

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA**

**FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL**



**EVALUACION DEL RAFA DE UNI-TRAR CON ENFASIS EN LA  
PRODUCCION, CARACTERISTICAS Y COMPORTAMIENTO  
DEL MANTO DE LODOS Y PRODUCCION DE BIOGAS**

**TESIS**

**Para optar el título profesional de:**

**INGENIERO SANITARIO  
CARLOS GERARDO SANCHEZ BARRIOS**

**LIMA-PERU**

**1998**

## DEDICATORIA

*El presente trabajo de investigación, sueño hecho realidad y fruto de mucho esfuerzo está dedicado a todos aquellos quienes depositaron su confianza en mí:*

*A mis padres  
Gorge y Marta.*

*A mis colegas y amigos*

*A mis hermanos  
Ernesto, Coco y Eli.*

*A mis profesores y alumnos*

*A mis familiares en especial a  
Dominga y Julia*

*En especial para los hijos y esposa  
que me aguardan en el futuro.*

## AGRADECIMIENTO

*A todos aquellos quienes hicieron posible el presente trabajo de tesis mi profunda gratitud:*

*A DIOS por ser mi guía y mi inspiración.*

*Al Ingeniero Marcos Alegre Chang y la Oficina de Asesoría y Consultoría Ambiental - OACA con todos sus miembros: amigos y colegas, por darme todas las facilidades, asesoramiento y constante apoyo para la elaboración de la presente tesis.*

*A ECOLAB S.R.L., con su Gerente General la Dra. Anna Zucchetti y el Gerente Técnico y de Calidad Znco. Gerardo Llanos Navarro, así como todo el personal de los Laboratorios Físico - Químicos y Microbiológicos por su profesionalismo y eficiencia.*

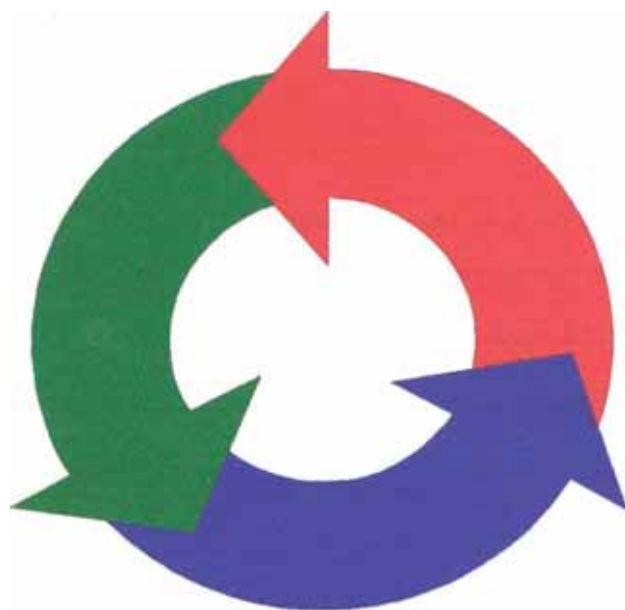
*Al Ingeniero Manuel Ramírez Navas, de la Cooperación Internacional para el Desarrollo - CID por sus acertados comentarios y enseñanzas.*

*A la Lic. Beatriz Castañeda, profesora destacada de la Universidad Nacional de Ingeniería y experta en estadística aplicada, por su valioso tiempo dedicado al asesoramiento y el perfeccionamiento del presente trabajo.*

*Al Ing. Guillermo León Suematsu, profesor de la Universidad Nacional de Ingeniería, consultor, experto en aguas residuales y asesor de la presente tesis.*

*Al Ing. Fausto Roncal Gerente de la Planta UMI-TRAR y al personal que labora en ella, por ofrecerme su apoyo, colaboración y facilidades para que el presente trabajo de investigación sea una realidad.*

*Una especial mención a mis amigos de la Universidad Nacional Agraria La Molina porque en todo momento confiaron en mi y me incentivan a continuar en un esfuerzo de constante superación.*



*Carlos Gerardo Sánchez Barrios*

*UM-77A*

*Planta UM-TRAR*

*Lima - Perú*

*1998*

## **RESUMEN**

El presente trabajo de tesis tiene como objetivo la evaluación del reactor anaeróbico de flujo ascendente - RAFA con énfasis en el comportamiento y características del manto de lodo y su relación con los demás parámetros que pueden influir en las variaciones de su comportamiento.

