cadena Larga**

Los ácidos grasos de cadena larga son oxidados a ácidos grasos de cadena corta, a través de mecanismo de  $\beta$  – 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 su respectivo tio – éster. La  $\beta$  – oxidación es un ciclo en espiral que va liberando un acetil, produciendo principalmente ácido acético (Marti, 2002, p. 7).

#### **1.2.2.3 Etapa Acetogénica**

Las bacterias metanogénicas necesitan para su metabolismo compuestos sencillos como el acetato e hidrógeno. En la transformación de sustancias complejas a productos sencillos intervienen las bacterias acetogénicas, principalmente los homoacetogénicas que pueden crecer heterotróficamente en presencia de azúcares o compuestos monocarbonados, lo que produce como único producto acetato (Marti, 2002, p. 8).

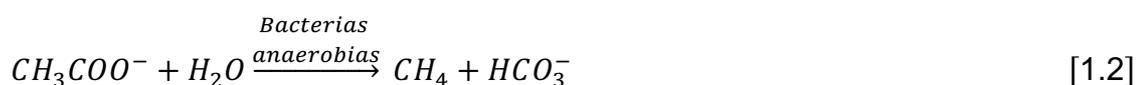
### 1.2.2.4 Etapa metanogénica

El proceso anaerobio se completa por la acción de los microorganismos metanogénicos que forman metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por enlace covalente: acetato, H<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>, metanol. En función del sustrato principal a metabolizar se pueden establecer dos grupos de microorganismos, los hidrogenotróficos que consumen H<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub> y fórmico, y los acetoclástico que consumen acetato, metanol y algunas aminas (Marti, 2002, p.9).

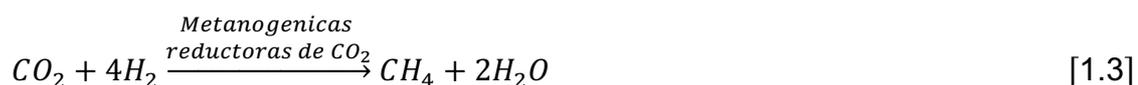
En varios estudios se ha demostrado que el 70 % del metano que se produce en los reactores anaerobios se forma a partir del acetato, a pesar que los microorganismos metanogénicos son capaces de utilizar hidrógeno como aceptor de electrones (Marti, 2002, p. 9).

El mecanismo de la formación del metano se detalla en las siguientes reacciones químicas y en la figura 1.5 (Romero, 2001, p. 240).

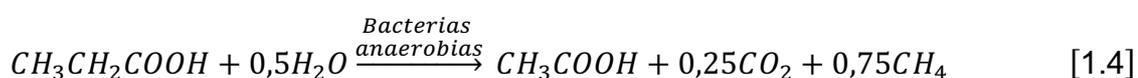
#### 1. Descomposición del ácido acético



#### 2. Reducción del CO<sub>2</sub>



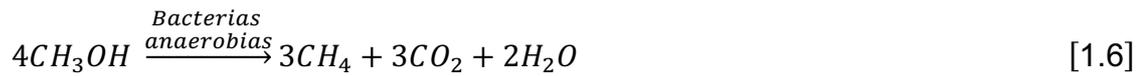
#### 3. Descomposición de ácido propiónico



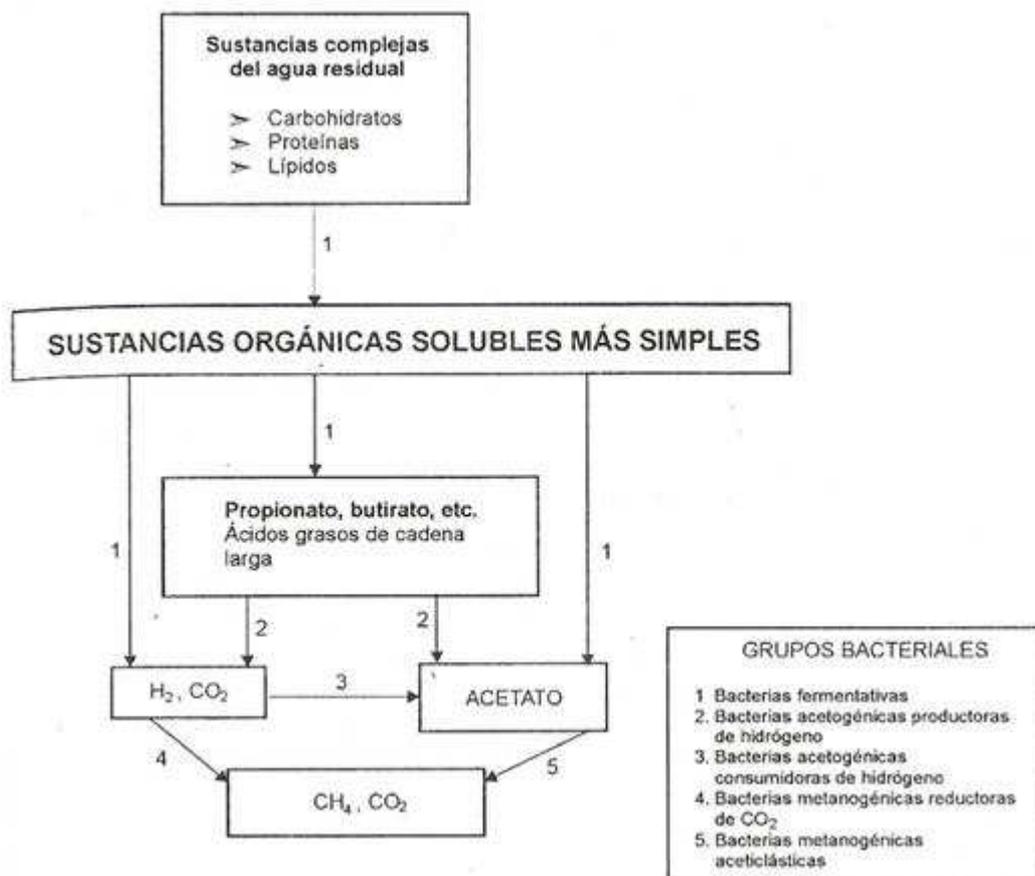
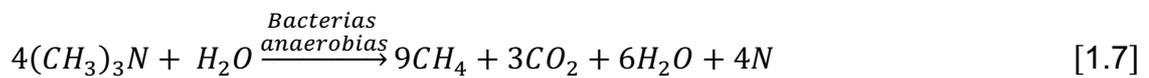
## 4. Descomposición del ácido fórmico



## 5. Descomposición de metanol



## 6. Descomposición de metilamina



**Figura 1.5** Formación de metano en la digestión anaerobia  
(Romero, 2001, p. 237)

### **1.2.3 MICROORGANISMOS QUE ACTÚAN EN EL TRATAMIENTO MICROBIOLÓGICO ANAEROBIO**

Los procesos biológicos en las plantas de tratamiento de aguas residuales se llevan a cabo mediante una población de microorganismos muy diversa. El conjunto de microorganismos que actúan en el tratamiento provienen del exterior o de la propia agua residual. Las bacterias son los principales microorganismos anaerobios que actúan en el proceso de tratamiento, pero también se puede tener la presencia de hongos (Villaseñor, 2001, p. 23).

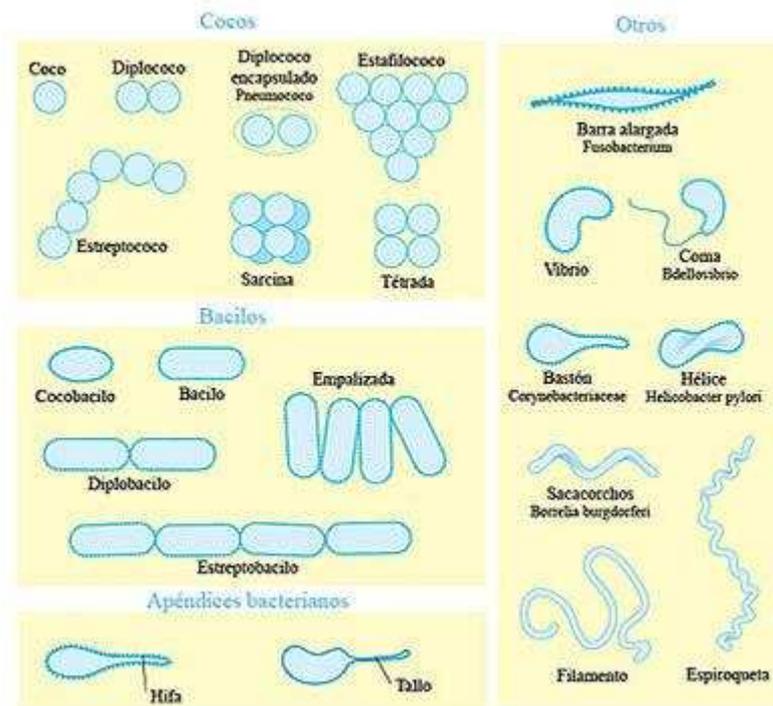
#### **1.2.3.1 Clases de microorganismos**

##### **a) Bacterias**

Los microorganismos más importantes en el proceso biológico son bacterias heterótrofas, que pueden metabolizar una parte importante de los materiales orgánicos. Su tamaño varía entre 0,5 y 3 micras y están compuestas en un 75 – 80 % de agua y de un 20 % de material seco (Sainz, 2007, p. 166).

Las aguas residuales domésticas tienen en su composición suficiente población bacteriana, perfectamente aclimatada al medio para que tenga lugar el desarrollo de la biomasa dentro de un proceso biológico (Sainz, 2007, p. 167).

Las bacterias pueden ser esféricas, cilíndricas y espirales. Las esféricas pueden estar en forma individual (cocos), por pares (diplococos) o forman cadenas (estreptococos) y ramilletes (estafilococos). Las cilíndricas pueden estar en forma individual (bacilos) o en cadena (estreptobacilos). Las espirales (espirilos) se mantienen desunidas (Orozco, 2005, pp. 57 – 59). En la figura 1.6 se expone la morfología bacteriana.



**Figura 1.6** Morfología bacteriana  
(Orozco, 2005, p. 58)

## b) Hongos

Los hongos compiten con las bacterias cuando se encuentran en condiciones extremas como por ejemplo valores bajos de pH, que favorecen su crecimiento. Los hongos se encuentran en menor cantidad que las bacterias (Sainz, 2007, p. 167).

### 1.2.3.2 Selección de los microorganismos para el tratamiento biológico

La selección de microorganismos consiste en trabajar con un medio y unas condiciones ambientales que favorezcan su crecimiento. El tratamiento biológico se basa inicialmente en la posibilidad de conseguir un fango o masa bacteriana con una diversidad de microorganismos y adaptarla al proceso para su desarrollo. La diversidad de microorganismos presentes en las aguas residuales permite asegurar el desarrollo del tratamiento biológico (Villaseñor, 2001, p. 23).

### 1.2.4 CRECIMIENTO MICROBIANO

El crecimiento microbiano se define como un incremento en la cantidad de células microbianas en una población. En general la reproducción de los microorganismos se puede representar mediante la ecuación 1.8 (García, 2004, pp. 52 – 53).

$$N = N_o(2)^n \quad [1.8]$$

Donde:

$N_o$  = número inicial de microorganismos para el tiempo  $t = 0$

$N$  = número de microorganismos para el tiempo  $t$

$n$  = número de generaciones en el tiempo  $t$

En términos del tiempo de generación o periodo de cada fisión, el crecimiento microbiano de un cultivo puro, sin limitaciones ambientales, se representa matemáticamente así (Romero, 2001, p. 200):

$$N = N_o(2)^{t/g} \quad [1.9]$$

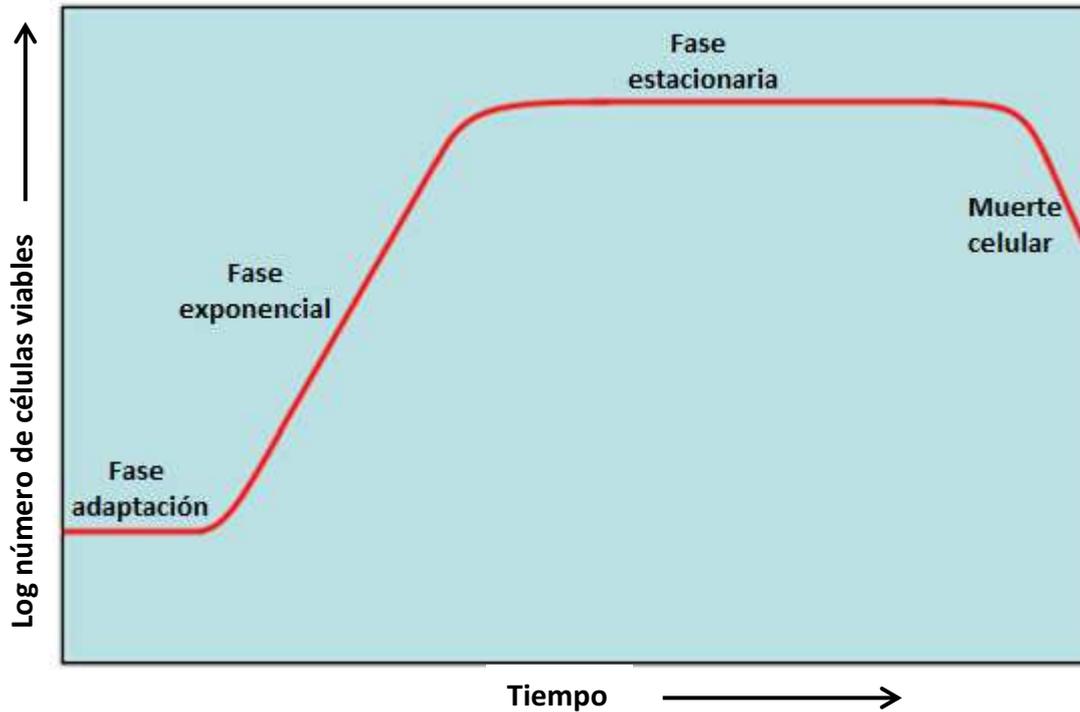
Donde:

$t$  = tiempo de crecimiento

$g$  = tiempo de generación o periodo requerido para duplicar una población

#### 1.2.4.1 Fases del crecimiento

Según lo que establecido por Monod, las bacterias al desarrollarse presentarán diferentes fases de crecimiento, las mismas que se detallan a continuación y se pueden observar en la figura 1.7 (Granados y Villaverde, 2003, p.63).



**Figura 1.7** Curva de crecimiento bacteriano  
(Granados y Villaverde, 2003, p.63)

#### a) Fase de adaptación

La fase de adaptación es la primera etapa del crecimiento de una población bacteriana. Es la fase de adaptación al medio, en este caso el crecimiento es bajo, debido a que los organismos están en proceso de aclimatación o adaptación y ocurre porque las bacterias producen las enzimas necesarias para el nuevo sustrato (Romero, 2007, p. 646; Romero, 2001, p. 201).

#### b) Fase de crecimiento exponencial

En esta fase las células se dividen a una velocidad constante, definida por las características propias del microorganismo, su tiempo de generación y su capacidad de asimilar alimento, también influyen las condiciones ambientales. Durante esta fase, las bacterias consumen el sustrato del medio a velocidad máxima (Romero, 2001, p. 202).

### **c) Fase estacionaria**

En la fase estacionaria la población microbiana permanece constante, empieza cuando el sustrato o los nutrientes necesarios para el crecimiento se empiezan a agotar; sin embargo, aunque no hay crecimiento continúan las funciones celulares incluyendo el metabolismo energético y algunos procesos biosintéticos. La tasa de crecimiento bacteriana es igual a la tasa de mortalidad (Romero, 2001, p. 202).

### **d) Fase de mortalidad**

La tasa de mortalidad es mayor a la tasa de generación celular. En esta etapa se produce una disminución exponencial del número de microorganismos (Romero, 2007, p. 646).

La medición de la cantidad de microorganismos presentes en los reactor se realiza por peso, es decir se determina los sólidos suspendidos volátiles (mg SSV / L), y no por número (conteo en placas), debido a la dificultad de tomar una muestra representativa y por la facilidad que presenta el primer método. Al medir el crecimiento por peso también se encuentra tres fases bien diferenciadas (fase exponencial, fase estacionaria y muerte celular) y se omite la primera fase que es la de aclimatación (Orozco, 2005, pp. 104 – 105).

### **1.2.4.2 Cinética**

El crecimiento microbiano se da bajo condiciones ambientales determinadas, en las cuales se satisfacen todos los requerimientos para que exista el crecimiento, es decir, debe existir una fuente de energía, una fuente de carbono, un aceptor de electrones y un medio adecuado, la biomasa microbial empieza a aumentar como resultado de la síntesis celular y después de un tiempo disminuye por causa de la respiración endógena y de la mortalidad. Se ha demostrado experimentalmente que los microorganismos crecen en proporción directa a la

concentración de la biomasa presente. Por lo tanto, en la etapa de crecimiento logarítmico, la biomasa aumenta según la ecuación 1.10 (Romero, 2001, pp. 202 – 203).

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad [1.10]$$

$$r_g = \mu X \quad [1.11]$$

Donde:

$\frac{dX}{dt}$  = tasa de crecimiento de la biomasa

$r_g$  = tasa de crecimiento microbial

$\mu$  = tasa específica de crecimiento, constante de crecimiento o tasa unitaria de incremento de la concentración celular

$X$  = concentración de microorganismos o biomasa presente

La integración de la ecuación 1.10 permite obtener la siguiente ecuación:

$$X = X_0 e^{\mu t} \quad [1.12]$$

Donde:

$X$  = concentración de la biomasa para el tiempo  $t$

$X_0$  = concentración de la biomasa para  $t = 0$

La ecuación 1.12 es la ley general de crecimiento exponencial o logarítmico, que se cumple si no hay cambios en la composición de la biomasa y si el medio permanece constante, con nutrientes en cantidad ilimitada (Romero, 2001, p. 203).

Los estudios experimentales de Monod demostraron que la tasa de crecimiento de la biomasa está en función de la concentración de organismos y de la concentración de algún nutriente limitante. Monod describe la relación entre estos

factores por el modelo matemático de la siguiente ecuación (Romero, 2001, p. 204):

$$\mu = \mu_m \cdot \frac{S}{K_s + S} \quad [1.13]$$

Donde:

$\mu$  = tasa de crecimiento específico

$\mu_m$  = tasa máxima específica de crecimiento, o valor máximo de  $\mu$  para la concentración de saturación

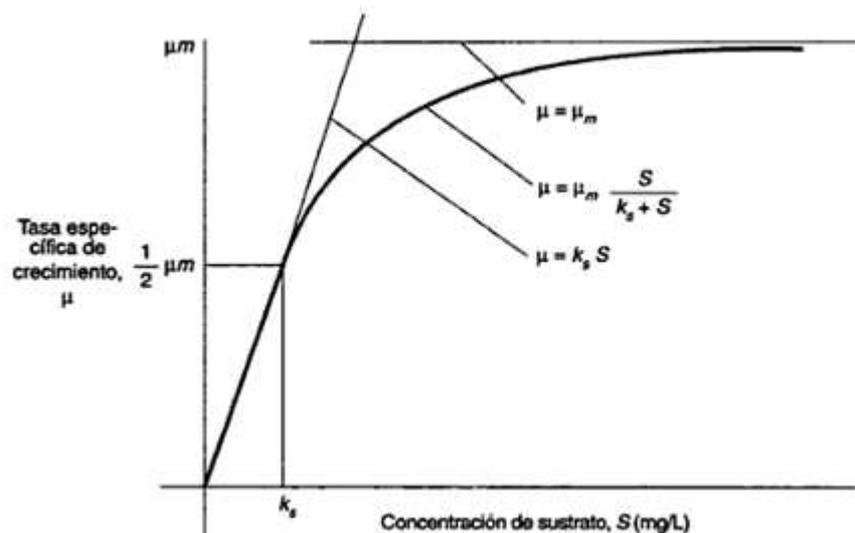
$S$  = concentración de sustrato limitante del crecimiento

$K_s$  = constante de saturación, numéricamente igual a la concentración del sustrato,  $S$ , para una tasa específica de crecimiento  $\mu = 0,5 \mu_m$

Esta relación se muestra gráficamente en la figura 1.8, y es aplicable ya sea que el sustrato esté presente en concentración limitante o no, ya que se cumple lo siguiente:

Cuando  $S \gg K_s$ ,  $\mu = \mu_m$  (reacción de orden cero) y

Cuando  $S \ll K_s$ ,  $\mu = \frac{\mu_m}{2} \frac{S}{K_s}$  (reacción de primer orden)



**Figura 1.8** Relación entre la tasa de crecimiento y la concentración del sustrato (Romero, 2001, p. 205)

Al reemplazar el valor de la expresión 1.13 en la ecuación 1.11 se obtiene la ecuación 1.14.

$$\frac{dX}{dt} = r_g = \frac{\mu_m X S}{K_s + S} \quad [1.14]$$

El modelo de Monod es el más aceptado para expresar la relación entre la concentración del nutriente limitante y la tasa específica de crecimiento. El valor de  $\mu_m$  esta en función del tipo de microorganismo, de los nutrientes existentes en el medio, de la temperatura, del pH, de la salinidad, de la presión osmótica de la presencia de agentes tóxicos y demás factores del proceso (Romero, 2001, p. 205).

#### a) Utilización de sustrato

En el tratamiento biológico, el alimento se convierte en residuos por acción de los microorganismos, por lo tanto, la tasa de utilización de sustrato es mayor que la de producción de biomasa. El crecimiento y utilización del sustrato se relacionan por la siguiente expresión (Orozco, 2005, pp. 116 – 117):

$$\frac{dX}{dt} = -Y \cdot \frac{dS}{dt} \quad [1.15]$$

$$r_g = -Y \cdot r_s \quad [1.16]$$

Donde:

$$\frac{dX}{dt} = r_g = \text{tasa de crecimiento microbial}$$

$$\frac{dS}{dt} = r_s = \text{tasa de utilización de sustrato}$$

$Y$  = coeficiente de producción de crecimiento en la fase logarítmica, masa microbial producida / masa de sustrato removido

La medida de la concentración de la biomasa no es fácil determinar, ya que debe incluir células viables, enzimas y otros agentes catalíticos en solución o en suspensión, es por este motivo que en la práctica se mide los sólidos suspendidos volátiles (SSV), ya que los sólidos biológicos son primordialmente materia orgánica (Romero, 2001, p. 207).

Al reemplazar la ecuación 1.14 en la ecuación 1.16, se obtiene la siguiente expresión:

$$r_s = - \frac{\mu_m X S}{Y(K_s + S)} \quad [1.17]$$

La tasa máxima específica de crecimiento se simboliza como el producto del coeficiente de producción de crecimiento por la tasa máxima de utilización del sustrato, es decir (Orozco, 2005, p.119):

$$\mu_m = k \cdot Y \quad [1.18]$$

Donde:

$k$  = Tasa máxima de remoción de sustrato por unidad de masa de microorganismos o tasa máxima específica de utilización de sustrato.

Al sustituir la ecuación 1.18 en 1.17 se obtiene la ecuación 1.19

$$r_s = \frac{dS}{dt} = - \frac{kX S}{(K_s + S)} \quad [1.19]$$

#### **b) Tasa de crecimiento neta**

La biomasa de un reactor biológico de tratamiento de aguas está compuesta por una población mixta de microorganismos, cada uno con su curva característica de

crecimiento. Los factores que contribuyen a la disminución de masa celular se expresan con la siguiente ecuación (Romero, 2001, p. 208):

$$r_d = -k_d \cdot X \quad [1.20]$$

Donde:

$r_d$  = declinación endógena

$k_d$  = coeficiente de respiración endógena o tasa específica de declinación endógena

$X$  = concentración de la biomasa

La disminución de la masa celular obedece a una reacción de primer orden. La tasa neta de crecimiento considera el crecimiento de las bacterias y la disminución de la masa celular, matemáticamente se expresa según la ecuación 1.21 (Romero, 2001, p. 208):

$$r'_g = \frac{\mu_m X S}{K_s + S} - k_d \cdot X \quad [1.21]$$

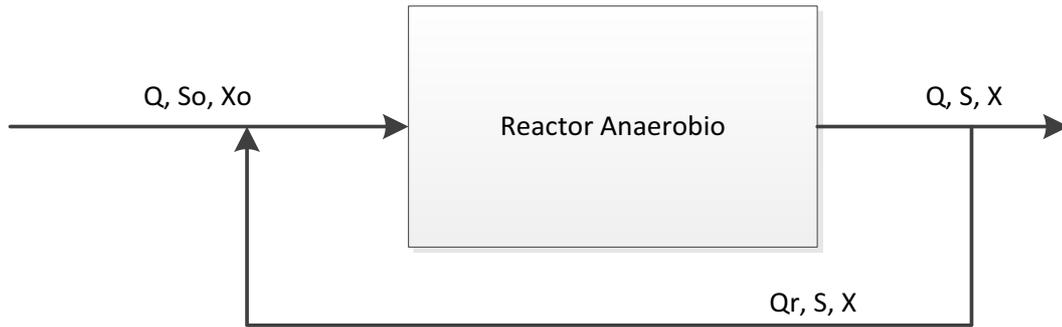
Donde:

$r'_g$  = tasa neta de crecimiento bacterial

## 1.2.5 PARÁMETROS DE DISEÑO DEL PROCESO DE TRATAMIENTO ANAEROBIO

### 1.2.5.1 Modelo de Mezcla Completa

El esquema de un modelo de mezcla completa para un sistema anaerobio se presenta en la figura 1.9, a partir de este esquema se obtienen las ecuaciones necesarias para el diseño del proceso de tratamiento anaerobio como se detalla a continuación (Romero, 2001, pp. 209 – 211):



**Figura 1.9** Esquema del reactor anaerobio de mezcla completa con recirculación

Al aplicar el balance de masa para los microorganismos, se tiene:

$$\text{afluente} - \text{efluente} + \text{generación} = \text{acumulación} \quad [1.22]$$

Matemáticamente:

$$Q \cdot X_o - Q \cdot X + V \cdot r'_g = V \cdot \frac{dX}{dt} \quad [1.23]$$

Donde:

$Q$  = caudal

$X_o$  = biomasa en el afluente

$X$  = biomasa en el reactor

$V$  = volumen del reactor

$\frac{dX}{dt}$  = tasa de crecimiento de microorganismos

Al considerar el estado estacionario y que la concentración de microorganismos en el afluente es despreciable. Además, al reemplazar el valor de  $r'_g$  de la ecuación 1.21, se tiene la siguiente ecuación:

$$\frac{Q}{V} = \frac{1}{\theta} = \frac{\mu_m S}{K_s + S} - k_d \quad [1.24]$$

Donde:

$\theta$  = tiempo de retención hidráulico

Al reemplazar la ecuación 1.16 en la ecuación 1.24, se obtiene la expresión 1.25

$$\frac{Q}{V} = \frac{1}{\theta} = -Y \cdot \frac{r_s}{X} - k_d \quad [1.25]$$

Para el esquema expuesto en la figura 1.9 el tiempo promedio de retención celular está definido por la relación 1.26

$$\theta_c = \frac{\text{biomasa en el reactor}}{\text{biomasa dispuesta por día}} = \frac{V \cdot X}{Q \cdot X} = \theta \quad [1.26]$$

Donde:

$\theta_c$  = tiempo promedio de retención celular o edad del lodo

Al sustituir la ecuación 1.26 en 1.25, se obtiene la ecuación 1.27

$$\frac{1}{\theta_c} = -Y \cdot \frac{r_s}{X} - k_d \quad [1.27]$$

Al definir el término  $\left(-\frac{r_s}{X}\right)$  como la tasa específica de utilización de sustrato ( $U$ ), se obtiene la ecuación 1.28 (Metcalf y Eddy, 2001, p. 1056).

$$U = -\frac{r_s}{X} = -\frac{dS}{dt} \quad [1.28]$$

El valor  $r_s$  se determina por la relación 1.29 (Romero, 2001, p. 457).

$$r_s = -\frac{Q}{V}(S_o - S) = -\frac{(S_o - S)}{\theta} \quad [1.29]$$

Al reemplazar la ecuación 1.29 en 1.28, se obtiene la relación 1.30

$$U = \frac{(S_o - S)}{\theta \cdot X} = \frac{Q \cdot (S_o - S)}{V \cdot X} \quad [1.30]$$

Donde:

$U$  = Tasa específica de utilización de sustrato

$S_o$  = Concentración de sustrato en el afluente

$S$  = Concentración de sustrato en el efluente

$\theta$  = Tiempo de retención hidráulico

$X$  = Biomasa en el reactor

$Q$  = Caudal del efluente

$V$  = Volumen del reactor

Al aplicar el balance de masa para el sustrato se tiene:

$$\text{acumulación} = \text{alimento afluente} - \text{alimento efluente} + \text{asimilación} \quad [1.31]$$

Al expresar matemáticamente la ecuación 1.31, se obtiene la ecuación 1.32

$$V \cdot \frac{dS}{dt} = Q \cdot S_o + Q_r \cdot S - (Q + Q_r) \cdot S + r_s \cdot V \quad [1.32]$$

Para el estado estacionario no hay cambio de la concentración del alimento. Además al reemplazar  $r_s$  por su valor de la ecuación 1.17 se obtiene la siguiente ecuación:

$$0 = Q \cdot S_o - Q \cdot S - \frac{\mu_m X S}{Y(K_s + S)} \cdot V \quad [1.33]$$

Al reordenar la ecuación 1.33 se obtiene la siguiente ecuación:

$$X \cdot V \cdot \frac{\mu_m X S}{(K_s + S)} = Y \cdot Q \cdot (S_o - S) \quad [1.34]$$

Al reemplazar la ecuación 1.24 en 1.34, se obtiene la ecuación 1.35.

$$X \cdot V \cdot \left( \frac{1}{\theta_c} + k_d \right) = Y \cdot Q \cdot (S_o - S) \quad [1.35]$$

Al despejar el volumen de la ecuación 1.35 se obtiene la ecuación 1.36

$$V = \frac{\theta_c \cdot Y \cdot Q \cdot (S_o - S)}{X \cdot (1 + k_d \cdot \theta_c)} \quad [1.36]$$

La ecuación 1.36 permite obtener el volumen de un reactor anaerobio con recirculación. Ahora la ecuación 1.36 puede transformarse en la ecuación 1.37

$$\frac{X \cdot V}{\theta_c} = \frac{Y \cdot Q \cdot (S_o - S)}{(1 + k_d \cdot \theta_c)} = P_x \quad [1.37]$$

Donde:

$P_x$  = tasa de producción de lodos

En el diseño de un reactor biológico se utiliza la relación alimento / microorganismo  $F / M$ , la cual se determina con la relación 1.38

$$\frac{F}{M} = \frac{Q \cdot S_o}{V \cdot X} \quad [1.38]$$

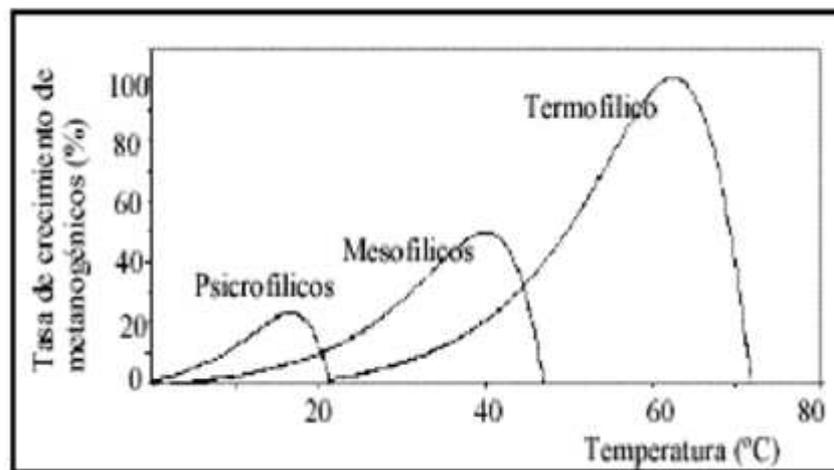
## 1.2.6 INFLUENCIA DE LOS PARÁMETROS AMBIENTALES Y DE CONTROL

### 1.2.6.1 Temperatura

La velocidad de reacción de los procesos biológicos depende de la velocidad de crecimiento de los microorganismos involucrado, estos a su vez dependen de la temperatura. A medida que esta última aumenta, se incrementa la velocidad de crecimiento de los microorganismos y se acelera el proceso de digestión. La temperatura de operación del digestor esta considerada como uno de los principales parámetros de diseño de un reactor anaerobio debido a la gran

influencia que tiene sobre la digestión anaerobia. Variaciones bruscas de temperatura en el digester pueden provocar la desestabilización del proceso. Existen tres rangos de temperatura en los que pueden trabajar los microorganismos anaerobios: psicrófilico (por debajo de 25 °C), mesófilos (entre 25 y 45 °C) y termófilico (entre 45 y 65 °C), la velocidad máxima específica de crecimiento ( $\mu_{max}$ ) es mayor, conforme aumenta el rango de temperatura. Dentro de cada rango de temperaturas existe un intervalo para lo cual dicho parámetro se hace máximo como se puede observar en la figura 1.10 (Marti, 2002, p.10).

El régimen mesófilico de operación es el más utilizado debido a que el psicrófilico ha sido poco estudiado ya que se lo considera poco viable. El régimen termófilico suele ser inestable a los cambios de condiciones de operación; además puede causar problemas en el proceso debido a la toxicidad de ciertos compuestos a elevadas temperaturas (Marti, 2002, p.10).



**Figura 1.10** Dependencia de la constante de crecimiento con la temperatura (Marti, 2002, p. 10)

Los aspectos físico – químicos del proceso también se ven influenciados por la temperatura. La solubilidad de los gases que se producen en el proceso desciende cuando aumenta la temperatura, lo que favorece la transferencia líquido – gas. Por otra parte cuando aumenta la temperatura aumenta la solubilidad de las sales, lo que hace que la materia orgánica sea más accesible para los microorganismos lo que aumenta la velocidad del proceso, por otro lado

la viscosidad de los sólidos y semisólidos disminuye al aumentar la temperatura lo que implica menores necesidades de agitación (Marti, 2002, p.11).

#### **1.2.6.2 pH y Alcalinidad**

Los diferentes grupos bacterianos presentes en el proceso de digestión anaerobia presentan niveles de actividad óptimo entre los siguientes valores de pH (Marti, 2002, p.11):

- Fermentativos: entre 7,2 y 7,4
- Acetogénicos: entre 7,0 y 7,2
- Metanogénicos: entre 6,5 y 7,5

Las condiciones adecuadas de pH para un reactor anaerobio es entre 6,5 y 8,5. El valor de pH en el digestor determina la producción de biogas. Si se trabaja con valores de pH menores a 6,5 se tendrá un gas pobre en metano que disminuye las cualidades energéticas del biogas (Romero, 2001, p. 252).

El pH permite hacer el diagnóstico de los sistemas anaerobios ya que algunos fenómenos que se desarrollan aquí tienen influencia sobre el mismo; por ejemplo, cuando existe un desequilibrio en la producción y consumo de ácidos grasos se producirá una acidificación del reactor. El pH afecta a los diferentes equilibrios químicos que se producen en la digestión anaerobia y se favorece a la formación de un determinado producto que puede influenciar sobre el proceso (Nayono, 2009, p.11).

En los procesos anaerobios la alcalinidad y el pH pueden ser ajustados con la ayuda de algunos productos químicos como: carbonato de calcio, bicarbonato de sodio, bicarbonato de potasio, hidróxido de calcio, nitrato de sodio o fosfato de potasio, hay que tomar en cuenta el efecto que tienen estos reactivos sobre las bacterias, El producto químico más usado para el ajuste del pH es el carbonato de calcio (cal) (Nayono, 2009, pp. 11 – 12).

### 1.2.6.3 Nutrientes

Para realizar el proceso anaerobio se requiere de la presencia de ciertos nutrientes inorgánicos esenciales para el crecimiento de los microorganismos. En ausencia de estos, el crecimiento, multiplicación y digestión de las bacterias no se desarrollan de manera adecuada (Massi, 2012, p.56).

Los microorganismos requieren de nitrógeno y fosforo. La ausencia de los nutrientes puede inhibir el crecimiento de los microorganismos (Sosa, R; Chao, R y Del Río, J., 2002, p. 5).

La relación de los nutrientes en el proceso anaerobio por lo general está dado por (Romero, 2001 p. 255):

$$\begin{array}{c} \text{DQO / N / P} \\ 100 / 1,25 / 0,25 \end{array}$$

### 1.2.6.4 Potencial redox

La medida del potencial redox de un sistema anaerobio es de considerable importancia en el control del buen funcionamiento del proceso, por cuanto es una medida del grado de anaerobiosis del medio (Marín, 2003, p.17).

### 1.2.6.5 Compuestos Tóxicos

La presencia de compuestos tóxicos en los reactores anaerobios, afectan la digestión y disminuyen los niveles de metabolismo. Todos los grupos de bacterias se ven afectados por la presencia de estos compuestos aunque se encuentren en concentraciones bajas, pero las más sensibles son las bacterias metanogénicas. La presencia de un nutriente en concentraciones muy elevadas también se puede convertir en tóxico para las bacterias (Sosa et al., 2002, p. 6).

La presencia de formaldehidos en altas concentraciones puede desnaturalizar las proteínas y hacer fallar a un reactor anaerobio. El oxígeno se considera muy tóxico para las bacterias productoras del metano que son anaerobias obligadas, su presencia puede ocasionar disminución de la actividad metanogénica del lodo y el poco crecimiento de la biomasa. Los ácidos grasos volátiles (AGV's) son tóxicos solo en su forma no ionizada (Ramos, et al., 2003, p.135).

#### **1.2.6.6 Carga Orgánica**

La carga orgánica es el factor más importante que influye en forma determinante en el buen funcionamiento del proceso anaerobio, se lo calcula como materia seca total o materia orgánica que es cargada o vertida diariamente. La carga orgánica afecta a la composición de la biomasa responsable de la remoción de los contaminantes (Sosa, et al., 2002, p. 6).

#### **1.2.6.7 Tiempo de retención**

Existen dos parámetros para identificar el tiempo de retención de las sustancias en el digester anaerobio. Estos son:

##### **a) El tiempo de retención de los sólidos biológicos (TRSB)**

Se determina al dividir la cantidad de microorganismos o sólidos volátiles que entran al digester para la cantidad de microorganismos que sale del sistema cada día. El TRSB es asumido para representar la medida del tiempo de retención de los microorganismos en el digester. El TRSB no se ve afectado por la naturaleza de las aguas domésticas o el lodo en el tratamiento, a no ser que las aguas domésticas o el lodo sean tóxicos para las bacterias (Orozco, 2005, p. 327).

**b) El tiempo de retención hidráulico (TRH)**

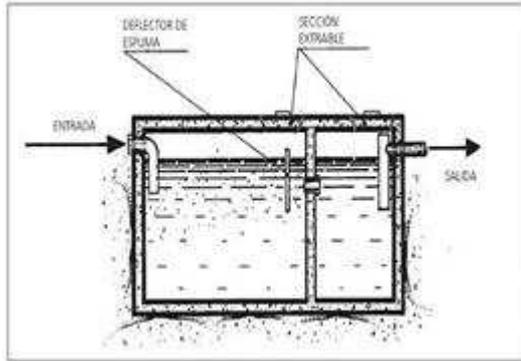
Es el tiempo que las aguas domésticas o el lodo están en digestor anaerobio. El TRH debe ser controlado y de forma eficiente para que el proceso opere con éxito, ya que tiempos muy breves pueden dar lugar a reacciones incompletas con baja eficiencia del reactor, y tiempos muy prolongados del requerido resultan económicamente perjudiciales porque el reactor operaría de una manera deficiente. El TRH definido para un sistema es responsable del tamaño de los reactores por lo que también tiene importancia para el dimensionamiento y en consecuencia para el costo de los equipos (Sosa, et al., 2002, p. 6).

**1.2.7 SISTEMAS DE TRATAMIENTO ANEROBIO**

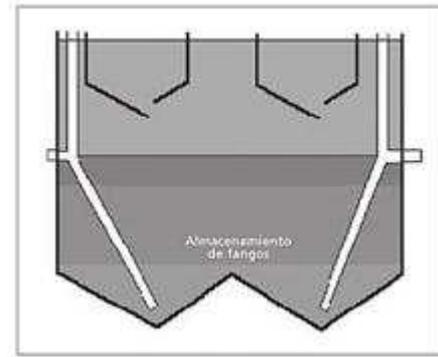
Los sistemas de tratamiento anaerobio para aguas residuales domésticas han sido utilizados desde épocas anteriores, modificándose cada vez para obtener mejores resultados, y por las ventajas que se obtienen en la actualidad, este proceso de tratamiento es de mucho interés no solo para el tratamiento de aguas residuales, sino para el tratamiento de lodos sedimentados. Además, debido a la producción del gas metano que es utilizado como biocombustible (Manariotis et al., 2010, pp. 451 – 452).

**1.2.7.1 Reactores Anaerobios**

Dentro de los reactores anaerobios, el más simple que existe es lo que se conoce como fosas sépticas que combinan los procesos de decantación y digestión como se presenta en la figura 1.11. Estos reactores operan a temperatura ambiente y son utilizados para el tratamiento de aguas residuales sanitarias en viviendas aisladas. Cuando se trata de núcleos de población mayores se utilizan tanques Imhoff cuyo esquema se presenta en la figura 1.12 (Sainz, 2007, p. 294).



**Figura 1.11** Esquema de fosa séptica  
(Sainz, 2007, p. 294)



**Figura 1.12** Esquema tanque Imhoff  
(Sainz, 2007, p. 294)

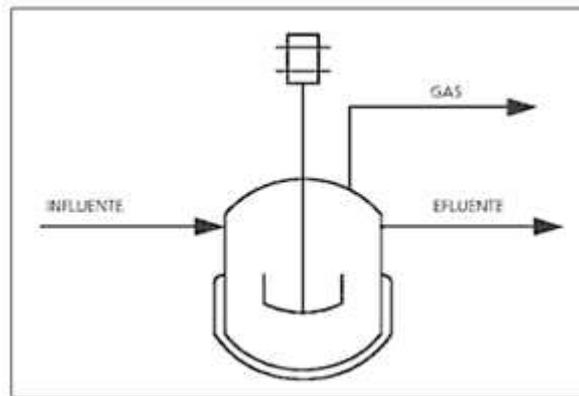
Los reactores anaerobios utilizados para el tratamiento de aguas residuales se los puede dividir en base al tipo de crecimiento microbiano, así:

- *Digestores de lecho fijo*: En este caso la biomasa está constituida por bacterias que forman una película sobre el soporte inerte (Sanz, 2008, párrafo # 4).
- *Digestores de crecimiento libre o suspendido*: Los microorganismos forman gránulos o flocúlos en el reactor. Las bacterias que crecen en suspensión deben de formar estructuras que las permitan permanecer en el reactor y no ser lavadas con el efluente (Sanz, 2008, párrafo # 5).

### 1.2.7.2 Reactores con la Biomasa Libre

#### a) Digestores de mezcla completa (CSTR)

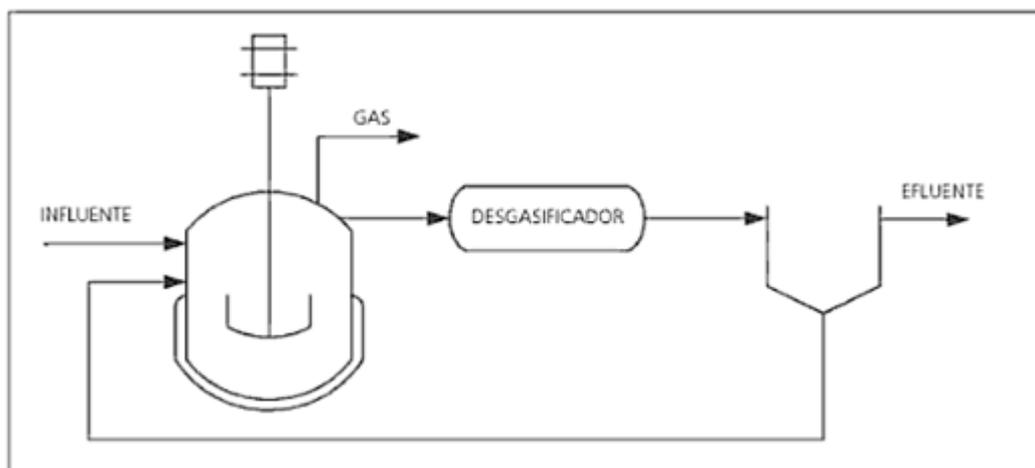
Son los más sencillos de todos los utilizados en gran escala, consisten en un tanque cerrado, agitado y calentado, como se observa en la figura 1.13, donde el tiempo de residencia hidráulico coincide con el tiempo de residencia celular, donde la concentración de sólidos en el efluente es similar a la que hay en el reactor. Los rendimientos de estos equipos son buenos y los tiempos de retención elevados (Sainz, 2007, p. 295).



**Figura 1.13** Digestores de mezcla completa (CSTR)  
(Sanz, 2008)

#### b) Digestores de Contacto Anaerobio

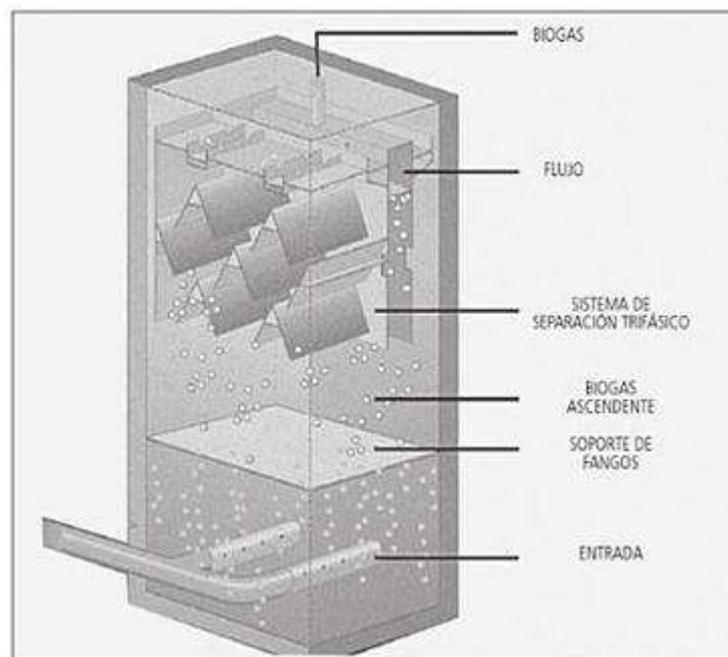
Los digestores de contacto se caracterizan porque los tiempos de residencia celular son superiores a los tiempos de residencia hidráulica. Al colocar un decantador secundario a continuación del digestor que permita la separación de la biomasa por el fondo para ser recirculada al reactor, como se observa en la figura 1.14, se consigue tener concentraciones elevadas de biomasa en el digestor, lo que conlleva poder tratar aguas con carga de DBO elevadas a tiempos de retención hidráulicos bajos (Sainz, 2007, p. 296).



**Figura 1.14** Digestores de contacto anaerobio  
(Sanz, 2008)

### c) Reactor anaerobio de flujo ascendente con lecho de lodos (UASB)

El fundamento de estos digestores es la retención de la biomasa donde se favorece la formación de flóculos bacterianos, cuya densidad evita el arrastre hacia el exterior del digestor. La innovación técnica de este tipo de reactores reside en un dispositivo situado en la parte superior del reactor que permite separar internamente la biomasa, el efluente tratado y el biogás como se observa en la figura 1.15. Con ello se consigue acumular grandes cantidades de biomasa muy activa que adopta la estructura de gránulos compactos con una elevada capacidad de sedimentación (Sainz, 2007, pp. 296 – 298).



**Figura 1.15** Reactor anaerobio de flujo ascendente con lecho de lodos (UASB)  
(Sainz, 2007, p. 296)

### 1.2.7.3 Reactores con la Biomasa Unida a un Soporte

#### a) Filtros anaerobios o de lecho fijo

La biomasa del digestor se encuentra fijada sobre un soporte sólido que forma sobre su superficie una película de biomasa y el agua circula a través del relleno,

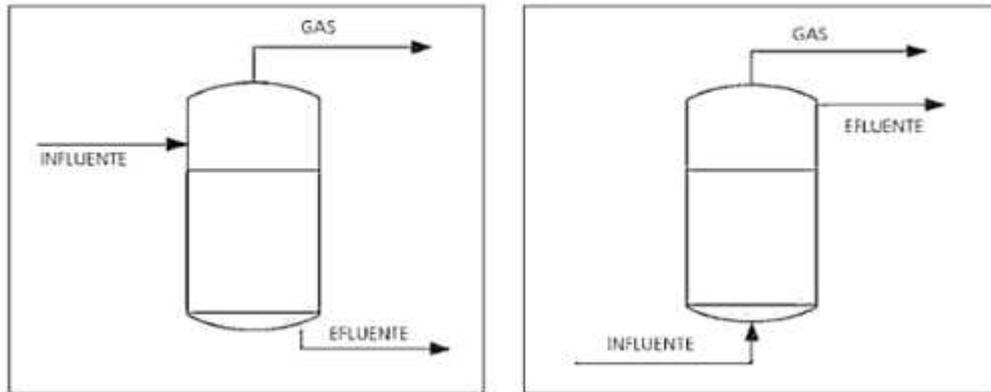
como se observa en el esquema de la figura 1.16. En este tipo de digestores, el tiempo de retención celular es superior al tiempo de residencia hidráulico. La circulación del agua a través del digestor, puede realizarse por flujo ascendente o por flujo descendente. Si el flujo es ascendente, el relleno suele ocupar entre el 60 % y el 70 % del volumen del digestor, y se aumenta en un 10 % en el caso el flujo descendente (Sainz, 2007, p. 299).

La película bacteriana que se desarrolla sobre el relleno aumenta su espesor a medida que se desarrolla el proceso anaerobio. Este tipo de digestores tiene como principal característica ser muy estable frente a cambios en la naturaleza de la materia orgánica en la alimentación, sobrecargas, paradas, o presencia de sustancias tóxicas. (Sanz, 2008, párrafo # 12).

Las características más importantes que deben poseer los rellenos son (Sainz, 2007, p. 300):

- *Alta superficie específica:* A mayor superficie de relleno por metro cúbico, mayor cantidad de biomasa se va a desarrollar y en consecuencia mayor capacidad de biodegradación de la materia orgánica.
- *Alta porosidad:* Con el fin de permitir una buena circulación del agua y de los sólidos.
- *Alta resistencia al aplastamiento:* Con el fin de conseguir altura en el digestor y el consiguiente ahorro del espacio que conlleva.

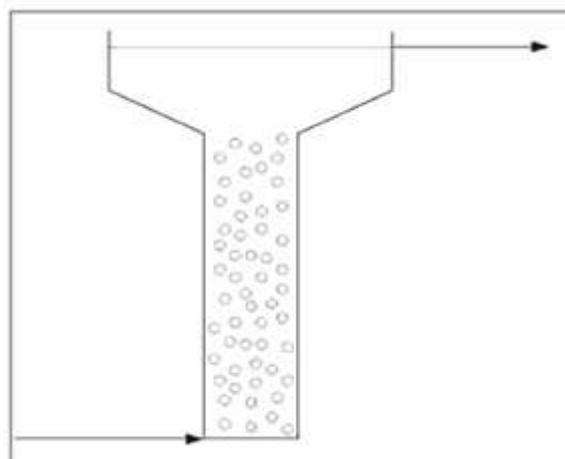
La principal dificultad de estos equipos es la acumulación de sólidos en el relleno, que pueden llegar a obstruir o dificultar el paso del líquido y bajar el rendimiento del reactor (Sainz, 2007, p. 300).



**Figura 1.16** Filtros anaerobio o de lecho fijo  
(Sainz, 2007, p. 300)

### b) Digestores de lecho expandido o fluidizado

En estos digestores, la biomasa se hace crecer sobre partículas sólidas de material inerte con tamaño entre 0,2 y 5 mm, lo que supone una superficie específica entre 1 000 y 4 000  $\text{m}^2/\text{m}^3$ , una elevada cantidad de biomasa y en consecuencia una alta capacidad de eliminación de materia orgánica. Estas unidades se construyen de forma cilíndrica con un ensanchamiento en la parte superior con el fin de reducir la velocidad ascensional e impedir de esta forma la pérdida del relleno como se observa en la figura 1.17 (Sainz, 2007, pp. 301 – 302).



**Figura 1.17** Digestor de lecho expandido  
(Sainz, 2008, p.301)

En este tipo de digestores la biodegradación tiene lugar al atravesar el agua por el lecho expandido. La circulación del agua es desde abajo hacia arriba y el lecho se mantiene en suspensión mediante el ajuste de la velocidad ascensional del agua, que se consigue con el caudal de alimentación y la recirculación (Sainz, 2007, p. 302).

## **1.2.8 VENTAJAS E INCONVENIENTES DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA**

Entre las ventajas e inconvenientes de la digestión anaerobia, se pueden mencionar las siguientes:

### **1.2.8.1 Ventajas:**

- Baja producción de sólidos biológicos. Para sintetizar una unidad de masa celular aeróbica y anaeróbicamente, se requiere de la misma cantidad de energía y la misma cantidad de carbono, hidrógeno, nitrógeno, fósforo y demás nutrientes. Como la energía obtenida por transferencia de electrones en el proceso aerobio es mucho mayor que en el proceso anaerobio, este último produce una menor cantidad de biomasa. Como el desarrollo de las bacterias anaerobias es más lento y la mayor parte de la energía se deriva hacia la producción de CH<sub>4</sub>. Solo un 5 % del carbono orgánico se convierte en biomasa, mientras que en condiciones aerobias alcanza hasta el 50 % (Jiménez, 2005, p. 300).
- Bajo consumo de energía. No requiere de equipos mecánicos para suministro de oxígeno como en el caso de los sistemas aerobios. (Correal, 2002, p. 111).
- Bajo requerimiento de nutrientes. Debido a la baja producción de biomasa. (Valvio, 2007, p. 205).

- Producción de biogás. La degradación anaerobia de la materia orgánica involucra procesos microbiológicos que la convierten en una mezcla gaseosa compuesta de metano, dióxido de carbono, nitrógeno, hidrógeno y ácido sulfhídrico. Este biogás es retenido en la campana de recolección y puede ser utilizado como combustible (Jiménez, 2005, p. 300).
- El metano tiene un valor calorífico de aproximadamente 9 000 kcal/m<sup>3</sup> y se puede utilizar para producir calor para la digestión o como fuente de energía eléctrica mediante motogeneradores. (Jiménez, 2005, p. 300).
- Tolerancia a elevadas cargas orgánicas y volumétricas. (Correal, 2002, p. 111).
- Bajos costos de inversión comparados con los costos de tratamientos convencionales. (Valvio, 2007, p. 206).
- Aplicabilidad a pequeña y mediana escala. (Correal, 2002, p.111).

#### **1.2.8.2 Inconvenientes**

- La bioquímica y biología del proceso son complejas. (Correal, 2002, p.111).
- Las bacterias anaerobias son susceptibles a inhibición por un gran número de compuestos (Correal, 2002, p. 111).
- El periodo de arranque de los reactores puede ser lento (varios meses) en ausencia de un lodo biológico adaptado (Correal, 2002, p. 111).
- La remoción de la materia orgánica puede ser entre regular y buena depende de la operación (60 a 75 %), pero si se requieren mayores eficiencias se hace necesario un postratamiento (Correal, 2002, p. 111).

- Los efluentes pueden contener cantidades apreciables de  $H_2S$  y  $NH_3$ , los cuales pueden generar una demanda de oxígeno apreciable si se descargan en una fuente receptora (Correal, 2002, p. 111).
- En muchos casos, se requiere mayor cantidad de producto a degradar para el buen funcionamiento (Correal, 2002, p. 111).

### **1.2.9 DESINFECCION CON CLORO**

Al final de los sistemas de tratamiento anaerobio se realiza un proceso de desinfección para la eliminación de los microorganismos patógenos que pueden estar presentes en el agua.

#### **1.2.9.1 Desinfección**

La desinfección del agua se refiere a la destrucción, inactivación o remoción de los microorganismos patógenos presentes en ella (Rodríguez, 2003, p. 30).

La desinfección puede realizarse mediante agentes físicos como el calor, la radiación UV, etc., o mediante agentes químicos por ejemplo los halógenos (Cl, Br, I), el ozono, el dióxido de cloro, permanganato de potasio, etc. (Weber, 2003, pp. 439 – 443).

#### **1.2.9.2 Desinfección con Cloro**

El cloro es un poderoso oxidante y potente germicida. Es el desinfectante más económico y fácil de aplicar (Osorio, Torres y Sánchez, 2010, p. 17).

El cloro puede ser utilizado como desinfectante en forma de gas comprimido o en soluciones acuosas de hipoclorito de sodio o hipoclorito de calcio (Osorio et al., 2010, p. 17).

El cloro elimina las bacterias, hongos, virus, esporas y algas presentes en el agua. Además, reduce malos olores y sabores; por otra parte los compuestos de cloro son los únicos con las propiedades residuales duraderas que previenen el recrecimiento microbiano y proporciona protección continua (Osorio et al., 2010, p. 17).

### 1.2.9.3 Subproductos de la desinfección

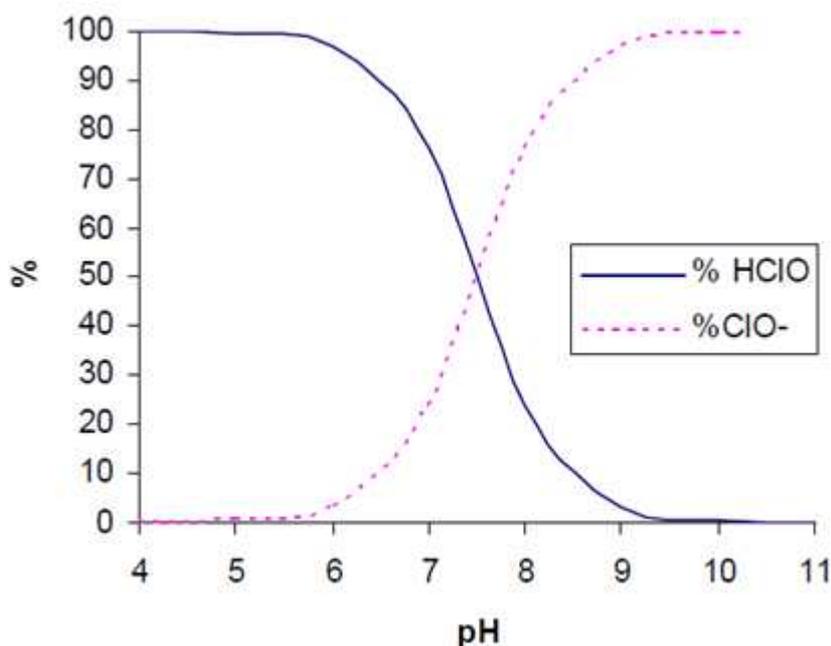
Durante la desinfección, el cloro reacciona con ciertos materiales orgánicos (como compuestos de nitrógeno orgánico y fenoles) para crear subproductos organoclorados y trihalometanos (THMs). La presencia de THMs depende de la concentración total de precursores presentes en el agua, la cual se relaciona con la concentración del carbono orgánico total (Rodríguez, 2003, p. 45).

#### a) Formas de cloro libre

Cuando el cloro libre entra en contacto con el agua, se hidroliza y se disocia de acuerdo a las siguientes reacciones (Osorio et al., 2010, p. 17).



Una parte del cloro residual queda en el agua como  $HOCl$  y otra parte como  $OCl^-$ , las proporciones en que existe cada especie depende directamente del pH. La figura 1.18 muestra la distribución de las posibles especies de cloro libre residual según su pH para una temperatura de 25 °C (Ramírez, 2005, párrafo # 40).

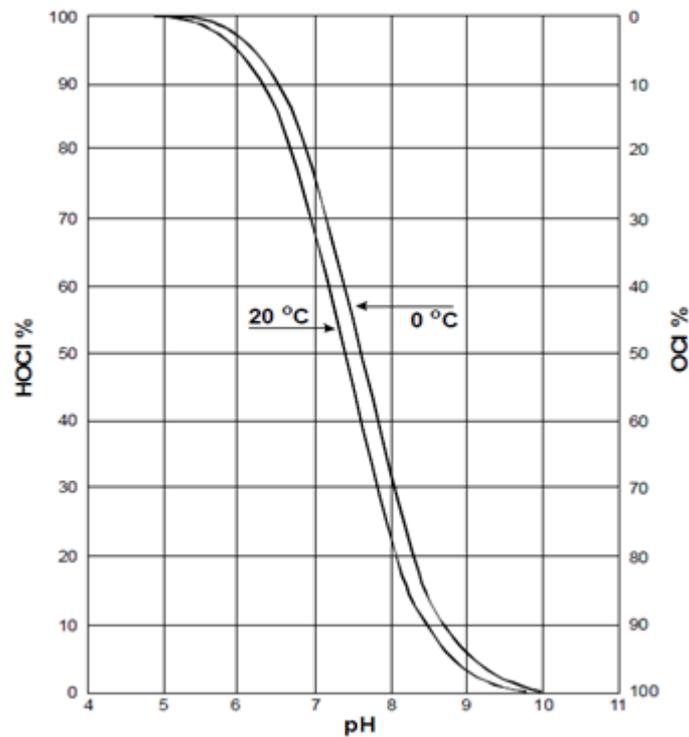


**Figura 1.18** Diagrama de distribución de las especies de cloro a 25 °C para distintos valores de pH (Ramírez, 2005)

En la figura 1.19 se puede observar con más detalle cómo están distribuidos estos compuestos a 10 °C y a 20 °C para pH entre 5 y 10.

A un pH igual o mayor a 10, todo el cloro libre está en forma de ión hipoclorito; en cambio a un pH igual o menor a 5,5 todo el cloro libre está en forma de ácido hipocloroso. A un pH de 7,5 la actividad  $HOCl$  y  $OCl^-$  es igual. El  $HOCl$  predomina a pH menores de 7,5 mientras que a pH mayores de 7,5 la especie predominante es  $OCl^-$  (Ramírez, 2005, párrafo # 24).

La especie química  $HOCl$  tiene una capacidad de destrucción de los microorganismos mucho mayor que la de las otras dos especies químicas del cloro libre (Ramírez, 2005, párrafo # 27).



**Figura 1.19** Distribución porcentual de *HOCl* y *OCl<sup>-</sup>* para distintos valores de pH (Weber, 2003, p. 447)

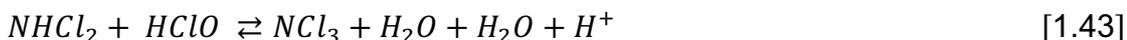
## b) Especies de cloro combinado

Como el cloro es un fuerte oxidante, se combina a través de una reacción de óxido – reducción, con muchas de las sustancias orgánicas o inorgánicas presentes en el agua. La reacción más importante del cloro es la que se hace con los compuestos nitrogenados, especialmente con el amoníaco, que da como productos cloraminas (Osorio et al., 2010, p. 18).

### ➤ Cloraminas

Son compuestos de cloro y nitrógeno amoniacal. La formación de cloraminas se puede ver como un proceso gradual así (Osorio et al., 2010, p. 18):





La distribución en el agua de cada tipo de cloramina depende del pH, temperatura y la proporción entre el cloro y el amoníaco expresado como nitrógeno. Esta proporción se expresa así (Osorio et al., 2010, p. 18):

$$\frac{\text{peso molecular del cloro}}{\text{peso atómico del nitrógeno}} = \frac{70}{14} = 5 \quad [1.44]$$

Para que todo el cloro reaccione con el amoníaco, la proporción teórica debe ser 5 a 1 en peso, es decir, que una parte de cloro reacciona con cinco partes de nitrógeno (Osorio et al., 2010, p. 18).

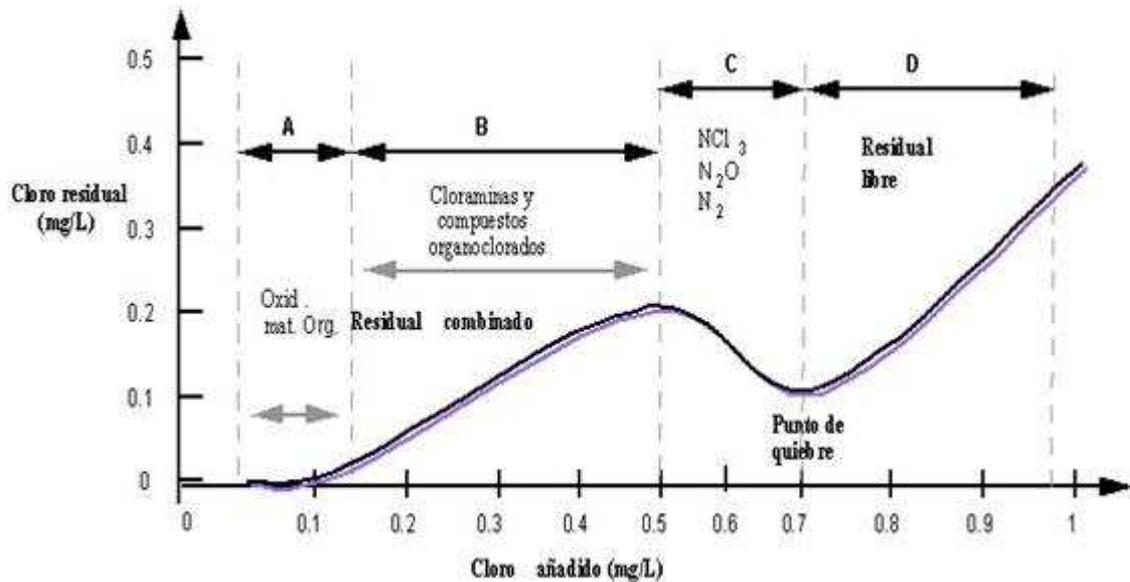
### c) Punto de quiebre

El cloro reacciona fácilmente con varias sustancias y da lugar a un consumo del cloro residual libre, esta reducción del cloro libre se conoce como “demanda de cloro” (Weber, 2003, p. 451).

La representación gráfica de la variación de la concentración y del tipo de cloro libre y combinado cuando reacciona con amoníaco, material orgánico u otros compuestos, se conoce como la “curva del punto de quiebre”. Esta curva normalmente tiene una cresta y un punto de retorno. La parte superior de la cresta indica el punto donde los residuales combinados comienzan a cambiar de las monocloraminas a las dicloroaminas, y el punto de retorno o el “punto de quiebre” indica donde el cloro libre y posiblemente los THMs comienzan a aparecer en el residual (Weber, 2003, p. 451).

Esta curva es una herramienta valiosa para predecir cuánto cloro se requerirá para la desinfección en un periodo específico, así como para determinar que

subproductos pueden formarse. La curva del punto de quiebre se presenta en la figura 1.20 (Weber, 2003, p. 451).



**Figura 1.20** Curva del punto de quiebre  
(Weber, 2003, p. 451)

#### 1.2.9.4 Relación concentración – tiempo de contacto del cloro en el agua

##### a) Ley de Chick – Watson

Chick y Watson propusieron que el proceso de desinfección del agua se puede representar con la siguiente ecuación (Weber, 2003, p. 455):

$$\frac{dN}{dt} = -kCN \quad [1.45]$$

Donde:

$N$  = Número de microorganismos vivos en el instante  $t$

$t$  = Tiempo de contacto

$k$  = Constante de inactividad (es función del desinfectante, temperatura, pH)

$C$  = Concentración de desinfectante, para la desinfección con cloro se asume constante.

Al integrar se obtiene la siguiente expresión:

$$\ln \frac{N}{N_o} = -kCt \quad [1.46]$$

$$\frac{N}{N_o} = e^{-kCt} \quad [1.47]$$

De la fórmula se puede concluir que la relación de microorganismos vivos decrece al aumentar  $Ct$  ya que  $k$  es constante (Weber, 2003, p. 455).

#### b) El parámetro $Ct$

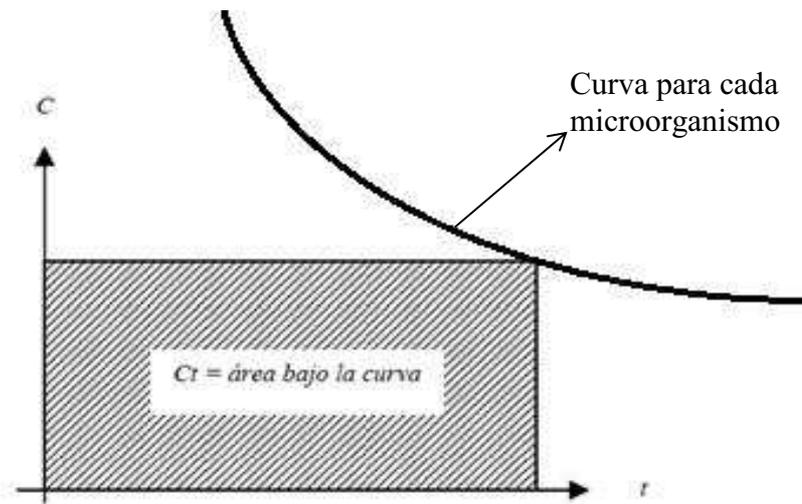
$Ct$  es el parámetro de diseño y por lo tanto la variable más importante en el proceso de desinfección. Es el producto de la concentración del desinfectante (mg/L) por el tiempo de contacto entre el desinfectante y los microorganismos (min). Por lo tanto, se mide en  $\text{mg} \cdot \text{min} / \text{L}$  (Weber, 2003, p. 456).

El parámetro  $Ct$  depende del pH, temperatura, concentración del desinfectante y del tipo de microorganismos presentes en el agua (Weber, 2003, p. 456).

De la ley de Chick se deriva la siguiente ecuación (Weber, 2003, p. 456):

$$Ct = \int_{t_o}^t C dt \quad [1.48]$$

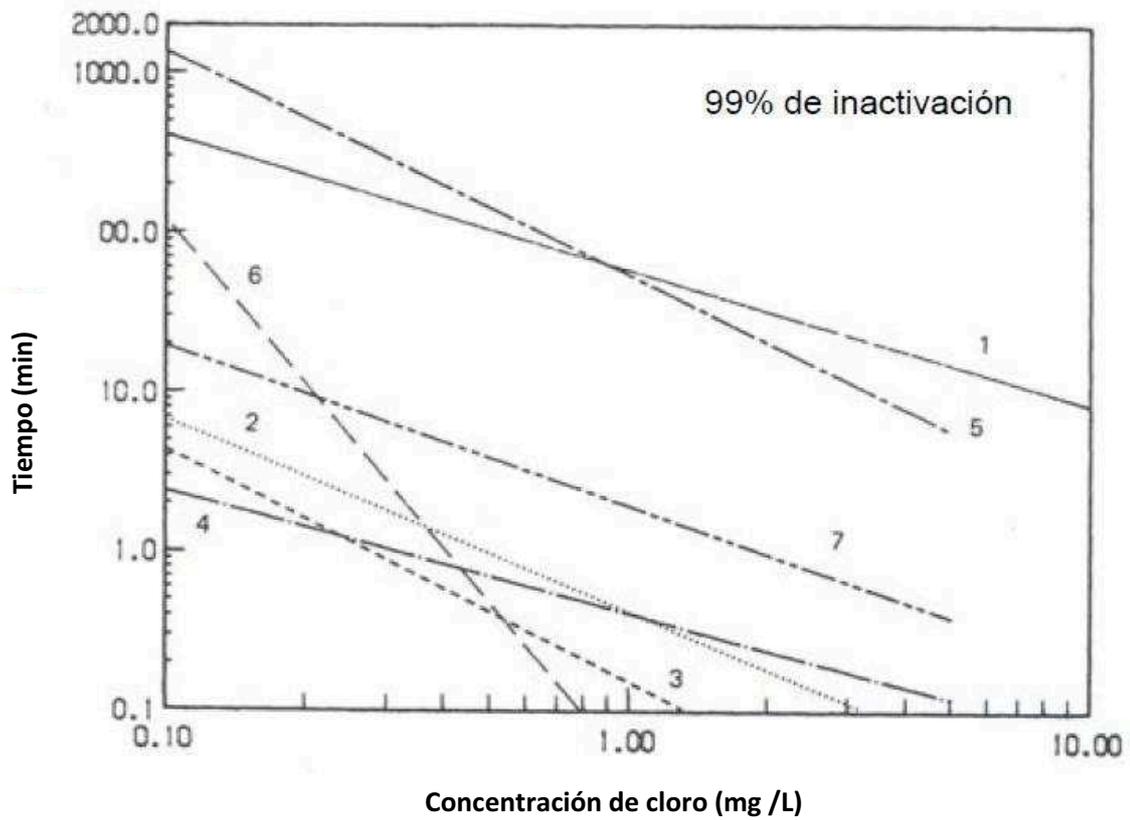
Se puede notar que al graficar  $C$  contra  $t$ , el parámetro  $Ct$  sería el área bajo la curva  $C$  para cada microorganismo como se puede observar en la figura 1.21.



**Figura 1.21** Representación gráfica de C contra t

Como se enunció anteriormente para cada microorganismo existe una relación concentración – tiempo necesario para realizar la desinfección, como se muestra en la figura 1.22.

En la figura 1.22 se observa la relación concentración – tiempo para la inactivación del 99 % de diversos microorganismos a ciertas condiciones de pH y temperatura.



**Figura 1.22** Relación Ct para 99 % de inactivación de diversos microorganismos (1) *Giardia lamblia*, cloro libre, 5 °C, pH 6,0. (2) *E. coli*, cloro libre 2 – 5 °C, pH 8,3. (3) *E. coli*, cloro libre, 20 – 25 °C pH 8,5. (4) Poliovirus 1 (Mahoney), cloro libre, 2 °C, pH 6. (5) *E. coli*, cloro combinado 3 – 5 °C, pH 7. (6) Poliovirus 1 (Mahoney), ozono, 20 °C, pH 7,2. (7) *Giardia muris*, ozono, 5 °C, pH 7  
(AWWA, 1999)

## **2 PARTE EXPERIMENTAL**

### **2.1 MUESTREO DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS RURALES**

#### **2.1.1 MATERIALES**

- Contenedor de plástico de 22,7 L de capacidad con hielos
- Cronómetro SUNWAY, 24 h, 0,01 s
- Recipientes plásticos estériles de 250 y 2 000 mL
- Guantes de nitrilo

#### **2.1.2 METODOLOGÍA**

Las tomas de muestra se realizaron en el barrio La Esperanza ubicado en el cantón Bolívar provincia del Carchi.

El sitio de muestreo se localizó en un lugar de fácil acceso, donde un canal reunía todas las aguas servidas domésticas de la población para posteriormente desembocar en una quebrada, como se puede observar en la figura 2.1.

Se averiguó las costumbres de la comunidad para ver en qué momento las personas pasan en sus casas y realizan las actividades como lavar, cocinar, limpiar, regar los cultivos, en fin actividades que involucren el uso del agua, para determinar el lapso de tiempo donde las muestras tomadas puedan ser representativas.

Se tomaron muestras simples, aproximadamente 250 mL cada 30 min desde las 11 de la mañana hasta las 2 de la tarde, para obtener una muestra compuesta. Para tomar las muestras se utilizó recipientes plásticos estériles de 250 mL que se los homogenizó con la misma agua residual y se los llenó completamente. Las

muestras simples se mezclaron para obtener la muestra compuesta, y se colocó en el contenedor con hielo para preservarla hasta llegar al laboratorio para su análisis.



**Figura 2.1** Lugar de muestreo de aguas residuales domésticas

## **2.2 OBTENCIÓN DEL INÓCULO PARA EL PROCESO DE TRATAMIENTO**

El estudio de tratamiento anaerobio de las aguas domésticas se inició con el proceso de separación y obtención de los microorganismos anaerobios más representativos, presentes en el agua residual. En primer lugar, se realizó una caracterización microbiológica de las aguas contaminadas domésticas de la parroquia La Esperanza para la obtención de bacterias propias de estas aguas. Además, se analizó y se aisló los microorganismos de aguas residuales de otra comunidad cercana a la parroquia La Esperanza llamada Chután. De esta manera se obtuvo una masa bacteriana viviente y representativa de las aguas residuales domésticas.

Todos los análisis correspondientes a la parte microbiológica se realizaron en las instalaciones de la empresa AGRODIAGNOSTIC.

### **2.2.1 REACTIVOS PARA LA IDENTIFICACIÓN Y AISLAMIENTO DE LOS MICROORGANISMOS PRESENTES EN EL AGUA RESIDUAL**

- Agar nutritivo (pluripeptona 5 g/L, extracto de carne 3 g/L, cloruro de sodio 8 g/L, agar 15 g/L), NEOGEN Corporation.
- Agua peptonada (peptona de carne 10 g/L, cloruro de sodio 5 g/L), NEOGEN Corporation.
- Caldo Nutritivo (extracto de carne 1 g/L, extracto de levadura 2 g/L, peptonas 5 g/L y cloruro sódico 5 g/L), NEOGEN Corporation.
- Glicerina, 98 %, J.L. Baker
- Medios para pruebas enzimáticas (Simmons Citrato Agar Medio, TSI Agar Medio, SIM Medio, Medio MR-VP, Urea Medio), Fisher Scientific
- Reactivo de Ehrlich, AGRODIANOSTIC
- Rojo de Metilo, J.L. Baker
- Reactivos para la tinción gram (violeta de genciana, lugol, alcohol 95 % y safranina 90 %), Fisher Scientific.

### **2.2.2 MATERIALES Y EQUIPOS**

- Asa
- Hisopos
- Sorbetes
- Cajas petri
- Frascos de vidrio de 250 mL
- Frascos plásticos estériles de 250 mL
- Sistema anaerobio (caja de galletas con vela)
- Micropipetas P1000, P200, P20
- Pipeta de 10 mL
- Tubos de ensayo de 15 mL con tapa
- Tubos eppendorf de 2 mL
- Mechero PROPAN
- Autoclave, UMCO, 20 L, presión de 0 a 30 psi, temperatura de 212 – 274 °F

- Balanza analítica, ADAM, 120 g, 0,001 g
- Congelador, INDURAMA
- Estufa, MEMERT, 200 °C, 1 °C
- Incubadora, MEMERT, 100 °C, 1 °C
- Microscopio óptico, BOECO, con objetivos de 4X, 10X, 40X y 100X
- Plancha con agitación, Thermolyne, 10 velocidades

### 2.2.3 METODOLOGÍA

#### 2.2.3.1 Siembra de las muestras

Para la siembra de las muestras se estableció los siguientes pasos:

- Diluciones, y
- Siembra de diluciones

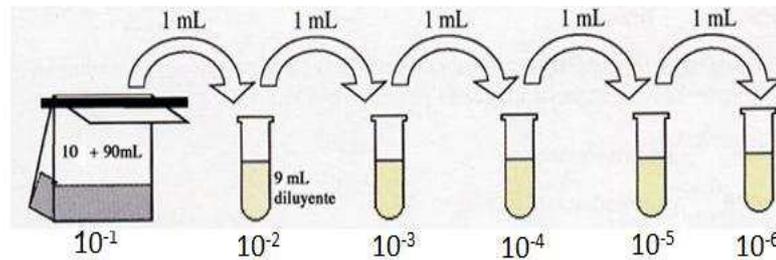
**Diluciones:** Cuando se sospecha que una muestra tiene una gran cantidad de microorganismos por mL es preferible diluir la muestra para evitar que las cajas petri tengan exceso de colonias.

Para las diluciones se preparó agua peptonada al 0.1 % (1 g de agua peptonada por cada litro de solución) y se trabajó para cada muestra con 6 diluciones, de la siguiente manera:

- 1 frasco con 90 mL de agua peptonada, y
- 5 tubos de ensayo con 9 mL cada uno de agua peptonada

Se preparó diluciones seriadas en base 10 de las muestras hasta una dilución final de  $10^{-6}$ , para ello se tomaron 10 mL del agua residual previamente homogenizada y se colocaron en el frasco de 90 mL de agua peptonada. Se agitó y se tomó 1 mL de esta mezcla con una micropipeta y se colocó en el tubo de ensayo con 9 mL de agua peptonada y se agitó. Luego se volvió a tomar 1 mL del

tubo de ensayo y se colocó en otro tubo de ensayo como se muestra en la figura 2.2. Este procedimiento se realizó hasta obtener la dilución  $10^{-6}$ .

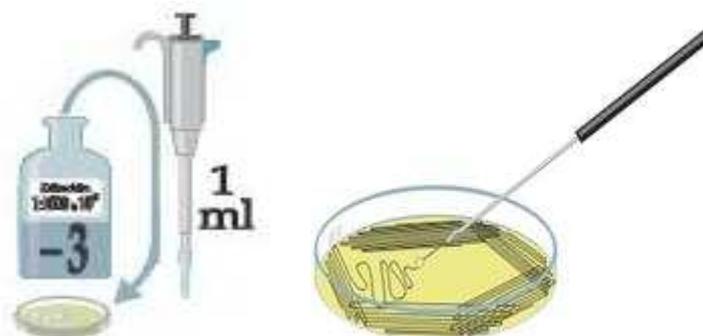


**Figura 2.2** Preparación de diluciones decimales

**Sembrado de diluciones:** Para este paso, primero se esterilizaron las cajas petri dejándolas en la estufa por 2 h a una temperatura de  $150\text{ }^{\circ}\text{C}$ , mientras tanto se preparó el medio agar nutritivo (23 g de medio agar por cada litro de solución), se esterilizó en el autoclave a una temperatura de  $110\text{ }^{\circ}\text{C}$  por 20 min, se dejó que se enfríe y se agregaron aproximadamente 25 mL en cada caja petri. Se esperó a que se solidifique para su utilización.

Se sembró a partir de la dilución  $10^{-3}$  en el medio agar nutritivo, en los 30 min posteriores a la preparación de las diluciones.

Se tomó 1 mL de cada dilución y se sembró por el método de superficie como se indica en la figura 2.3. Se dejaron las cajas en la incubadora por un lapso de 48 h en anaerobiosis.



**Figura 2.3** Siembra en superficie de las diluciones seriadas

### 2.2.3.2 Contaje de microorganismos

Transcurrido el tiempo de 48 horas se sacó las cajas petri de la incubadora y se observó los resultados del crecimiento de las bacterias. Finalmente, se realizó un contaje total de las colonias de bacterias formadas en las cajas petri para cada dilución.

### 2.2.3.3 Identificación de microorganismos

#### Macroscópica

Las colonias de bacterias que crecieron en el medio de cultivo se las identificó de acuerdo a su forma, color y textura, y se realizó un contaje individual para cada tipo de colonia identificada.

#### Microscópica

Se realizó pruebas de Gram Stain con cada colonia identificada como se especifica en el Anexo I y luego se observó al microscopio, donde se identificó las bacterias de acuerdo a la forma y al color. Las colonias puras identificadas se las aisló como se muestra en la figura 2.4 para trabajar con cepas puras.



**Figura 2.4** Aislamiento de las colonias de bacterias puras

## Pruebas Bioquímicas

Para identificar una especie de bacterias es necesario realizar pruebas bioquímicas que permitan a través de los resultados saber con qué tipo de bacteria se va a trabajar.

Las pruebas bioquímicas se realizaron a las colonias gram negativas. Estas pruebas constan de cinco medios como se especifica en el Anexo II y se muestra en la figura 2.5.



**Figura 2.5** Medios para las pruebas bioquímicas

La cepa a identificarse se sembró en cada uno de los medios y se dejó en la incubadora por 24 h; y, de acuerdo a los resultados obtenidos se buscó en las tablas que se encuentran detalladas en el Anexo II para la identificación del tipo de bacteria.

### 2.2.3.4 Pruebas de competencia

Luego de tener las colonias puras se realizó una prueba de antagonismo para determinar si las bacterias son compatibles entre sí, para ello:

- Se preparó caldo nutritivo y se colocó en tubos de ensayo, uno por cada cepa.
- Se agregó una pequeña porción de la cepa aisladas en el caldo y se dejó en la incubadora por 2 h aproximadamente, hasta que se note crecimiento de las bacterias (el caldo se hace turbio).

- Transcurrido el tiempo de incubación se sacaron los tubos y se sembró masivamente con la ayuda de un hisopo estéril; cada cepa en cada caja petri que contenía el medio agar nutritivo (siembra en superficie).
- Se colocaron sorbetes dentro del medio como se muestra en la figura 2.6 y se añadió 100 uL aproximadamente de las otras cepas.
- Se dejó en la incubadora por 24 h.

Transcurrido el tiempo de incubación se determinó los resultados de acuerdo al crecimiento que se produce en cada caja petri.



**Figura 2.6** Cajas Petri preparadas para realizar las pruebas de competencia

#### **2.2.3.5 Preparación de ceparios (almacenamiento)**

Seleccionadas las cepas de microorganismos compatibles se almacenaron para su posterior utilización.

Para el almacenamiento de las cepas de microorganismos se prepararon 50 mL de caldo nutritivo, se sembró la cepa pura en el caldo y se dejó en la incubadora por aproximadamente 2 h. Transcurrido el tiempo se sacó de la incubadora y se añadieron 50 mL de una mezcla 50:50 (v/v) de caldo nutritivo y glicerina. Se colocó esta mezcla en tubos eppendorf, 1 mL por cada uno como se puede observar en la figura 2.7 y se almacenó en la congeladora.



**Figura 2.7** Almacenamiento de las cepas en los tubos eppendorf

### 2.2.3.6 Masificación bacteriana

Se preparó 1 L de caldo nutritivo, se añadió 1 tubo eppendorf por cada cepa y se armó el sistema de crecimiento masivo de microorganismos como se indica en la figura 2.8 con agitación. Se dejó que se produzca la reproducción de los microorganismos por 72 h. Al tiempo cero se tomó una muestra, se midió el pH y se colocó una pequeña cantidad de muestra en un portaobjetos y se observó al microscopio para determinar el crecimiento de los bacterias. Este procedimiento se repitió cada 3 h.



**Figura 2.8** Sistema utilizado para la masificación bacteriana

Al final del periodo de masificación se procedió a realizar un recuento total, para lo cual se realizó las diluciones correspondientes y se sembraron en el medio agar nutritivo desde la dilución  $10^{-6}$  a  $10^{-12}$ , y se siguió el procedimiento descrito anteriormente en el numeral 2.2.3.1.

## 2.3 CARACTERIZACIÓN FÍSICO – QUÍMICA DEL AGUA RESIDUAL

Las pruebas físico – químicas permiten determinar el nivel de contaminación del agua residual doméstica que ingresa al proceso de tratamiento y el nivel de degradación del sustrato durante el proceso de digestión anaerobia.

Los análisis físico – químicos que se realizaron a las aguas residuales domésticas se detallan a continuación:

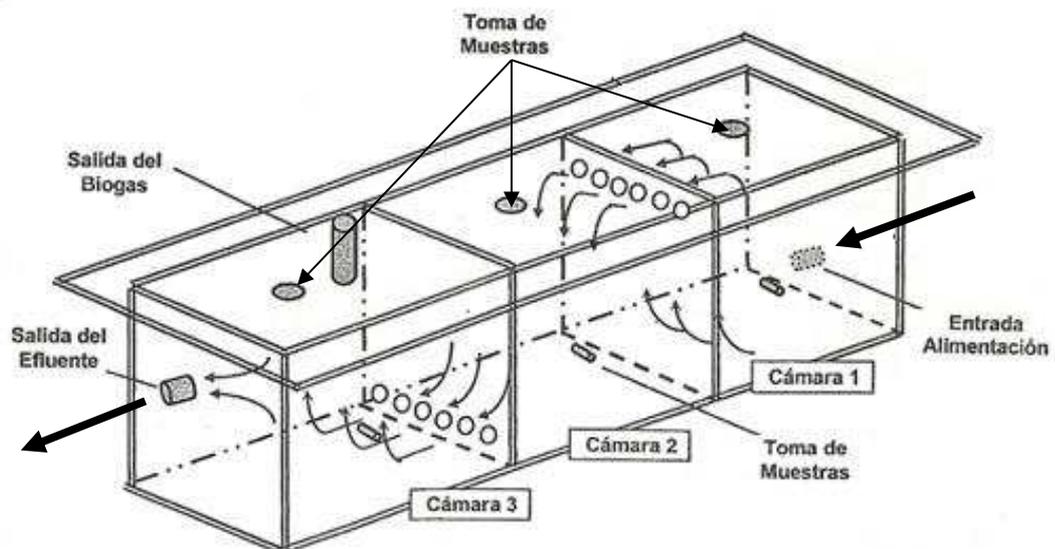
- DQO
- DBO<sub>5</sub>
- Oxígeno Disuelto (mg/L)
- pH
- Conductividad (uS/cm)
- Turbidez (NTU)
- Cromo total (mg/L)
- Hierro total (mg/L)
- Fosfatos (mg/L)
- Nitritos (mg/L)
- Nitratos (mg/L)
- Nitrógeno amoniacal (mg/L)
- Color Real (unid Pt-Co)
- Color Aparente (unid Pt-Co)
- Alcalinidad Fenolftaleína (mg/L CaCO<sub>3</sub>)
- Alcalinidad Total (mg/L CaCO<sub>3</sub>)
- Dureza Total (mg/L)
- Dureza Cálcica (mg/L)
- Detergentes (mg/L)
- Fenoles (mg/L)
- Sustancias Solubles en Hexano (mg/L)
- Sólidos Totales (fijos y volátiles) (mg/L)
- Sólidos Disueltos (Fijos y volátiles) (mg/L)

Para el análisis de cada uno de los parámetros se utilizó los métodos especificados en el Hach Water Analysis Handbook y los procedimientos

específicos enmarcados en los requerimientos de la norma ISO 17025:2005 para el Laboratorio de Aguas y Microbiología del Laboratorio del Acelerador de Electrones (LAE) de la Escuela Politécnica Nacional que se especifican en el Anexo III

## 2.4 ARRANQUE DEL REACTOR ANAEROBIO A ESCALA DE LABORATORIO

Las pruebas a nivel de laboratorio para el tratamiento de aguas residuales domésticas se llevaron a cabo en un reactor multicámara de lecho fijo con recirculación, con una capacidad de 1,3 L y dividido internamente en tres cámaras iguales fabricado con acrílico. Se utilizó dos tipos de soporte para el lecho fijo: piedra pómez y zeolita como base para el crecimiento de los microorganismos acidogénicos y metanogénicos, necesarios para el proceso de tratamiento anaerobio. El esquema del reactor utilizado durante la investigación se expone en la figura 2.9.