Los datos de cargas diarias existentes en la planta UNI-TRAR para el reactor, se complementaron con un monitoreo realizado en el período Octubre - Diciembre 1997 con muestras del afluente, efluente y del lodo a diferentes alturas del RAFA. También se midió el gas diario producido y el caudal durante parte del día.

Los resultados obtenidos para el reactor han mostrado valores de eficiencias de remoción del 63 al 76 % en DQO y SST. La tendencia general es que cuando se produce el racionamiento del agua potable en los poblados de El Milagro y El Angel lugares de donde se obtiene el agua residual para la Planta UNI-TRAR, las cargas volumétricas disminuyen produciendo una disminución en las eficiencias de remoción y una disminución del lodo en el manto del reactor producto de la biodegradación en fase endógena de la biomasa, originando grandes cantidades de biogas que arrastra consigo material en suspensión hacia el sedimentador, demostrándose que la pérdida del lodo en el manto es producto de la alta generación de biogas y no de las velocidades ascendentes y de paso al sedimentador en el reactor.

Mediante estimaciones estadísticas fueron determinados factores de corrección de cargas en DQO, SST y SSV para conocer las cargas diarias afluente y efluente del reactor a partir de una sola muestra que fue tomada a las 14:00 horas del día, desarrollando una metodología de evaluación sencilla y de bajo costo que puede ser utilizada en el futuro.

Los resultados obtenidos en reactores en Campina Grande, Cali, Sao Paulo y Bucaramanga sirven de base para la comparación con los resultados obtenidos en el RAFA de UNI-TRAR.

Se concluye que a pesar de las grandes variaciones de los parámetros hidráulicos y el ingreso de cargas altas y fluctuantes, el RAFA de UNI-TRAR trabaja eficientemente y con una efectividad igual o mayor que otros reactores en operación a nivel mundial.

## **CONTENIDO**

	<b>Pag.</b>
<b>1. INTRODUCCION</b>	<b>1</b>
<b>2. ANTECEDENTES</b>	<b>3</b>
<b>3. OBJETIVOS</b>	<b>4</b>
<b>3.1. FINALIDAD</b>	<b>4</b>
<b>3.2. OBJETIVOS GENERALES</b>	<b>4</b>
<b>3.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b>	<b>4</b>
<b>4. EL CONTEXTO DEL MANEJO Y TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES EN EL PERU</b>	<b>6</b>
<b>4.1. CONTAMINACION DE AGUAS SUPERFICIALES Y CULTIVOS</b>	<b>10</b>
<b>4.2. CONTAMINACION DEL ACUIFERO</b>	<b>13</b>
<b>4.3. CONTAMINACION DE LAS AGUAS MARITIMAS DEL LITORAL</b>	<b>14</b>
<b>5. MARCO LEGAL E INSTITUCIONAL EN EL PERU</b>	<b>16</b>
<b>5.1. NORMATIVIDAD, ORIENTACION POLITICA Y PLANEAMIENTO DEL SECTOR</b>	<b>20</b>
<b>5.2. REGULACION (NORMALIZACION TECNICA), FISCALIZACION Y CONTROL</b>	<b>20</b>
<b>6. MARCO TEORICO</b>	<b>24</b>
<b>6.1. TRATAMIENTO AEROBICO VERSUS TRATAMIENTO ANAEROBICO</b>	<b>24</b>
<b>6.2. DIGESTION ANAEROBICA DE LA MATERIA ORGANICA</b>	<b>26</b>
<b>6.3. DESCRIPCION DE LOS PROCESOS EN SISTEMAS ANAEROBICOS</b>	<b>27</b>
<b>6.3.1. Hidrólisis</b>	<b>27</b>
<b>6.3.2. Acidogénesis</b>	<b>28</b>