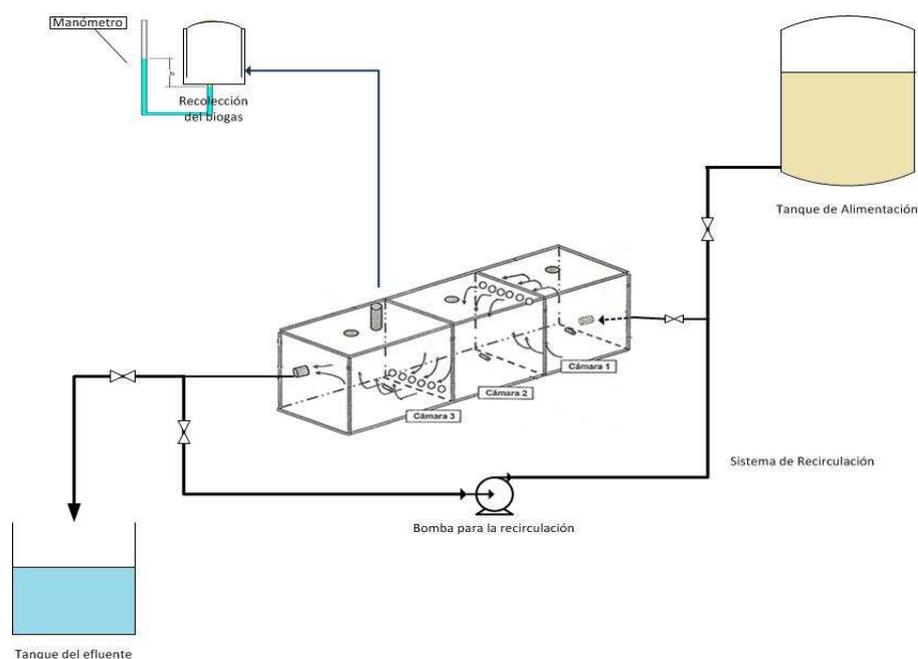
**Figura 2.9** Reactor de laboratorio de lecho fijo

El diseño del reactor fue realizado por el Laboratorio de Aguas y Microbiología bajo la dirección del Ingeniero Trajano Ramírez, el mismo que se expone en el plano que se encuentra en Anexo IV.

La cámara 1 contiene solo piedra pómez, la misma que puede permitir un rápido crecimiento de las bacterias acidogénicas muy necesarias para la primera etapa del proceso anaerobio. La cámara 2 posee una combinación de piedra pómez y zeolita como material de soporte. En cambio, la cámara 3 posee un soporte únicamente de zeolita de alta porosidad con el fin de dar mejor superficie para el crecimiento de las bacterias.

El agua de alimentación contaminada de origen doméstico se colocó en un recipiente a un nivel superior del reactor para que el flujo del influente ingrese por gravedad y de manera continua. El agua residual ingresa al reactor en la primera cámara por su parte inferior, luego asciende para ingresar a la segunda cámara a través de unos orificios que conectan la primera cámara con la segunda cámara. El efluente de la primera cámara desciende en el interior de la segunda cámara; el efluente de esta última permite un movimiento ascendente en la tercera cámara para su posterior salida del reactor hacia un recipiente de recolección del efluente ya tratado.

Un esquema completo del reactor anaerobio con sus instalaciones utilizado en el laboratorio se presenta en la figura 2.10.



**Figura 2.10** Esquema del reactor anaerobio de lecho fijo de dos fases y con recirculación

Una bomba centrífuga con flujo de alimentación variable se utilizó para la recirculación de la biomasa durante el proceso de tratamiento anaerobio.

El biogás producido se recogió por la parte superior en un recipiente de volumen conocido y se midió la presión de éste a través de un manómetro en U.

## **2.4.1 ACONDICIONAMIENTO DE LA BIOMASA EN EL REACTOR**

### **2.4.1.1 Materiales y equipos**

- Mangueras de ½ pulgada de diámetro
- Pinzas mohr
- Probetas de 100, 500 y 1 000 mL
- Reactor de lecho fijo de dos fases

### **2.4.1.2 Metodología**

El estudio del proceso de descontaminación del agua residual doméstica se inició con la siembra del inóculo en el lecho fijo del reactor y la adaptación de la biomasa.

En primer lugar, se determinó una curva de calibración del flujo vs el tiempo de llenado del reactor anaerobio para obtener la ecuación que permita determinar los flujos con los que puede operar el reactor y el tiempo de llenado del mismo.

Por otro lado, en base a los resultados de las pruebas físico - químicas del agua contaminada doméstica a ser tratada se determinó si el contenido de los nutrientes es suficiente para llevar a cabo el proceso anaerobio y si el pH que también influye en el proceso, es el adecuado.

Se puso en funcionamiento el sistema con una cantidad de inóculo que corresponda al 10 % del volumen activo del reactor. El volumen activo del reactor es de 700 mL por lo que se inoculó con 70 mL del producto de masificación que fue colocado con el agua de alimentación dentro del reactor. El sistema se selló completamente como se indica en la figura 2.11, para evitar que exista ingreso de aire y afecte al proceso.



**Figura 2.11** Reactor anaerobio de lecho fijo de flujo ascendente

Durante el proceso de acondicionamiento y crecimiento de la biomasa el reactor operó sin reciclo y a un flujo continuo de 0,6 mL/min, después de 24 h se tomó una muestra del agua tratada para determinar si hay consumo de materia orgánica a través de los análisis de la demanda química de oxígeno (DQO).

Se mantuvo con este flujo hasta que el sistema llegue a un pseudo - estado estacionario, diariamente se determinó la DQO para ver su variabilidad.

## **2.5 DETERMINACIÓN DE LAS CONSTANTES CINÉTICAS PARA LA MASA MICROBIANA ANAEROBIA**

### **2.5.1 MATERIALES Y EQUIPOS**

- Cápsulas de porcelana de 250 mL

- Jeringuilla de 15 mL
- Matraz aforado de 500 mL
- Pipetas de 2 y 10 mL
- Probeta de 500 y 1 000 mL
- Baño maría
- Balanza analítica KERN & Sohn GmbH, 220 g, 0,1 g
- Espectrofotómetro UV-Vis , HACH DR/2 000
- Estufa Precisión Scientific, 200 °C, 1 °C
- Mufla QUINCY LAB INC., 260 °C, 5 °C
- Turbidímetro HACH, modelo 2 100 A, 99 NTU, 1 NTU

### **2.5.2 METODOLOGÍA**

Para la determinación de las constantes cinéticas de la biomasa anaerobia se programó llevar a cabo el proceso anaerobio sin reciclo después de que el sistema alcanzó el pseudo – estado estacionario. En la figura 2.12 se observa el reactor anaerobio sin reciclo utilizado para el estudio cinético.

La concentración de la biomasa presente en el reactor y la remoción del sustrato se determinaron por el análisis de la cantidad de sólidos suspendidos volátiles (SSV) y la demanda química de oxígeno (DQO) respectivamente durante el proceso de tratamiento anaerobio.

Se tomaron muestras diarias a la salida del reactor y en el reactor de su parte superior con la ayuda de una jeringuilla y con el cuidado necesario para evitar el ingreso de aire. Con las muestras obtenidas se determinaron sólidos suspendidos volátiles, DQO, turbidez, pH y la concentración de los nutrientes fosfatos y nitratos. Los sólidos suspendidos volátiles se obtuvieron por diferencia de los sólidos totales volátiles y los sólidos disueltos volátiles, al tomar 10 mL de muestra para cada caso. Los procedimientos para la determinación de sólidos volátiles, DQO, potencial de hidrógeno, fosfatos y nitratos se realizaron de acuerdo a lo expuesto en el Anexo III.

Luego se cambió a nuevos tiempos de retención hidráulica en el reactor y se realizaron los mismos análisis mencionados anteriormente.

La DQO inicial se mantuvo constante en todas las pruebas realizadas para la determinación de las constantes cinéticas de la biomasa anaerobia.



**Figura 2.12** Reactor anaerobio en funcionamiento

Los datos obtenidos de la concentración del DQO inicial y final, de sólidos suspendidos volátiles y el tiempo de residencia hidráulico permitieron obtener las constantes cinéticas para los microorganismos, los mismos que se utilizaron para el dimensionamiento del reactor anaerobio.

Durante el proceso anaerobio, la tasa de utilización del sustrato  $r_s$ , se determina de acuerdo a la siguiente ecuación (Romero, 2001, p. 213):

$$r_s = -\frac{dS}{dt} = \frac{kXS}{K_s + S} = \frac{S_o - S}{\theta} \quad [2.1]$$

Donde:

$r_s$  = tasa de utilización de sustrato

$k$  = tasa máxima de remoción de sustrato por unidad de masa de microorganismos o tasa máxima específica de utilización de sustrato

$X$  = concentración de la biomasa

- $S$  = concentración del sustrato a un tiempo  $\theta$   
 $S_o$  = concentración inicial de sustrato  
 $\theta$  = tiempo de retención hidráulico  
 $K_s$  = constante de saturación  
 $\mu_m$  = máxima tasa de crecimiento específico.

Al reordenar la ecuación 2.1 se obtiene la relación 2.2 y 2.3

$$\frac{kS}{K_s + S} = \frac{S_o - S}{\theta X} \quad [2.2]$$

$$\frac{X\theta}{S_o - S} = \frac{K_s}{kS} + \frac{1}{k} \quad [2.3]$$

La tasa de crecimiento específico neta es inversamente proporcional al tiempo de retención. Por lo tanto, el crecimiento de la biomasa se puede controlar por medio del tiempo de retención, de la siguiente manera (Romero, 2001, p. 114):

$$\frac{1}{\theta_c} = -Y \frac{r_s}{X} - k_d \quad [2.4]$$

Donde:

- $\theta_c$  = tiempo promedio de retención celular o edad del lodo  
 $Y$  = coeficiente de producción de crecimiento en la fase logarítmica  
 $k_d$  = coeficiente de respiración endógena o tasa específica de declinación endógena, (tasa de mortalidad de los microorganismos)

Al reemplazar  $r_s$ , por su valor, se obtiene la relación 2.5.

$$\frac{1}{\theta_c} = -Y \frac{S_o - S}{X\theta} - k_d \quad [2.5]$$

En vista que el reactor funciona sin reciclo, el tiempo promedio de retención celular equivale al tiempo de retención hidráulico.

## 2.6 DETERMINACIÓN DE LAS MEJORES VARIABLES DE OPERACIÓN DEL REACTOR ANAEROBIO

### 2.6.1 MATERIALES Y EQUIPOS

- Celdas de 25 mL
- Cápsulas de porcelana de 250 mL
- Jeringuilla de 15 mL
- Matraz aforado de 500 mL
- Pipeta de 2 y 10 mL
- Probeta de 500 mL
- Baño maría
- Balanza analítica KERN & Sohn GmbH, 220 g, 0,1 g
- Bomba MASTERFLEX, 1/3 HP, 1 725 RPM
- Espectrofotómetro UV-Vis , HACH DR/2 000
- Estufa Precision Scientific, 200 °C, 1 °C
- Mufla QUINCY LAB INC., 260 °C, 5 °C
- Turbidímetro HACH, modelo 2 100 A, 99 NTU, 1 NTU

### 2.6.2 METODOLOGÍA

Para la determinación de las mejores variables de operación del reactor anaerobio se desarrolló un diseño experimental 3<sup>3</sup>. Se trabajó con tres variables a tres niveles cada una: Porcentaje de recirculación: 25 %, 45 % y 65 %, flujo de alimentación: 4,5 mL/min, 6 mL/min y 9 mL/min y la concentración del DQO inicial: 1 000 mg/L, 2 200 mg/L y 3 000 mg/L.

Para las pruebas con reciclo de la biomasa se acopló al sistema una bomba centrífuga como se observa en la figura 2.13. Se mantuvo constante el flujo de entrada (6 mL/min) y se varió los porcentajes de reciclo, se inició con 25 %, luego 45 % y finalmente 65 %. En cada caso, se tomaron muestras del efluente a la salida del reactor y en el reactor para la determinación de DQO, sólidos

suspendidos volátiles, pH, turbidez, nitratos y fosfatos. Cada porcentaje de reciclo se mantuvo por 15 días para la obtención de los datos.



**Figura 2.13** Reactor anaerobio con reciclo

Para el estudio de la influencia del flujo de alimentación al reactor anaerobio se trabajó con un reciclo de 25 % y se varió los flujos de entrada. De igual manera estos flujos se mantuvieron por 15 días, y se tomaron muestras diarias para los análisis respectivos.

Finalmente, se realizaron variaciones de la concentración de contaminante medida en términos de DQO al ingreso del reactor, en este caso se trabajó con un porcentaje de reciclo del 25 % y un flujo de alimentación 6 mL/min y al igual que en los casos anteriores se tomaron muestras diarias para realizar los análisis especificados anteriormente.

## **2.7 DETERMINACIÓN DE LA MASA MICROBIANA EN EL REACTOR ANAEROBIO.**

### **2.7.1 REACTIVOS**

- Agar nutritivo (pluripeptona 5 g/L, extracto de carne 3 g/L, cloruro de sodio 8 g/L, agar 15 g/L), NEOGEN Corporation.
- Agua peptonada (peptona de carne 10 g/L, cloruro de sodio 5 g/L), NEOGEN Corporation

- Reactivos para la tinción gram (violeta de genciana, lugol, alcohol 95 % y safranina 90 %), Fisher Scientific.

### **2.7.2 MATERIALES Y EQUIPOS**

- Cajas petri
- Frascos de vidrio de 250 mL
- Frascos plásticos estériles de 250 mL
- Jeringuilla de 15 mL
- Sistema anaerobio (caja de galletas con vela)
- Micropipetas P1000, P200, P20
- Pipeta de 10 mL
- Tubos de ensayo de 15 mL con tapa
- Mechero PROPAN
- Autoclave, UMCO, 20 L, presión de 0 a 30 psi, temperatura de 212 – 274 °F
- Balanza analítica, ADAM, 120 g, 0,001 g
- Estufa, MEMERT, 200 °C, 1 °C
- Incubadora, MEMERT, 100 °C, 1 °C

### **2.7.3 METODOLOGÍA**

Una vez terminado el estudio de la optimización de las variables del proceso de tratamiento anaerobio, se realizó la determinación de los microorganismos presentes en la biomasa, para ello se tomaron muestras de la biomasa dentro del reactor con la ayuda de una jeringuilla y se colocó en un envase estéril; y en otro envase se colocó el agua que sale del reactor.

Se realizó la siembra de los microorganismos como se especificó en el literal 2.2.3 con la única variación de que se trabajó con diluciones hasta  $10^{-12}$  y se sembró en el medio a partir de la dilución  $10^{-5}$ . Se realizó el conteo de microorganismos y se

identificó las colonias formadas, para mayor seguridad se realizó las tinciones gram para determinar el tipo de bacterias presentes.

## **2.8 DESINFECCIÓN DEL AGUA PROCEDENTE DEL REACTOR ANAEROBIO**

### **2.8.1 REACTIVOS**

- Hipoclorito de sodio, 5 %, LAM
- Medio m – Endo Total ColiformBrot, Permachem Reagents
- Medio m – FC Broth with RosilicAcid, Permachem Reagents

### **2.8.2 MATERIALES Y EQUIPOS**

- Kitasato de 500 mL
- Embudo Filtrante
- Matraz aforado de 500 mL
- Caja petri de 45 mm de diámetro
- Membrana de 45 µm de tamaño de poro
- Pinza
- Incubadora Precision Scientific, 150 °C, 1 °C
- Bomba de vacío EMERSON, 1/3 HP, 1 725 RPM
- Autoclave , UMCO, 20 L, presión de 0 a 30 psi, temperatura de 212 – 274 °F

### **2.8.3 METODOLOGÍA**

Al agua procedente del reactor anaerobio se le realizó un proceso de desinfección, para lo cual se utilizó el hipoclorito de sodio.

Para la desinfección del agua que sale del reactor anaerobio se utilizó una cantidad aproximada de 120 mg/L de hipoclorito de sodio y se dejó en contacto por un tiempo de una hora aproximadamente.

EL recuento total de coliformes totales y fecales se realizó después del tiempo de contacto con el agente desinfectante, se utilizó el método de filtración de membrana de la siguiente manera:

- Se esterilizó el material a utilizarse (pinza, filtro, kitasato) en el autoclave.
- Se armó el equipo de filtración conectado al vacío.
- Se tomó una caja petri previamente identificada y se colocó el medio de cultivo para analizar coliformes totales (m – Endo Total ColiformBroth).
- Se filtró 100 mL de muestra a través de la membrana de 45  $\mu\text{m}$  de tamaño de poro y con la ayuda de una pinza esterilizada se colocó la membrana sobre la caja petri.
- Se dejó en la incubadora por 24 h a 40 °C.
- Se repitió el mismo procedimiento para los coliformes fecales. En este caso se utilizó el medio m – FC Broth with Rosilic Acid.
- Se contó el número aproximado de colonias formadas.

## **2.9 DIMENSIONAMIENTO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO ANAERÓBICO**

El dimensionamiento del sistema de tratamiento se realizó en base a los mejores variables obtenidos en los ensayos realizados a escala laboratorio y al estudio cinético llevado a cabo.

En el dimensionamiento del sistema de tratamiento anaerobio se contempla lo siguiente:

- Proyección del crecimiento de la población
- Caudal de diseño

- Dimensionamiento del reactor anaerobio
- Condiciones de operación del reactor
- Diseño del sistema de alimentación
- Dimensionamiento del tanque de homogenización
- Desinfección del efluente

### 2.9.1 POBLACIÓN DE DISEÑO

Para la determinación de la población involucrada en el proceso de producción de aguas de desecho doméstico de la parroquia La Esperanza se consideró un modelo de crecimiento exponencial que se acopla a las condiciones de crecimiento de las zonas rurales de la siguiente manera (Valverde, Meave, Carabias y Cano, 2005, pp. 49 – 50):

$$Pf = Pa (1 + r)^n \quad [2.6]$$

Donde:

$Pf$  = Población proyecta

$Pa$  = Población actual

$r$  = Tasa de crecimiento geométrico de la población expresado como función decimal

$n$  = Periodo de diseño

### 2.9.2 CAUDAL DE DISEÑO

Es el caudal de agua, incluyendo pérdidas por fuga, consumido en promedio por la comunidad. Se lo determina con la siguiente ecuación (Mann, 2000, p. 4)

$$Qm = \frac{f(P \cdot D)}{86\,400} \quad [2.7]$$

Donde:

$Q_m$  = Caudal medio (l/s)

$f$  = factor de fugas

$P$  = Población al final del periodo de diseño (N° de habitantes)

$D$  = Dotación futura (L/habitante. día)

### 2.9.3 DIMENSIONAMIENTO DE LAS UNIDADES DEL PROCESO DE TRATAMIENTO ANAEROBIO

En el proceso de tratamiento anaerobio, el agua residual doméstica pasa por tres etapas que son:

**Homogenización:** Para el diseño de esta unidad se consideró los requerimientos de nutrientes y de la solución buffer, y además el dimensionamiento del tanque de homogenización.

**Tratamiento anaerobio:** En esta unidad se realiza la descontaminación del agua residual donde se obtiene una disminución de la materia orgánica. Para el dimensionamiento de esta unidad de tratamiento se consideró el modelo de mezcla completa que se detalla en el numeral 1.2.5.1.

**Desinfección:** En este proceso se eliminan las bacterias patógenas que pueden existir en el agua procedente del reactor anaerobio. Para el dimensionamiento de esta unidad se tomó en cuenta lo expuesto en el numeral 1.2.9.

### **3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

#### **3.1 MUESTREO DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS RURALES**

Para iniciar el proceso de tratamiento anaerobio se realizó un muestreo compuesto para la caracterización microbiológica y físico – química del agua residual doméstica del barrio La Esperanza.

Para la obtención de la muestra compuesta, se averiguó las costumbres del barrio, donde se determinó que el intervalo de tiempo donde se puede obtener una muestra representativa es de 11 de la mañana a 2 de la tarde ya que en este lapso de tiempo se realizan las actividades domésticas que involucran el uso del agua. Adicionalmente se observó que el caudal de las aguas residuales domésticas varía considerablemente, y que en este lapso de tiempo se obtienen los caudales máximos.

A partir de las muestras simples recogidas cada media hora, se obtuvo una muestra representativa de aproximadamente 2,0 L de agua residual doméstica necesaria para realizar los análisis microbiológicos y los análisis físico – químicos.

La muestra se transportó en un contenedor con hielos para preservarla y obtener resultados representativos de los parámetros analizados.

Para la obtención del inóculo necesario para el proceso de tratamiento anaerobio se tomaron muestras tanto en el barrio La Esperanza y en una comunidad cercana llamada Chután, en este último caso se siguió el mismo procedimiento de muestreo ya descrito.

Con el método de muestreo ya especificado, se realizaron tres tomas de muestra en el barrio la Esperanza en tres diferentes días, para someterlas a los análisis

físico – químicos y determinar la variabilidad de los parámetros que afectan la contaminación.

### 3.2 OBTENCIÓN DEL INÓCULO PARA EL PROCESO DE TRATAMIENTO

Se tomaron muestras de las aguas residuales domésticas rurales de dos lugares diferentes, para tener una población bacteriana anaerobia representativa de estas aguas, y con el fin de elaborar un inóculo activo que fue utilizado en el proceso de tratamiento anaerobio a escala de laboratorio, donde se utilizó un reactor de lecho fijo diseñado y construido en el laboratorio del Acelerador de Electrones de la Escuela Politécnica Nacional.

Para la determinación de las bacterias anaerobias presentes en el agua residual se utilizó el método de siembra en superficie en medio agar nutritivo utilizado para el cultivo de una gran variedad de microorganismos.

Del resultado de la siembra y posteriormente de la incubación por 48 horas en anaerobiosis se tiene el crecimiento de las bacterias como se observa en la figura 3.1.

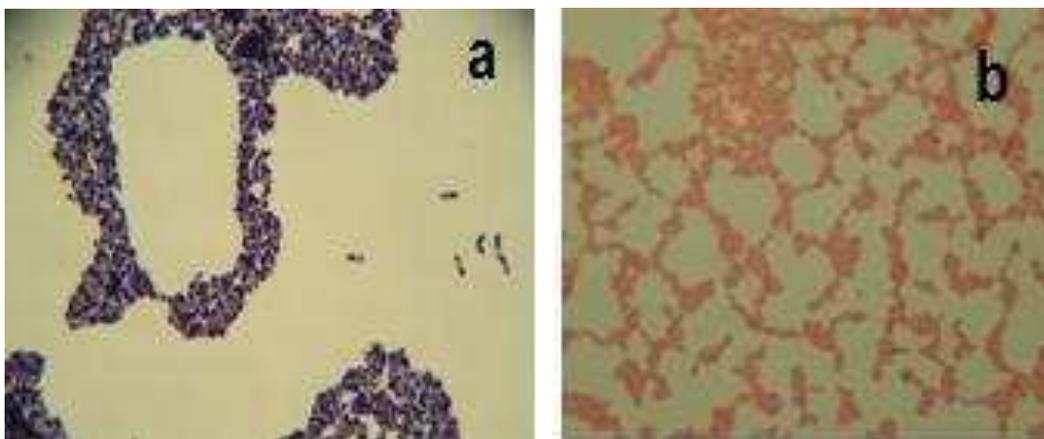


**Figura 3.1** Resultados del crecimiento de las bacterias anaerobias en medio Agar Nutritivo

Realizado el conteo de las unidades formadoras de colonia para cada caso, se obtuvo un crecimiento aproximado de  $2,4 \times 10^8$  u.f.c/mL para la muestra 1 (M1), muestra tomada en el barrio La Esperanza y de  $2,3 \times 10^7$  u.f.c/mL para la muestra 2 (M2) muestra tomada en la comunidad de Chután; cantidades que demuestran que los microorganismos anaerobios, específicamente las bacterias, se desarrollan en este tipo de aguas sin ningún inconveniente.

Se pudo observar en el crecimiento anaerobio una ecología bacteriana diversa, identificándose 18 y 16 tipos de colonias en las muestras M1 y M2, respectivamente. Además, se observó que ciertas colonias estuvieron presentes en las dos muestras, es decir, las bacterias son características de las aguas residuales domésticas.

A través del gram stain se identificó las bacterias de acuerdo a su forma, que en el presente caso fueron bacilos y bacilos esporulados, y de acuerdo al color adquirido: gram negativas (rosadas) y bacterias gram positivas (violeta), como se puede observar en la figura 3.2.



**Figura 3.2** Resultados del Gram Stain  
(a) Bacilos esporulados gram positivos. (b) Bacilos gram negativos

Las bacterias gram negativas fueron sometidas a pruebas bioquímicas para saber específicamente con qué tipo de bacteria se trabaja. Los resultados obtenidos de estas pruebas se detallan en la tabla 3.1 para la muestra tomada en el barrio La

Esperanza y en la tabla 3.2 para la muestra tomadas en la comunidad de Chután de la provincia del Carchi.

**Tabla 3.1** Resultados de la identificación de las bacterias anaerobios para la muestra M1

Código de la identificación de las colonias	Resultados del gram stain	Tipo de bacteria	Contaje por tipo de bacteria identificada (u.f.c/mL)	Composición bacteriana (%)
1	Gram - bacilos	<i>Citrobacter</i>	$5,0 \times 10^5$	2,08
2	Gram + bacilos	Gram positivos	$7,0 \times 10^5$	2,92
3	Gram – bacilos	<i>Citrobacter</i>	$2,1 \times 10^6$	8,75
4	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$6,0 \times 10^5$	2,50
5''	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$1,6 \times 10^6$	6,67
6	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$5,0 \times 10^5$	2,08
7	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$1,9 \times 10^6$	7,92
8	Gram - bacilos	<i>E. coli</i>	$6,0 \times 10^5$	2,50
9	Levaduras	-	-	-
10	Gram - bacilos	<i>Klebsiella</i>	$2,0 \times 10^6$	8,33
11'	Gram + bacilos	Gram positivos	$2,1 \times 10^6$	8,75
11''	Gram - bacilos	<i>Enterobacter</i>	$1,3 \times 10^6$	5,42
12	Gram + bacilos	Gram positivos	$2,0 \times 10^6$	8,33
13	Gram - bacilos	<i>E. coli</i>	$2,4 \times 10^6$	10,00
14	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$1,4 \times 10^6$	5,83
15	Gram + bacilos	Gram positivos	$5,0 \times 10^5$	2,08
16	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$1,9 \times 10^6$	7,92
17	Gram - bacilos	<i>E. coli</i>	$8,0 \times 10^5$	3,33
18	Gram +bacilos	Gram positivos	$1,1 \times 10^6$	4,58

Para las dos muestras tomadas M1 y M2 se determinó la composición bacteriana para establecer cuales cepas de bacterias crecen en mayor proporción y así eliminar las cepas cuyo crecimiento no era representativo ya que crecen en un porcentaje menor al 5 % del contaje total.

Para obtener la masa bacteriana solo se tomó en cuenta el crecimiento de las bacterias anaerobias, se descartó el crecimiento de hongos y levaduras debido a que estos pueden crecer por contaminación en el ambiente.

**Tabla 3.2** Resultados de la identificación de las bacterias anaerobios para la muestra M2

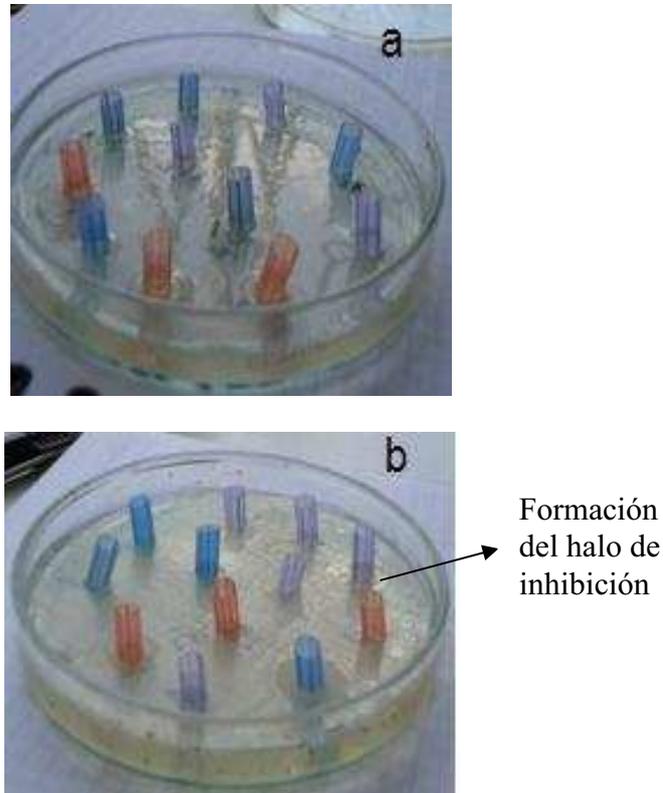
Código de la identificación de las colonias	resultados del gram stain	tipo de bacteria	Contaje por tipo de bacteria identificada (u.f.c / mL)	Composición bacteriana (%)
1	Gram - bacilos	Salmonella	$6,0 \times 10^6$	2,61
2	Gram - bacilos	Salmonella	$8,0 \times 10^6$	3,48
3	Gram - bacilos	<i>Proteus</i>	$6,0 \times 10^6$	2,61
4	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$1,0 \times 10^7$	4,35
5	No se identificó	-	$3,0 \times 10^6$	1,30
6	No se identificó	-	$4,0 \times 10^6$	1,74
7	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$2,1 \times 10^7$	9,13
8	Gram - bacilos	<i>Citrobacter</i>	$2,1 \times 10^7$	9,13
9	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$1,0 \times 10^7$	4,35
10	Gram - bacilos	<i>Enterobacter</i>	$2,2 \times 10^7$	9,57
11	Gram + bacilos	Gram positivos	$5,0 \times 10^6$	2,17
12	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$1,7 \times 10^7$	7,39
13	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$2,0 \times 10^7$	8,70
14	Gram - bacilos	<i>Shigella</i>	$1,9 \times 10^7$	8,26
15	Gram - bacilos	<i>Citrobacter</i>	$1,1 \times 10^7$	4,78
16	Gram + bacilos	Gram positivos	$1,8 \times 10^7$	7,83
17	Levaduras	-	-	-
18	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$1,5 \times 10^7$	6,52
19	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>	$1,4 \times 10^7$	6,09

Las colonias identificadas tanto en M1 como en M2 fueron aisladas para tener cepas puras.

A las cepas puras se le sometió a pruebas de antagonismo para determinar si son compatibles entre sí, como se muestra en la figura 3.3. De esta manera se seleccionó las bacterias aptas para el estudio del tratamiento anaerobio, que no inhiban el crecimiento de las demás bacterias y no impidan la formación de la biomasa.

De las colonias de bacterias identificadas se eliminaron las que no fueron compatibles entre sí, es decir las que formaron un halo alrededor del sorbete

como se puede observar en la figura 3.3 (b), las cuales impidieron el crecimiento de las bacterias que se encuentran sembradas en toda la caja petri.



**Figura 3.3** Resultados de las pruebas de antagonismo  
 (a) Todas las bacterias son compatibles. (b) Se puede notar la formación de un halo de inhibición de crecimiento de la bacteria

Para el proceso de tratamiento anaerobio se seleccionaron 19 colonias, que estuvieron presentes tanto en la muestra M1 como en la muestra M2, las mismas se detallan en la tabla 3.3.

En la tabla 3.3 se puede notar la presencia de una gran variedad de bacterias anaerobias compatibles entre sí, que fueron utilizadas para el estudio del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas.

Según datos bibliográficos, los géneros *Klebsiellas*, *Clostridium*, así como la especie *E. coli* presentes en la masa bacteriana son grupos fisiológicos anaerobios fermentadores de glucosa y reductores de nitrato, necesarios para el proceso de tratamiento anaerobio.

**Tabla 3.3** Bacterias presentes en el inóculo utilizado en el proceso de tratamiento anaerobio

<b>Código de la identificación de las colonias</b>	<b>Resultado de la Tinción Gram</b>	<b>Tipo de Bacterias</b>
3 <sub>1</sub>	Gram – bacilos	<i>Citrobacter</i>
5 <sub>1</sub> ''	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>
7 <sub>1</sub>	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>
10 <sub>1</sub> ''	Gram - bacilos	<i>Klebsiella</i>
11 <sub>1</sub> '	Gram + bacilos	Gram positivos
11 <sub>1</sub> ''	Gram - bacilos	<i>Enterobacter</i>
12 <sub>1</sub>	Gram + bacilos	Gram positivos
13 <sub>1</sub>	Gram - bacilos	<i>E. coli</i>
14 <sub>1</sub>	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>
16 <sub>1</sub>	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>
7 <sub>2</sub>	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>
8 <sub>2</sub>	Gram - bacilos	<i>Citrobacter</i>
10 <sub>2</sub>	Gram - bacilos	<i>Enterobacter</i>
12 <sub>2</sub>	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>
13 <sub>2</sub>	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>
14 <sub>2</sub>	Gram - bacilos	<i>Shigella</i>
16 <sub>2</sub>	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>
18 <sub>2</sub>	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>
19 <sub>2</sub>	Gram + bacilos esporulados	<i>Bacillus</i>

El inóculo necesario para el tratamiento anaerobio se obtuvo al colocar 1 mL de cada bacteria aislada en el caldo nutritivo para el proceso de masificación.

Al final del proceso de crecimiento (masificación) se realizó un conteo total de las bacterias presentes en el inóculo, lo que dio como resultado  $1,20 \times 10^{11}$  u.f.c/mL, concentración de microorganismos con la que se arrancó el proceso de tratamiento anaerobio.

Los porcentajes de la composición bacteriana que formó parte del inóculo se detallan en la tabla 3.4.

**Tabla 3.4** Porcentaje de la composición bacteriana del inóculo utilizado en el proceso de tratamiento anaerobio

Código de la identificación de las colonias	Tipo de Bacterias	Contaje por cada tipo de bacteria (u.f.c/mL)	Composición bacteriana (%)
3 <sub>1</sub>	<i>Citrobacter</i>	6,0 x 10 <sup>9</sup>	5,0
5 <sub>1</sub> ''	<i>Bacillus</i>	8,0 x 10 <sup>9</sup>	6,7
7 <sub>1</sub>	<i>Bacillus</i>	7,0 x 10 <sup>9</sup>	5,8
10 <sub>1</sub> ''	<i>Klebsiella</i>	6,0 x 10 <sup>9</sup>	5,0
11 <sub>1</sub> '	Gram positivas	6,0 x 10 <sup>9</sup>	5,0
11 <sub>1</sub> ''	<i>Enterobacter</i>	5,0 x 10 <sup>9</sup>	4,2
12 <sub>1</sub>	Gram positivas	6,0 x 10 <sup>9</sup>	5,0
13 <sub>1</sub>	<i>E. coli</i>	8,0 x 10 <sup>9</sup>	6,7
14 <sub>1</sub>	<i>Bacillus</i>	6,0 x 10 <sup>9</sup>	5,0
16 <sub>1</sub>	<i>Bacillus</i>	6,0 x 10 <sup>9</sup>	5,0
7 <sub>2</sub>	<i>Bacillus</i>	8,0 x 10 <sup>9</sup>	6,7
8 <sub>2</sub>	<i>Citrobacter</i>	7,0 x 10 <sup>9</sup>	5,8
10 <sub>2</sub>	<i>Enterobacter</i>	5,0 x 10 <sup>9</sup>	4,2
12 <sub>2</sub>	<i>Bacillus</i>	7,0 x 10 <sup>9</sup>	5,8
13 <sub>2</sub>	<i>Bacillus</i>	5,0 x 10 <sup>9</sup>	4,2
14 <sub>2</sub>	<i>Shigella</i>	5,0 x 10 <sup>9</sup>	4,2
16 <sub>2</sub>	<i>Bacillus</i>	6,0 x 10 <sup>9</sup>	5,0
18 <sub>2</sub>	<i>Bacillus</i>	7,0 x 10 <sup>9</sup>	5,8
19 <sub>2</sub>	<i>Bacillus</i>	6,0 x 10 <sup>9</sup>	5,0

Al hacer un resumen de los tipos de bacterias presentes en el inóculo para el tratamiento anaerobio, se encuentra que el grupo *Bacillus* es el que presenta mayor porcentaje en la composición de la masa microbiana con respecto a los demás grupos de bacterias, que se encuentran en un porcentaje de crecimiento de 4,2 % a 11,7 %, como se detalla en la tabla 3.5

**Tabla 3.5** Grupos de bacterias presentes en el inóculo usado en el proceso de tratamiento anaerobio

<b>Tipo de Bacterias</b>	<b>Composición bacteriana (%)</b>
<i>Citrobacter</i>	11,7
<i>Bacillus</i>	54,0
<i>Klebsiella</i>	5,0
Gram positivas	10,0
<i>Enterobacter</i>	8,4
<i>E. Coli</i>	6,7
<i>Shigella</i>	4,2

El grupo *Bacillus* son bacilos gram positivos esporulados, que en la mayor parte de sus especies son anaerobios estrictos. Las esporas los hacen muy resistentes a los factores externos como el calor, humedad, cambios en el pH. La mayoría producen CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub> por la fermentación de los azúcares presentes en el medio; además son reductores de nitrato.

Los grupos de bacterias anaerobias presentes en la masificación bacteriana son características de las aguas residuales domésticas; es una gran ventaja trabajar con este tipo de bacterias ya que se encuentran adaptadas al medio.

### **3.3 CARACTERIZACIÓN FÍSICO – QUÍMICA DEL AGUA RESIDUAL**

Las muestras de agua contaminada tomadas en la parroquia La Esperanza fueron sometida al análisis de los parámetros físico – químico mencionados en el numeral 2.3 del capítulo 2.

Las muestras se tomaron en tres días diferentes para determinar la diferencia que pueda existir entre los valores de los parámetros analizados. Se tomó un promedio para tener un dato representativo de cada parámetro, y se determinó la

desviación estándar para observar la dispersión de los datos obtenidos experimentalmente. Los resultados del análisis de los parámetros físico – químicos se reportan en la tabla 3.6.

**Tabla 3.6** Resultado de la caracterización físico – química de las aguas residuales domésticas del Barrio La Esperanza

Parámetro	Valor Promedio
[HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg /L)	388,77 ± 10,03
Ceras y Grasas (mg/L)	16,75 ± 1,02
Color Aparente (unid Pt-Co)	5 040 ± 38
Color Real (unid Pt-Co)	142 ± 6
Conductividad (uS/cm)	910 ± 18
[Cr] (mg/L)	0,40 ± 0,05
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	800 ± 35
Detergentes (mg/L)	2,03 ± 0,07
DQO (mg/L)	2 200 ± 52
[Ca <sup>+2</sup> ] (mg/L)	78 ± 4
[Mg <sup>+2</sup> ] (mg/L)	19 ± 1
Dureza Total como CaCO <sub>3</sub> (mg/L)	97 ± 4
Fenoles (mg/L)	1,00 ± 0,02
[PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ] (mg/L)	2,14 ± 0,17
[Fe] (mg/L)	0,39 ± 0,07
[NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	82,89 ± 11,93
[NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	0,30 ± 0,08
Oxígeno Disuelto (mg/L)	0,5 ± 0.1
pH	5,80 ± 0,57
[NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ] (mg/L)	29,88 ± 2,84
Sólidos Totales (mg/L)	2717 ± 112
Sólidos Totales Disueltos (mg/L)	1 608 ± 93
Sólidos Totales Volátiles (mg/L)	943 ± 114
Sólidos Disueltos Volátiles (mg/L)	711 ± 63
Turbidez (NTU)	1 080 ± 45
Temperatura (°C)	17,93 ± 0,28

$\bar{X} \pm \sigma$  (n = 3)

Los valores de los parámetros físico – químicos obtenidos no tienen una diferencia tan marcada de una muestra a otra como se puede apreciar en la tabla 3.6 a través de la desviación estándar, por lo que al instalar el sistema de tratamiento anaerobio no se tendrá inconvenientes con las variaciones de las concentraciones de los contaminantes ya que estas se encuentran dentro de un pequeño intervalo que no podrá afectar el rendimiento del reactor.

El promedio de los resultados obtenido de los tres días de muestreo se toma como base para los análisis y para las comparaciones de los parámetros antes y después del tratamiento y con los valores establecidos en la norma de calidad del agua.

Los valores obtenidos experimentalmente se compararon con los valores establecidos en la norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes (TULAS) que se encuentra en el Anexo V. En las tablas 3.7 y 3.8 se seleccionaron los parámetros que se encuentran fuera de los límites de la normativa de descarga de efluente al alcantarillado y a un cuerpo receptor (agua dulce), respectivamente.

**Tabla 3.7** Parámetros físico – químicos que exceden los límites de descarga al alcantarillado de acuerdo a la norma de calidad y de descarga de efluentes (TULAS)

Parámetro	Norma	Valores promedio analizados	Exceso (%)
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	200	800	300
DQO (mg/L)	500	2 200	340
Sólidos totales (mg/L)	1 600	2 717	51,00

En la tabla 3.7 y 3.8 se puede observar que la presencia de la materia orgánica hace que los parámetros como DQO y DBO<sub>5</sub> exceden los límites, en los dos casos en porcentajes muy elevados.

**Tabla 3.8** Parámetros físico - químicos que exceden los límites de descarga a un cuerpo de agua dulce de acuerdo a la norma de calidad y de descarga de efluente (TULAS)

Parámetro	Norma	Valores promedio analizados	Exceso (%)
Ceras y grasas (mg/L)	0,30	16,75	5 483,33
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	100	800	700
DQO (mg/L)	250	2 200	780
Detergentes (mg/L)	0,50	2,03	306,00
Nitritos + nitratos (mg de N/L)	10,00	18,80	88,00

De acuerdo a los resultados expuestos en las tablas 3.7 y 3.8 se concluye que al descargar las aguas residuales domésticas rurales sin tratamiento previo al alcantarillado o a un cuerpo de agua dulce, no se cumple con la norma.

El DQO y principalmente el DBO<sub>5</sub> indican presencia de materia orgánica, la misma que al utilizar el sistema de tratamiento anaerobio disminuye, porque es consumida por las bacterias involucradas en el proceso de tratamiento. Por esta razón, estos parámetros fueron tomados como indicativos de la descontaminación del agua residual, y sobre la base de estos resultados se evaluó el proceso de tratamiento anaerobio de las aguas residuales domésticas.

El proceso de tratamiento anaerobio requiere de ciertas condiciones que debe cumplir el agua residual para que la masa microbiana se desarrolle sin ningún inconveniente, como es la presencia de los nutrientes en las proporciones adecuadas, es decir los nitratos y fosfatos deben cumplir con la siguiente relación:

$$\text{DQO} / \text{N} / \text{P}$$

$$100 / 1,25 / 0,25$$

Como el promedio del DQO del agua residual es de 2 200 mg/L, según la relación anterior se necesita 121,74 mg/L de nitratos y 16,86 mg/L de fosfatos. Al observar los resultados en la tabla 3.6, el promedio de nitrato es de 82,29 mg/L y el de

fosfato es de 2,14 mg/L, por lo que es necesario agregar las cantidades faltantes de los nutrientes.

Otro de los parámetros que se debe tomar en cuenta es el pH que debe encontrarse dentro de un rango de 6,5 a 8,5. El valor del pH promedio obtenido es de 5,80, por lo que es necesario aumentar este valor, porque caso contrario existe la probabilidad del colapso del proceso de crecimiento de la masa bacteriana. Para solucionar este problema se utilizó una solución buffer de fosfato en una cantidad de 3 g/L para permitir que el pH se encuentre dentro del rango establecido y que sirva adicionalmente como nutriente.

En el momento que el agua residual doméstica cumpla con las condiciones ya especificadas anteriormente, estará apta para ingresar al proceso de tratamiento anaerobio.

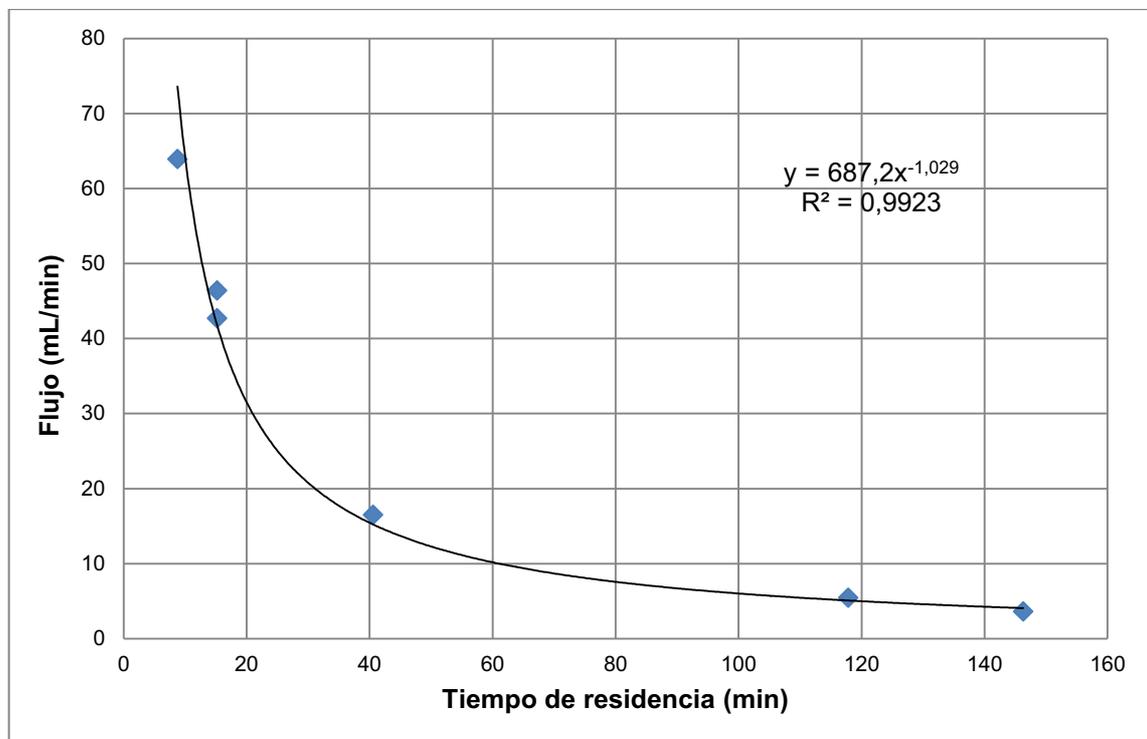
### **3.4 ARRANQUE DEL REACTOR ANAEROBIO A ESCALA DE LABORATORIO**

El primer factor importante a tener en consideración al inicio del proceso de tratamiento es la inoculación del reactor, es decir, la introducción de los microorganismos en cantidad y calidad, que garanticen el arranque del proceso anaeróbico.

Se inició el proceso con la introducción de 70 mL del producto de masificación como inóculo en el reactor anaerobio, mezclado con un volumen de agua residual doméstica de alimentación, el volumen del inóculo corresponde al 10 % del volumen libre del reactor. Al principio, la operación del reactor se realizó sin recirculación, con un flujo del afluente de 0,6 mL/min, valor tomado de la curva de tiempo de residencia vs el flujo de alimentación al reactor anaerobio, la misma que se reporta en la figura 3.4. En este caso, el tiempo de residencia hidráulico es de 939 min.

Es importante tomar en cuenta que el tiempo de contacto de la biomasa con el sustrato no debe ser muy pequeño, ya que se pueden dar reacciones incompletas, pero tampoco deber ser muy prolongados porque el reactor operaría de una manera deficiente.

Se tomó este tiempo para que las bacterias presentes en el inóculo estén en mayor contacto con el sustrato, hasta que se adapte al sistema, al observar los resultados este tiempo de residencia con el que se trabajó fue el adecuado ya que permitió el desarrollo de la biomasa.

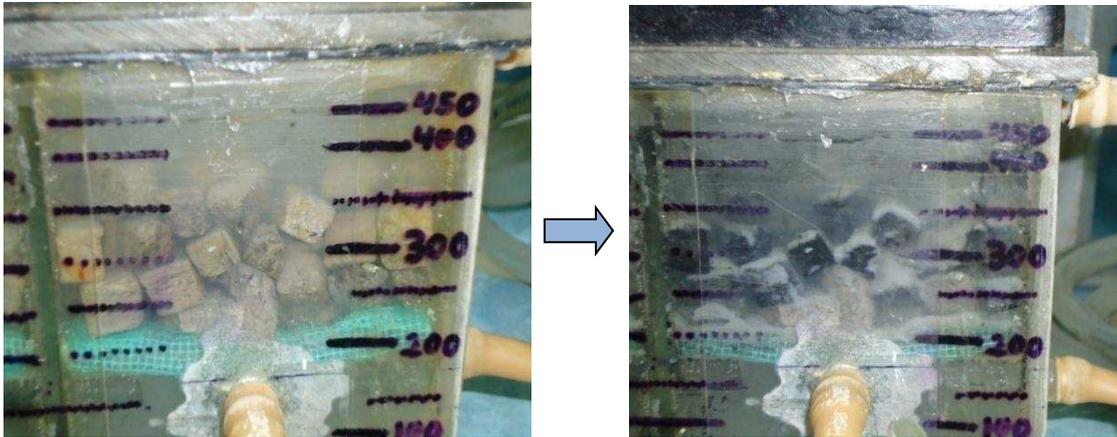


**Figura 3.4** Curva de los tiempos de residencia hidráulicos para el reactor anaerobio a escala de laboratorio vs el flujo de alimentación

Después de dos semanas de iniciado el proceso anaerobio sin recirculación se tiene el crecimiento de la biomasa como se observa en la figura 3.5.

Debido a que se utilizó para el inóculo bacterias anaerobias propias de la misma agua residual, la masa bacteriana no tuvo inconveniente en adaptarse al medio y se empezó a notar el crecimiento de la misma en el reactor a partir de la primera

semana, y la disminución del DQO inicial del afluente como se puede observar en la figura 3.6.



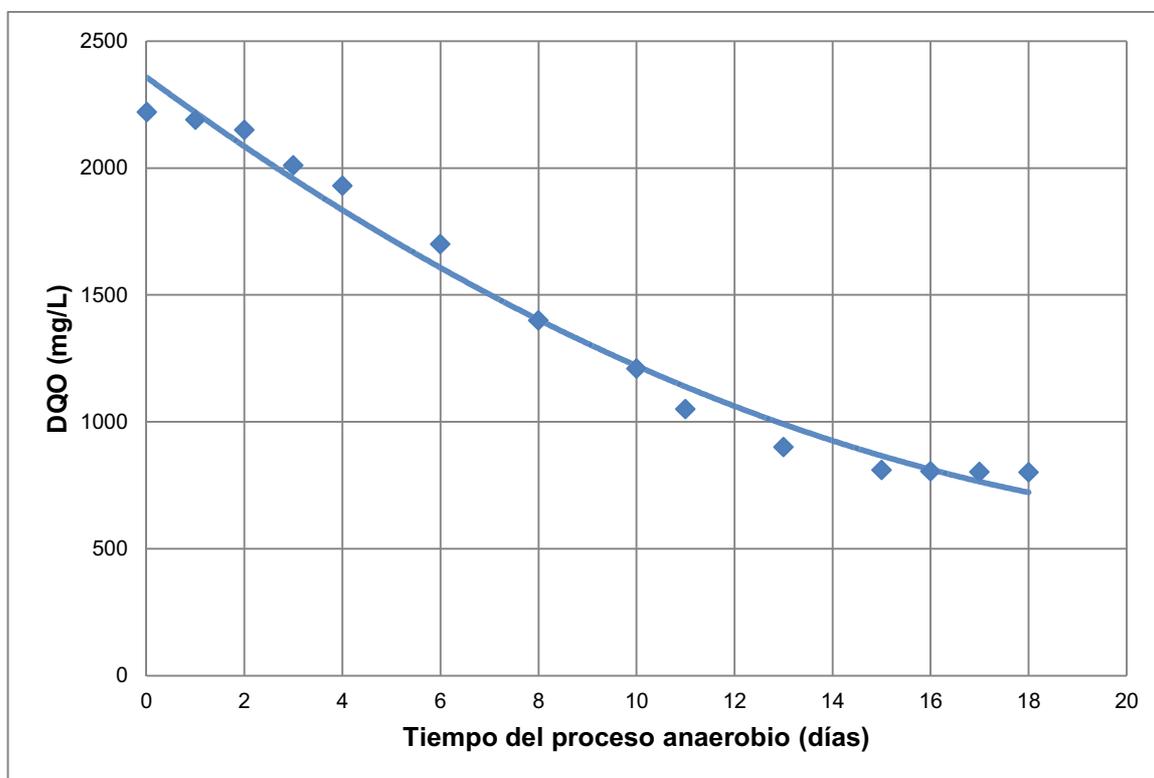
**Figura 3.5** Crecimiento de la biomasa luego de una semana de arranque del proceso de tratamiento anaerobio

Según lo expuestos en la parte teórica sobre los inconvenientes que presentan los sistemas de tratamiento anaerobio, en lo que se refiera al acondicionamiento de la biomasa y su estabilización presentan dificultad y tarda mucho tiempo en estabilizarse, alrededor de un mes, por lo que es una gran ventaja trabajar con este tipo de biomasa que facilitan el proceso de tratamiento, lo que disminuye el tiempo de acondicionamiento.

Hasta que el sistema alcance el pseudo estado estacionario se tuvo variaciones en cuanto a la remoción de DQO. Luego de alcanzar este estado, la disminución del DQO tiende a ser constante como se puede ver en la figura 3.6. Esto se debe a que las bacterias anaerobias empiezan a digerir la materia orgánica (sustrato) y se reproducen por lo que el consumo del sustrato será cada vez mayor hasta llegar a valores constantes debido a que la tasa de crecimiento específico de los microorganismos  $\mu_m$  llega a un valor límite asintótico, de acuerdo al modelo de Monod que se presentó en la figura 1.8.

En la figura 3.6 se puede observar como varió la concentración de la materia orgánica presente en el agua residual medida en términos de DQO desde que se arrancó el proceso de tratamiento anaerobio; se puede notar que desde el primer

día hubo consumo de materia orgánica por lo que las bacterias se empezaron a adaptar al medio sin ningún problema.

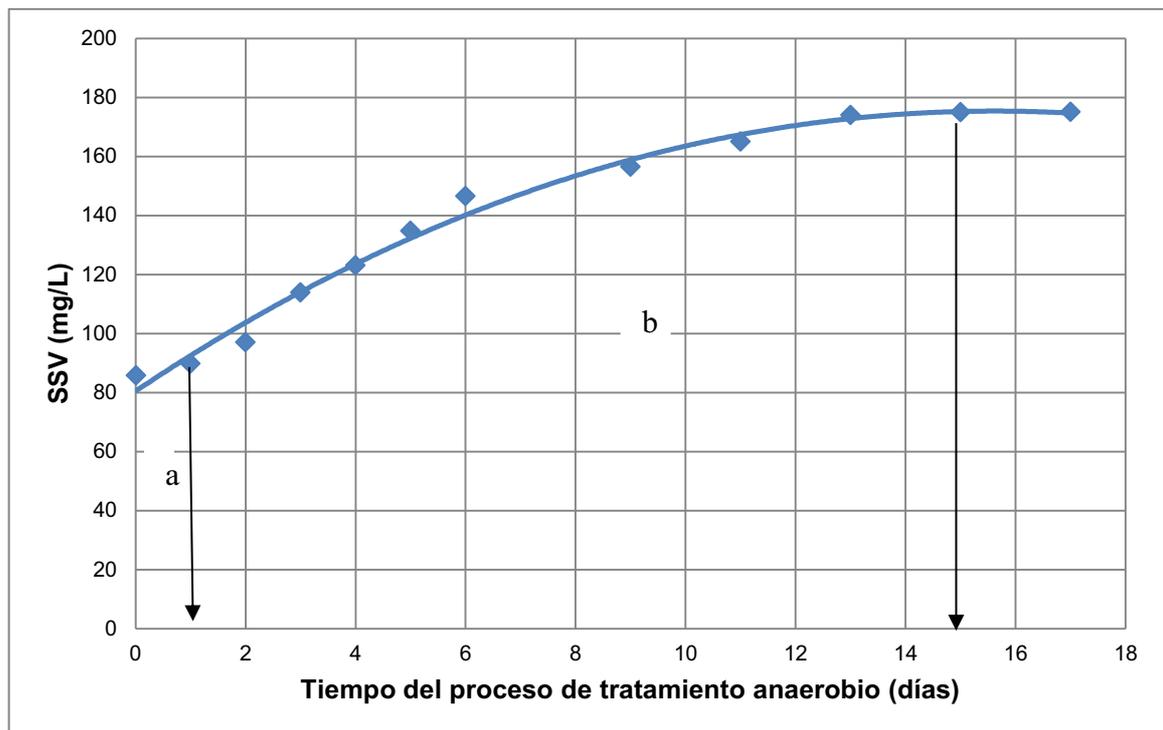


**Figura 3.6** Variación del DQO durante el proceso de acondicionamiento de la biomasa en el reactor anaerobio con un caudal de alimentación de 0,6 mL/min de agua servida doméstica

De los resultados expuestos en la figura 3.6 se concluye que el tiempo para la estabilización del reactor anaerobio es de aproximadamente 15 días, lo cual constituye una ventaja muy significativa por el hecho de utilizar un inóculo a partir de una biomasa biocompatible con microorganismos previamente adaptados a la contaminación presente en las aguas servidas domésticas del sector La Esperanza y de la comunidad de Chután de la provincia del Carchi.

Por la dificultad de cuantificar la cantidad de biomasa presente en el reactor anaerobio de lecho fijo, ésta se determinó con el análisis diario de los sólidos suspendidos volátiles en el efluente y en el reactor anaerobio.

De los resultados expuestos en la figura 3.7 que representa la cantidad de los sólidos suspendidos volátiles producidos con el tiempo, se puede deducir que el tiempo de acondicionamiento y la cantidad de biomasa producida es semejante a lo expuesto en bibliografía sobre las fases de crecimiento. En esta figura 3.7 se nota la formación de una fase de adaptación muy pequeña, la fase de crecimiento exponencial y la fase estacionaria, donde la cantidad de sólidos suspendidos volátiles tiende a ser constante.



**Figura 3.7** Crecimiento de la masa microbiana medida en términos de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en un reactor anaerobio de lecho fijo (a) Fase de adaptación, (b) Fase de crecimiento exponencial

### 3.5 DETERMINACIÓN DE LAS CONSTANTES CINÉTICAS PARA LA MASA MICROBIANA ANAEROBIA

Para obtener las constantes cinéticas que rigen el proceso de digestión anaerobia de las aguas residuales domésticas se utiliza el modelo cinético de Michaelis – Menten.

Después de que el sistema alcanzó el pseudo – estado estacionario se tomaron datos DQO y sólidos suspendidos volátiles a diferentes tiempos de residencia, como se puede observar en la tabla 3.9. El valor de DQO se lo transformó a  $DBO_5$  con la relación  $DBO_5/DQO = 0,36$  que se obtuvo al inicio del proceso de tratamiento con los resultados de las pruebas físico – químicas que se presentan en la tabla 3.6.

Las medidas de  $DBO_5$ , tiempo de residencia hidráulico del reactor y concentración de la biomasa en el reactor expresada como sólidos suspendidos volátiles, obtenidas en forma diaria, se detallan en la tabla 3.9.

**Tabla 3.9** Datos experimentales de  $DBO_5$  del afluente y del efluente, tiempo de residencia hidráulico y concentración de microorganismos en el reactor anaerobio

$DBO_5$ afluente $S_0$ (mg/L)	$DBO_5$ efluente $S$ (mg/L)	$\Theta = \Theta_c$ (días)	$X$ mg SSV/L
800	502	0,20	187,5
800	441	0,25	189,0
800	484	0,33	175,1
800	434	0,36	240,1
800	509	0,43	154,1
800	373	0,48	147,2
800	413	0,53	168,9
800	434	0,67	204,5
800	481	0,67	209,1
800	344	0,79	206,1
800	391	0,85	175,1
800	291	1,70	170,4

La concentración de la materia orgánica medida en términos de  $DBO_5$  del flujo de alimentación se mantuvo constante para los diferentes tiempos de residencia.

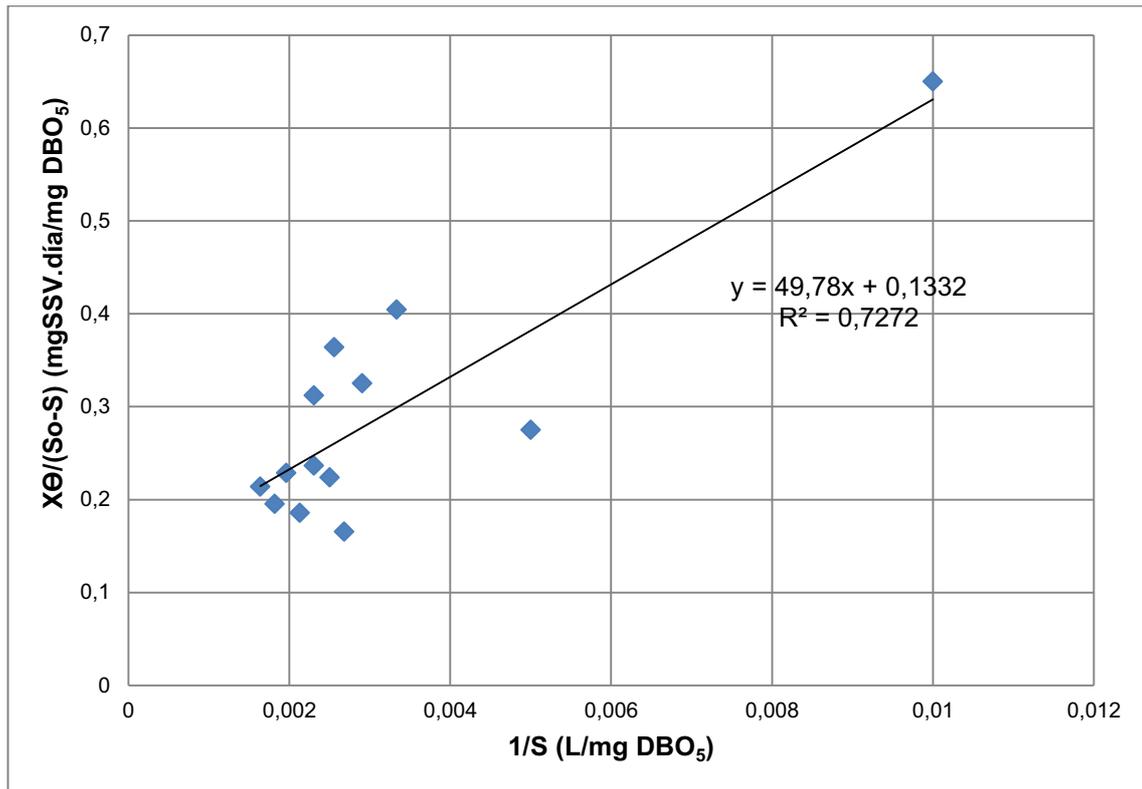
Con los datos experimentales expuestos en la tabla 3.9 se obtuvo los valores de  $\frac{X\theta}{S_0-S}$ ,  $\frac{1}{S}$ ,  $\frac{1}{\theta_c}$  y  $\frac{S_0-S}{X\theta}$  como se observa en la tabla 3.10, necesarios para realizar las gráficas que permiten obtener las constantes cinéticas.

**Tabla 3.10** Cálculos de la relaciones de los parámetros del proceso anaerobio obtenidos experimentalmente para la determinación de las constantes cinéticas del proceso anaerobio

$\frac{1}{S} \left( \frac{mg\ DBO_5}{L} \right)^{-1}$	$\frac{1}{\theta_c} (días^{-1})$	$\frac{S_0-S}{X\theta} \left( \frac{mg\ DBO_5}{mg\ SSV \cdot día} \right)$	$\frac{X\theta}{S_0-S} \left( \frac{mg\ SSV \cdot día}{mg\ DBO_5} \right)$
0,0016	0,6494	2,4729	0,2137
0,0018	1,5833	4,5434	0,1952
0,0033	1,3868	4,4684	0,4044
0,0021	0,9925	3,2058	0,1857
0,0023	0,4091	1,4399	0,2362
0,0020	0,7658	3,0785	0,2286
0,0027	0,6765	2,7638	0,1655
0,0025	0,1250	0,5294	0,2238
0,0023	0,3704	1,0458	0,3119
0,0025	0,7500	3,6390	0,3273

Los valores obtenidos en la tabla 3.10 sirven para graficar las curvas expuestas en las figuras 3.8 y 3.9, que permiten obtener las constantes cinéticas de acuerdo al procedimiento expuesto en el numeral 2.5 del capítulo 2.

En la figura 3.8 se han representado los valores de  $\frac{X\theta}{S_0-S}$  vs  $\frac{1}{S}$ . La forma de la curva obedece a una ecuación tipo Michaelis  $\frac{kS}{K_s+S} = \frac{S_0-S}{\theta X}$ , ya que cumple con la siguiente relación  $\frac{X\theta}{S_0-S} = \frac{K_s}{kS} + \frac{1}{k}$ ; con el uso de esta ecuación y se utilizó el método de regresión lineal de mínimos cuadrados, se determinó los valores de la constante cinética k (tasa máxima de utilización del sustrato) y la constante Ks (constante de saturación del sustrato).



**Figura 3.8** Gráfico para la obtención de las constantes  $k$  y  $K_s$  durante el proceso de tratamiento anaerobio de aguas servidas domésticas

La ecuación de la recta obtenida de la figura 3.8 es la siguiente:

$$y = 49,78 \cdot x + 0,1332 \quad [3.1]$$

Donde:

$$y = \frac{x\theta}{S_o - S}$$

$$x = \frac{1}{S}$$

Al considerar lo expuesto en el numeral 2.5.2, la determinación de las constantes cinéticas  $K_s$  y  $k$  se calculan de la siguiente manera:

➤ Determinación de  $k$ :

$$\frac{1}{k} = 0,133 \frac{\text{mg SSV} \cdot \text{día}}{\text{mg DBO}_5} \quad [3.2]$$

$$k = 7,51 \frac{mg\ DBO_5}{mg\ SSV \cdot día}$$

➤ Determinación de  $K_s$ :

$$\frac{K_s}{k} = 49,78 \frac{mg\ SSV \cdot día}{L} \quad [3.3]$$

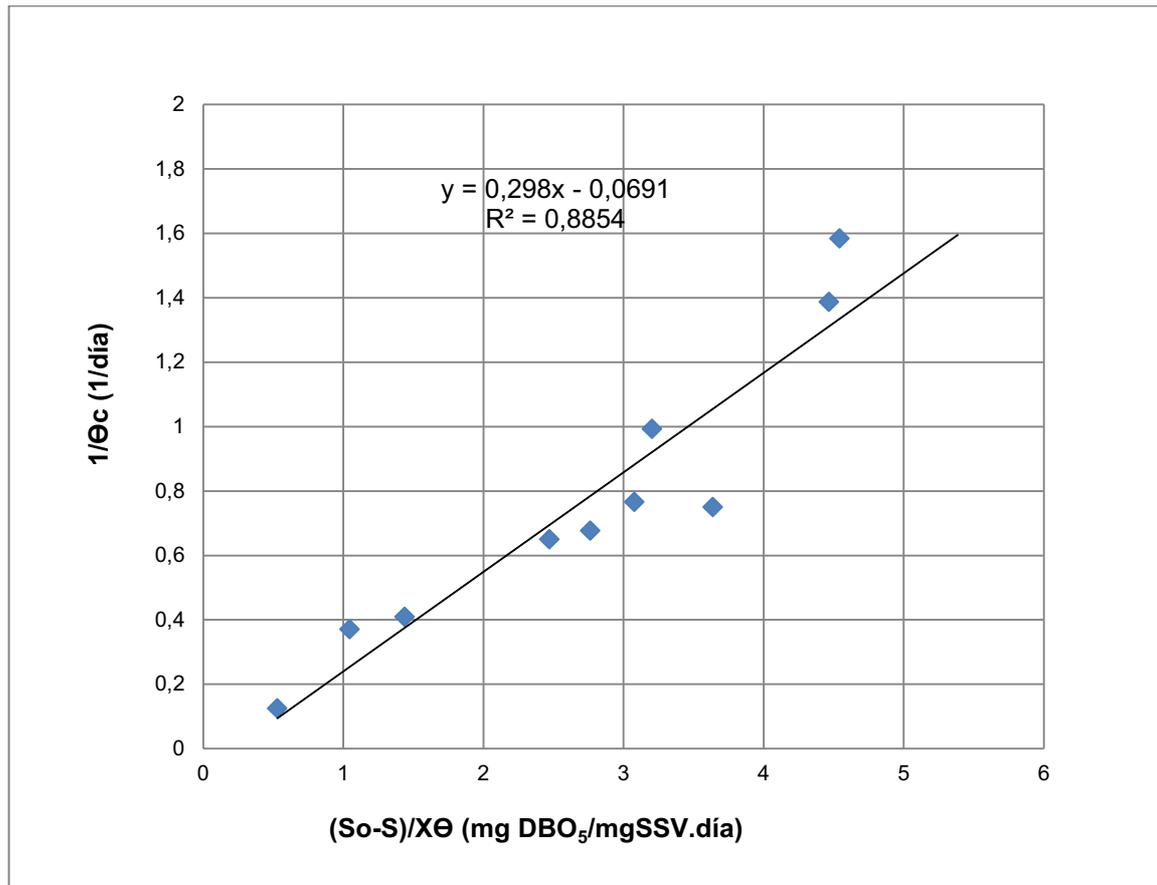
Donde:

$$K_s = 49,78 \frac{mg\ SSV \cdot día}{L} \cdot 7,51 \frac{mg\ DBO_5}{mg\ SSV \cdot día}$$

$$K_s = 374,29 \frac{mg\ DBO_5}{L}$$

El coeficiente de la regresión lineal de la ecuación 3.1 es de 0,727 lo que indica un grado aceptable de ajuste de los datos experimentales al modelo propuesto por Michaelis.

Para la determinación de los coeficientes de rendimiento microbiano,  $Y$  y la constante de declinación endógena de los microorganismos,  $k_d$ , se utiliza el modelo de Lawrence y McCarty que viene dado por la ecuación:  $\frac{1}{\theta_c} = -Y \frac{S_o - S_s}{X\theta} - k_d$ . Según esta ecuación, una representación del inverso del tiempo de retención celular en función de  $\frac{S_o - S_s}{X\theta}$ , da lugar a una línea recta de ordenada en el origen  $-k_d$  y pendiente  $Y_{X/S}$ . En la figura 3.9 se representa los valores de  $\frac{1}{\theta_c}$  vs los valores de  $\frac{S_o - S_s}{X\theta}$ , observándose un buen ajuste lineal de 0,8854.



**Figura 3.9** Gráfico para la obtención de las constantes cinéticas  $Y$  y  $k_d$  durante el proceso de tratamiento anaerobio de aguas servidas domésticas

Al utilizar el método de regresión lineal de mínimos cuadrados se obtuvieron los valores de los coeficientes cinéticos  $Y_{X/S}$  y  $k_d$ .

La ecuación obtenida en la figura 3.9 es:

$$y = 0,298 \cdot x - 0,0691 \quad [3.4]$$

Donde:

$$y = \frac{1}{\theta_c}$$

$$x = \frac{S_0 - S_s}{X\theta}$$

La ordenada en el origen es igual a  $k_d = 0,0691 \frac{1}{\text{día}}$ , y la pendiente es igual a  $Y_{X/S} = 0,298 \frac{\text{mg SSV}}{\text{mg DBO}_5}$ .

Finalmente se obtiene el valor de la tasa máxima específica de crecimiento  $\mu_m$  de la siguiente manera:

$$\mu_m = 7,51 \frac{\text{mg DBO}_5}{\text{mg SSV} \cdot \text{día}} \cdot 0,298 \frac{\text{mg SSV}}{\text{mg DBO}_5}$$

$$\mu_m = 2,23 \frac{1}{\text{día}}$$

Los valores de las constantes cinéticas obtenidos experimentalmente se los resume en la tabla 3.11 y estos serán característicos para el inóculo con el que se trabajó en el proceso de tratamiento anaerobio

**Tabla 3.11** Constantes cinéticas para la masa bacteriana anaerobia en el proceso de tratamiento del agua contaminada de la población de La Esperanza

Parámetro	Unidad	Valor experimental	Valor bibliográfico*
$k$	$\frac{\text{mg DBO}_5}{\text{mg SSV} \cdot \text{día}}$	7,51	5,5 – 25
$K_s$	$\frac{\text{mg DBO}_5}{L}$	374,29	120 – 400
$Y_{X/S}$	$\frac{\text{mg SSV}}{\text{mg DBO}_5}$	0,298	0,035 – 0,45
$k_d$	$\frac{1}{\text{día}}$	0,069	0,04 – 0,075
$\mu_m$	$\frac{1}{\text{día}}$	2,23	0,4 – 2,0

\* (Romero, 2001, p. 454; Metcalf y Eddy, 2001; p. 957)

Las constantes cinéticas dependen del tipo de microorganismos, de los nutrientes, del tipo de sustrato y de la temperatura. Existen datos tabulados en bibliografía de estas constantes de acuerdo al tipo de proceso, ya sea aerobio o anaerobio. Los

datos obtenidos experimentalmente se encuentran dentro de los rangos establecidos para un proceso anaerobio, como se puede observar en la tabla 3.11, por lo que la masa microbiana está adaptada al proceso y cumple con sus funciones correspondientes.

Según Metcalf y Eddy 2001, los valores máximos del coeficiente de rendimiento celular para las bacterias acetogénicas y metanogénicas varían de  $0,035$  a  $0,45 \frac{mg\ SSV}{mg\ DBO_5}$ . Al considerar que en este trabajo se ha utilizado un cultivo mixto, resulta difícil evaluar la cinética de estas dos poblaciones microbianas separadamente, por lo que se tiene un valor de  $Y_{X/S} = 0,298 \frac{mg\ SSV}{mg\ DBO_5}$  obtenido experimentalmente, el mismo que se encuentra entre el intervalo de coeficientes de rendimiento celular de las bacterias metanogénicas y acetogénicas  $(0,035$  a  $0,45 \frac{mg\ SSV}{mg\ DBO_5})$ . Sin embargo, un adecuado control de la fase metanogénica es clave para el óptimo comportamiento operacional del reactor, debido fundamentalmente al pequeño valor del coeficiente de producción celular observado en este tipo de bacterias en relación a los correspondientes valores de las acetogénicas.

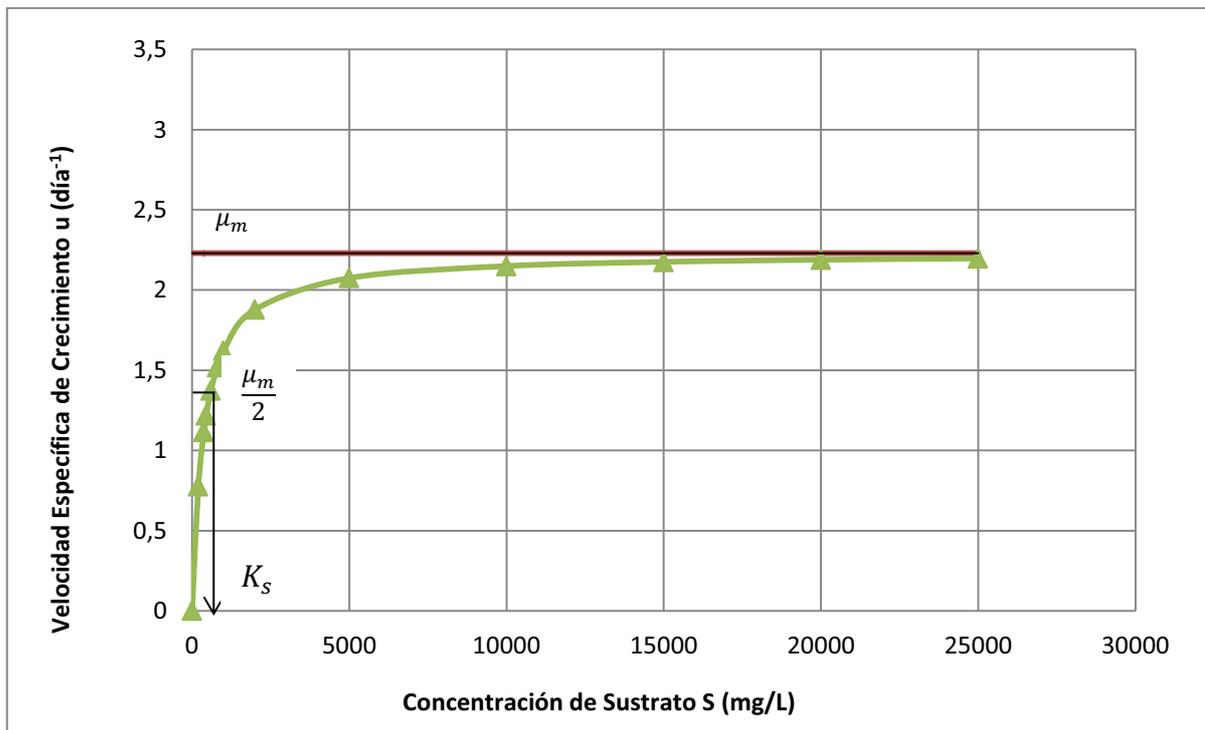
Las constantes cinéticas obtenidas son propias de la masa microbiana del agua servida doméstica de la población La Esperanza y de la comunidad de Chután, por lo que éstas pueden ser utilizadas para el diseño de los reactores en los procesos de tratamiento anaerobio para aguas residuales domésticas.

Además, se obtuvo la curva de la relación entre la tasa de crecimiento específico de los microorganismos y la concentración del sustrato, como se observa en la figura 3.10, para lo cual se utilizó la ecuación de Monod que describe la relación entre estos dos factores por el modelo matemático de la ecuación 1.13.

Los valores de  $\mu$  calculados con la ecuación 1.13 a diferentes concentraciones de sustrato son tabulados en la tabla 3.12 y se reportan también en la figura 3.10

**Tabla 3.12** Datos de concentración de sustrato y velocidad específica de crecimiento de microorganismos en aguas servidas domésticas del barrio La Esperanza

$S \left( \frac{mg\ DBO_5}{L} \right)$	$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} (día^{-1})$
200	0,777
375	1,116
450	1,217
600	1,373
800	1,519
1 000	1,623
2 000	1,878
5 000	2,075
10 000	2,150
15 000	2,176



**Figura 3.10** Relación entre la tasa de crecimiento específica de los microorganismos y la concentración del sustrato de las aguas servidas del barrio La Esperanza

La figura 3.10 es una representación gráfica de la ecuación de Monod que demuestra la tasa de crecimiento específica de la biomasa en función de la

concentración del sustrato. Además, se puede observar que cuando  $S = K_s$ , se cumple la relación  $\mu = \frac{\mu_m}{2}$ ; y cuando  $S \gg \gg K_s$ , se cumple la relación  $\mu = \mu_m$ .

Al utilizar los valores obtenidos la figura 3.10, se confirman los resultados de las constantes cinética  $\mu$  y  $K_s$  calculadas experimentalmente y expuestas en la tabla 3.11.

### **3.6 DETERMINACIÓN DE LAS MEJORES VARIABLES DE OPERACIÓN DEL REACTOR ANAEROBIO**

Las variables que se estudiaron durante el proceso de operación del reactor fueron las siguientes:

- Flujo de reciclo
- Flujo de alimentación
- Concentración del sustrato de alimentación

#### **3.6.1 INFLUENCIA DEL FLUJO DE RECICLO**

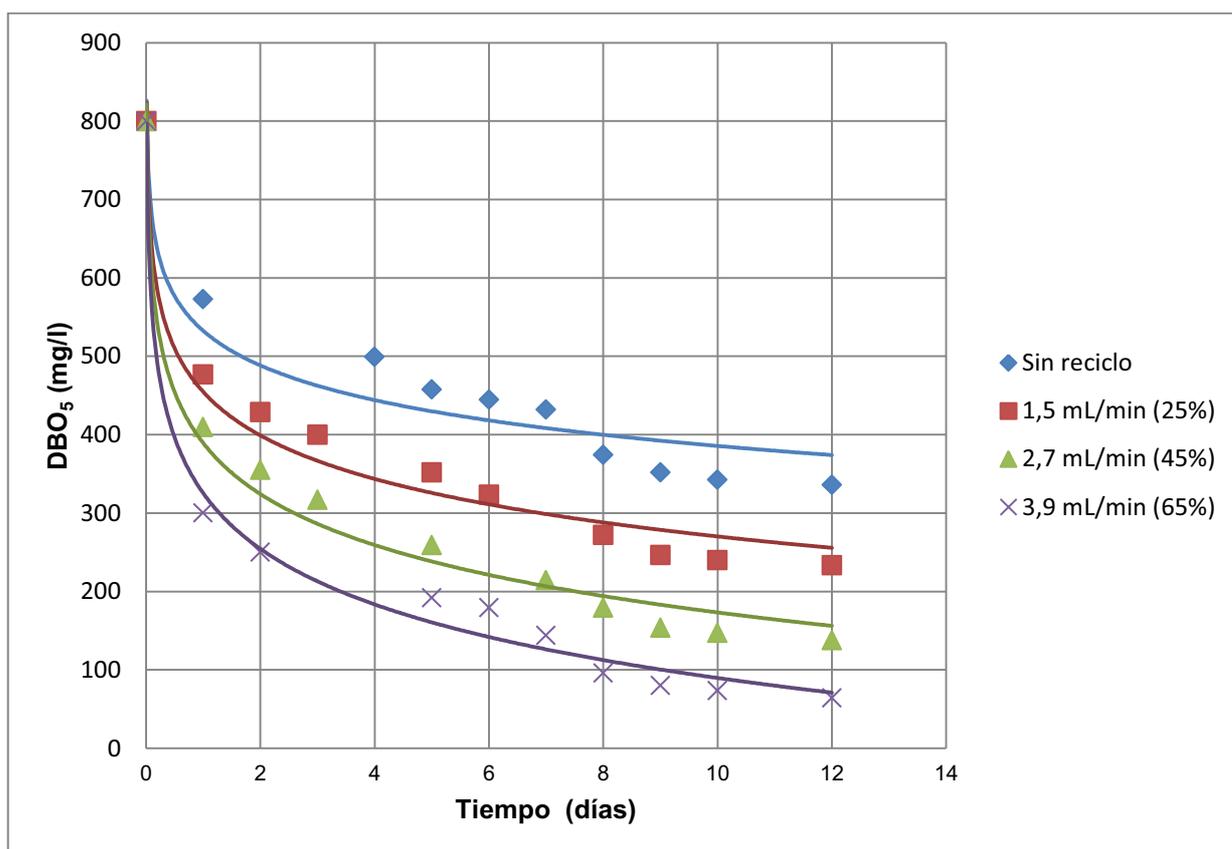
Una vez obtenidas las constantes cinéticas en forma experimental se estudió la influencia de las variables de operación del reactor anaerobio mencionadas anteriormente.

Para mejorar el rendimiento del sistema de tratamiento anaerobio del agua doméstica contaminada, se analizó la influencia del flujo de reciclo a través de diferentes pruebas para determinar el porcentaje de reciclo al que debe operar el reactor anaerobio, que permita obtener los mejores resultados en cuanto a consumo de sustrato.

Para las pruebas experimentales se trabajó con porcentajes de reciclo de 25 %, 45 % y 65 %, lo cual corresponde a flujos de 2,5 mL/min, 2,7 mL/min y 3,9 mL/min. El flujo de alimentación al reactor fue de 6 mL/min.

Los resultados de la descontaminación de la materia orgánica expresado como demanda bioquímica de oxígeno se reporta en la figura 3.11.

En los tres casos de estudio la materia orgánica empieza a disminuir hasta que a partir de los doce días de iniciado el proceso para cada caso tiende a estabilizarse como se observa en la figura 3.11 y en los datos que se encuentran en la tabla AVI.1 del Anexo VI. Adicionalmente se puede ver en esta figura una comparación del efecto que tiene en el sistema de tratamiento incluir el reciclo de la biomasa.



**Figura 3.11** Variación de  $DBO_5$  con el tiempo del proceso anaerobio a diferentes porcentajes de recirculación y a un flujo constante de 6 mL/min

Como se observa en la figura 3.11 la remoción de  $DBO_5$  inicial se incrementa al incluir el proceso de recirculación de la biomasa, donde se obtiene un mejor rendimiento en la descontaminación de la materia orgánica de las aguas servidas domésticas.

El aumento del flujo de recirculación en el proceso anaeróbico influye directamente en el rendimiento del proceso.

En la figura 3.11 se observa que la forma de las curvas de degradación de la materia orgánica son exponenciales decrecientes con tendencia asintótica, cuando el tiempo del proceso anaerobio continuo supera los diez días

La ecuación que representa la familia de curvas de la figura 3.11 es la siguiente:

$$(DBO_5)_f = (DBO_5)_o \cdot e^{-0,0147 \cdot Q(1+x) \cdot t} \quad [3.5]$$

Donde:

$(DBO_5)_f$  = demanda bioquímica de oxígeno al final del proceso (mg/L)

$(DBO_5)_o$  = demanda bioquímica de oxígeno al inicio del proceso (mg/L)

Q = caudal de alimentación al reactor (mL/min)

t = tiempo del proceso (días)

x = fracción de recirculación  $\left( \frac{\text{flujo de reciclado}}{\text{flujo de alimentación}} \right)$

Sobre la base de los resultados expuestos en la figura 3.11 se calculan los rendimientos de descontaminación de las aguas residuales domésticas por el proceso anaerobio con reciclado, los mismos que se reportan en la figura 3.12.

El mayor rendimiento alcanzado por el reactor anaerobio es de 90 %, cuando se opera con reciclado de la biomasa del 65 % a un flujo de alimentación de 6,0 mL/min. Sin reciclado de la biomasa, el rendimiento fue de únicamente 58 %, como se observa en la figura 3.12. Por lo tanto, un incremento del rendimiento muy relevante se obtiene cuando se recicla la biomasa. Por esta consideración el

dimensionamiento del reactor anaerobio se toma en cuenta el porcentaje de reciclo.

Las curvas de porcentaje de remoción de la demanda bioquímica de oxígeno son logarítmicas crecientes con tendencia asintótica cuando el tiempo del proceso anaerobio ha superado los diez días.

La ecuación representativa de las mencionadas curvas es la siguiente:

$$(\%) R = 13,24 \cdot \ln(t) + 5,14 \cdot Q \cdot (1 + x) \quad [3.6]$$

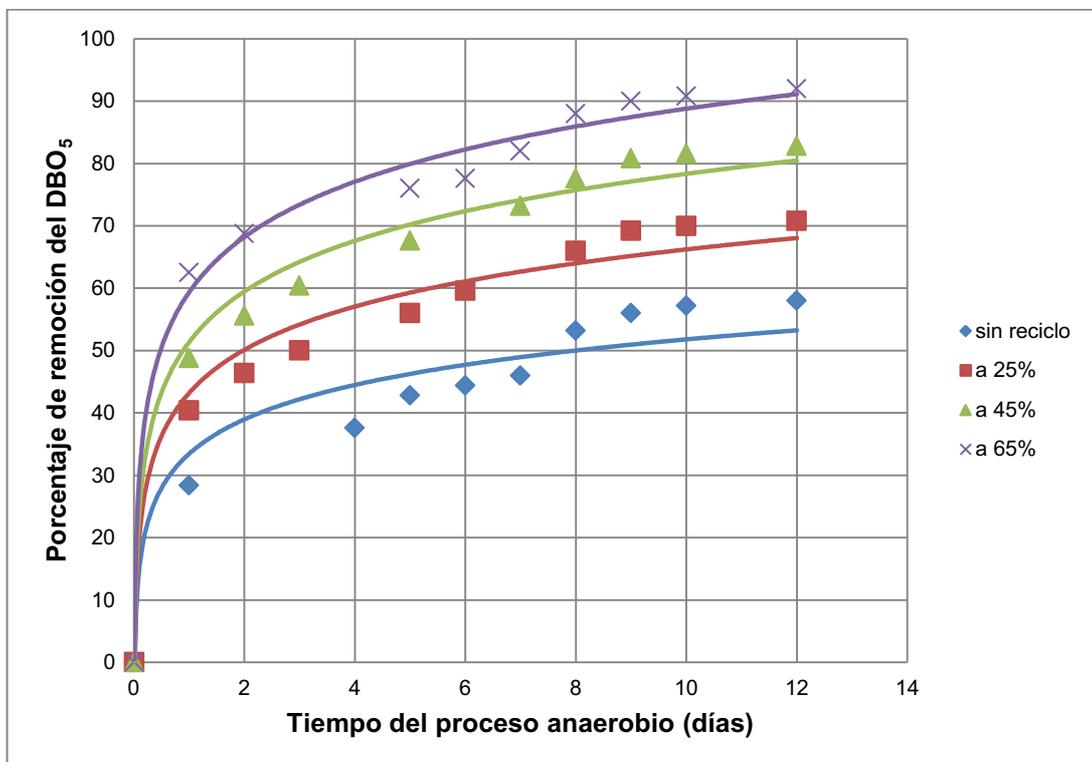
Donde:

(%)  $R$  = porcentaje de remoción de la materia orgánica

$Q$  = caudal de alimentación al reactor (mL/min)

$t$  = tiempo del proceso (días)

$x$  = fracción de recirculación



**Figura 3.12** Rendimiento del proceso anaerobio en función del tiempo del proceso anaeróbico, a diferentes porcentajes de reciclo y a un flujo de 6 mL/min

Cada porcentaje de reciclo se mantuvo por quince días y se tomó muestras a la salida del reactor en cada caso para someterle a los análisis físico – químicos especificados en el numeral 2.3.

El efecto que tuvo el incremento del porcentaje de reciclo sobre los parámetros físico – químico se presenta en la tabla 3.13; además se compara con los resultados obtenidos cuando se trabajó sin reciclo, en todos los casos el flujo de alimentación fue de 6 mL/min.

En la tabla 3.13 se puede observar que al aumentar el porcentaje de reciclo se mejora la remoción de la mayoría de parámetros, pero existe excepciones en el caso de la presencia de sólidos, estos aumentan su valor debido al crecimiento de la biomasa y a la recirculación de la misma; a mayor porcentaje de recirculación mayor incremento de la biomasa y por lo tanto, mayor concentración de los sólidos.

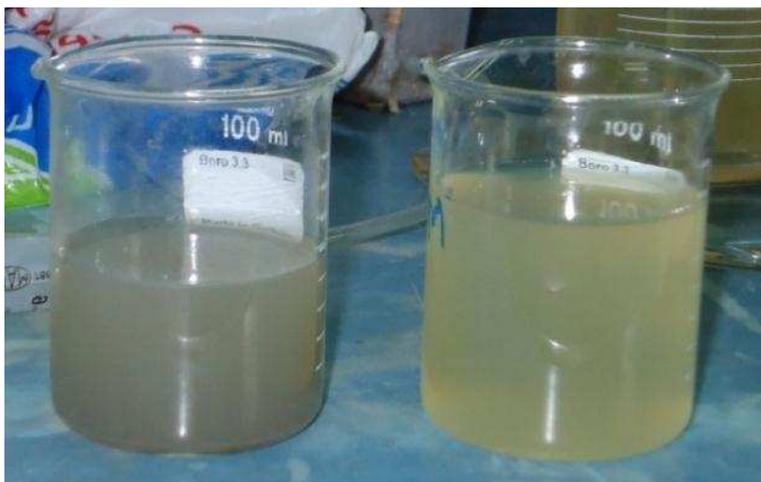
Los nitratos y fosfatos tienen concentraciones mayores en comparación con la muestra inicial, esto se debe a las cantidades que fueron necesarias añadir al agua residual doméstica para que ingrese al reactor con los requerimientos nutricionales necesarios para el proceso de tratamiento anaerobio y además para que el pH alcance un valor cercano a 7 necesario para el proceso de tratamiento anaerobio.

En la tabla 3.13 se puede observar que al incluir el reciclo mejora notablemente la remoción de materia orgánica, por lo que las concentraciones de DBO<sub>5</sub>, DQO, fenoles, detergentes, ceras y grasas se encuentran dentro de los límites que establece la norma para descarga de efluentes al alcantarillado o a un cuerpo receptor. Además cuando el porcentaje de recirculación es del 65 % en el proceso anaeróbico el agua tratada puede ser utilizada en el riego agrícola o en uso pecuario, debido a que el efluente presenta nitratos y fosfatos que pueden ser utilizados como abono para los terrenos y por lo que la concentración de los contaminantes se encuentran dentro de los límites para estos usos según la norma de calidad del agua TULAS.

**Tabla 3.13** Comparación de los resultados físico – químicos obtenidos del agua tratada a diferentes porcentajes de reciclo

Parámetro físico – químicos	Sin reciclo	Porcentaje de recirculación (%)		
		25	45	65
[HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L como CaCO <sub>3</sub> )	1 800	2 150	2 200	2 340
Ceras y Grasas (mg/L)	11,80	10,28	6,10	4,30
Color Aparente (unid Pt-Co)	1 530	1 320	1 280	1 250
Color Real (unid Pt-Co)	136	135	128	117
Conductividad (uS/cm)	108,0	84,3	70,1	60,8
[Cr] (mg/L)	0,02	0,02	0,02	0,02
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	150	150	137	64
Detergentes (mg/L)	1,65	1,48	1,20	0,98
DQO (mg/L)	700	680	450	175
[Ca <sup>+2</sup> ] (mg/L)	68	68	66	60
[Mg <sup>+2</sup> ] (mg/L)	18	16	12	12
Dureza Total como CaCO <sub>3</sub> (mg/L)	86	84	78	72
Fenoles (mg/L)	0,85	0,85	0,73	0,72
[PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ] (mg/L)	2 800	2 480	2 320	2 240
[Fe] (mg/L)	0,35	0,05	0,04	0,04
[NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	193,60	158,40	158,40	145,60
[NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	0,03	0,0231	0,0198	0,0198
Oxígeno Disuelto (mg/L)	0,10	0,10	0,10	0,10
pH	7,67	8,33	8,07	8,24
[NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ] (mg/L)	31,73	32,25	36,89	38,70
Sólidos Totales (mg/L)	7 880	7 350	7 480	7 960
Sólidos Totales Disueltos (mg/L)	1 060	1 615	1 730	1 840
Sólidos Totales Volátiles (mg/L)	1 544	1 830	2 210	2 500
Sólidos Disueltos Volátiles (mg/L)	815	960	1 034	1 090
Turbidez (NTU)	367	152	142	140
Temperatura (°C)	18,6	20,0	19,3	18,3

El agua de alimentación al reactor es muy turbia (1080 NTU) y tiene un color aparente elevado de 5040 unidades de Pt – Co. Luego del tratamiento anaerobio estos parámetros físicos disminuyen hasta valores de 367 NTU y 1530 unidades de Pt – Co. Esta comparación se puede observar en la figura 3.13.



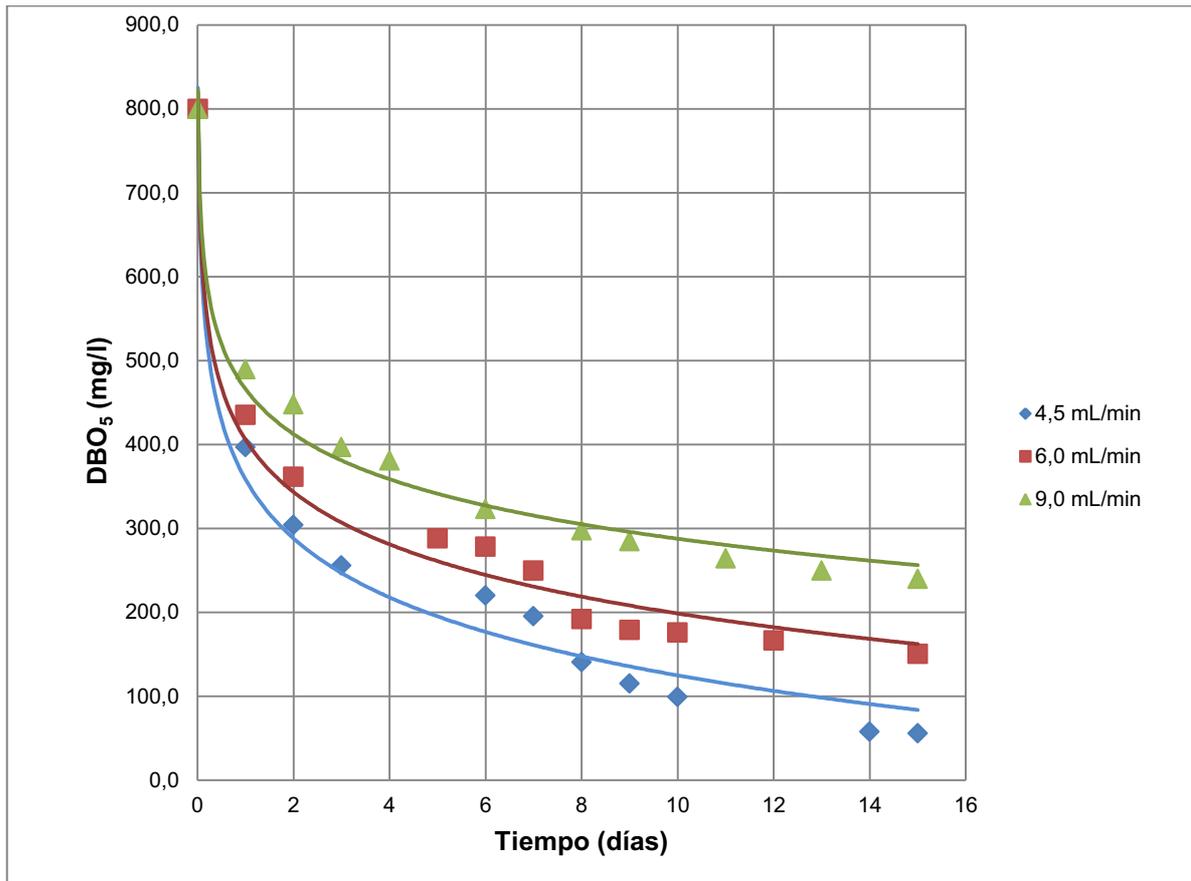
**Figura 3.13** Comparación de la calidad del agua de alimentación al reactor (izquierda) y el agua tratada a la salida del reactor (derecha)

### 3.6.2 INFLUENCIA DEL FLUJO DE ALIMENTACIÓN

La influencia de la variación del flujo de alimentación del agua residual doméstica hacia el reactor se determinó a través del análisis de  $\text{DBO}_5$  del efluente, se trabajó con flujos de 4,5 mL/min, 6,0 mL/min y 9,0 mL/min y se trabajó con un porcentaje de recirculación del 25 %.

Los resultados obtenidos en cada caso se encuentran tabulados en la tabla AVI.2 del Anexo VI y se los representa gráficamente en la figura 3.14.

De los resultados expuestos en la figura 3.14 se desprende que al flujo menor de alimentación de 4,5 mL/min se obtiene la mayor descontaminación orgánica (concentración más baja de  $\text{DBO}_5$ , en el efluente), y disminuye conforme se incrementa el flujo de alimentación al reactor. Por lo tanto, mientras mayor sea el tiempo de residencia del fluido en el reactor o tiempo hidráulico, mayor será la descontaminación de la materia orgánica. Sin embargo, el tiempo hidráulico no debe excederse de un determinado valor límite ya que el sustrato puede ser consumido en su totalidad y los microorganismos pasarán a la fase endógena y el proceso de tratamiento colapsa, y por otro lado el proceso no sería rentable económicamente.



**Figura 3.14** Variación de DBO<sub>5</sub> con respecto al tiempo del proceso anaerobio para diferentes flujos de alimentación al reactor anaerobio

Las formas de las curvas de degradación de la materia orgánica presente en el efluente, al igual que en el caso anterior, son exponenciales decrecientes con tendencia asintótica respecto al tiempo del proceso anaerobio continuo, cuya ecuación representativa es:

$$(DBO_5)_f = (DBO_5)_o \cdot e^{\frac{-0,75}{Q} \cdot t} \quad [3.7]$$

Donde:

$(DBO_5)_f$  = demanda bioquímica de oxígeno del efluente, mg/L

$(DBO_5)_o$  = demanda bioquímica de oxígeno del afluente, mg/L

Q = caudal de alimentación al reactor, mL/min

t = tiempo del proceso, días

Los tiempos de residencia hidráulico en el reactor anaerobio de acuerdo a lo expuesto en la figura 3.4 son de 2,6 h, 1,9 h y 1,3 h para los flujos estudiados de 4,5 mL/min, 6,0 mL/min y 9,0 mL/min.

Por otra parte, se concluye que el proceso de descontaminación anaerobio se estabiliza a un tiempo de aproximadamente 15 días, a partir del cual el proceso puede ser considerado continuo.

En lo que se refiere al efecto que tuvo el tratamiento sobre los parámetros físico – químicos se puede notar una variación en las concentraciones de cada uno de ellos como se puede observar en la tabla 3.14.

En la tabla 3.14 se encuentra una comparación de las concentraciones de los parámetros tanto físicos como químicos del agua residual antes de ingresar al sistema de tratamiento y después de ser tratada; las condiciones a las que se trabajó fueron: con recirculación del 25 % y a flujos de alimentación al reactor de 4,5 mL/min, 6 mL/min y 9 mL/min.

Se debe tomar en cuenta que los valores de las concentraciones de nitratos y fosfatos serán mayores a las que se tenía inicialmente debido a que hubo la necesidad de agregar estos nutrientes al agua residual para que ingrese al reactor con las condiciones adecuadas para que se dé favorablemente el proceso de tratamiento anaerobio.

Se agregó 121 mg/L aproximadamente de nitratos y 3000 mg/L de fosfato para que permita aumentar el pH del agua, ya que este último fue utilizado como solución buffer.

En la tabla 3.14 se observa que la concentración de bicarbonatos aumenta, debido a que durante el proceso de tratamiento anaerobio se forma  $\text{CO}_2$  que reacciona con el agua y forma ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) que se disocia en  $\text{H}^+$  y  $\text{HCO}_3^-$ , dentro del rango del pH de la reacción anaerobia.

Las bacterias anaerobias consumen la materia orgánica presente en el agua residual, razón por la cual parámetros  $\text{DBO}_5$ , DQO, fenoles, detergentes, ceras y grasas disminuyen su concentración como se puede observar en la tabla 3.14.

Debido al crecimiento de la biomasa en el proceso de tratamiento, la concentración de los sólidos totales, sólidos disueltos, sólidos totales volátiles aumenta.

En la que se refiere al oxígeno disuelto, este tiene un valor de 0,1 mg/L, debido a que en el proceso de tratamiento anaerobio la presencia de oxígeno es casi nula.

Los nitritos, hierro total, calcio, magnesio, amonio y cromo no cambian significativamente sus concentraciones durante el proceso de tratamiento anaerobio como se puede observar en la tabla 3.14.

En lo que se refiere a la materia orgánica, cuando el proceso anaerobio tiene un mayor tiempo de residencia existe mayor consumo de sustrato y mayor formación de biomasa, por lo que el  $\text{DBO}_5$  disminuye y la presencia de sólidos volátiles aumenta.

**Tabla 3.14** Análisis de los parámetros físico – químicos del agua tratada sin reciclo a diferentes flujos de alimentación al reactor (15 días de proceso)

Parámetro físico – químicos	Flujos de alimentación (mL/min)			
	Muestra sin tratar	4,5	6,0	9,0
[HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	388,77	2 928,00	2 196,00	1 439,60
Ceras y Grasas (mg/L)	16,75	8,13	11,80	12,13
Color Aparente (unid Pt-Co)	5 040	1 175	1 530	1 635
Color Real (unid Pt-Co)	142	126	136	238
Conductividad (uS/cm)	910	73,0	108,0	210,0
[Cr] (mg/L)	0,40	0,01	0,02	0,02
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	800	56	150	233
Detergentes (mg/L)	2,03	1,48	1,65	1,72
DQO (mg/L)	2 200	380	700	1 010
[Ca <sup>+2</sup> ] (mg/L)	78,0	60	68	76
[Mg <sup>+2</sup> ] (mg/L)	19,3	16	18	16
Dureza Total como CaCO <sub>3</sub> (mg/L)	97,3	76	86	92
Fenoles (mg/L)	1,00	0,68	0,85	1,00
[PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ] (mg/L)	2,14	2 800	2 800	3 000
[Fe] (mg/L)	0,39	0,20	0,35	0,35
[NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	82,89	167,20	193,60	196,00
[NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	0,30	0,0165	0,03	0,036
Oxígeno Disuelto (mg/L)	0,47	0,10	0,10	0,10
pH	5,80	7,95	7,67	8,24
[NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ] (mg/L)	29,88	46,95	31,73	30,96
Sólidos Totales (mg/L)	2 717,33	8 160	7 880	4 570
Sólidos Totales Disueltos (mg/L)	1 608,00	1 730	1 060	1 580
Sólidos Totales Volátiles (mg/L)	943,00	1 280	1 544	1 180
Sólidos Disueltos Volátiles (mg/L)	711,86	1 200	815	1 010
Turbidez (NTU)	1 080	138	367	152
Temperatura (°C)	17,93	18,6	18,6	17,6

### 3.6.3 INFLUENCIA DE LA CONCENTRACIÓN DEL SUSTRATO DE ALIMENTACIÓN

La influencia de la concentración de la materia orgánica en la alimentación al reactor anaerobio se determinó a través de la DQO y se trabajó con valores iniciales de 1 000 mg/L, 2 200 mg/L y de 3 000 mg/L. El estudio fue llevado a cabo con recirculación del 25 % y un flujo de alimentación de 6 mL/min.

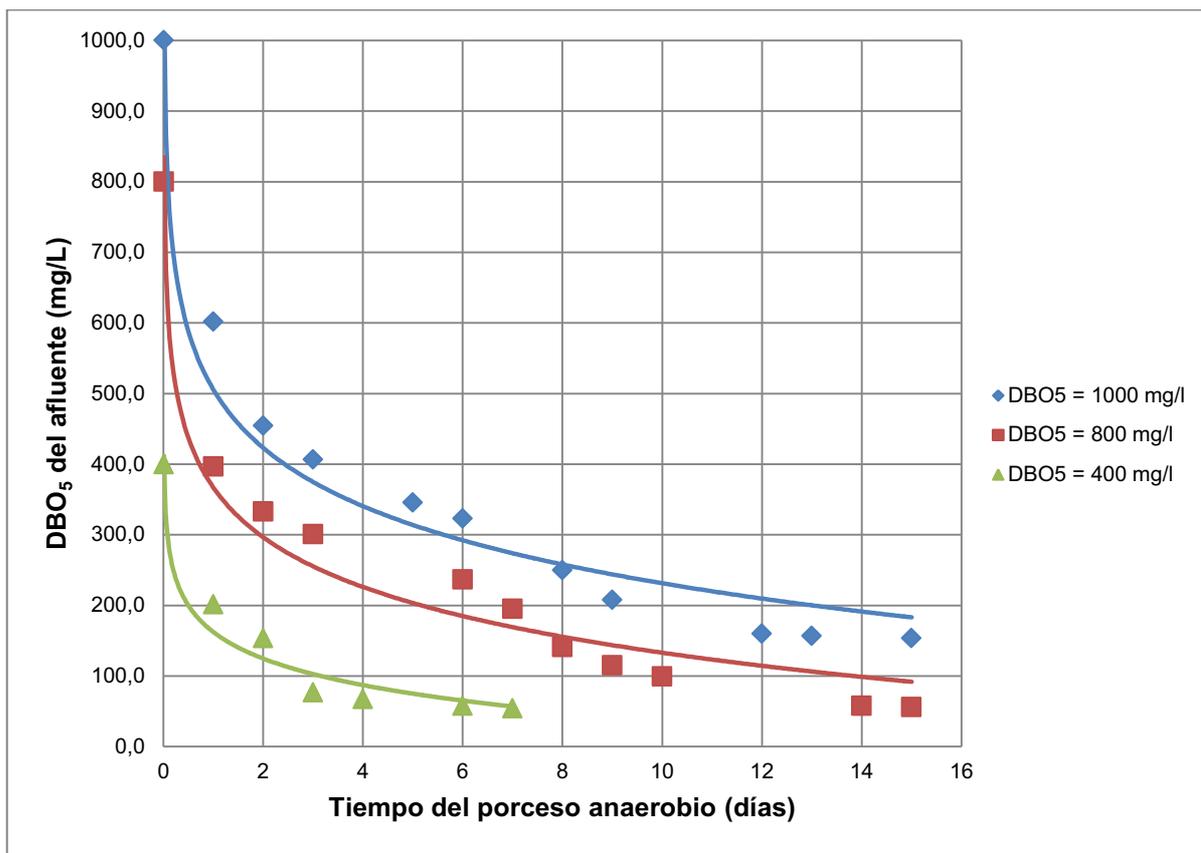
Se toma la medida de la materia orgánica en términos de DQO porque esta es una medida fácil y rápida de obtener pero este valor se lo puede transformar a  $DBO_5$  con la relación obtenida al inicio de proceso a través de los resultados de los análisis físico – químicos, donde se obtiene que la relación  $DBO_5/DQO$  es aproximadamente igual a 0,36.

Los resultados se expresan en función del  $DBO_5$ ; por lo que las concentraciones de este parámetro en el agua de alimentación fueron de 400 mg/L, 800 mg/L y 1 000 mg/L.

La variación del  $DBO_5$  inicial del agua residual doméstica en el proceso de tratamiento anaerobio se presenta en la figura 3.15.

En la figura 3.15 se puede observar que la remoción del  $DBO_5$  tiene la misma tendencia en los tres casos y se ajusta a una curva exponencial decreciente, con tendencia asintótica a partir de un tiempo de diez días para una demanda bioquímica de oxígeno inicial de 1 000 y 800 mg/L y de cinco días para una demanda bioquímica de oxígeno de 400 mg/L.

Los rendimientos de remoción de la demanda bioquímica de oxígeno para concentraciones de 1 000 mg/L, 800mg/L y de 400 mg/L son de 84,6 %, 93 % y de 90,93 %, respectivamente. Por lo tanto el rendimiento del proceso de tratamiento anaerobio depende de la concentración inicial de la materia orgánica.



**Figura 3.15** Variación del DBO<sub>5</sub> inicial del sustrato de alimentación al reactor anaerobio con el tiempo del proceso biológico

La variación de los parámetros tanto físico como químicos tienen el mismo comportamiento que en los casos analizados anteriormente, de la variación del porcentaje de reciclo y de la variación del flujo de alimentación como se puede observar en la tabla 3.15.

Cuando se trabajó con una concentración de DBO<sub>5</sub> inicial igual a 400 mg/L, los análisis físico – químicos se los realizó con una muestra tomada a los siete días de tratamiento ya que en este caso a partir de este día el consumo de materia orgánica fue constante, como se puede observar en la figura 3.15.

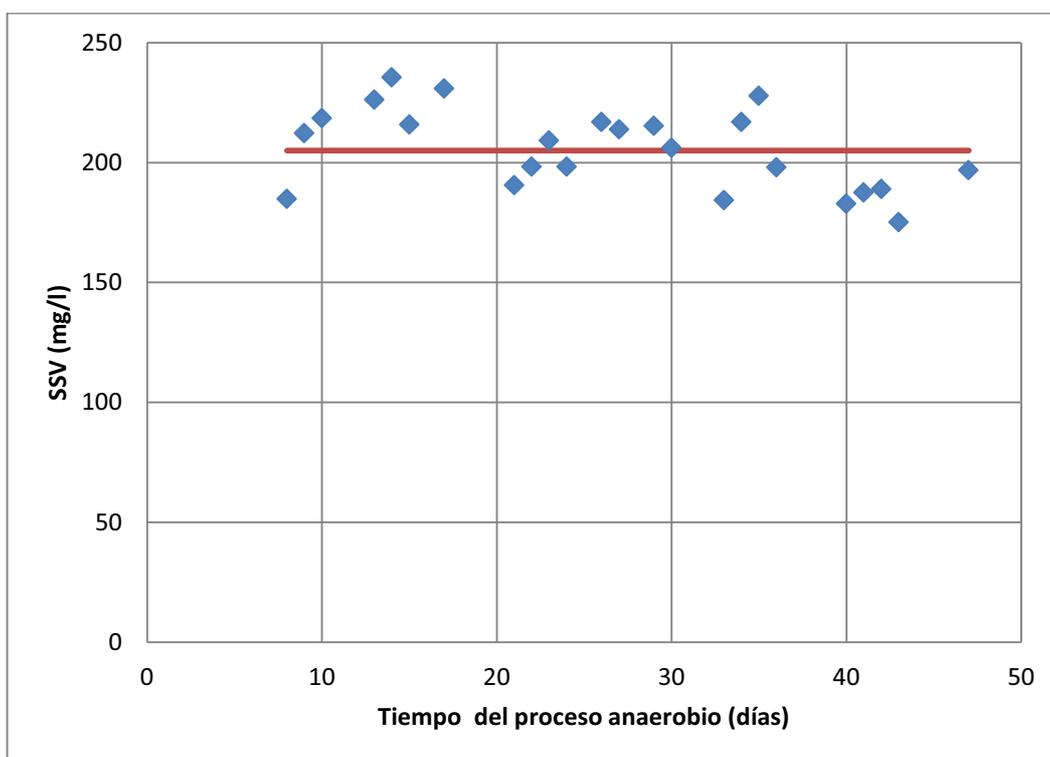
**Tabla 3.15** Comparación de los resultados obtenidos del agua tratada al operar con diferentes concentraciones de DBO<sub>5</sub> inicial

Parámetro físico – químico	Demanda bioquímica de oxígeno de alimentación (mg/L)		
	1 000	800	400
[HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L como CaCO <sub>3</sub> )	2 806,00	2 854,80	2 074,00
Ceras y Grasas (mg/L)	6,15	4,30	3,10
Color Aparente (unid Pt-Co)	1 600	1 250	1 100
Color Real (unid Pt-Co)	310	117	130
Conductividad (uS/cm)	105,5	60,8	59,2
[Cr] (mg/L)	0,02	0,02	0,01
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	153	64	54
Detergentes (mg/L)	2,48	0,98	0,87
DQO (mg/L)	600	175	150
[Ca <sup>+2</sup> ] (mg/L)	78	60	52
[Mg <sup>+2</sup> ] (mg/L)	12	12	16
Dureza Total como CaCO <sub>3</sub> (mg/L)	90	72	68
Fenoles (mg/L)	1,25	0,72	0,75
[PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ] (mg/L)	3 000	2 240	3 000
[Fe] (mg/L)	0,35	0,04	0,04
[NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	202,4	145,60	132,0
[NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ] (mg/L)	0,03	0,02	0,01
Oxígeno Disuelto (mg/L)	0,10	0,10	0,10
pH	8,16	8,24	8,14
[NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ] (mg/L)	41,77	38,70	26,05
Sólidos Totales (mg/L)	7 900	7 960	6 790
Sólidos Totales Disueltos (mg/L)	2 100	1 840	1 600
Sólidos Totales Volátiles (mg/L)	2 370	2 500	1 050
Sólidos Disueltos Volátiles (mg/L)	1 062	1 090	890
Turbidez (NTU)	280	140	130
Temperatura (°C)	18,8	18,3	17,6

Cuando se trabajó con el agua de alimentación a una concentración de DBO<sub>5</sub> de 400 mg/L la concentración de los demás parámetros también es menor en

comparación con las otras dos muestras tratadas por lo que en el tiempo de tratamiento que fue menor no afecto en la descontaminación.

En lo que se refiere al crecimiento de la masa microbiana, esta va a depender de la cantidad de sustrato presente en el reactor, del tiempo que este en contacto con el sustrato, así como también del porcentaje de reciclo. El valor de la biomasa no es un valor exacto como ya se explicó anteriormente debido a la dificultad de medir su concentración, por lo que se tiene una medida aproximada a través de la concentración de los sólidos suspendidos volátiles (SSV). Su variación con respecto al tiempo se presenta en la figura 3.16.



**Figura 3.16** Variación de la concentración de sólidos suspendidos volátiles con el tiempo después de que el reactor alcanza el estado estacionario

La figura 3.16 representa la variación de la cantidad de biomasa, medida como la concentración de los sólidos suspendidos volátiles, presente en el reactor anaerobio después de que éste alcanzó el pseudo – estado estacionario; es decir después de los quince días de inoculado el reactor. La población microbiana tiende a permanecer constante, como se observa en la figura 3.16 la variación de

la biomasa se encuentra dentro de un rango cuyo límite inferior es de 175 mg/L y el límite superior es de 235 mg/L y se mantuvo dentro de estos límites mientras duro la experimentación.

### 3.7 DETERMINACIÓN DE LA MASA MICROBIANA EN EL REACTOR ANAEROBIO

Al final del proceso de tratamiento anaerobio se realizó un conteo total de los microorganismos presentes en el reactor anaerobio y en el efluente tratado.

Para el análisis microbiológico se tomó las muestras cuando se trabajó con un porcentaje de recirculación del 65 %, a un flujo de alimentación de 6 mL/min y a una concentración de la DBO<sub>5</sub> de 800 mg/L.

El resultado del conteo dentro del reactor fue de  $2,94 \times 10^{14}$  u.f.c/mL, lo que demuestra que las bacterias anaerobias se adaptaron en el medio sin ningún inconveniente al incrementar su crecimiento comparado con la cantidad de microorganismos con la que se inició el proceso de tratamiento anaerobio, que fue de:  $1,20 \times 10^{11}$  u.f.c/mL.

La figura 3.17 presenta el crecimiento de las bacterias anaerobias formadoras de la biomasa, en medio agar nutritivo



**Figura 3.17** Contaje total de las bacterias presentes en el reactor anaerobio

Las bacterias presentes fueron identificadas macroscópicamente y microscópicamente, y se realizó un conteo por cada tipo de bacterias. Con estos resultados se determinó que crecieron las mismas bacterias con las que se arrancó el proceso de tratamiento anaerobio, lo único que varió fue el porcentaje presente en comparación con la composición bacteriana inicial, esto se debe al comportamiento que tienen las bacterias en el proceso anaerobio ya que unas son las bacterias acidogénicas y otras son las metanogénicas, y de acuerdo a la función que cumple dentro de la digestión anaerobio unas crecen en mayor proporción que otras; por otro lado la toma de muestras dentro del reactor se torna difícil debido a que la masa microbiana crece en el material de soporte.

En la tabla 3.16 se presenta la composición bacteriana anaerobia presente en el reactor al final del proceso de tratamiento anaerobio.

**Tabla 3.16** Composición bacteriana anaerobia presente en el reactor anaerobio al final del proceso de tratamiento

<b>Tipo de Bacterias</b>	<b>Composición bacteriana (%)</b>
<i>Citrobacter</i>	10,0
<i>Bacillus</i>	52,0
<i>Klebsiella</i>	4,5
Gram positivas	11,0
<i>Enterobacter</i>	9,8
<i>E. Coli</i>	8,2
<i>Shigella</i>	4,5

Como se puede observar en la tabla 3.16 predomina la concentración del grupo *Bacillus* en la composición bacteriana de la biomasa presente en el reactor.

En cuanto al análisis microbiológico realizado al efluente tratado, se obtuvo como resultado un contaje total de  $3,8 \times 10^7$  u.f.c/mL y una composición bacteriana idéntica a la que se reportó para la muestra tomada dentro del reactor anaerobio.

En la figura 3.18 se puede observar el crecimiento de las bacterias anaerobias del efluente tratado en medio agar nutritivo.



**Figura 3.18** Contaje total de los de las bacterias en el efluente del agua tratada

Al comparar la figura 3.17 y 3.18 se puede observar que en esta última el crecimiento de las bacterias es menor, es decir la biomasa se queda dentro del reactor, la concentración de microorganismos presente en el agua tratada es semejante a la que se presente en el agua residual doméstica sin tratar.

### **3.8 DESINFECCIÓN DEL AGUA PROCEDENTE DEL REACTOR ANAEROBIO**

Debido a la presencia de microorganismos patógenos en el tratamiento anaerobio, se ve en la necesidad de realizar un proceso de desinfección del agua que sale del reactor para garantizar que el agua cumpla los límites de la normativa de descarga de efluente al alcantarillado y a un cuerpo receptor o con la normativa para la reutilización de agua en riego agrícola.

Para el proceso de desinfección se utilizó una solución de hipoclorito de sodio que permitió eliminar en un 99 % de las bacterias patógenas. Además el hecho de añadir esta solución aparte de la desinfección, permite la eliminación de olores y el blanqueamiento del agua.

La cantidad de hipoclorito de sodio necesaria para la desinfección es mínima pero hay que tomar en cuenta que el hipoclorito de sodio reacciona con los compuestos presentes en el agua residual, como ya se especificó en el numeral 1.2.9 es por esta razón que para la desinfección hay que considerar la concentración del nitrógeno amoniacal presente en el efluente para determinar la cantidad necesaria de cloro para que reaccione con el nitrógeno amoniacal y cumpla con la función de desinfección para eliminar la mayoría de las bacterias patógenas y que el agua este dentro de los límites de la normativa, tanto en presencia de microorganismos como en la concentración de cloro residual.

Al realizar los análisis microbiológicos si puedo observar que un tiempo de contacto de 1 hora fue suficiente para eliminar el 99 % de los microorganismos patógenos presentes en el agua residual.

### **3.9 DIMENSIONAMIENTO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO ANAERÓBICO**

#### **3.9.1 POBLACIÓN DE DISEÑO**

La parroquia La Esperanza tiene una población actual de 80 habitantes. Para el dimensionamiento del sistema de tratamiento anaeróbico se considera un periodo de diseño de 50 años. La tasa promedio de crecimiento poblacional según el reporte del INEC del último censo es de 1,5 %.

Al reemplazar los valores en la ecuación 2.6, se obtiene la población de diseño que es de 168 habitantes.

#### **3.9.2 CAUDAL DE DISEÑO**

Para la determinación del caudal de diseño se consideró que el consumo promedio de agua por habitante en los sectores rurales es de 125 L / habitante

día, valor obtenido de la información proporcionada por la Organización Panamericana de la Salud sobre el consumo promedio diario de agua por persona que se expone en la tabla 3.17.

**Tabla 3.17** Consumo medio diario de agua por personas en áreas rurales

<b>Región</b>	<b>Consumo medio de agua diario por persona (L / habitantes día)</b>
África	15 – 35
Asia Sud Oriental	30 – 70
Pacífico Occidental	30 – 75
Mediterráneo Oriental	40 – 85
América Latina y Zona del Caribe	70 – 190
Promedio mundial para países en desarrollo	35 – 90

Fuente: Organización Panamericana de la Salud

Para obtener el caudal de diseño se reemplaza los valores en la ecuación 2.7, se considera un factor de fugas de acuerdo a los niveles de servicio, como se puede observar en la tabla 3.18, en este caso se considera las conexiones con más de un grifo por casa, por lo tanto el porcentaje de fuga será de 20 %.

**Tabla 3.18** Porcentajes de fuga a considerarse en el Diseño de Tratamiento de Aguas

<b>Niveles de Servicio</b>	<b>Porcentajes de fuga (%)</b>
Grifos públicos	10
Conexiones con un grifo por casa	20
Conexiones con más de un grifo por casa	20

Fuente: Mann, 2000, p.24

El caudal de diseño para el sistema de tratamiento anaerobio, se consideró un factor de seguridad de 1,5 es de 4 L / min.

### 3.9.3 DIMENSIONAMIENTO DE LAS UNIDADES DEL PROCESO DE TRATAMIENTO ANAEROBIO

El agua residual doméstica pasara por tres etapas en el proceso de tratamiento, la primera etapa es la de homogenización donde se añaden los nutrientes y la solución buffer necesarios para entrar a la condiciones adecuadas al reactor anaerobio, la segunda etapa es el tratamiento anaerobio en sí donde se dará el consumo de la materia orgánica y la disminución de los contaminantes gracias a la ayuda de los microorganismos, y finalmente se tiene la última etapa que es la de desinfección para garantizar que el efluente tratado se encuentre dentro de los límites de la norma de calidad del agua.

#### 3.9.3.1 Dimensionamiento de la unidad del proceso de homogenización

Dentro de esta unidad de proceso se consideró la dosificación de nutrientes, el volumen del tanque de homogenización y el dimensionamiento del agitador.

##### a) Requerimiento de nutrientes

La concentración de DQO en el efluente es de 2200 mg/L, por lo que de acuerdo a la relación de nutrientes para un proceso anaerobio se necesita una concentración de 31,25 mg/L de N y 6,25 mg/L de P en el agua residual, los mismos que se pueden añadir como nitrato de sodio y como fosfato de sodio respectivamente de acuerdo a las concentraciones obtenidas a continuación:

Para el Nitrógeno

$$\frac{31,25 \text{ mgN}}{L} = \frac{85 \text{ mgNaNO}_3}{14 \text{ mgN}} = 189,63 \frac{\text{mgNaNO}_3}{L}$$

Para el Fósforo

$$\frac{6,25\text{mgN}}{L} = \frac{163,94\text{mgNa}_3\text{PO}_4}{30,97\text{mgP}} = 33,08 \frac{\text{mgNa}_3\text{PO}_4}{L}$$

En ambos casos se considera que la concentración del DQO es la misma y que solo existirá una pequeña variación dentro de los límites que se encuentran en la tabla 3.6 para que se cumpla la relación de los requerimientos de nutrientes especificada anteriormente.

#### **b) Requerimiento de solución buffer**

Debido a que el agua residual doméstica tiene un pH fuera del rango considerado para el proceso de tratamiento anaerobio, es necesario agregar una solución buffer que permita mantener el pH dentro del rango necesario para el proceso de tratamiento anaerobio.

Una cantidad de 3 g/L de fosfato de sodio, aproximadamente fue añadida al agua residual doméstica contaminada a ser tratada para que ingrese al reactor anaerobio a un pH de 7,5 aproximadamente.

Al considerar el caudal de diseño la dosificación de nitrato de sodio será de 13,8 mg/s, y la de fosfato de sodio de 219 mg/s.

#### **c) Dimensionamiento del tanque de homogenización**

El agua residual antes de ingresar al reactor anaerobio pasará por un tanque donde se llevará a cabo los procesos de homogenización. Se recomienda un volumen para el tanque agitado de homogenización de 6,3 m<sup>3</sup>, que corresponde al volumen diario de descarga del agua residual de la parroquia La Esperanza.

Se consideró un factor de seguridad de 1,2 por la variación que puede existir del caudal, se tiene un volumen del tanque de 8,0 m<sup>3</sup>.

El tanque de homogenización debe ser un recipiente cilíndrico cerrado para evitar la salida de malos olores.

Para el dimensionamiento del tanque de homogenización se considera que la relación entre la altura ( $H_T$ ) y el diámetro ( $D_T$ ) del tanque es  $\frac{H_T}{D_T} = 1,5$ .

Al aplicar la ecuación del volumen del cilindro, se obtienen las dimensiones del tanque de homogenización que serán:

$$H_T = 2,9 \text{ m}$$

$$D_T = 1,8 \text{ m}$$

El tanque de homogenización será construido de plástico reforzado con fibra de vidrio cuyo espesor es de 2 mm, que se lo determina al considerar la presión de diseño como se detalla en el Anexo VII.

#### **d) Dimensionamiento del agitador**

Para la homogenización del agua residual se utilizará un agitador de turbina de disco de aspas planas.

El diámetro del impulsor ( $D_a$ ) de turbina de disco de aspas planas se encuentran entre 0,3 y 0,6 del diámetro del tanque, por lo general se considera el valor menor del intervalo (Perry H, 2000, 252). Por lo tanto  $D_a = 0,5 \text{ m}$ .

El número de revoluciones que proporciona la mayoría de motores que se comercializan normalmente en el Ecuador es de 1 730 rpm y 3 500 rpm.

Los impulsores de turbina trabajan a velocidades elevadas o medias, considerándose elevadas de 300 a 1 000 rpm y medias de 100 a 300 rpm.

Para reducir el consumo de potencia se decide trabajar con velocidades medias, para lo cual se utiliza un motor eléctrico de 1 730 rpm, ya que se acercan más a estas condiciones, sin embargo se requiere un reductor de velocidad.

Para obtener velocidades de salida del reductor de 100 a 300 rpm, con una velocidad de entrada de 1 730 rpm, normalmente se utilizan reductores de velocidad con relación de transmisión de 10:1 o 15:1.

Se escoge trabajar con la relación de transmisión de 15:1, ya que proporciona velocidades de salida más bajas, con esto se tiene un menor consumo de potencia.

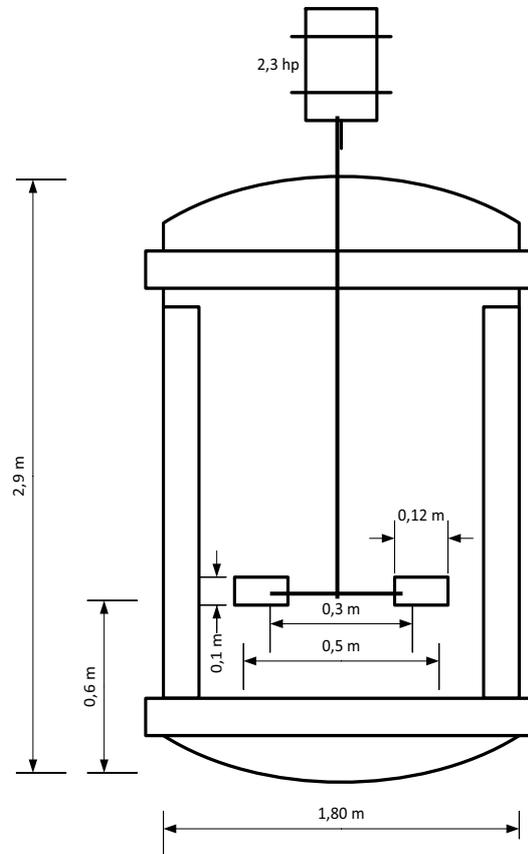
El número de revoluciones por minuto del impulsor de turbina de discos de aspas planas, al tomar en cuenta las consideraciones especificadas anteriormente será de:  $N = 115 \text{ rpm}$ .

Para reducir la turbulencia que se puede presentar en el proceso de homogenización se instalarán placas deflectoras verticales, perpendiculares a la pared del tanque, para evitar que se formen vórtices con el líquido. En el dimensionamiento del tanque de homogenización se consideraran cuatro placas deflectoras.

Para la determinación de las dimensiones del agitador se tomaron en cuenta las proporciones básicas para un agitador de aspas planas, que se detallan en el Anexo VII.

El esquema del tanque de homogenización, con las dimensiones del agitador se presenta en la figura 3.19.

La potencia consumida por el impulsor de turbina es de 2,3 hp, el cálculo de este valor se lo detalla en el Anexo VII.



**Figura 3.19** Dimensiones del tanque de agitación que se utilizará para el proceso de tratamiento anaerobio de las aguas residuales domésticas

### 3.9.3.2 Dimensionamiento de la unidad del proceso de tratamiento anaerobio

Para el dimensionamiento de la unidad del proceso de tratamiento anaerobio se determina el volumen del reactor y las condiciones de operación del mismo, y se utilizaron los parámetros cinéticos obtenidos experimentalmente y los siguientes datos y suposiciones:

**a) Datos:**

- Flujo de alimentación = 5,8 m<sup>3</sup>/día
- DQO = 2 200 mg/L
- DBO<sub>5</sub> = 800 mg/L
- X = 205 mg/L
- Flujo de reciclo = 0,65 flujo de alimentación

**b) Suposiciones:**

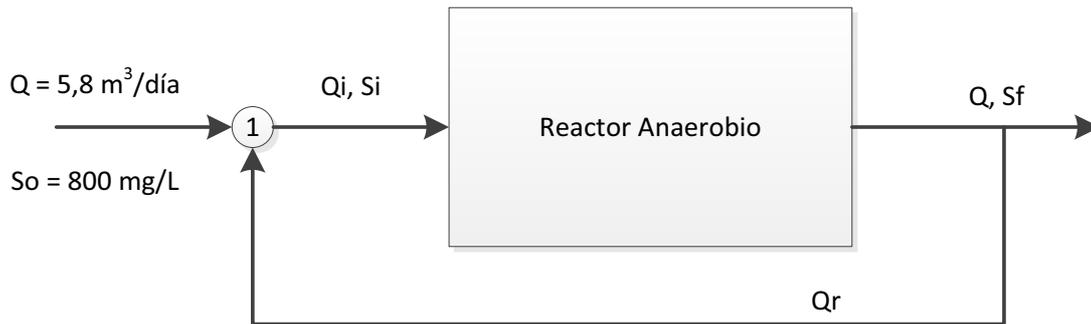
- Los sólidos suspendidos volátiles (SSV) en la alimentación del reactor se consideran despreciables.
- Condiciones de estado estacionario para aplicar el balance de masa en el reactor.

**c) Parámetros cinéticos**

Los valores de los coeficientes cinéticos del proceso anaeróbicos determinados experimentalmente son:

- $k = 7,51 \frac{mg\ DBO_5}{mg\ SSV \cdot día}$
- $K_s = 374,29 \frac{mg\ DBO_5}{L}$
- $Y_{X/S} = 0,298 \frac{mg\ SSV}{mg\ DBO_5}$
- $kd = 0,093 \frac{1}{día}$
- $\mu_m = 2,23 \frac{1}{día}$

Un esquema del reactor anaerobio con reciclo se presenta en la figura 3.20.



**Figura 3.20** Esquema del reactor anaerobio con reciclo

Donde:

$Q_i$  = caudal de alimentación al reactor

$Q$  = caudal de diseño

$S_o$  = concentración de sustrato inicial, mg DBO<sub>5</sub>/L

$S_i$  = concentración de sustrato de alimentación al reactor, mg DBO<sub>5</sub>/L

$S_f$  = concentración de sustrato de efluente, mg DBO<sub>5</sub>/L

Para el diseño del reactor anaerobio se considera un flujo de recirculación del 65 %, debido a que en los estudios experimentales este fue el porcentaje de recirculación con el que se obtuvo las mejores condiciones de operación del sistema de tratamiento anaerobio. Además, bajo esta condición se obtiene una remoción óptima de la materia orgánica correspondiente al 90 %, es decir el efluente tratado presentará una concentración de 80 mg DBO<sub>5</sub> / L, valor que se encuentra dentro de los límites que exige la norma (TULAS) para las descargas de aguas.

Para determinar el tiempo de retención hidráulico ( $\theta$ ) se realiza un balance de masa para el sustrato, para lo cual se considera al reactor de lecho fijo como reactor de flujo pistón, el modelo matemático desarrollado se detalla en el Anexo VIII y se obtiene la siguiente ecuación:

$$\theta = \left( \frac{K_S}{k \cdot X} \right) \cdot \ln \left( \frac{S_i}{S_f} \right) + \frac{S_i - S_f}{k \cdot X} \quad [3.8]$$

Al reemplazar los valores de los coeficientes cinéticos, las concentraciones de la materia orgánica y la concentración de sólidos suspendidos volátiles obtenidos experimentalmente cuando se operó a un porcentaje de reciclaje del 65 %, se determina el tiempo de residencia hidráulico que es de:  $\theta = 0,73 \text{ días}$ .

Con la ecuación 3.1 de la degradación de la materia orgánica obtenida experimentalmente, se determina también el tiempo de residencia hidráulico, y se tomó en cuenta el flujo de reciclaje del 65 %, y al considerar una relación entre el flujo con los que se trabajó a escala laboratorio y el caudal de diseño. Con lo que se obtuvo un tiempo de:  $\theta' = 0,69 \text{ días}$ .

Al comparar  $\theta$  con  $\theta'$  se puede notar que existe una gran aproximación de sus valores lo que demuestra que los datos experimentales obtenidos son válidos y se los puede aplicar para el dimensionamiento del proceso de tratamiento anaerobio para aguas residuales domésticas.

Para obtener el volumen del reactor anaerobio se determina la velocidad específica de consumo de sustrato y el tiempo de residencia celular con las ecuaciones 1.30 y 1.27 respectivamente donde:

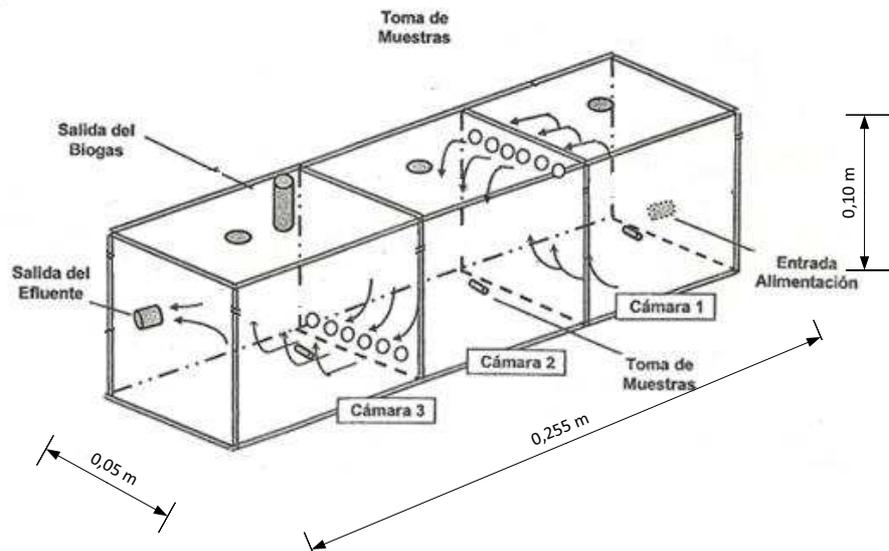
$$U = 2,92 \frac{mgDBO_5}{mgSSV \cdot día}$$

$$\theta_c = 1,30 \text{ días}$$

El volumen del reactor anaerobio al aplicar el modelo cinético de mezcla completa con recirculación y con la ecuación 1.36, será de  $8,2 \text{ m}^3$ . Para el dimensionamiento del reactor anaerobio se considera un factor de seguridad del 1,20. Por lo tanto el volumen real del reactor será de  $10 \text{ m}^3$ .

En un reactor anaerobio se puede aplicar la similitud geométrica, por lo tanto para determinar las dimensiones del reactor para el sistema de tratamiento se obtiene

una relación entre longitud ( $l$ ), ancho ( $a$ ) y altura ( $h$ ) del reactor a escala laboratorio.



**Figura 3.21** Dimensiones del reactor de lecho fijo utilizado en la experimentación

Por lo tanto, de la figura 3.21 se obtienen las siguientes relaciones:

$$\frac{a}{l} = 0,196$$

$$\frac{h}{l} = 0,392$$

El volumen del reactor equivale a:

$$V = a \cdot l \cdot h = 10,0 \text{ m}^3$$

Al reemplazar en las relaciones anteriores se obtiene las dimensiones del reactor anaerobio:

$$l = 5,0 \text{ m}$$

$$a = 1,0 \text{ m}$$

$$h = 2,0 \text{ m}$$

El lecho fijo ocupará el 45 % de la altura y se utilizará piedra pómez y zeolita como soporte para el crecimiento de las bacterias anaerobias.

El reactor anaerobio será construido con concreto, cuyas paredes tendrán un espesor de 25 cm.

#### **d) Condiciones de operación del reactor anaerobio**

Dentro de las condiciones a las que operará el reactor anaerobio se tiene:

La producción de la biomasa:  $P_x = 1,97Kg/dia$ .

La carga orgánica volumétrica:  $COV = 832 \frac{g\ DBO_5}{m^3 \cdot día}$ .

En el diseño del reactor anaerobio se determina la relación alimento microorganismos que es una forma de expresar la carga de  $DBO_5$  por unidad de masa microbial en el sistema, el valor obtenido es de:  $\frac{F}{M} = 3,04 \frac{mg\ DBO_5}{mg\ SSV \cdot día}$ , valor que se encuentra dentro de los rangos establecidos para tratamientos anaerobios.

El proceso de tratamiento anaerobio genera metano, la cantidad que se producirá por día es de:  $V_G = 0,9 \frac{m^3\ CH_4}{día}$ .

La eficiencia proceso de tratamiento anaerobio es del 90 %, valor que se obtuvo experimentalmente en los estudios realizados a escala de laboratorio, que permite que el agua tratada se encuentre dentro de los límites de descarga de acuerdo a las normas establecidas.

#### **3.9.3.3 Dimensionamiento de las unidades del proceso de clorinación**

Después de que el agua pasa por el reactor anaerobio es necesario realizar un proceso de desinfección para eliminar las bacterias patógenas presentes y

garantizar que el agua cumpla con las normas para la reutilización en riego agrícola o para la descarga a fuentes de agua dulce o al alcantarillado.

Para la desinfección del agua procedente del reactor anaerobio se utiliza una solución de hipoclorito de sodio que es uno de los desinfectantes más comunes.

La demanda de cloro que requiere el efluente del proceso anaeróbico es la cantidad de cloro libre residual, más lo que se consume por la reacción con sustancias presentes en el agua como el ión amonio. Además, se considerara la dosis de cloro libre residual presente en el agua al final del proceso de clorinación.

Para el dimensionamiento de la unidad de clorinación se toman en cuenta los siguientes datos:

**a) Datos para el Diseño**

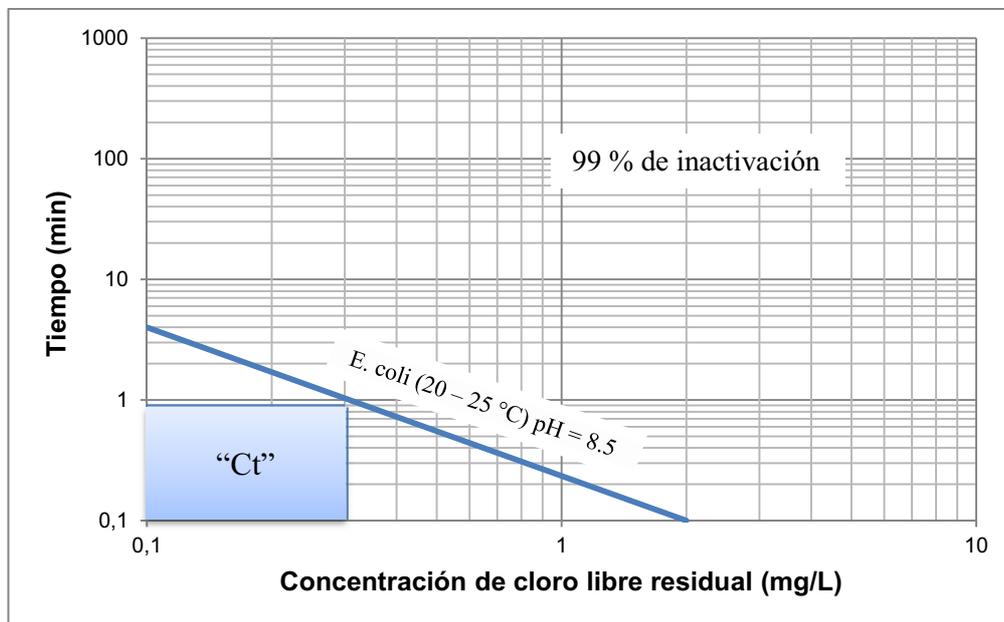
- pH del agua : 8,24
- Temperatura: 20 °C
- Microorganismos de diseño: coliformes (*E. coli*)
- $[\text{NH}_4^+]$ : 38,70mg/L

**b) Dosis de cloro requerida (C)**

Para determinar los porcentajes de cloro total o cloro añadido que se aplicará es necesario saber el pH del agua a tratar. De los resultados expuestos en la tabla 3.14 del capítulo 3, el efluente tiene un pH de 8,24.

El valor de Ct (concentración de cloro - tiempo de contacto con los microorganismos) requerido para inactivar el 99 % de coliformes (*E.coli*) se lo obtiene de la curva de la figura 3.22, donde se expone únicamente la curva pertinente para inactivar el 99 % de *E. coli* con cloro libre a una temperatura entre

20 – 25 °C y un pH de 8,5; condiciones a las que se llevó a cabo el proceso de tratamiento anaerobio.



**Figura 3.22** Relación de “Ct” para 99% de inactivación de coliformes con cloro libre, pH 8,5 y temperatura entre 20 – 25 °C (AWWA, 2001)

De la figura 3.22 se obtiene que el valor de Ct para la *E. coli* a un pH de 8,5 y temperatura entre 20 – 25 °C con una concentración de cloro libre residual de 0,3 mg/L es de  $Ct = 0,27 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$

De acuerdo a lo expuesto en el numeral 1.2.8.3 del capítulo 1 donde se indica que el poder bacteriológico del cloro libre está dado por la presencia de ácido hipocloroso (HClO), por lo tanto, la concentración de cloro libre necesario para la mortalidad de *E. coli* presente en el efluente de tratamiento anaerobio depende de la presencia de este ácido.

La cantidad de cloro necesario para la inactivación del 99 % de las bacterias patógenas a un pH de 8,24 es de  $0,17 \frac{\text{mg} \cdot \text{min}}{\text{L}}$ , el cálculo de este valor se lo detalla en el Anexo IX.

La norma INEN específica que cuando se utiliza el cloro como desinfectante, el tiempo mínimo de contacto es de 30 min, la concentración de cloro como ácido hipocloroso para inactivar el 99 % de microorganismos a un pH de 8,24 será de:  $(Ct)_{pH=8,24} = 0,0057 \frac{mg}{L} = [HClO]$ . Este valor obtenido es muy pequeño, lo que indica que los coliformes son poco resistentes al cloro.

### c) Especies de cloro combinado

Dado que el agua procedente del reactor anaerobio contiene 38,70 mg/L de ión amonio, es necesario considerar que esta especie química consumirá una parte importante de cloro antes de que se pueda lograr la desinfección.

La concentración de cloro necesaria para pasar el punto de quiebre al considerar la proporción teórica entre el nitrógeno y el amoniaco es de  $[Cl_2] = 193,5 mg/L$ .

La norma TECNICA ECUATORIANA NTE INEN 1 1108:2006 establece que el rango permisible de cloro a la salida del tratamiento debe ser de 0,3 a 1,5 mg/L, por lo tanto la concentración de cloro activo necesario para el proceso de desinfección será de  $193,8057 \frac{mg}{L}$ , que se inyectará a la tubería a través de una bomba dosificadora.

### d) Bomba dosificadora de la solución de hipoclorito

El caudal de la solución de hipoclorito de sodio será de aproximadamente 2 L/h que se puede encontrar en el mercado.

Se considera una bomba comercial de 1/8 hp, los cálculos para determinar la potencia se bomba dosificadora se detallan en el Anexo IX.

**e) Tanque para la solución de hipoclorito de sodio**

La solución de hipoclorito necesaria para el proceso de desinfección se preparará diariamente, para evitar pérdidas de cloro.

El volumen del tanque de la solución de hipoclorito de sodio para una operación diaria (24 horas) considerando un factor de seguridad de 1,5, será de:

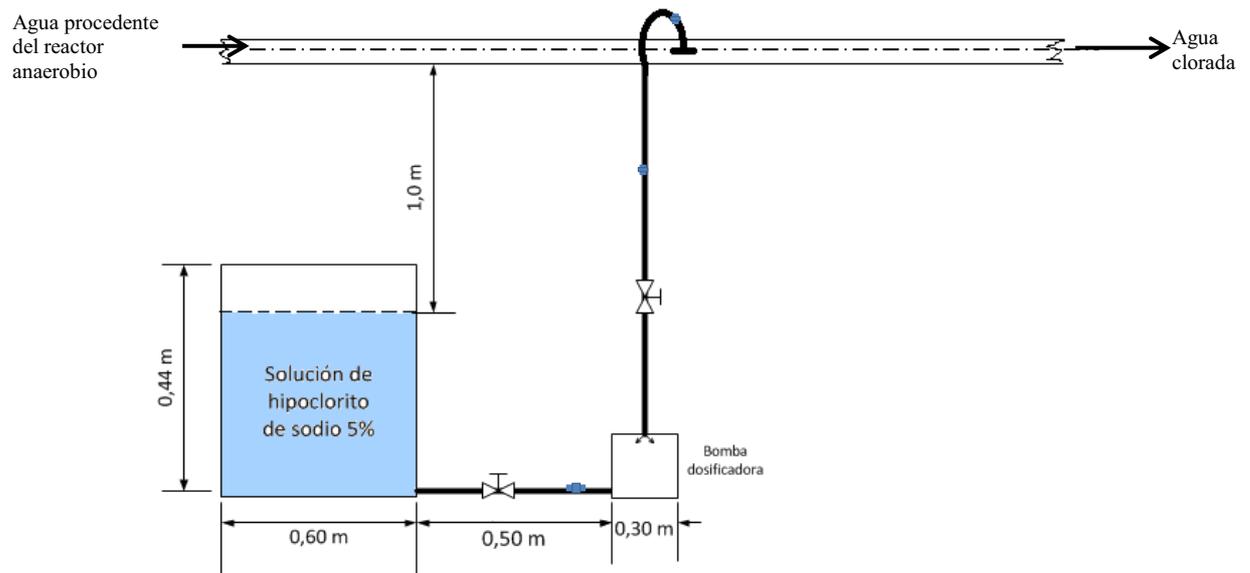
$$V_{\text{tanque}} = 72 \text{ L.}$$

En el mercado se disponen tanques de polietileno de 100 L de capacidad, el cual será utilizado para nuestro fin, cuyas dimensiones son: altura 44 cm y diámetro 60cm.

**f) Diámetro de la tubería de impulsión**

El caudal de diseño con el que trabajará la bomba dosificadora será de  $5,6 \times 10^{-4}$  L/s, el rango de velocidades para una tubería de impulsión es de 0,6 – 2 m/s, por lo que se toma una velocidad de 0,6 m/s debido a que el caudal es pequeño. Por lo tanto a través de los cálculos especificados en el Anexo IX de determina que para la circulación de la solución de hipoclorito se necesita una tubería comercial de PVC de ½ pulg de diámetro.

El esquema de la instalación de la unidad de clorinación dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas se presenta en la figura 3.23



**Figura 3.23** Esquema de las instalaciones del sistema de clorinación

#### 3.9.3.4 Dimensionamiento del sistema de distribución del agua residual

##### a) Determinación del diámetro de las tuberías

Se considera el mismo diámetro para todas las tuberías que se instalarán en el proceso de tratamiento anaerobio.

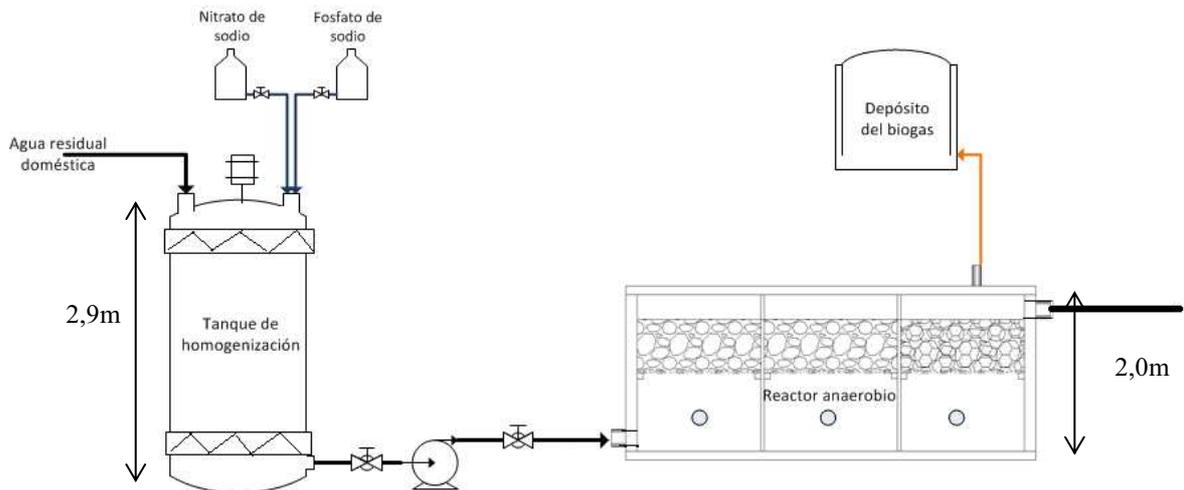
Se escoge una tubería de PVC de 1 ½ pulgadas para la circulación del agua domésticas de la comunidad La Esperanza, la determinación de este diámetro se detalla en el Anexo X.

##### b) Determinación de la potencia de las bombas

Dentro de la planta de tratamiento de agua residuales domésticas, se necesita colocar dos bombas, una para la alimentación al reactor anaerobio, y la otra para la recirculación de la biomasa en el reactor anaerobio.

### ***Potencia de la bomba de alimentación***

Un esquema de la conexión de bomba centrífuga de alimentación se presenta en la figura 3.24.



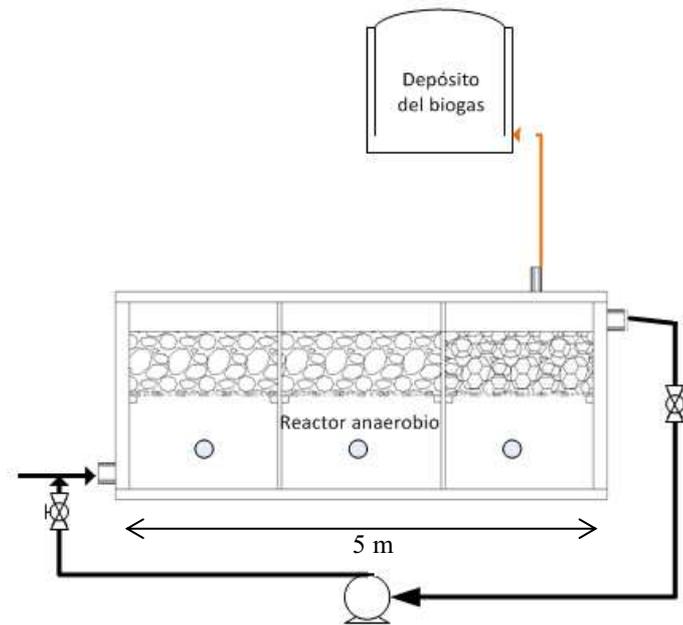
**Figura 3.24** Sistema de alimentación al reactor anaerobio

De acuerdo a los cálculos que se especifican en el Anexo X para la alimentación al reactor anaerobio de lecho fijo, es necesario instalar una bomba centrífuga de 2,0 hp.

### ***Potencia de la bomba para la recirculación***

De la misma manera que en el caso anterior se determina la potencia de la bomba necesaria para la recirculación de la biomasa en el reactor anaerobio que es de 1,5 hp, de acuerdo a los cálculos especificados en el Anexo X

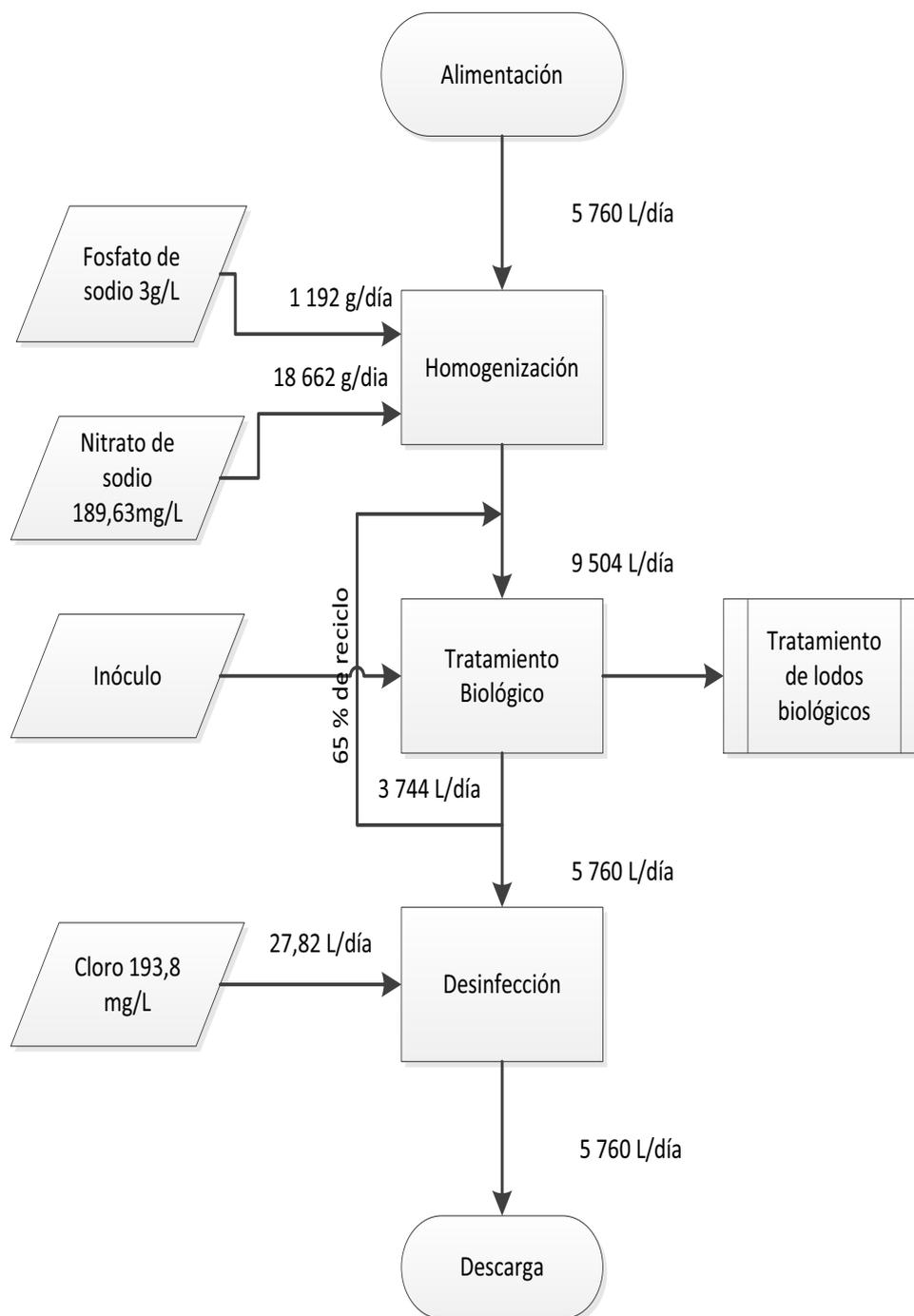
Un esquema la bomba centrífuga para la recirculación de la biomas se presenta en la figura 3.25.



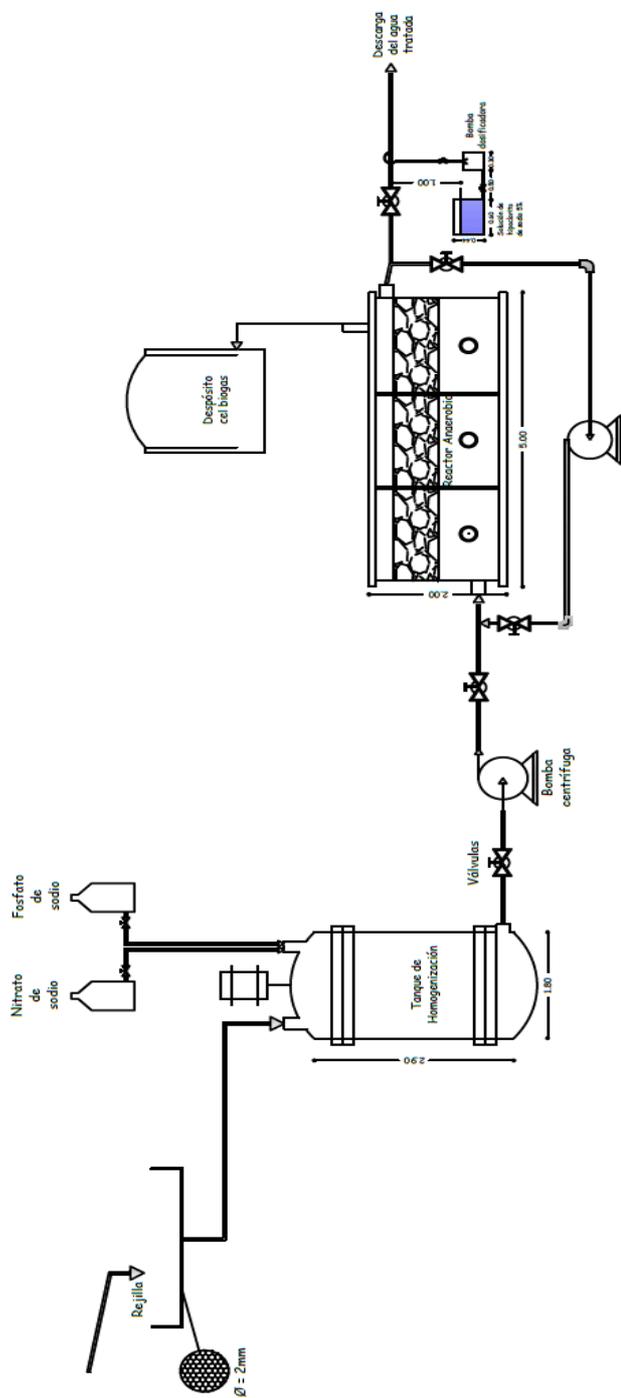
**Figura 3.25** Sistema de recirculación de la biomasa al reactor anaerobio

El diagrama de bloques del proceso de tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas rurales se presenta en la figura 3.26, donde se especifica los flujos de entrada y de salida del agua residual, y de los reactivos que fueron necesarios agregar para que cumpla con las condiciones para que se dé el tratamiento.

De la misma manera en la figura 3.27 se presenta un P&ID es decir el diagrama de flujo e instrumentación donde se especifica las dimensiones de los equipos necesarios para el tratamiento de las aguas residuales domésticas de la parroquia La Esperanza, cantón Bolívar, provincia del Carchi.



**Figura 3.26** Diagrama de bloques del sistema de tratamiento anaerobio para aguas residuales domésticas



Tubería de PVC  $\phi = 1 \frac{1}{2}''$   
 Tubería de dosificación de cloro de PVC  $\phi = \frac{1}{2}''$

Nota: Todas las medidas están en metros (m)  
 ESCALA.....1:100

**Figura 3.27** Diagrama de flujo e instrumentación del sistema de tratamiento anaerobio para aguas residuales domésticas

## 4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 4.1 CONCLUSIONES

- Las aguas residuales domésticas del barrio La Esperanza y de la comunidad de Chután de la provincia del Carchi poseen una población bacterias anaerobia compatible entre sí, de la cual se obtuvo el inóculo que se adaptó fácilmente al proceso de tratamiento anaerobio lo que permite que el sistema disminuya su tiempo de arranque.
- La población bacteriana utilizada para el proceso de tratamiento anaerobio se adaptó fácilmente al medio y cumplió con su función de reducir los contaminantes orgánicos presentes en el agua residual.
- Las aguas residuales domésticas del barrio La Esperanza tienen una concentración de materia orgánica medida en términos de  $DBO_5$  de 800 mg/L, y un DQO de 2200 mg/L de la cual se obtiene una relación  $DBO_5/ DQO$  de 0,36 valor aceptable para la aplicación de un proceso de tratamiento biológico.
- Las constantes cinéticas obtenidas experimentalmente para la masa microbiana son:  $k = 7,51 \frac{mg DBO_5}{mg SSV \cdot día}$ ,  $K_S = 374,29 \frac{mg DBO_5}{L}$ ,  $Y_{X/S} = 0,298 \frac{mg SSV}{mg DBO_5}$ ,  $kd = 0,093 \frac{1}{día}$  y  $\mu_m = 2,23 \frac{1}{día}$ , las mismas que se utilizaron para el dimensionamiento del sistema de tratamiento anaerobio para las aguas residuales del barrio la Esperanza de la provincia del Carchi, y se pueden utilizar para el dimensionamiento de sistemas semejantes ya que el inóculo es propio de las aguas residuales domésticas.
- La eficiencia en la remoción de la materia orgánica que alcanzó el sistema de tratamiento anaerobio fue del 90 % cuando se trabaja con un porcentaje de recirculación del 65 % y a un flujo de alimentación de 6 mL/min es decir a un tiempo de residencia de 1,9 horas, en este caso se obtiene un efluente tratado

que cumple con la normativa de agua para la descarga a fuentes de agua dulce o al alcantarillado.

- El proceso de desinfección con hipoclorito de sodio permite que el agua sea utilizada para riego agrícola, ya que cumple con los límites que presenta la norma (TULAS) y además por la presencia de los nutrientes nitratos y fosfatos que pueden ayudar en el suelo agrícola.
  
- El barrio La Esperanza no posee un sistema de tratamiento de aguas residuales, además el agua residual que obtienen en la mayoría de los casos es utilizada para riego es por este motivo que se dimensionó un sistema de tratamiento anaerobio a través de los mejores resultados obtenidos experimentalmente, el mismo que incluye proceso de homogenización, tratamiento anaerobio y clorinación para un flujo de alimentación de 4 L/min.

## 4.2 RECOMENDACIONES

- Realizar el estudio de tratamiento anaerobio a mayor escala, para considerar la producción de los lodos biológicos y determinar el tratamiento que se debe dar a los mismos.
- Ampliar el estudio de tratamiento anaerobio, para otro tipo de aguas residuales, donde se utilice el mismo inóculo para determinar la adaptación de la masa bacteriana a otro tipo de sustrato.
- Realizar un estudio de tratamiento preliminar a escala de laboratorio para considerar la eliminación de sólidos gruesos que pueden afectar al sistema de tratamiento.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Arboleda, J. (2000). *Diseño de estaciones de cloración*. Recuperado de [http://www.ebookbrowsecidta.usal.es/residuales/libros/logo/.../diseno\\_estaciones\\_cloracion.pdf](http://www.ebookbrowsecidta.usal.es/residuales/libros/logo/.../diseno_estaciones_cloracion.pdf) (julio, 2012).
2. AWWA. (1999). *Desinfección con cloro*. Recuperado de [http://www.catarina.udlap.mx/u\\_dl\\_a/tales/documentos/lic/.../capitulo5.pdf](http://www.catarina.udlap.mx/u_dl_a/tales/documentos/lic/.../capitulo5.pdf) (enero, 2012).
3. Castro, M. (2005). *Transporte de momentum y de calor Teoría y aplicaciones a la ingeniería de procesos*. Yucatán: Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán.
4. Corporación de estudios y publicaciones de la Presidencia de la República. (2002). *Texto Unificado de la Legislación Ambiental Secundaria. Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes: Recurso Agua*. Libro VI. Anexo I , Actualizada a diciembre de 2002, Quito, Ecuador.
5. Correal, R. (2002). *Tratamiento y Postratamiento de Aguas Residuales*. Colombia: Uniboyacá.
6. Cruz, R. (2002). *Diseño de un Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado para una Planta de Tratamiento de Efluentes Líquidos de La Embotelladora Coca Cola Toluca*. (Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Licenciado en Ingeniería Química). Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. México D.F.
7. Da Ros, G. (1997). *La contaminación de aguas en Ecuador, una aproximación económica*. Quito, Ecuador: Abya Yala.

8. Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez L., y Andrade, M. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Cochabamba, Bolivia: Centro Andino para la gestión y uso del agua.
9. Foust, A. (1990). *Principios de Operaciones Unitarias*. (2da. ed.). México: Editorial Continental.
10. García V. (2004). *Introducción a la Microbiología*. (2da. ed.). Costa Rica: EUNED.
11. Granado, R. y Villaverde. M. (2003). *Microbiología*. Madrid, España: Paraninfo.
12. Grupo Santillana. (2009). *Instalaciones hidráulicas*. Recuperado de: [http://www.kalipedia.com/tecnologia/tema/instalacionhidraulicas.html?x=20070822klpinctn\\_184.Kes&ap=6](http://www.kalipedia.com/tecnologia/tema/instalacionhidraulicas.html?x=20070822klpinctn_184.Kes&ap=6) (Diciembre, 2011).
13. Guedea, G. (2007). *Tinción de Gram*. Recuperado de <http://www.revistaciencias.com/publicaciones/EElpZEVkykPMncqxd.php> (agosto, 2011).
14. HACH Company. (1992). *Hach Water Analysis Handbook*. (2da. ed.). USA: Loveland Colorado.
15. Hernández, A. (2003). *Microbiología Industrial*. Costa Rica: Universidad Estatal a Distancia San José.
16. Hibeler, R. (2006). *Mecánica de materiales*. (6ta. ed.). México: Pearson Educación.
17. Instituto Ecuatoriano de Normalización. (2006). *Agua potable: requisitos*. (1era. ed.). Quito, Ecuador.

18. Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2011). Base Censo 2010. *Censo Población y Vivienda 2010*.
19. Jiménez, B. (2005). *La contaminación ambiental en México*. México: Limusa S.A.
20. Lissens, G., Vandevivere, P., De Baere, L., Bley, E.M. y Verstraete, W. (2001). *Water Science Technology. Solid waste digesters Process performance and practice for municipal solid waste digestion*, 44 (8), 91 – 102.
21. Manariotis, I., Grigoropoulos, S. y Hung, Y. (2010). Anaerobic Treatment of Low-Strength Wastewater by a Biofilm Reactor . En Lawrence K. Wang (Ed.). *Environmental Bioengineering*, (pp. 445 – 496). New York, USA. Humana Press.
22. Mann. (2000). *Water treatment and sanitation (Simple Methods for Rural Areas)*. England: Ed Linte
23. Marín, R. (2003). *Fisicoquímica y Microbiología de los Medios Acuáticos Tratamiento y Control de Calidad del Agua*. Madrid, España: Ediciones Días de Santos.
24. Marti, N. (2002) *Phosphorus Precipitation in Anaerobic Digestion Process*. Florida, USA: Universal-Publishers.
25. Massi, E. (2012). Anaerobic Digestion. En Stephen J. McPhail. (Ed.). *Fuel Cells in the Waste-to-Energy Chain*, (pp. 47 – 63). New York, USA: Springer.
26. Metcalf y Eddy. (2001). *Ingeniería Sanitaria, tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*. (2da. ed.). México, D.M: Labor S.A.

27. Nayono, S. (2009). *Anaerobic Digestion of Organic Solid Waste for Energy Production*. Alemania: Scientific Publishing.
28. Organización Panamericana de la Salud. (1999) *Programa de Calidad Ambiental y Saneamiento Básico*. Recuperado de [www.new.paho.org/tierra/images/pdf/agua\\_y\\_saneamiento\\_web.pdf](http://www.new.paho.org/tierra/images/pdf/agua_y_saneamiento_web.pdf) (julio, 2012).
29. Orozco, A. (2005). *Bioingeniería de Aguas Residuales*. (1era. ed.). Colombia: Acodal.
30. Osorio, F., Torres, J. y Sánchez, M. (2010). *Tratamiento de aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes*. España: Díaz de Santos.
31. Perry, H. (2000). *Manual del Ingeniero Químico*. (7ma. ed). USA: Mc Graw Hill.
32. Piruch, E. (2006). *Desarrollo de los procedimientos específicos enmarcados en los requerimientos de la norma ISO 17025:2005 para el laboratorio de aguas y microbiología de la Escuela Politécnica Nacional*. (Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico. Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
33. Ramalho, R. (2003). *Tratamiento de Aguas Residuales*. Sevilla, España: Reverte S.A.
34. Ramírez, F. (2005). *Desinfección del agua con cloro y cloramidas*. Recuperado de [www.tecnicaindustrial.es/tiadmin/numeros/20/42/a42.pdf](http://www.tecnicaindustrial.es/tiadmin/numeros/20/42/a42.pdf) (enero, 2012).
35. Ramos, R., Sepúlveda, R. y Villalobos, F. (2003). *El Agua en el Medio Ambiente, Muestreo y Análisis*. (1era. ed.). México: Plaza y Valdez S.A.

36. Rodríguez, F. (2003). *Proceso de potabilización del agua e influencia del tratamiento de ozonificación*. Madrid, España: Ediciones Días De Santos S.A.
37. Rojas, A. (2010). *Pruebas Bioquímicas*. Recuperado de <http://www.scribd.com/doc/50402732/PRUEBAS-BIOQUIMICAS-DE-IDENTIFICACION-BACTERIANA-26-pp> (agosto, 2011).
38. Roldán, G., y Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. (2da. ed.). Colombia: Universidad de Antioquía.
39. Romero, J. (2001) *Tratamiento de Aguas Residuales, Teoría y Principios de Diseño*. Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
40. Romero, R. (2007). *Microbiología y Parasitología Humana*. (3era. ed.). Argentina: Editorial Médica Panamericana S.A.
41. Sainz, J. (2007). *Tecnologías para la Sostenibilidad Procesos y Operaciones Unitarias en Depuración de Aguas Residuales*. (1era. ed.). Madrid, España: Fundación EOI.
42. Sanz, J. (2008). *Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales*. Recuperado de <http://www2.cbm.uam.es/uma/metanogenesis.htm> (julio, 2011).
43. Seoáñez, M. (2004). *Depuración de las Aguas Residuales por Tecnologías Ecológicas y de Bajo Costo*. Madrid, España: Mundi – Prensa S.A.
44. Sosa, R; Chao, R y Del Río, J. (2002). *Aspectos bioquímicos y tecnológicos del tratamiento de residuales agrícolas con producción de biogás*. Recuperado de <http://www.sian.info.ve/porcinos/publicaciones/rccpn/rev62/Rcpp62art1.htm> (julio, 2011).

45. Valverde, T., Meave, J., Carabias, J. y Cano, Z. (2005). *Ecología y medio ambiente*. (1era. ed.). México: Pearson Educación.
46. Valvio, S. (2007) *Introducción a la Química Ambiental*. (1era. Ed.). México: Editorial Reverte S.A.
47. Villaseñor, J. (2001). *Eliminación Biológica de Fósforo en Aguas Residuales Urbanas*. España: Ediciones de la Universidad de Castilla – La Mancha.
48. Weber, W. (2003). *Control de la Calidad del Agua Procesos Físico Químicos*. México: Editorial Reverte S.A.

## **ANEXOS**

## ANEXO I

### TECNICA DE LA COLORACIÓN GRAM

La técnica de la coloración gram tiene los siguientes pasos:

1. El primer paso es preparar y fijar un frotis de la siguiente manera (Guedea, 2007):
  - Con la ayuda de un mechero, flamear un asa bacteriológica y esperar que enfríe un poco.
  - Tomar el asa (previamente flameada) y con ésta coger un poco de muestra.
  - Una vez obtenida una pequeña cantidad de la muestra (con el asa), hacer que ésta tenga contacto con una lámina portaobjetos, la cual servirá para depositar la muestra contenida en el asa.
  - Con el asa (que contiene la muestra) sobre la lámina portaobjetos, proceder a realizar la extensión de la muestra en el portaobjetos mediante movimientos giratorios (dar vueltas con el asa) sobre la lámina, de tal forma que al terminar la extensión, tengamos como producto un espiral en la parte media la lámina.
  - Esperar que seque al aire libre o ayudarse con la llama de un mechero para fijar la muestra, hay que tomar en cuenta que el calor no debe ser directo (sólo se pasa por la llama), puesto que el calor excesivo puede cambiar la morfología celular de las bacterias a observar.
2. Una vez obtenido el frotis con la muestra, se procede a teñir la misma con violeta de genciana, se utilizó una cantidad suficiente de dicho colorante sobre la muestra, como para lograr cubrirla por completo. Se deja actuar al colorante por 1 minuto, como se observa en la figura Al.1

Al transcurrir el minuto, se debe enjuagar la lámina que contiene la muestra con agua corriente. Para realizar el lavado, se debe tener en cuenta que el chorro de agua NO debe caer directamente sobre la muestra el enjuague se

debe realizar al colocar la lámina en posición inclinada hacia abajo (Guedea, 2007).



**Figura AI.1** Adición de la violeta de genciana

3. Una vez enjuagado el portaobjetos, se aplica lugol durante 1 minuto más, como se observa en la figura AI.2.



**Figura AI.2** Adición de lugol

4. Pasado el minuto, el frotis se decolora con etanol hasta que ya no escurra más líquido azul, como se indica en la figura AI.3. Para esto se utiliza el gotero del frasco del decolorante. Se añadió cantidades suficientes del decolorante, hasta lograr que éste salga totalmente transparente, es decir, hasta que ya no escurra más líquido azul (Guedea, 2007).



**Figura AI.3** Adición de alcohol

5. Lavar con agua para quitar los residuos de decolorante y esperar que seque la lámina al aire libre o con la ayuda de la llama de un mechero de la forma anteriormente descrita (Guedea, 2007).
6. Una vez que la lámina ya secó, procedemos a teñir nuevamente, pero esta vez se va a utilizar la safranina, como se indica en la figura Al.4 dejar actuar durante 1 minuto, pasado el minuto correspondiente, se procede a enjuagar la lámina con agua, se escurre el agua sobrante y se seca en la forma anteriormente descrita. De esta manera, ya tendremos listo el frotis para su respectiva observación microscópica como se puede observar en la figura Al.5 (Guedea, 2007).



**Figura Al.4** Adición de safranina



**Figura Al.5** Placas listas para observar en el microscopio

## ANEXO II PRUEBAS BIOQUÍMICAS

Las pruebas bioquímicas constan de cinco medios que son:

- *Simmons Citrato Agar Medio*: Es un medio que se utilizó para la diferenciación de enterobacterias, de acuerdo a la capacidad de usar citrato como única fuente de carbono y energía. El resultado se observó de acuerdo al cambio de color del medio.
- *TSI Agar Medio*: Este es el medio más empleado para la diferenciación de enterobacterias, en base a la fermentación de glucosa, lactosa, sacarosa y a la producción de ácido sulfhídrico. El resultado se lo determina de acuerdo al cambio de color y a la forma que adquiere el medio, luego del proceso de incubación.
- *SIM Medio*: es un medio semisólido que se lo utilizó para verificar la movilidad de las bacterias, así como también la producción de indol y de sulfuro de hidrógeno en el mismo tubo. La movilidad se la determinó de acuerdo al desplazamiento en el crecimiento de las bacterias por el camino seguido por el asa al momento de la siembra. El indol se lo analizó al momento de agregar una gota del reactivo Ehrlich al medio. Si se forma un anillo rojo, el indol es positivo caso contrario es negativo y por último, se determinó el sulfuro de hidrógeno si el medio tiene una coloración negra.
- *Medio MR-VP*: este medio se lo utilizó para la diferenciación de los organismos coliformes en base a las pruebas de Rojo de Metilo y Voges – Proskauer. El resultado se lo determina si al momento de agregar una gota de rojo de metilo el medio cambia de color.
- *Urea Medio*: este medio se lo utilizó para la identificación de microorganismos, en base a la actividad ureásica. El resultado se lo determina de acuerdo al cambio de color.

Los resultados que se pueden obtener de las baterías se detallan en las tablas AII.1 – AII.6

**Tabla AII.1** Resultados que se obtienen de las pruebas bioquímicas

PRUEBAS BIOQUÍMICAS	MEDIOS DE CULTIVO	COLOR INICIAL	RESULTADOS	NOTA
Citrato	Simmons Citrato Agar Medio	Verde	+ Cambia de color verde a azul - No hay cambio de color	
TSI	TSI Agar Medio	Rojo	Todo rojo K/K Todo amarillo A/A Rojo – amarillo K / A Amarillo – rojo A / K	Puede existir la presencia de gas cuando existe burbujas o cuando el TSI se desplaza
SIM	SIM Medio	Café	+ Si se desplaza del camino seguido por el asa - Si solo crece por el camino realizado por el asa	Si se agrega 1 gota de Ehrlich y si se forma un anillo rojo el indol es +
MR - VP	Medio MR-VP	Crema	+ Si al agregar una gota de rojo de metilo cambia de color a rosado o rojo	
Urea	Urea Medio	Amarillo	+ Si cambia de color	

(Rojas, 2010)

De acuerdo a los resultados obtenidos se usan las tablas para identificar las bacterias

**Tabla AII.2** Identificación de bacterias con los resultados de la prueba bioquímica (citrato)

CRECIMIENTO	MICROORGANISMOS
Positivo: medio de cultivo Azul oscuro	Citrato – positivo <i>Enterobacter, S. paratyphi, S. enteritidis, S. typhimurium, Arizona, Klebsiella, Serratia</i>
Negativo o inhibido	Citrato – negativo <i>Shigella, E. coli, S. paratyphi</i> y otros

(Rojas, 2010)

**Tabla AII.3** Identificación de bacterias con los resultados de la prueba bioquímica con (TSI)

MICROORGANISMO	CRECIMIENTO	COLUMNA VERTICAL	SUP. INCLINADA	PRESENCIA H <sub>2</sub> S
<i>Escherichia coli</i>	Bueno	Amarillo	Amarillo	-
<i>Citrobacter freundii</i>	Bueno	Amarillo y negro	Amarillo	+
<i>Enterobacter cloacae</i>	Bueno	Amarillo	Amarillo	-
<i>Shigella flexneri</i>	Bueno	Amarillo	Rojo	-
<i>Salmonella typhimurium</i>	Bueno	Amarillo y negro	Rojo	+
<i>Salmonella enteritidis</i>	Bueno	Amarillo y negro	Rojo	+
<i>Proteus mirabilis</i>	Bueno	Amarillo y negro	Rojo	+
<i>Proteus vulgaris</i>	Bueno	Amarillo y negro	Amarillo	+

(Rojas, 2010)

**Tabla AII.4** Identificación de bacterias con los resultados de la prueba bioquímica (SIM)

MICROORGANISMO	H <sub>2</sub> O	INDOL	MOTILIDAD
<i>E. coli</i>	-	+	+ / -
<i>Enterobacter</i>	-	-	+
<i>Klebsiella</i>	-	-	-
<i>Salmonella</i>	+	-	+
<i>Serratia</i>	-	-	+
<i>Shigella</i>	-	+ / -	-

(Rojas, 2010)

**Tabla AII.5** Identificación de bacterias con los resultados de la prueba bioquímica (MR-VP)

REACCIÓN CROMÁTICA	MICROORGANISMOS
De anaranjado a rojo	<i>E. coli</i> , <i>citrobacter</i> y otros
De anaranjado a amarillo	<i>Enterobacter aerogenes</i>
Rojo (positivo)	<i>Enterobacter cloacae</i>
Sin reacción (negativo)	<i>Enterobacter coli</i>

(Rojas, 2010)

**Tabla AII.6** Identificación de bacterias con los resultados de la prueba bioquímica (Urea)

COLONIA	MICROORGANISMOS
Rojo – fucsia Amarillo	Urea – positivo: <i>Proteus, Klebsiella, Enterobacter, Citrobacter.</i> Urea – Negativa <i>Shigella, Salmonella, Escherichia coli, Citrobacter, Enterobacter, Serratia, Providencia</i>

(Rojas, 2010)

### ANEXO III ANÁLISIS FÍSICO – QUÍMICOS

A continuación se detalla el proceso utilizado para la determinación de cada parámetro físico – químico.

#### a) Reactivos

- Ácido sulfúrico,  $H_2SO_4$ , 14,5 N,  $f = 0,961538$ , LAM
- Alcohol isopropílico, 96 %, MERCK
- Alcohol polivinílico agente dispersante, HACH Company World Headquarters
- Buffer de dureza, HACH Company World Headquarters
- Cloroformo, 99,0-99,4 %, MERCK
- EDTA 0,02N, HACH Company World Headquarters
- Hexano,  $\geq 96,0$  %, MERCK
- Hidróxido de potasio KOH 8N,  $f=1,09956$ , LAM
- Indicador fenolftaleína, LAM
- Indicador rojo de metil verde de bromocreasol, HACH Permachem Reagents
- Mineral Estabilizador, HACH Permachem Reagents
- Reactivo ácido, HACH Permachem Reagents
- Reactivo Cromo 1, HACH Permachem Reagents
- Reactivo Cromo 2, HACH Permachem Reagents
- Reactivo Cromo 3, HACH Permachem Reagents
- Reactivo Fosfor Fosfato, HACH Permachem Reagents
- Reactivo Hierro Ferroso, HACH Permachem Reagents
- Reactivo Nessler, HACH Permachem Reagents
- Reactivo Nitrover 3 Nitrito, HACH Permachem Reagents
- Reactivo Nitrover 5 Nitrato, HACH Permachem Reagents
- Reactivo Polvo Fenol, HACH Permachem Reagents
- Reactivo Polvo Fenol 2, HACH Permachem Reagents
- Solución de lavado, LAM
- Solución indicadora de azul de metileno, LAM
- Viales para medida del DQO, LAM

**b) Materiales y equipos**

- Balones aforados de 100 mL, 250 mL, 500 mL y 1 000 mL
- Buretas graduadas de 25 mL, 0,05 mL
- Celdas de 25 mL
- Cápsulas de porcelana de 250 mL
- Erlenmeyers de 250 mL
- Frascos oscuros de 250 mL
- Pipetas de 2 mL, 5 mL, 10 mL, 25 mL y 50 mL
- Probetas de 100 mL
- Vasos de precipitación 100 mL y 250 mL
- Baño María, LAM
- Capuchón para DBO
- Conductidímetro, HANNA Instruments
- Espectrofotómetro, HACH DR/2 000
- Estufa, Precisión Scientific, 35 °C – 200 °C, 1 °C
- Incubadora, FISHER SCIENTIFIC, 100 °C, 1 °C
- Medidor de oxígeno disuelto, ORION, modelo 840, 0,1 mg/L
- Mufla, QUINCY LAB INC., 10 °C – 260 °C, 5 °C
- pH-metro, HANNA Instruments, modelo 8521
- Reactor de DQO, PALINTEST, 0 – 160 °C, 1 °C
- Rota Vapor, BUCHI 461 Water Bath, 0 °C – 100 °C, 5 °C
- Turbidímetro, HACH, modelo 2 100 A, 99 NTU, 1 NTU

**c) Determinación de DQO (Reactor Digestion Method 8000) (HACH Company, 1992)**

- Se prepararon viales y se seleccionaron pares es decir que midan la misma absorbancia en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 600 nm.
- Se pipetearon 2 mL de muestra y se colocaron en el vial preparado. Se homogenizó la muestra y se agitó unos segundos y se colocó el vial en el

reactor de DQO por un minuto y se observó si hay cambio de color de la solución del vial.

- Se diluyó la muestra (dilución 1:10) debido a que la concentración del DQO estaba fuera del rango lectura del equipo (0 – 1 000 mg O<sub>2</sub>/L), lo cual fue detectado por el cambio de color.
- Se pipetearon 2 mL de agua destilada al vial identificado como blanco y 2 mL de la dilución al vial identificado como par del blanco. Se homogenizó cada vial y se agitó unos segundos.
- Se colocaron los viales en el reactor de DQO por 2 horas a una temperatura de 150 °C para que se produzca la reacción de oxidación.
- Transcurrido el tiempo se sacaron los viales del reactor y se dejó que se enfríen hasta temperatura ambiente.
- Se encendió el espectrofotómetro y se seleccionó el programa que permita leer DQO. El equipo se enceró con el blanco y se determinó el valor de DQO expresado en mg O<sub>2</sub> /L a una longitud de onda de 600 nm.

En la figura AIII.1 se presenta el reactor para la determinación del DQO.



**Figura AIII.1** Reactor para DQO

**d) Determinación de DBO<sub>5</sub> (LAM/POE/16)**

- Se estimó un posible valor de DBO<sub>5</sub> en función del valor de DQO, este valor dividido para dos. Con este valor, de acuerdo al rango de DBO<sub>5</sub> de la tabla

AIII.1, se tomó el volumen requerido de muestra y se colocó en un frasco oscuro para análisis de DBO.

- Se introdujo un agitador magnético al interior del frasco y se colocó un empaque con un recipiente pequeño, dentro del cual se añadieron 3 gotas de hidróxido de potasio 12 M.
- Se tapó el frasco con el capuchón de medición y se enceró para ello se pulsó los dos botones del capuchón al mismo tiempo
- Se introdujo el frasco en la incubadora por 5 días. Al quinto día se sacó el frasco y se presionó el botón de lectura del capuchón de medición y se multiplicó el valor por el factor de la cantidad de muestra seleccionada.

**Tabla AIII.1** Volumen de muestra que se debe tomar para el análisis de DBO<sub>5</sub>

RANGO (mg O <sub>2</sub> / L )	VOLUMEN DE MUESTRA (mL)	FACTOR
0 – 40	428	1
0 – 80	360	2
0 – 200	244	5
0 – 400	157	10
0 – 800	94	20
0 – 2 000	56	40
0 – 4 000	21,7	100

**e) Determinación de oxígeno disuelto, pH, conductividad y turbidez (HACH Company, 1992)**

Para la determinación de estos parámetros se utilizaron los equipos correspondientes para cada caso como se detalla en la tabla AIII.2.

**Tabla AIII.2** Equipos utilizados para la medición de parámetros físicos

<b>Parámetro</b>	<b>Equipo</b>	<b>Unidades</b>
Oxígeno Disuelto	Equipo para Oxígeno Disuelto	mg de O <sub>2</sub> / L
pH (Electrode Method 8 156)	pH – metro	-
Conductividad (Direct Measurement Method 8 160)	Medidor de conductividad	uS/cm
Turbidez	Turbidímetro	NTU

**f) Determinación de cromo total (Alkaline Hypobromite Oxidation Method 8024) (HACH Company, 1992)**

Para la determinación de cromo total se procedió de la siguiente manera:

- Se filtró la muestra al vacío para eliminar sólidos suspendidos que pueden afectar la lectura en el espectrofotómetro.
- Se tomaron 25 mL de muestra filtrada en una celda y se agregó un sachet del reactivo “cromo 1”. Se homogenizó la muestra y se agitó unos segundos, y se introdujo en el termostato por 5 min para asegurar que el color se desarrolle.
- Transcurrido el tiempo se sacó del termostato y se enfrió la celda con agua de la llave.
- Se agregó el contenido de un sachet del reactivo “cromo 2” y se agitó, luego se agregó un sachet del reactivo “ácido” y finalmente un sachet de “cromo 3”, se homogenizó la muestra y se agitó unos segundos y se esperó 5 min para que la reacción se produzca.
- Se encendió el equipo y se seleccionó el programa que permite determinar cromo total. Se tomó como blanco 25 mL de muestra.
- Se determinó el valor de cromo total y se comprobó si estaba dentro del rango permitido de lectura 0 – 60 mg/L.

**g) Determinación de hierro total, fosfatos, nitratos y nitritos (HACH Company, 1992)**

- Para la determinación de estos parámetros se filtró la muestra y se pipetearon 25 mL para cada caso.
- Se añadió los reactivos y se dejó el tiempo de reacción correspondiente como se especifica en la tabla AIII.3 para cada parámetro.
- Se utilizó como blanco 25 mL de muestra.
- Se seleccionó el número del programa en el espectrofotómetro que permita determinar cada parámetro y se comprobó que los resultados se encuentren dentro del rango del método.

**Tabla AIII.3** Especificaciones para la determinación de hierro total, fosfatos, nitratos y nitritos

Parámetro	Reactivo	Tiempo de reacción	Rango de lectura	Método
Hierro Total	Hierro Ferroso	3 min	0 – 3,00 mg /L	FerroVer® Method 8008
Fosfato	Fosfover Fosfato	2 min	0 – 2,50 mg/L PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	PhosVer® TNT Method 8048
Nitrato	Nitraver 5 Nitrato	5 min	0 – 30,0 mg/L NO <sub>3</sub> - N	CadmiumReductionMethod 8039
Nitrito	Nitraver 3 Nitrito	15 min	0 – 0,300 mg/L NO <sub>2</sub> - N	DiazotizationMethod 8507

**h) Determinación de nitrógeno amoniacal (Nessler Method 8038) (HACH Company, 1992)**

- Se pipetearon 25 mL de muestra en una celda y en otra celda 25 mL de agua destilada (blanco).
- Se agregaron 3 gotas de mineral estabilizador a la muestra y al blanco. Se agitó por unos segundos y luego se añadieron 3 gotas de alcohol polivinílico en cada celda, se homogenizó y se agitó unos segundos.
- Se añadió 1 mL de reactivo Nessler en cada celda, se mezcló y se dejó que reaccionará por un minuto.

- Se encendió el espectrofotómetro HACH y se seleccionó el número del programa para determinar nitrógeno amoniacal. Se enceró con el blanco y se determinó la cantidad de nitrógeno amoniacal.
- Se comprobó que el resultado se encuentre dentro del rango 0 – 2,50 mg / L  $\text{NH}_3 - \text{N}$ .

**i) Determinación de color real y aparente (Platinum – Cobalt Standard Method 8025) (HACH Company, 1992)**

***Color Real***

- Se filtró la muestra y se colocaron 25 mL en una celda y 25 mL de agua destilada para el blanco en otra celda.
- Se seleccionó el número del programa en el espectrofotómetro HACH para determinar color real y se enceró el equipo con el blanco. Luego se colocó la celda de la muestra en el espectrofotómetro y se determinó el color real, el mismo que se expresa en unidades de Pt – Co.

***Color Aparente***

Se realizó el mismo procedimiento expuesto para el color real pero se trabajó con muestra sin filtrar.

**j) Determinación de alcalinidad (Alkalinity Method 8203) (HACH Company, 1992)**

***Alcalinidad Fenolftaleína***

Se midió el pH y como este valor fue menor a 8,3 no se realizaron los ensayos debido a que la alcalinidad fenolftaleína se determina cuando el pH tiene un valor mayor que 8,3.

### *Alcalinidad Total*

- Se tomó un volumen de muestra de acuerdo al rango de alcalinidad que se espera obtener como se especifica en la tabla AIII.4
- Se añadió un sachet de indicador rojo de metil verde de bromocresol y se homogenizó la muestra hasta que de un color rosado.
- Se tituló con ácido sulfúrico 0,02N hasta el cambio de color de verde a rosado.
- Se evaluó los resultados de acuerdo a la fórmula siguiente:

$$ALC = A \cdot F \quad [AIII.1]$$

Donde:

ALC = alcalinidad total como CaCO<sub>3</sub> (mg/L)

A = mL de ácido sulfúrico utilizado 0,02N

F = factor de acuerdo a la tabla AIII.4

**Tabla AIII.4** Volumen de muestra a seleccionar para la determinación de la alcalinidad

<b>RANGO (mg/L como CaCO<sub>3</sub>)</b>	<b>VOLUMEN DE MUESTRA (mL)</b>	<b>FACTOR</b>
0 – 500	50	20
400 – 1 000	25	40
1 000 – 2 500	10	100
2 500 – 5 000	5	200

### **k) Determinación de dureza (HACH Company, 1992)**

#### *Dureza Cálcica (Buret Titration Method 8222)*

- Se pipeteó el volumen de muestra seleccionado de acuerdo a la tabla AIII.5, a un erlenmeyer.

- Se añadió 1 mL de hidróxido de potasio a la muestra contenida en el erlenmeyer.
- Se agregó el contenido del reactivo “Calver 2” a la muestra. Se homogenizó y se agitó unos segundos hasta que la muestra cambie a un color rosado.
- Se tituló con EDTA hasta que se dio el cambio de color de rosado a azul.
- Se evaluó los resultados de acuerdo a siguiente fórmula:

$$D = C \cdot f \quad \text{[AIII.2]}$$

Donde:

D = dureza como  $\text{CaCO}_3$  (mg/L)

C = mL de EDTA utilizado

f = factor de acuerdo a la tabla A.11

**Tabla AIII.5** Volumen de muestra a seleccionar para la determinación de dureza

RANGO (mg / L como $\text{CaCO}_3$ )	VOLUMEN DE MUESTRA (mL)	FACTOR
0 – 500	50	20
400 – 1 000	25	40
1 000 – 2 500	10	100
2 000 – 5 000	5	200

***Dureza Total (ManVer 2 Buret Titration Method 8226)***

- Se pipeteó el volumen de muestra seleccionado de acuerdo a la tabla A.11, a un erlenmeyer.
- Se añadió 1 mL de buffer de dureza a la muestra contenida en el Erlenmeyer para mantener la muestra a un pH constante de 10, durante el proceso de titulación.
- Se agregó el contenido del reactivo “Manver 2” a la muestra y se homogenizó y se agitó unos segundos hasta que la muestra cambie a un color rosado.
- Se tituló con EDTA hasta el cambio de color de rosado a azul.

- Se evaluó los resultados con la ecuación AIII.2

**l) Determinación de detergentes (LAM/POE/17) (Piruch, E., 2006)**

- Se tomó 300 mL de muestra y se colocaron en un embudo de separación.
- Se pipeteó 5 mL de alcohol isopropílico y se agregó a la muestra. Se homogenizó y se sacó los gases.
- Se añadieron 25 mL de solución indicadora de azul de metileno y se agitó bien.
- Se añadieron 30 mL de cloroformo, se agitó y se sacó los gases.
- Se descargó la fase inferior del embudo a un erlenmeyer. Previo a este paso se insertó un trozo de algodón en la parte inferior del embudo.
- Se desechó la fase superior y se devolvió el contenido del erlenmeyer al embudo.
- Se agregó 50 mL de solución de lavado y se descargó la fase inferior.
- Se pipeteó 25 mL de cloroformo a una celda para utilizar como blanco.
- Se colocó en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 652 nm, se encendió el equipo y se leyó la absorbancia
- Se evaluó los resultados con la siguiente ecuación:

$$D = 3,1946 \cdot X - 1,0863 \quad \text{[AIII.3]}$$

Donde:

D = concentración de detergente en mg/L

X = Absorbancia ( $0 \leq X \leq 2,5$ )

**m) Determinación de fenoles (4-Aminoantipyrine Method 8047) (HACH Company, 1992)**

- Se colocó 300 mL de agua destilada en un embudo de separación (blanco) y 300 mL de muestra en otro embudo de separación.

- Se pipeteó 5 mL de solución “buffer, dureza 1”, al blanco y la muestra, se homogenizó y se agitó unos segundos.
- Se agregó el contenido de un sachet del reactivo polvo fenol al blanco y a la muestra y se agitó por uno segundos.
- Se agregó el contenido de un sachet de reactivo “fenol 2” al blanco y a la muestra. Se homogenizó con agitación unos segundos.
- Se añadió 30 mL de cloroformo a la muestra y al blanco. Se homogenizó y se sacó los gases.
- Se descargó cada una de las fases de cloroformo formadas en los embudos de separación como se observa en la figura AIII.2 a una celda seca de 25 mL. Previo a este paso, se insertó algodón en la parte inferior del embudo.
- Se encendió el espectrofotómetro y se ingresó el número de programa para determinar fenoles. Se colocó el blanco en el porta celdas y se encendió el equipo Luego se colocó la muestra y se encontró la cantidad de fenol presente en la muestra.
- Se comprobó que el resultado se encuentre dentro del rango 0 – 0,20 mg/L fenol.



**Figura AIII.2** Formación de la fase de cloroformo para la determinación de fenoles  
(a) Blanco, (b) Muestra

**n) Determinación de sustancias solubles en hexano (Hexane Extractable Gravimetric Method 10056) (HACH Company, 1992)**

- Se tomó 300 mL de muestra y se colocó en un embudo de separación.
- Se pipeteó 5 mL de ácido sulfúrico a la muestra contenida en el embudo.
- Se añadió 25 mL de hexano al embudo de separación, se homogenizó y se sacó los gases.
- Se dejó que se separe la emulsión contenida en el embudo de separación y se descargó la fase inferior a un vaso de precipitación.
- Se pesó un balón previamente tarado y se colocó bajo el embudo de separación y se descargó la muestra contenida en éste al balón. Previo a este paso se insertó algodón en la parte inferior del embudo.
- Se lavó el embudo con más hexano y se descargó la fase inferior al balón tarado.
- Se colocó el balón en el rota vapor y otro balón vacío al otro lado para recoger el destilado. Se encendió el equipo, se reguló la velocidad de rotación y la temperatura a 60 °C para que se evapore el hexano, como se observa en la figura AIII.3
- Se sacó el balón del rota vapor y se lo colocó en la estufa a una temperatura de 100 °C por una hora para que se evapore el agua que pudo haberse quedado en el balón.
- Transcurrido el tiempo, se sacó el balón de la estufa y se dejó que se enfrié para pesarlo.
- Se evaluó el resultado. El resultado de las sustancias solubles en hexano nunca es mayor a la DBO<sub>5</sub>.

$$\text{Sust. Solub. en Hexano} \left( \frac{mg}{l} \right) = \frac{P_f - P_o}{3} \cdot 1000 \quad [\text{AIII.4}]$$

Donde:

$P_f$  = Peso final del balón

$P_o$  = Peso inicial del balón



**Figura AIII.3** Rota vapor utilizado para la evaporación del hexano

**o) Determinación de Sólidos**

*Sólidos Totales (Método Gravimétrico) (HACH Company, 1992)*

Los sólidos totales se determinaron de la siguiente manera:

- Se tomó 50 mL de muestra y se colocó en una cápsula de porcelana previamente pesada y se colocó en un baño maría hasta que se evapore toda el agua.
- Luego se colocó la cápsula en la estufa a una temperatura de 110 °C por 2 h, transcurrido el tiempo se sacó la cápsula y se colocó en un desecador para que se enfríe y luego se lo pesó.
- Se introdujo la cápsula en la mufla a una temperatura de 550 °C por una hora, se sacó la cápsula y se dejó que se enfríe en el desecador y luego se pesó.
- Se evaluó los resultados.

**Sólidos Totales Fijos**

Se calculó mediante la ecuación siguiente:

$$ST \left( \frac{mg}{l} \right) = \frac{P_1 - P_0}{V} \quad [\text{AIII.5}]$$

**Sólidos Totales Volátiles**

Se calculó mediante la ecuación siguiente:

$$SV \left( \frac{mg}{l} \right) = \frac{P_2 - P_1}{V} \quad [\text{AIII.6}]$$

Donde:

$P_0$  = Peso de la cápsula de porcelana tarada

$P_1$  = Peso de la cápsula después de haber estado en la estufa

$P_2$  = Peso de la cápsula después de haber estado en la mufla

$V$  = Volumen de la muestra tomada

**Sólidos Disueltos (Método Gravimétrico) (HACH Company, 1992)**

Los sólidos disueltos se analizan de la siguiente manera:

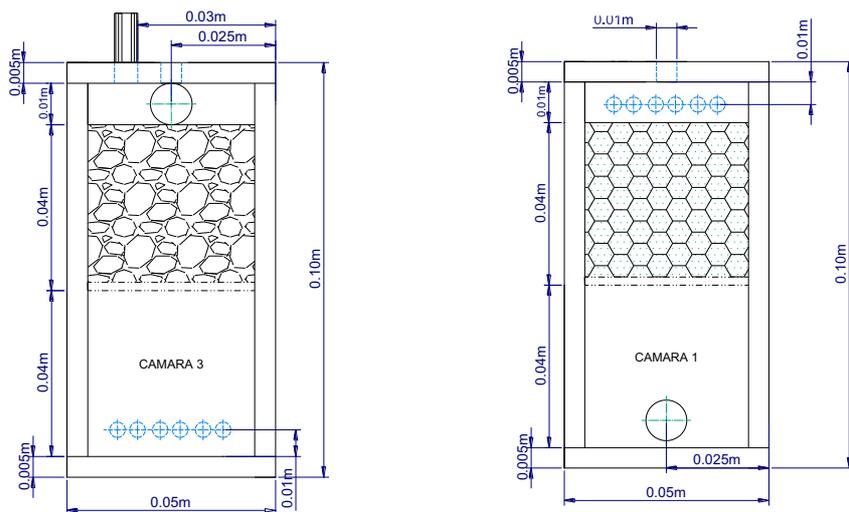
- Se tomó 50 mL de muestra filtrada y se colocó en una cápsula de porcelana tarada previamente y se colocó en un baño maría hasta que se evapore toda el agua, como se indica en la figura AIII.4
- Luego se colocó la cápsula en la estufa a una temperatura de 110 °C por 2 horas. Transcurrido el tiempo se sacó la cápsula y se colocó en un desecador para que se enfríe y pesarla posteriormente.
- Se introdujo la cápsula en la mufla a una temperatura de 550 °C por una hora, se sacó la cápsula y se dejó que se enfríe en el desecador y luego se pesó.
- Se evaluó los resultados con las ecuaciones AIII.5 y AIII.6 para determinar sólidos disueltos fijos (SD) y sólidos disueltos volátiles (SDV).



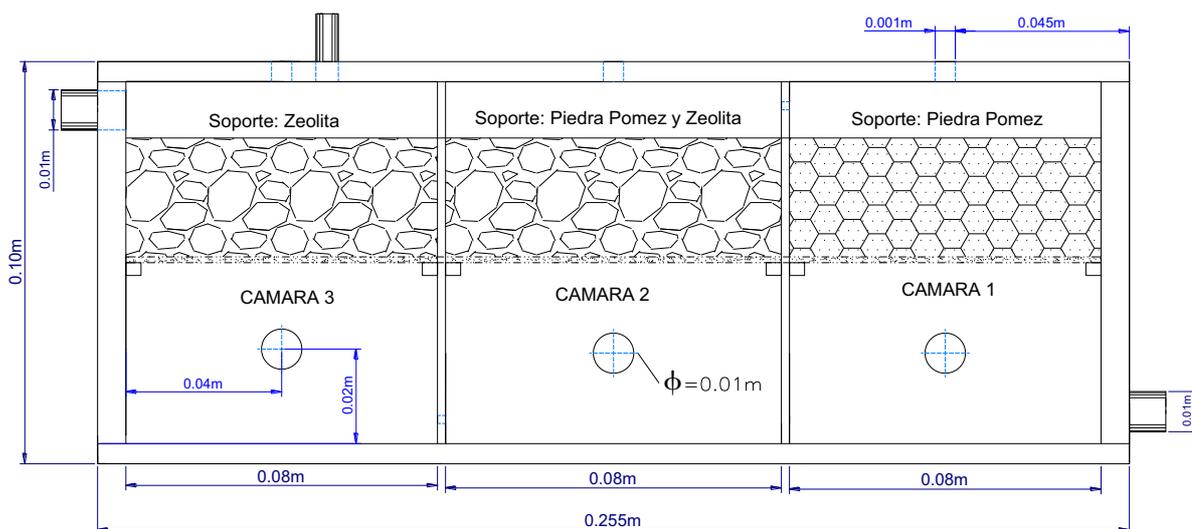
**Figura AIII.4** Baño maría utilizado para la evaporación del agua en la determinación de sólidos

## ANEXO IV PLANOS DEL REACTOR ANAEROBIO UTILIZADO A ESCALA LABORATORIO

Vista Lateral



Vista Frontal



EPN	Vista del Reactor Anaerobio a escala de laboratorio	Dib.	Johana Flores B	Escala 1:2
		Dis.	Ing. Trajano Ramirez	
		Rev.	Ing. Trajano Ramirez	
DIM: 001 - 101			Fecha 07/05/2012	

## ANEXO V NORMA DE CALIDAD DEL AGUA

### a) Criterios de calidad de aguas de uso agrícola o de riego

Se entiende por agua de uso agrícola aquella empleada para la irrigación de cultivos y otras actividades conexas o complementarias que establezcan los organismos competentes.

Se prohíbe el uso de aguas servidas para riego, exceptuándose las aguas servidas tratadas y que cumplan con los niveles de calidad establecidos en esta Norma.

Los criterios de calidad admisibles para las aguas destinadas a uso agrícola se presentan en la tabla AV.1

**Tabla AV.1** Criterios de calidad admisible para aguas de uso agrícola

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Aluminio	Al	mg/L	5,0
Arsénico (total)	As	mg/L	0,1
Bario	Ba	mg/L	1,0
Berilio	Be	mg/L	0,1
Boro (total)	B	mg/L	1,0
Cadmio	Cd	mg/L	0,01
Carbamatos totales	Concentración total de carbamatos	mg/L	0,1
Cianuro (total)	CN <sup>-</sup>	mg/L	0,2
Cobalto	Co	mg/L	0,05
Cobre	Cu	mg/L	2,0
Cromo hexavalente	Cr <sup>+6</sup>	mg/L	0,1
Fluor	F	mg/L	1,0

**Tabla AV.1** Criterios de calidad admisible para aguas de uso agrícola (continuación...)

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Hierro	Fe	mg/L	5,0
Litio	Li	mg/L	2,5
Materia flotante	VISIBLE		AUSENCIA
Manganeso	Mn	mg/L	0,2
Molibdeno	Mo	mg/L	0,01
Mercurio (total)	Hg	mg/L	0,001
Níquel	Ni	mg/L	0,2
Organofosforados (totales)	Concentración de organofosforados totales.	mg/L	0,1
Organoclorados (totales)	Concentración de organoclorados totales.	mg/L	0,2
Plata	Ag	mg/L	0,05
Potencial de hidrógeno	pH		6-9
Plomo	Pb	mg/L	0,05
Selenio	Se	mg/L	0,02
Sólidos disueltos totales		mg/L	3 000,0
Transparencia de las aguas medidas con el disco secchi.			mínimo 2,0 m
Vanadio	V	mg/L	0,1
Aceites y grasa	Sustancias solubles en hexano	mg/L	0,3
Coliformes Totales	nmp/100 mL		1 000
Huevos de parásitos		Huevos por litro	cero
Zinc	Zn	mg/L	2,0

Fuente: Texto Unificado de la Legislación Secundaria Ambiental, Libro VI, Anexo I

## b) Criterios de calidad para aguas de uso pecuario

Se entiende como aguas para uso pecuario a aquellas empleadas para el abrevadero de animales, así como otras actividades conexas y complementarias que establezcan los organismos competentes. Las aguas destinadas a uso pecuario deberán cumplir con los siguientes criterios de calidad que se detalla en la tabla AV.2.

**Tabla AV.2** Criterio de calidad para aguas de uso pecuario

Parámetros	Expresado como	Unidad	Valor máximo permisible
Aluminio	Al	mg/L	5,0
Arsénico (total)	As	mg/L	0,2
Bario	Ba	mg/L	1,0
Boro (total)	B	mg/L	5,0
Cadmio	Cd	mg/L	0,05
Carbamatos (totales)	Concentración de carbamatos totales	mg/L	0,1
Cianuro (total)	CN <sup>-</sup>	mg/L	0,2
Cinc	Zn	mg/L	25,0
Cobre	Cu	mg/L	0,5
Cromo hexavalente	Cr <sup>+6</sup>	mg/L	1,0
Hierro	Fe	mg/L	1,0
Litio	Li	mg/L	5,0
Materia flotante	VISIBLE		AUSENCIA
Manganeso	Mn	mg/L	0,5
Molibdeno	Mo	mg/L	0,005
Mercurio (total)	Hg	mg/L	0,01
Nitratos + nitritos	N	mg/L	10,0
Nitritos	N-nitrito	mg/L	1,0
Níquel	Ni	mg/L	0,5
Oxígeno disuelto	O.D.	mg/L	3,0

**Tabla AV.2** Criterio de calidad para aguas de uso pecuario (continuación...)

Parámetros	Expresado como	Unidad	Valor máximo permisible
Organofosforados (totales)	Concentración de organofosforados totales	mg/L	0,1
Organoclorados (totales)	Concentración de organoclorados totales.	mg/L	0,2
Potencial de hidrógeno	pH		6-9
Plata	Ag	mg/L	0,05
Plomo	Pb	mg/L	0,05
Selenio	Se	mg/L	0,01
Sólidos disueltos totales		mg/L	3 000
Transparencia de las aguas medidas con el disco secchi.			mínimo 2,0 m
Vanadio	V	mg/L	10,0
Coliformes fecales	nmp por cada 100 mL		Menor a 1 000
Coliformes totales	nmp por cada 100 mL		Promedio mensual menor a 5 000

Fuente: Texto Unificado de la Legislación Secundaria Ambiental, Libro VI, Anexo I

### c) Criterios de calidad para aguas con fines recreativos

Se entiende por uso del agua para fines recreativos, la utilización en la que existe:

- a) Contacto primario, como en la natación y el buceo, incluidos los baños medicinales
- b) Contacto secundario como en los deportes náuticos y pesca.

- c) Los criterios de calidad para aguas destinadas a fines recreativos mediante contacto primario se presentan a continuación en la tabla AV.3:

**Tabla AV.3** Criterios de calidad para aguas destinadas para fines recreativos

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Coliformes fecales Coliformes totales	nmp por cada 100 mL nmp por cada 100 mL		200 1 000
Compuestos fenólicos	Expresado como fenol	mg/L	0,002
Oxígeno disuelto	O.D.	mg/L	No menor al 80 % de Concentración de saturación y no menor a 6 mg/l
Materia flotante	visible		Ausencia
Potencial de hidrógeno	pH		6,5 – 8,5
Metales y otras sustancias tóxicas		mg/L	cero
Organofosforados y carbamatos (totales)	Concentración de organofosforados y carbamatos totales.	mg/l	0,1 (para cada compuesto detectado)
Organoclorados (totales)	Concentración de organoclorados totales.	mg/L	0,2 (para cada compuesto detectado)
Residuos de petróleo	visibles		Ausencia
Tensoactivos	Sustancias activas al azul de metileno.	mg/L	0,5
Grasas y aceites	Sustancias solubles en hexano	mg/L	0,3
Transparencia de las aguas medidas con el disco secchi			Mínimo 2,0 m.
Relación hidrógeno, fósforo orgánico			15:1

Fuente: Texto Unificado de la Legislación Secundaria Ambiental, Libro VI, Anexo I

Los criterios de calidad para aguas destinadas a fines recreativos mediante contacto secundario se presentan en la tabla AV.4.

**Tabla AV.4** Criterios de calidad de agua para fines recreativos mediante contacto secundario

Parámetros	Expresado como	Unidades	Valor máximo permisible
Coliformes totales	nmp/100 mL		4 000
Coliformes fecales	nmp/100 mL		1 000
Compuestos fenólicos	Expresado como fenol	mg/L	0,002
Oxígeno disuelto	O.D.	mg/L	No menor al 80 % de Concentración de saturación
Potencial de hidrógeno	pH		6,5 – 8,5
Metales y otras sustancias tóxicas		mg/L	Cero
Organofosforados y carbamatos (totales)	Concentración de organofosforados y carbamatos totales.	mg/L	0,1
Organoclorados (totales)	Concentración de organoclorados totales.	mg/L	0,2
Residuos de petróleo			AUSENCIA
Tensoactivos	Sustancias activas al azul de metileno.	mg/L	0,5
Grasas y aceites	Sustancias solubles en hexano	mg/L	0,3
Sólidos flotantes	VISIBLE		AUSENCIA
Relación hidrógeno, fósforo orgánico			15:1

Fuente: Texto Unificado de la Legislación Secundaria Ambiental, Libro VI, Anexo I

\*Sustancias Tóxicas, aquellas establecidas en el Listado de Desechos Peligrosos y Normas Técnicas aprobadas por la Autoridad Competente en el Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación por Desechos Peligrosos.

#### d) Criterios generales para la descarga de efluentes

En las tablas AV.5, AV.6 y AV.7 de la presente norma, se establecen los parámetros de descarga hacia el sistema de alcantarillado y cuerpos de agua (dulce y marina), los valores de los límites máximos permisibles, corresponden a promedios diarios. La Entidad Ambiental de Control deberá establecer la normativa complementaria en la cual se establezca: La frecuencia de monitoreo, el tipo de muestra, el número de muestras a tomar y la interpretación estadística de los resultados que permitan determinar si el regulado cumple o no con los límites permisibles fijados en la presente normativa.

**Tabla AV.5** Límites de descarga al sistema de alcantarillado público

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Aceites y grasas	Sustancias solubles en hexano	mg/L	100
Alkilmercurio		mg/L	NO DETECTABLE
Ácidos o bases que puedan causar contaminación, sustancias explosivas o inflamables.		mg/L	Cero
Aluminio	Al	mg/L	5,0
Arsénico total	As	mg/L	0,1
Bario	Ba	mg/L	5,0
Carbonatos	CO <sub>3</sub>	mg/L	0,1
Caudal máximo		L/s	1.5 veces el caudal promedio horario del sistema de alcantarillado.
Cianuro total	CN-	mg/L	1,0
Cobalto total	Co	mg/L	0,5
Cobre	Cu	mg/L	1,0
Cloroformo	Extracto carbón cloroformo (ECC)	mg/L	0,1
Cloro Activo	Cl	mg/L	0,5
Cromo Hexavalente	Cr <sup>+6</sup>	mg/L	0,5
Compuestos fenólicos	fenol	mg/L	0,2

**Tabla AV.5** Límites de descarga al sistema de alcantarillado público (continuación...)

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	D.B.O <sub>5</sub> .	mg/L	250
Demanda Química de Oxígeno	D.Q.O.	mg/L	500
Dicloroetileno	Dicloroetileno	mg/L	1,0
Fósforo Total	P	mg/L	15
Hierro total	Fe	mg/L	25,0
Hidrocarburos Totales de Petróleo	TPH	mg/L	20
Manganeso total	Mn	mg/L	10,0
Materia flotante	VISIBLE		AUSENCIA
Mercurio (total)	Hg	mg/L	0,01
Níquel	Ni	mg/L	2,0
Nitrógeno Total Kjeldahl	N	mg/L	40
Plata	Ag	mg/L	0,5
Plomo	Pb	mg/L	0,5
Potencial de hidrógeno	pH		5-9
Sólidos Sedimentables		mL/L	20
Sólidos Suspendidos Totales		mg/L	220
Sólidos totales		mg/L	1 600
Selenio	Se	mg/L	0,5
Sulfatos	SO <sub>4</sub> =	mg/L	400
Sulfuros	S	mg/L	1,0
Tricloroetileno	Tricloroetileno	mg/L	1,0
Tetracloruro de carbono	Tetracloruro de carbono	mg/L	1,0
Sulfuro de carbono	Sulfuro de carbono	mg/L	1,0
Compuestos organoclorados (totales)	Concentración de organoclorados totales.	mg/L	0,05

Fuente: Texto Unificado de la Legislación Secundaria Ambiental, Libro VI, Anexo I

e) **Normas de descarga de efluentes a un cuerpo de agua o receptor: Agua dulce y agua marina**

Toda descarga a un cuerpo de agua dulce, deberá cumplir con los valores establecidos en la tabla AV.6.

**Tabla AV.6** Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Aceites y Grasas.	Sustancias solubles en hexano	mg/L	0,3
Alkil mercurio		mg/L	NO DETECTABLE
Aldehídos		mg/L	2,0
Aluminio	Al	mg/L	5,0
Arsénico total	As	mg/L	0,1
Bario	Ba	mg/L	2,0
Cadmio	Cd	mg/L	0,02
Cianuro total	CN <sup>-</sup>	mg/L	0,1
Cloro Activo	Cl	mg/L	0,5
Cloroformo	Extracto carbón cloroformo ECC	mg/L	0,1
Cloruros	Cl <sup>-</sup>	mg/L	1 000
Cobre	Cu	mg/L	1,0
Cobalto	Co	mg/L	0,5
Coliformes Fecales	Nmp/100 ml		<sup>1</sup> Remoción > al 99,9 %
Color real	Color real	unidades de color	<sup>2</sup> Inapreciable en dilución: 1/20
Compuestos fenólicos	Fenol	mg/L	0,2
Cromo hexavalente	Cr <sup>+6</sup>	mg/L	0,5
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	D.B.O <sub>5</sub> .	mg/L	100

<sup>1</sup> Aquellos regulados con descargas de coliformes fecales menores o iguales a 3 000, quedan exentos de tratamiento.

<sup>2</sup> La apreciación del color se estima sobre 10 cm de muestra diluida

**Tabla AV.6** Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce (continuación...)

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Demanda Química de Oxígeno	D.Q.O.	mg/L	250
Dicloroetileno	Dicloroetileno	mg/L	1,0
Estaño	Sn	mg/L	5,0
Fluoruros	F	mg/L	5,0
Fósforo Total	P	mg/L	10
Hierro total	Fe	mg/L	10,0
Hidrocarburos Totales de Petróleo	TPH	mg/L	20,0
Manganeso total	Mn	mg/L	2,0
Materia flotante	Visibles		Ausencia
Mercurio total	Hg	mg/L	0,005
Níquel	Ni	mg/L	2,0
Nitratos + Nitritos	Expresado como Nitrógeno (N)	mg/L	10,0
Sulfatos	SO <sub>4</sub> <sup>=</sup>	mg/L	1000
Sulfitos	SO <sub>3</sub>	mg/L	2,0
Sulfuros	S	mg/L	0,5
Temperatura	°C		< 35
Tensoactivos	Sustancias activas al azul de metileno	mg/L	0,5
Tetracloruro de carbono	Tetracloruro de carbono	mg/L	1,0
Tricloroetileno	Tricloroetileno	mg/L	1,0
Vanadio		mg/L	5,0
Zinc	Zn	mg/L	5,0

Fuente: Texto Unificado de la Legislación Secundaria Ambiental, Libro VI, Anexo I

Toda descarga a un cuerpo de agua marina, deberá cumplir, por lo menos con los siguientes parámetros que se especifican en la tabla AV.7.

**Tabla AV.7 Límites de descarga a un cuerpo receptor**

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Aceites y Grasas		mg/L	0,3
Arsénico total	As	mg/L	0,5
Alkilmercurio		mg/L	No detectable
Aluminio	Al	mg/L	5,0
Bario	Ba	mg/L	5,0
Cadmio	Cd	mg/L	0,2
Cianuro total	CN <sup>-</sup>	mg/L	0,2
Cobre	Cu	mg/L	1,0
Cobalto	Co	mg/L	0,5
Coliformes Fecales	nmp/100 mL		<sup>3</sup> Remoción > al 99,9 %
Color real	Color real	unidades de color	* Inapreciable en dilución: 1/20
Cromo hexavalente	Cr <sup>+6</sup>	mg/L	0,5
Compuestos fenólicos	Expresado como fenol	mg/L	0,2
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	D.B.O <sub>5</sub> .	mg/L	100
Demanda Química de Oxígeno	D.Q.O.	mg/L	250
Fósforo Total	P	mg/L	10
Fluoruros	F	mg/L	5,0
Hidrocarburos Totales de Petróleo.	TPH	mg/L	20,0
Materia flotante	Visibles		Ausencia
Mercurio total	Hg	mg/L	0,01
Níquel	Ni	mg/L	2,0

<sup>3</sup> Aquellos regulados con descargas de coliformes fecales menores o iguales a 3 000 quedan exentos de tratamiento

**Tabla AV.7** Límites de descarga a un cuerpo receptor (continuación...)

<b>Parámetros</b>	<b>Expresado como</b>	<b>Unidad</b>	<b>Límite máximo permisible</b>
Nitrógeno Total kjedahl	N	mg/L	40
Plata	Ag	mg/L	0,1
Plomo	Pb	mg/L	0,5
Potencial de hidrógeno	pH		6-9
Selenio	Se	mg/L	0,2
Sólidos Suspendidos Totales		mg/L	100
Sulfuros	S	mg/L	0,5
Organoclorados totales	Concentración de organoclorados totales	mg/L	0,05
Zinc	Zn	mg/L	10

Fuente: Texto Unificado de la Legislación Secundaria Ambiental, Libro VI, Anexo I

**ANEXO VI**  
**RESULTADOS OBTENIDOS DE LA PRUEBAS EXPERIMENTALES A ESCALA**  
**DE LABORATORIO**

Para la optimización del proceso de tratamiento se hizo variación de algunos parámetros para ver las mejores condiciones a las que debe operar el reactor anaerobio para conseguir el propósito deseado.

Se empezó a variar los porcentajes de recirculación para ver el efecto que tiene sobre la DBO<sub>5</sub>, los datos obtenidos se observan en la tabla AVI.1.

**Tabla AVI.1** Variación del DBO<sub>5</sub> a diferentes porcentajes de reciclo con un flujo de entrada de 6 mL/min

<b>r = 25 %</b>		<b>r = 45 %</b>		<b>r = 65 %</b>	
<b>Tiempo (días)</b>	<b>DBO<sub>5</sub> (mg/L)</b>	<b>Tiempo (días)</b>	<b>DBO<sub>5</sub> (mg/L)</b>	<b>Tiempo (días)</b>	<b>DBO<sub>5</sub> (mg/L)</b>
0	800,0	0	800,0	0	800,0
1	476,8	1	409,6	1	371,2
4	428,8	2	355,2	2	297,6
5	400,0	3	316,8	5	192,0
6	352,0	5	259,2	6	179,2
7	323,2	7	214,4	7	144,0
8	272,0	8	179,2	8	96,0
9	246,4	9	153,6	9	80,0
10	240,0	10	147,2	10	73,6
12	233,6	12	137,6	12	64,0

Se realizaron variaciones en el flujo de alimentación al reactor, se trabajó con un porcentaje de recirculación de 25%, los datos obtenidos respecto a la variación de la DBO<sub>5</sub> se presentan en la tabla AVI.2.

**Tabla AVI.2** Datos obtenidos de la variación de DBO<sub>5</sub> a diferentes flujos de entrada

Q <sub>0</sub> = 4,5 mL/min		Q <sub>0</sub> = 6,0 mL/min		Q <sub>0</sub> = 9,0 mL/min	
Tiempo (días)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	Tiempo (días)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	Tiempo (días)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)
0	800,0	0	800,0	0	800
1	396,8	1	467,2	1	521,6
2	332,8	2	393,6	2	448
3	300,8	5	288,0	3	396,8
6	236,8	6	278,4	4	380,8
7	195,2	7	249,6	6	323,2
8	140,8	8	192,0	8	297,6
9	115,2	9	179,2	9	284,8
10	99,2	10	176,0	11	256
14	57,6	12	166,4	13	249,6
15	56,0	15	150,4	15	233,6

Finalmente se realizaron análisis para ver el efecto que tiene la variación de la concentración de DBO<sub>5</sub> al inicio del proceso de tratamiento anaerobio, los resultados obtenidos se presentan en la tabla AVI.3

**Tabla AVI.3** Variación del DBO<sub>5</sub> con el tiempo para diferentes concentraciones de DBO<sub>5</sub> de ingreso al reactor con un flujo de 6 mL/min y un porcentaje de recirculación de 65%

DBO <sub>5</sub> (o) = 1 000 mg/L		DBO <sub>5</sub> (o) = 800 mg/L		DBO <sub>5</sub> (o) = 600 mg/L	
Tiempo (días)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	Tiempo (días)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	Tiempo (días)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)
0	1 000,0	0	800,0	0	400,0
1	601,6	1	396,8	1	201,6
2	454,4	2	332,8	2	153,6
5	345,6	6	236,8	4	67,2
6	323,2	7	195,2	6	57,6
8	249,6	8	140,8	7	54,4
9	208,0	9	115,2		
12	160,0	10	99,2		

**ANEXO VII**  
**EJEMPLO DE CÁLCULO PARA EL DIMENSIONAMIENTO DEL TANQUE**  
**AGITADO**

**a) Determinación del espesor del tanque de homogenización**

Para la determinación del espesor del tanque de homogenización primero se determina la presión de hidrostática ( $P$ ) se utilizó la ecuación AVII.1. (Hibbeler, 2006, 424).

$$P = \rho \cdot g \cdot H_T \quad \text{[AVII.1]}$$

Donde:

$\rho$  = densidad del agua

$g$  = aceleración de la gravedad

$H_T$  = altura del tanque de homogenización

Al remplazar los valores en la ecuación AVII.1 se tiene:

$$P = 997,0 \frac{kg}{m^3} \cdot 9,8 \frac{m}{s^2} \cdot 2,9 m$$

$$P = 4,11 psi$$

Se sobredimensiona la presión de diseño en un 15 %, lo que da como resultado una presión igual a 4,73 psi.

Para determinar el espesor de la pared del tanque se utiliza la siguiente ecuación (Hibbeler, 2006, 425).

$$e = \frac{P \cdot D}{2 \cdot K} \quad \text{[AVII.2]}$$

Donde:

$e$  = espesor de la pared, in

$D$  = diámetro del tanque, in

$K$  = resistencia a la tracción del plástico reforzado = 580,15 psi

Al reemplazar los valores en la ecuación AVII se obtiene el espesor de la pared del tanque de homogenización.

$$e = \frac{4,73 \text{ psi} \cdot (70,87 \text{ in})}{2 \cdot (580,15 \text{ psi})}$$

$$e = 0,28 \text{ in} \approx 7 \text{ mm}$$

Por lo tanto se utilizará una resina poliéster con fibra de vidrio de 7 mm de espesor.

#### **b) Determinación de la potencia consumida por el impulsor de turbina**

Para el cálculo de la potencia consumida por el impulsor de turbina se usa dos números adimensionales: el número de Reynolds y el número de Potencia cuya relación se puede representar para distintos impulsores por medio de una gráfica que se encuentra en la figura AVII.1 y con los valores de la tabla AVII.1.

El número de Reynolds se representa en variables convenientes para la agitación de la siguiente manera:

$$N_{Re} = \frac{D_a^2 \cdot N \cdot \rho}{\mu} \quad [\text{AVII.3}]$$

Donde:

$N_{Re}$  = Número de Reynolds

$D_a$  = Diámetro del impulsor

$N$  = Número de revoluciones por minuto

$\rho$  = densidad del agua =  $997,0 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$

$$\mu = \text{viscosidad dinámica} = 7,18 \times 10^{-4} \frac{\text{kg}}{\text{m} \cdot \text{s}}$$

Se reemplaza los valores en la ecuación AVII.3

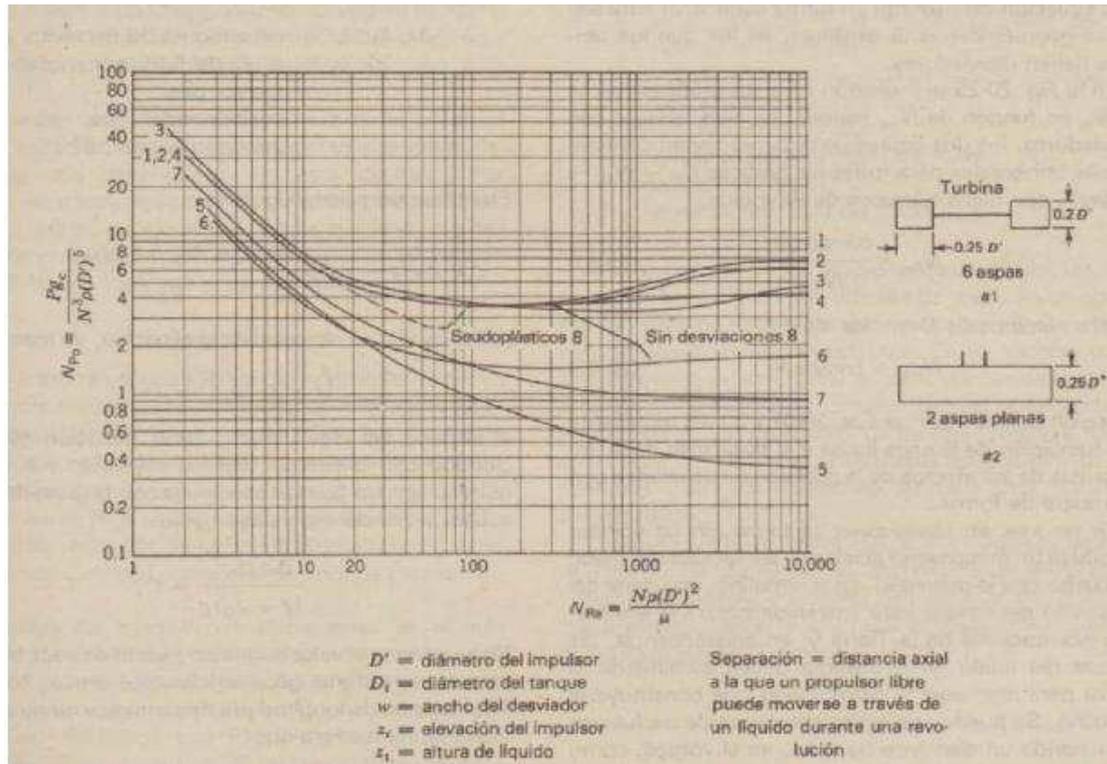
$$N_{Re} = \frac{(0,5\text{m})^2 \cdot \left(1,917 \frac{\text{rev}}{\text{s}}\right) \cdot \left(997,0 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right)}{7,18 \times 10^{-4} \frac{\text{kg}}{\text{m} \cdot \text{s}}}$$

$$N_{Re} = 6,6 \times 10^5$$

**Tabla VII. 1** Consumo de energía de diversos agitadores, expresados por número de potencia y número de Reynolds

Tipo de impulsor	$\frac{D_t}{D'}$	$\frac{z_1}{D'}$	$\frac{z_1}{D'}$	Desviadores		$N_o$
				$N_o$	$\frac{w}{D}$	
Véase # 1	3	2.7-3.9	0.75-1.3	4	0.17	1
Véase # 1	3	2.7-3.9	0.75-1.3	4	0.10	2
Véase # 1	3	2.7-3.9	0.75-1.3	4	0.04	4
Mismo que # 1 2 aspas curvas	3	2.7-3.9	0.75-1.3	4	0.10	3
Propulsor marino 3 aspas separación	3	2.7-3.9	0.75-1.3	4	0.10	5
Véase # 2	3	2.7-3.9	0.75-1.3	4	0.10	6
Mismo que 5 pero Separación = 2 D'	3	2.7-3.9	0.75-1.3	4	0.10	7
Véase # 1*	3	2.7-3.9	0.75-1.3	0	0.04	8

\* En fluidos no newtonianos (6). En tanques sin desviadores (8)  
(FOUST A., 1990, p. 574)



**Figura AVII. 1** Consumo de energía de diversos agitadores, expresado por número de Potencia y el número de Reynolds  
(Fuente: FOUST A., 1990, p. 574)

El número de potencia ( $N_{Po}$ ), se expresa de acuerdo a la siguiente ecuación

$$N_{Po} = \frac{P \cdot g_c}{N^3 \cdot D_a^5 \cdot \rho} \quad [\text{AVII.4}]$$

Donde:

$P$  = Potencia por el impulsor de turbina

$g_c$  = constante adimensional

Con el valor de  $N_{Re}$ , se obtiene  $N_{Po}$  por interpolación de la gráfica  $N_{Po}$  vs.  $N_{Re}$  de la figura AVII.1, al utilizar la curva 1. Por lo tanto  $N_{Po} = 6.7$

Al despejar la potencia de la ecuación AVII.4 se obtiene la ecuación AVII.5

$$P = \left( \frac{N_{Po}}{g_c} \right) \cdot (N^3 \cdot D_a^5 \cdot \rho) \quad [\text{AVII.5}]$$

Al reemplazar los valores en la ecuación AVII.5 se obtiene la potencia.

$$P = \left( \frac{6,7}{1 \frac{\text{kg} \cdot \text{m}}{\text{N} \cdot \text{s}^2}} \right) \cdot \left( \left( 1,917 \frac{\text{rev}}{\text{s}} \right)^3 \cdot (0,5 \text{ m})^5 \cdot \left( 997,0 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) \right)$$

$$P = 1\,470 \text{ W}$$

$$P = 1,9 \text{ hp}$$

La potencia de diseño debe tomar en cuenta la eficiencia del rodamiento y del reductor de velocidad.

La eficiencia de rodamiento es de 0,99. Una eficiencia común de los reductores de velocidad es de 0,80. Al usar estos valores se encuentran la potencia de diseño.

$$P_{\text{diseño}} = \frac{1,9 \text{ hp}}{0,99 \cdot 0,80}$$

$$P_{\text{diseño}} = 2,3 \text{ hp}$$

### c) Determinación de las dimensiones del agitador

Para determinar las dimensiones del agitador se toman en cuenta las siguientes proporciones básicas (Castro, 2005, p. 321):

$$\frac{C}{D_T} = \frac{1}{3} \quad [\text{AVII.6}]$$

$$\frac{W}{D_a} = \frac{1}{5} \quad [\text{AVII.7}]$$

$$\frac{D_d}{D_a} = \frac{2}{3} \quad [\text{AVII.8}]$$

$$\frac{L}{D_a} = \frac{1}{4} \quad [\text{AVII.9}]$$

$$\frac{J}{D_T} = \frac{1}{12} \quad [\text{AVII.10}]$$

Donde:

$D_T$  = Diámetro del tanque de homogenización

$C$  = Distancia entre la base del tanque y el agitador

$W$  = Espesor del aspa

$L$  = Ancho del aspa

$D_a$  = Diámetro del impulsor

$D_d$  = Diámetro del espacio libre entre el rotor y el cuerpo del aspa

$J$  = Ancho de la placa deflectora

Al utilizar las relaciones AVII.6, AVII.7, AVII.8, AVII.9 y AVII.10 se determinan las dimensiones del agitador de la siguiente manera:

$$C = \frac{1}{3} \cdot D_T = \frac{1}{3} \cdot 1,8 \text{ m} = 0,6 \text{ m}$$

$$W = \frac{1}{5} \cdot D_a = \frac{1}{5} \cdot 0,5 \text{ m} = 0,1 \text{ m}$$

$$D_d = \frac{2}{3} \cdot D_a = \frac{2}{3} \cdot 0,5 \text{ m} = 0,3 \text{ m}$$

$$L = \frac{1}{4} \cdot D_a = \frac{1}{4} \cdot 0,5 \text{ m} = 0,12 \text{ m}$$

$$J = \frac{1}{12} \cdot D_T = \frac{1}{12} \cdot 1,8 \text{ m} = 0,15 \text{ m}$$

**ANEXO VIII**  
**EJEMPLO DE CÁLCULO PARA EL DIMENSIONAMIENTO DEL REACTOR**  
**ANAEROBIO DE LECHO FIJO**

**a) Determinación del tiempo de residencia hidráulico**

Para determinar el tiempo de residencia hidráulico ( $\theta$ ), se realiza un balance de masa para el sustrato, se consideró al reactor de lecho fijo como reactor de flujo pistón.

$$\text{entra} - \text{sale} - \text{desaparece} = \text{acumulación} \quad [\text{AVIII.1}]$$

Matemáticamente:

$$Q \cdot S - Q \cdot (S - dS) - (-r_s)dV = \frac{dS}{dt} \quad [\text{AVIII.2}]$$

Donde:

$Q$  = caudal de diseño

$\frac{dS}{dt}$  = tasa de acumulación del sustrato

$S$  = concentración del sustrato

$dS$  = variación de la concentración de sustrato

$r_s$  = tasa de utilización del sustrato

$dV$  = diferencial de volumen

Al resolver la ecuación AVIII.2 y se consideró el estado estacionario, se obtiene la ecuación AVIII.3

$$Q \cdot dS = (-r_s)dV \quad [\text{AVIII.3}]$$

Al integrar la ecuación AVIII entre límites, se obtiene la ecuación AVIII.4 que permite obtener el tiempo de residencia.

$$\theta = \left( \frac{K_S}{k \cdot X} \right) \cdot \ln \left( \frac{S_i}{S_f} \right) + \frac{S_i - S_f}{k \cdot X} \quad [\text{AVIII.4}]$$

### b) Determinación del volumen del reactor

Al utilizar la ecuación 1.36 se determina el volumen del reactor de la siguiente manera:

$$V = \frac{0,298 \frac{\text{mg SSV}}{\text{mg DBO}_5} \cdot 6,3 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \cdot 1,40 \text{ día} \cdot \left( 800 \frac{\text{mg DBO}_5}{\text{L}} - 80 \frac{\text{mg DBO}_5}{\text{L}} \right)}{205 \frac{\text{mg SSV}}{\text{L}} \cdot \left( 1 + 0,093 \frac{1}{\text{día}} \cdot 1,40 \text{ día} \right)}$$

$$V = 8,2 \text{ m}^3$$

### c) Determinación de las condiciones de operación

**Biomasa en el reactor anaerobio:** la biomasa en el reactor anaerobio se obtiene a partir de la ecuación 1.36, al multiplicar el volumen por la biomasa

$$X \cdot V = \frac{0,298 \frac{\text{mg SSV}}{\text{mg DBO}_5} \cdot 6,3 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \cdot 1,40 \text{ día} \cdot \left( 800 \frac{\text{mg DBO}_5}{\text{L}} - 80 \frac{\text{mg DBO}_5}{\text{L}} \right)}{\left( 1 + 0,093 \frac{1}{\text{día}} \cdot 1,40 \text{ día} \right)}$$

$$X \cdot V = 2\,762,78 \text{ g SSV}$$

**Producción de la biomasa:** La producción de la biomasa ( $P_x$ ) se obtiene con la ecuación 1.37

$$P_x = \frac{0,298 \frac{mg\ SSV}{mg\ DBO_5} \cdot 9\ 504 \frac{m^3}{día} \cdot \left(800 \frac{mg\ DBO_5}{L} - 80 \frac{mg\ DBO_5}{L}\right)}{\left(1 + 0,093 \frac{1}{día} \cdot 1,40día\right)}$$

$$P_x = 1,97\ kg \frac{SSV}{día}$$

**Carga orgánica volumétrica:** La carga orgánica volumétrica (*COV*) se obtiene la ecuación AVIII.5 (Romero, 2001, p.447)

$$COV = \frac{Q \cdot S_o}{V} \quad [AVIII.5]$$

$$COV = \frac{9,50 \frac{m^3}{día} \cdot 800 \frac{mg\ DBO_5}{L}}{10\ m^3}$$

$$COV = 832 \frac{g\ DBO_5}{m^3 \cdot día}$$

**Relación F/M:** La relación F/M se obtiene con la ecuación 1.38

$$\frac{F}{M} = \frac{9,50 \frac{m^3}{día} \cdot 800 \frac{mg\ DBO_5}{L}}{10\ m^3 \cdot 205 \frac{mg\ SSV}{L}}$$

$$\frac{F}{M} = 3,04 \frac{mg\ DBO_5}{mg\ SSV \cdot día}$$

**Volumen de metano:** El proceso de tratamiento anaerobio genera metano, la cantidad producida se le determina a través de la siguiente ecuación (Cruz, 2002, 77).

$$V_G = 0,35(Q(S_o - S_f) - 1,42 \cdot P_x) \quad [\text{AVIII.6}]$$

$$V_G = 0,35 \left( 9,50 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \left( 0,80 \frac{\text{kg DBO}_5}{\text{L}} - 0,08 \frac{\text{kg DBO}_5}{\text{L}} \right) - 1,42 \cdot 3,04 \frac{\text{mg DBO}_5}{\text{mg SSV} \cdot \text{día}} \right)$$

$$V_G = 0,9 \frac{\text{m}^3 \text{CH}_4}{\text{día}}$$

## ANEXO IX

### EJEMPLO DE CÁLCULO PARA EL DIMENSIONAMIENTO DE LA UNIDAD DE CLORINACIÓN

#### a) Cálculo de la dosis de cloro requerida (C)

Para la determinación de la dosis de cloro se utiliza la figura AIX.1 donde se observa que para el pH de 8,5 el porcentaje de HOCl y del OCl<sup>-</sup> es de 10% y 90%, respectivamente.

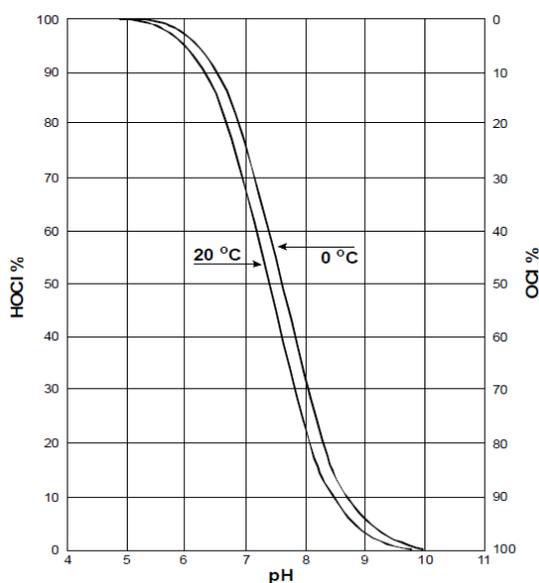
Al considerar el ácido hipocloroso se tiene:

$$C_{HOCl} \cdot t = 0,10 \cdot Ct \quad [AIX.1]$$

Al reemplazar el valor de "Ct" de  $0,27 \text{ mg} \cdot \text{min}/\text{L}$  en la ecuación AIX.1 se tiene:

$$(C_{HOCl} \cdot t)_{pH=8,5} = 0,10 \cdot 0,27 \frac{\text{mg} \cdot \text{min}}{\text{L}}$$

$$(C_{HOCl} \cdot t)_{pH=8,5} = 0,027 \frac{\text{mg} \cdot \text{min}}{\text{L}}$$



**Figura AIX. 1** Distribución porcentual de HOCl y OCl<sup>-</sup> para diferentes valores de pH (Weber, 2003, p.447)

Sin embargo, el pH del efluente que sale del reactor anaerobio es de 8,24, lo que implica que se debe hacer una corrección del cálculo de "Ct" previo al cálculo de la concentración de HClO.

De la figura AIX1 se obtiene que a un pH de 8,24 el porcentaje de HOCl es del 16%, por lo tanto:

$$(C_{HOCl} \cdot t)_{pH=8,5} = (0,16 \cdot Ct)_{pH=8,24}$$

Al despejar el valor de "Ct" de la concentración de HClO a pH 8,24, se tiene:

$$(Ct)_{pH=8,24} = \frac{(C_{HOCl} \cdot t)_{pH=8,5}}{0,16}$$

$$(Ct)_{pH=8,24} = \frac{0,027 \frac{mg \cdot min}{L}}{0,16}$$

$$(Ct)_{pH=8,24} = 0,17 \frac{mg \cdot min}{L}$$

En vista que la norma INEN específica que cuando se utiliza el cloro como desinfectante, el tiempo mínimo de contacto es de mínimo 30 min, la concentración de cloro como ácido hipocloroso para inactivar el 99 de microorganismos a un pH de 8,24 será de:

$$(Ct)_{pH=8,24} = \frac{0,17 \frac{mg \cdot min}{L}}{30 \text{ min}}$$

$$(Ct)_{pH=8,24} = 0,0057 \frac{mg}{L} = [HClO]$$

### b) Especies de cloro combinado

Dado que el agua procedente del reactor anaerobio contiene 38,70 mg/L de amonio, es necesario considerar que esta especie química consumirá una parte importante de cloro antes que pueda lograr la desinfección.

La concentración de cloro necesaria para pasar el punto de quiebre es (ver ítem 1.2.8.3 del capítulo):

$$\frac{\text{peso molecular de cloro}}{\text{peso atómico de nitrógeno}} = \frac{70}{14} = 5$$

Como se indica anteriormente, para que todo el cloro reaccione con el amoniaco, la proporción teórica debe ser 5:1 en peso. Por lo tanto, la concentración de cloro necesaria será:

$$[Cl_2] = 5 \cdot [NH_4^+]$$

$$[Cl_2] = 5 \cdot 38,7 \frac{mg}{L}$$

$$[Cl_2] = 193,5 mg/L$$

Al considerar que la norma establece que el mínimo permisible de cloro a la salida del tratamiento debe ser de 0,3mg/L, la concentración de cloro total para la desinfección del efluente del proceso anaerobio será igual a:

$$193,5 \frac{mg}{L} + 0,3 \frac{mg}{L} + 0,0057 \frac{mg}{L} = 193,8057 \frac{mg}{L}$$

### c) Determinación de la capacidad de la bomba dosificadora

El caudal de la solución de hipoclorito de sodio se calcula al utilizar la siguiente ecuación (Organización Panamericana de la Salud, 1999):

$$Q_{Cl} = \frac{Q_{H_2O} \cdot D}{S} \quad [AIX.2]$$

Donde:

$Q_{Cl}$  = caudal de la bomba dosificadora, L/h

$D$  = dosis de hipoclorito de sodio requerida, ppm

$Q_{H_2O}$  = caudal de agua a tratar, m<sup>3</sup>/h

$S$  = concentración de la solución de hipoclorito de sodio, g/L

Para bombear la solución de hipoclorito de sodio se recomienda no sobrepasar el 10% de concentración para evitar daños a la bomba dosificadora. Por este motivo se considera una solución con una concentración al 5 % de hipoclorito de sodio.

Al reemplazar los datos en la formula AIX.2 se tiene:

$$Q_{Cl} = \frac{0,3 \frac{m^3}{h} \cdot 193,8 ppm}{50 \frac{g}{L}}$$

$$Q_{Cl} = 1,16 L/h$$

En este caso se utilizará una bomba de 2 L/h.

### d) Diámetro de la tubería de impulsión

El caudal de diseño con el que trabajará la bomba dosificadora será de  $5,6 \times 10^{-4}$  L/s, el rango de velocidades para una tubería de impulsión es de 0,6 – 2 m/s, por

lo que se toma una velocidad de 0,6 m/s debido a que el caudal es pequeño. El diámetro de la tubería se determina con la siguiente ecuación:

$$D_i = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_h}{v \cdot \pi}} \quad [\text{AIX.3}]$$

Donde:

$D_i$  = Diámetro interno de la tubería de impulsión

$Q_h$  = caudal del hipoclorito de sodio

$v$  = velocidad en la tubería de impulsión

Al reemplazar los valores se tiene:

$$D_i = \sqrt{\frac{4 \left( 5,6 \times 10^{-7} \frac{m^3}{s} \right)}{0,6 \frac{m}{s} \cdot \pi}}$$

$$D_i = 0,011 \text{ m (0,43 pulg)}$$

#### e) Potencia de la bomba dosificadora

Para determinar la potencia de la bomba se calcula primero la altura dinámica de la misma a través de la siguiente ecuación:

$$H_D = H_1 + H_2 + H_3 \quad [\text{AIX.4}]$$

Donde:

$H_D$  = Altura dinámica de la bomba

$H_1$  = Altura estática de bombeo

$H_2$  = Pérdidas por fricción

$H_3$  = Pérdidas por accesorios

La altura estática de bombeo se considera de 1 m. Las pérdidas por fricción y por accesorios se determinan de la siguiente manera:

$$H_2 = 10,674 \cdot \left( \frac{Q_i^{1,852}}{C^{1,852} \cdot D^{4,879}} \right) \cdot L \quad [\text{AIX.5}]$$

Donde:

$C$  = Coeficiente de Hazen Williams que depende del material de la tubería para PVC es de 140

$D$  = Diámetro de la tubería de impulsión

$L$  = Longitud de la tubería de impulsión

Al reemplazar los valores en la ecuación AIX.5 se tiene:

$$H_2 = 10,674 \cdot \left( \frac{\left( 5,6 \times 10^{-7} \frac{m^3}{s} \right)^{1,852}}{(140)^{1,852} \cdot (0,0127m)^{4,879}} \right) \cdot 2,9m$$

$$H_2 = 5,9 \times 10^{-4} m$$

Los accesorios que si instalarán para la clorinación son: dos válvula de ½ pulg, una tee, dos codos y tres universales. Las longitudes equivalentes de los accesorios se presentan en la tabla AIX.9

**Tabla AIX.1** Longitudes equivalentes de los accesorios

Accesorios	Numero de accesorios	Longitud equivalente (m)
válvula	2	0,12
tee	1	1,00
Codos	2	0,46
universal	3	0,20

El cálculo del valor de  $H_3$  se realiza con la siguiente ecuación

$$H_3 = 10,674 \cdot \left( \frac{Q_i^{1,852}}{C^{1,852} \cdot D^{4,879}} \right) \cdot L \quad [\text{AIX.6}]$$

Al reemplazar los valores se tiene:

$$H_3 = 10,674 \cdot \left( \frac{\left( \frac{5,6 \times 10^{-7} \text{m}^3}{\text{s}} \right)^{1,852}}{(140)^{1,852} \cdot (0,0127 \text{m})^{4,879}} \right) \cdot (2,9 \text{m} + 2 \cdot 0,12 \text{m} + 1 \text{m} + 2 \cdot 0,46 \text{m} + 3 \cdot 0,2 \text{m})$$

$$H_3 = 6,9 \times 10^{-4} \text{ m}$$

Al aplicar la ecuación AIX.4 se determina la altura de la bomba

$$H_D = 1 \text{ m} + 5,9 \times 10^{-4} \text{ m} + 6,9 \times 10^{-4} \text{ m}$$

$$H_D = 1 \text{ m}$$

El cálculo de la potencia de la bomba se realiza con la siguiente ecuación

$$P = \frac{H_D \cdot Q_i}{75 \cdot E} \quad [\text{AIX.7}]$$

Donde:

$P$  = Potencia de la bomba dosificadora en hp

$E$  = eficiencia de la bomba que será del 30 %

$Q_i$  = Caudal, L/s

$H_D$  = Altura dinámica de la bomba, m

Al reemplazar los valores en la ecuación AIX.7 se tiene:

$$P = \frac{1 \text{ m} \cdot 2 \text{ L/s}}{75 \cdot 0,3} = 0,1 \text{ hp}$$

**ANEXO X**  
**EJEMPLO DE CÁLCULO PARA EL DIMENSIONAMIENTO DEL SISTEMA DE**  
**DISTRIBUCIÓN DEL AGUA RESIDUAL**

**a) Determinación del diámetro de la tubería**

**Datos:**

Caudal de alimentación:  $Q_0 = 6\,300\text{ L/día} = 262,5\text{ L/h} = 0,073\text{ L/s}$

Temperatura de operación del fluido:  $T = T_{amb}$

Densidad del efluente:  $\rho = 997,0\text{ kg/m}^3$

Viscosidad dinámica:  $\mu = 1,05 \times 10^{-3}\text{ Kg/m} \cdot \text{s}$

Viscosidad cinemática:  $\nu = 7,22 \times 10^{-7}\text{ m}^2/\text{s}$

Presión atmosférica:  $P = 547,2\text{ mmHg}$

Tasa de reciclo del reactor 65 %

Flujo de reciclo  $Q_0 = 2340\text{ L/día} = 172,6\text{ L/h} = 0,05\text{ L/s}$

Fuerza de gravedad  $g = 9,8\text{ m/s}^2$

La pérdida de energía en términos de velocidad lineal, se calcula con la ecuación de Darcy de la siguiente manera:

$$h_L = f \left( \frac{L}{D} \right) \frac{v^2}{2g} \quad [\text{AX.1}]$$

Donde:

$h_L$  = pérdida de energía

$f$  = coeficientes de rugosidad de Darcy-Weisbach

$L$  = Longitud real de la conducción

$D$  = diámetro de la tubería

$g$  = gravedad

$v$  = velocidad del fluido

La velocidad lineal en función del caudal y el diámetro de la tubería se determina con la siguiente relación:

$$v = \frac{Q}{A} = \frac{4 \cdot Q}{\pi \cdot D^2} \quad [\text{AX.2}]$$

Donde:

$Q$  = caudal

$A$  = área

Sustituyendo lo velocidad ( $v$ ) en la ecuación de Darcy se obtiene la ecuación AX.3

$$h_L = \left( \frac{8 \cdot L \cdot Q^2}{\pi^2 \cdot g} \right) \left( \frac{f}{D^5} \right) \quad [\text{AX.3}]$$

Al despejar el diámetro de la ecuación AX.3, se tiene:

$$D = \left( \frac{8 \cdot L \cdot Q^2}{\pi^2 \cdot g \cdot h_L} \cdot f \right)^{1/5} \quad [\text{AX.4}]$$

El número de Reynolds se lo determina con la siguiente relación

$$Re = \frac{v \cdot D \cdot \rho}{\mu} \quad [\text{AX.5}]$$

Donde:

$\rho$  = densidad

$\mu$  = viscosidad

Sustituyendo el valor de la velocidad de la ecuación AX.2 en la ecuación AX.5, se obtiene:

$$Re = \frac{4 \cdot Q}{\pi \cdot D^2} \frac{D \cdot \rho}{\mu}$$

$$Re = \frac{4 \cdot Q \cdot \rho}{\pi \cdot \mu} \cdot \frac{1}{D} \quad [\text{AX.6}]$$

La secuencia de cálculo para determinación del diámetro es la siguiente:

- Suponer un valor inicial de  $f$  (coeficientes de rugosidad de Darcy-Weisbach)
- Calcular el valor de  $h_L$  (pérdida de energía)
- Calcular el diámetro con la ecuación AX.4
- Calcular el número de Reynolds (Re) con la ecuación AX.6
- Calcular la rugosidad relativa  $\frac{\varepsilon}{D}$
- Determinar el nuevo valor de  $f$ , mediante el diagrama de Moody.

A través del método de prueba y error se sigue la secuencia hasta que  $f$  supuesto =  $f$  calculado que correspondería al diámetro de la tubería.

La tubería que se instalará para la circulación del agua será de PVC, que tiene una rugosidad  $\varepsilon = 4,60 \times 10^{-6} \text{ m}$ .

Para iniciar el método de prueba y error, se considera una velocidad inicial. El rango de velocidades con los que se trabaja en una tubería donde los caudales son pequeños es de 0,6 – 2,5 m/s. Para el cálculo secuencial se toma un valor intermedio de 1,5 m/s.

Con el valor de la velocidad se determina el diámetro inicial de la tubería y se utilizó la ecuación AX.3

$$D = \sqrt{\frac{4 \left( 7,3 \times 10^{-5} \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right)}{1,5 \frac{\text{m}}{\text{s}} \cdot \pi}}$$

$$D = 0,01 \text{ m}$$

Se asumió un valor inicial del cálculo secuencial de  $f = 0,02$  y se consideró una longitud de tubería de 20 m, se determina el valor de  $h_L$  con la ecuación AX.1.

$$h_L = 0,02 \left( \frac{20m}{0,01m} \right) \frac{\left( 1,5 \frac{m}{s} \right)^2}{2 \left( 9,8 \frac{m}{s^2} \right)}$$

$$h_L = 4,59 m$$

Con el valor de  $h_L$  se determina el diámetro de la tubería se utilizó la ecuación AX.4.

$$D = \left( \frac{8 \cdot 20 \cdot \left( 7,3 \times 10^{-5} \frac{m^3}{s} \right)^2}{\pi^2 \cdot \left( 9,8 \frac{m}{s^2} \right) \cdot (4,59 m)} \cdot 0,02 \right)^{1/5}$$

$$D = 0,01 m$$

Se determina la rugosidad relativa de la siguiente manera:

$$\frac{\varepsilon}{D} = \frac{1,5 \times 10^{-6} m}{0,01 m}$$

$$\frac{\varepsilon}{D} = 1,5 \times 10^{-4}$$

Cálculo del valor de Reynolds

$$Re = \frac{4 \left( 7,3 \times 10^{-5} \frac{m^3}{s} \right) \cdot \left( 997 \frac{kg}{m^3} \right)}{\pi \cdot \left( 1,05 \times 10^{-3} \frac{kg}{m \cdot s} \right)} \cdot \frac{1}{0,01m}$$

$$Re = 8825,5$$

Con el número de Reynolds y el valor de la rugosidad relativa se determina el coeficiente de rugosidad de Darcy-Weisbach en el diagrama de Moody que se presenta en la figura AX.1.

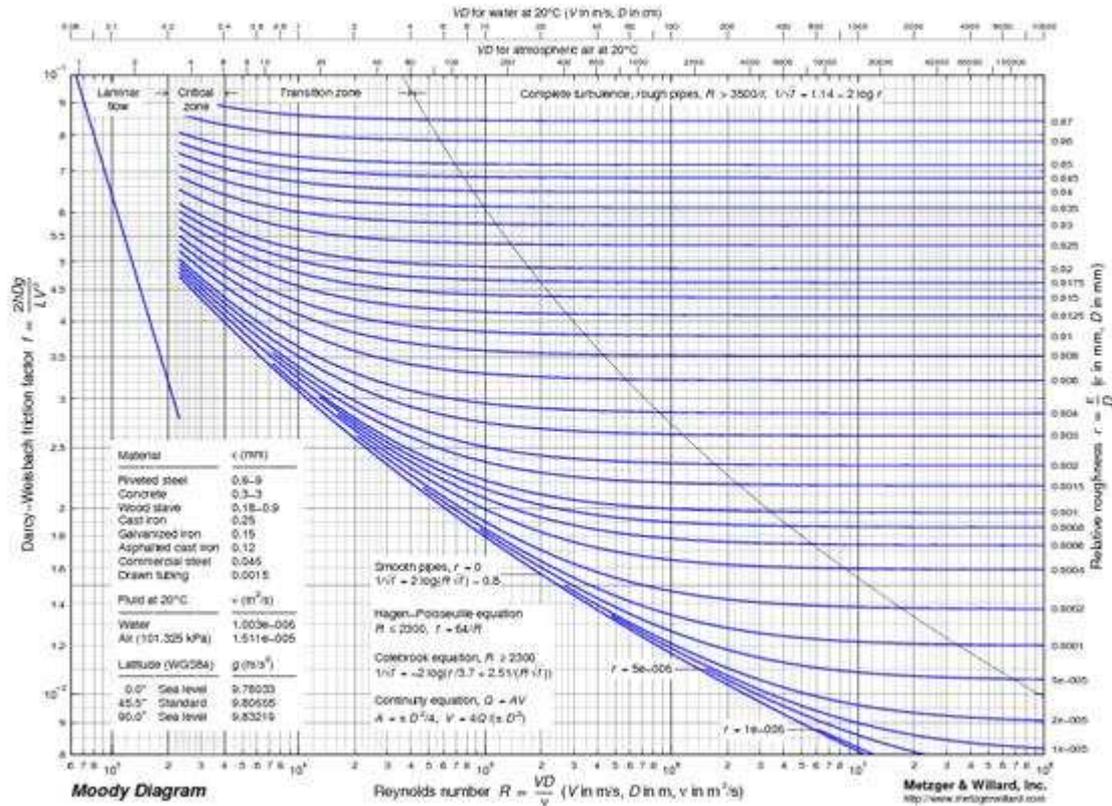


Figura AX.1 Diagrama de Moody

Del diagrama se obtiene que el nuevo valor del coeficiente de seguridad es de 0,032. Se repite el proceso descrito anteriormente hasta que el  $f_{supuesto} = f_{calculado}$ .

En la tabla AX.1 se detalla los resultados que se obtuvieron en cada caso.

Tabla AX. 1 Determinación del diámetro de la tubería

$f_{supuesto}$	$h_L$ (m)	$D$ (m)	$Re$	$\epsilon/D$	$f_{calculado}$
0,02	4,59	0,010	8825,5	$1,5 \times 10^{-4}$	0,032
0,032	8,04	0,025	5883,7	$7,5 \times 10^{-5}$	0,039
0,039	8,95	0,025	5883,7	$7,5 \times 10^{-5}$	0,039

De los resultados obtenidos en la tabla AX.1 se concluye que el diámetro de la tubería será de 0,025 m.

## b) Determinación de la potencia de las bombas

### *Potencia de la bomba de alimentación*

La altura dinámica de la bomba se calcula con la ecuación de Bernulli que se especifica a continuación:

$$\frac{P_A}{\gamma} + Z_A + \frac{v_A^2}{2g} + H_B = \frac{P_B}{\gamma} + Z_B + \frac{v_B^2}{2g} + h_{f A-B} \quad [\text{AX.7}]$$

Donde:

$P$  = Presión

$Z$  = Altura

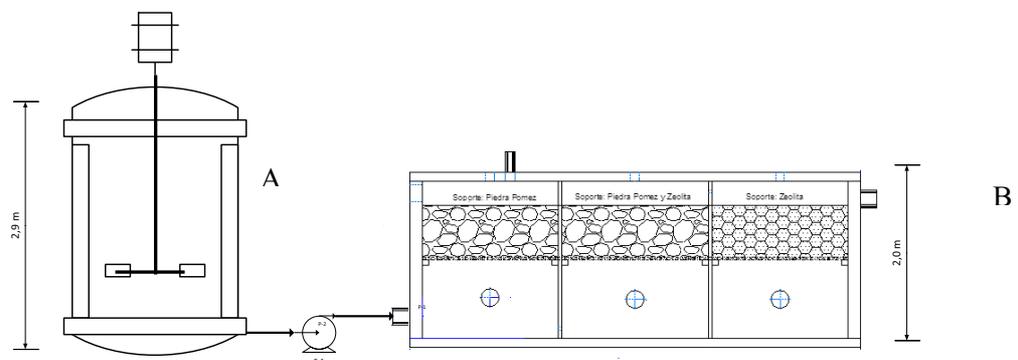
$v$  = Velocidad superficial

$H_B$  = Altura de la bomba

$\gamma$  = Peso específico del fluido

$h_{f A-B}$  = Perdida de energía en tubería y accesorios

Un esquema de la conexión de la bomba centrífuga de alimentación se presenta en la figura AX.2.



**Figura AX.2** Sistema de alimentación al reactor anaerobio

Para aplicar la ecuación de Bernulli en el punto A y B que se indican en la figura AX.2 se toma en cuenta las siguientes consideraciones:

- $v_A = 0$
- $v_B = 1,5 \frac{m}{s}$
- $P_A = P_B = 0$

La ecuación de Bernoulli queda de la siguiente manera:

$$Z_A + \frac{v_A^2}{2g} + H_B = Z_B + \frac{v_B^2}{2g} + h_{f A-B}$$

El reactor anaerobio posee un lecho, por lo que existe una caída de presión, la misma que se determina con la ecuación de Ergun de la siguiente manera:

$$\frac{\Delta P}{L} = \frac{1,75 \cdot \rho \cdot v_o^2 \cdot (1 - \varepsilon)}{Dp \cdot \varepsilon^2} \quad [\text{AX.8}]$$

Donde:

$\varepsilon$  = porosidad del lecho de piedra pómez = 0,73

$Dp$  = diámetro de partícula = 0,02m

$L$  = Longitud del lecho = 0,90m

Al reordenar la ecuación para sacar las pérdidas se tiene:

$$\frac{\Delta P}{\rho \cdot g} = \frac{1,75 \cdot L \cdot v_o^2 \cdot (1 - \varepsilon)}{Dp \cdot \varepsilon^2 \cdot g}$$

$$h_{L1} = \frac{1,75 \cdot 0,9m \cdot \left(1,5 \frac{m}{s}\right)^2 \cdot (1 - 0,73)}{0,02m \cdot (0,73)^2 \cdot 9,8 \frac{m}{s}}$$

$$h_{L1} = 21,5 m$$

Por lo tanto, el término de pérdidas ( $h_{f A-B}$ ) se expresa de la siguiente manera

$$h_{f A-B} = h_{L1} + f \left( \frac{L}{D} \right) \frac{v^2}{2g} \quad [\text{AX.9}]$$

Al reemplazar los valores en la ecuación de Bernoulli se tiene:

$$H_B = Z_B - Z_A + \frac{v_B^2}{2g} + h_{L1} + f \left( \frac{L}{D} \right) \frac{v^2}{2g}$$

Para el valor de L se considera la longitud equivalente de tres válvulas, tres universales y una longitud de la tubería de 5 m

$$H_B = 2,9 \text{ m} - 2 \text{ m} + \frac{\left(1,5 \frac{\text{m}}{\text{s}}\right)^2}{2 \cdot \left(9,8 \frac{\text{m}}{\text{s}^2}\right)} + 21,5 \text{ m} + 0,039 \cdot \left( \frac{(5 + 3 \cdot 0,12 + 3 \cdot 0,2 + 2 \cdot 0,46) \text{ m}}{0,035 \text{ m}} \right)$$

$$H_B = 30,2 \text{ m}$$

Potencia de la bomba será:

$$P = \frac{H_B \cdot Q}{75 \cdot E}$$

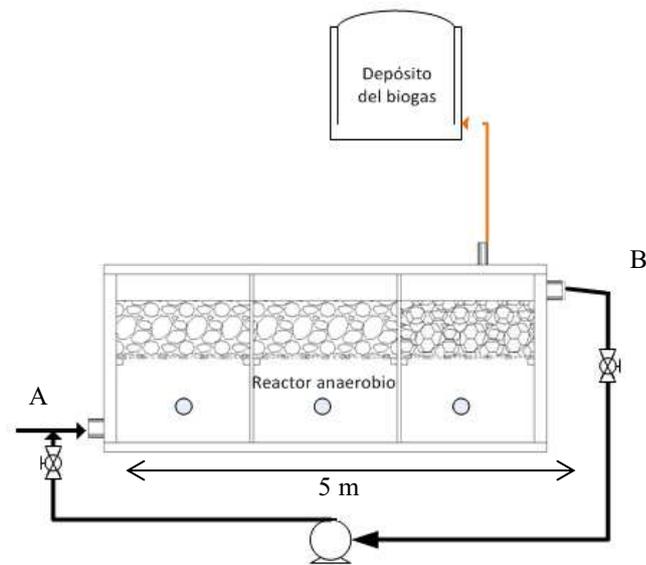
$$P = \frac{30,20 \text{ m} \cdot 0,73 \frac{\text{L}}{\text{s}}}{75 \cdot 0,30}$$

$$P = 1 \text{ hp}$$

Al multiplicar la potencia obtenida por un factor se  $\sqrt{3}$ , se obtiene que la potencia de la bomba centrífuga para la alimentación será de 2 hp.

### Potencia de la bomba de recirculación

Un esquema de la instalación de la bomba de recirculación se presenta en la figura AX.3



**Figura AX.3** Sistema de recirculación de la biomasa al reactor anaerobio

Para la determinación de la potencia de la bomba de recirculación se toman en cuenta las siguientes consideraciones:

- La longitud de la tuberías ( $L$ ) entre la bomba y el reactor es de 10m
- El diámetro de la tubería entre la bomba y el reactor no varía a lo largo de ella, por lo que la energía cinética a la entrada y a la salida son iguales
 
$$v_A = v_B$$
- $Z_A = 0,0 \text{ m}$ ;  $Z_B = 2,0 \text{ m}$ , por la altura del reactor
- $P_A = P_B + \gamma \cdot Z_B$

Al aplicar las condiciones en la ecuación de Bernulli se tiene:

$$\frac{P_B}{\gamma} + \frac{\gamma \cdot Z_B}{\gamma} + H_B = \frac{P_B}{\gamma} + Z_B + h_{f A-B}$$

Al simplificar la ecuación anterior, se obtiene la altura de la bomba

$$H_B = h_{f A-B}$$

$$H_B = f \left( \frac{L}{D} \right) \frac{v^2}{2g}$$

El valor de L se considera la longitud de la tubería más las longitudes equivalentes para 2 codos de 90 y 2 válvulas de compuerta y de dos tees.

$$H_B = 0,036 \cdot \left( \frac{(10 + 2 \cdot 0,46 + 2 \cdot 0,12 + 2 \cdot 1)m}{0,035m} \right) \cdot \frac{\left(1,5 \frac{m}{s}\right)^2}{2 \cdot \left(9,8 \frac{m}{s^2}\right)}$$

$$H_B = 23,60 \text{ m}$$

Al reemplazar la altura de la bomba en la siguiente ecuación se determina la potencia de la bomba en hp:

$$P = \frac{H_B \cdot Q}{75 \cdot E}$$

$$P = \frac{23,60 \text{ m} \cdot 0,73 \frac{L}{s}}{75 \cdot 0,30}$$

$$P = 0,8 \text{ hp}$$

Al multiplicar la potencia obtenida por un factor se  $\sqrt{3}$ , se obtiene que la potencia de la bomba centrífuga para la recirculación será de 1,5 hp.