# CONTENIDO

	Pag.
6.3.3. Acetogénesis	29
6.3.4. Metanogénesis	30
<b>6.4. CINETICA DE LA DIGESTION ANAEROBICA</b>	<b>32</b>
<b>6.5. FACTORES AMBIENTALES QUE INCIDEN EN LA DEGRADACION ANAEROBICA</b>	<b>41</b>
6.5.1. Influencia de la temperatura en la digestión anaeróbica	41
6.5.2. pH en el reactor	44
6.5.3. Nutrientes	45
6.5.4. Compuestos tóxicos	46
<b>6.6. PARAMETROS EVALUADOS EN RAFAs IMPLEMENTADOS EN DIFERENTES PARTES DEL MUNDO</b>	<b>47</b>
6.6.1. El Reactor de Manto de Lodos Anaeróbico de Flujo Ascendente (RAFA)	47
6.6.2. El arranque de un RAFA tratando aguas residuales domésticas	49
6.6.3. Comportamiento en el estado estable	58
6.6.3.1. Influencia del tiempo de retención en el comportamiento del estado estable	59
6.6.3.2. Carga volumétrica específica	62
6.6.4. Características y producción de lodos	64
6.6.4.1. Masa de lodo en el reactor	64
6.6.4.2. Producción de lodos en el reactor durante el estado estable	66
6.6.4.3. Carga específica de lodo	68
6.6.4.4. Edad del lodo	70
6.6.5. Producción de gas	71
<b>7. PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA UNI (UNITRAR)</b>	<b>76</b>
<b>7.1. UBICACIÓN Y EXTENSION DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO</b>	<b>76</b>
<b>7.2. DESCRIPCION DE LAS UNIDADES DE TRATAMIENTO</b>	<b>78</b>
7.2.1. Dispositivo de captación y regulación de caudales de aguas residuales	80
7.2.2. Sistema de rejas	80
7.2.3. Desarenador	80
7.2.4. Reactor anaeróbico de flujo ascendente	81
7.2.5. Lecho de secado de lodos	83
7.2.6. Lagunas de estabilización	85
7.2.7. Estanque de peces	86



# CONTENIDO

	Pag.
<b>8. METODOLOGIA</b>	<b>87</b>
<b>8.1. INFORMACION EXISTENTE DEL RAFA EN LA PLANTA UNITRAR: PROGRAMA DE MONITOREO MAYO - JUNIO 1997.</b>	<b>87</b>
<b>8.2 MONITOREO COMPLEMENTARIO DEL COMPORTAMIENTO DEL RAFA: PROGRAMA DE MONITOREO OCTUBRE-DICIEMBRE 1997</b>	<b>90</b>
8.2.1. Materiales y equipo empleado	90
8.2.2. Muestreo	91
<b>8.3. MEDICIONES DE CAMPO</b>	<b>95</b>
8.3.1. Volumen de agua residual	95
8.3.2. Volumen de Biogas	96
8.3.3. Temperatura y pH	97
8.3.4. Sólidos sedimentables	97
8.3.5. Volumen de lodo sedimentado	98
<b>8.4. ANALISIS</b>	<b>99</b>
<b>8.5. CALCULOS</b>	<b>100</b>
8.5.1. Análisis estadístico de los datos	100
8.5.2. Caudal de ingreso a la planta	103
8.5.3. Tiempo de retención hidráulica en el reactor	104
8.5.4. Cargas diarias	104
8.5.5. Eficiencias de remoción	104
8.5.6. Factores de corrección de cargas	105
8.5.7. Velocidad ascensional en el reactor y velocidad de paso en las aberturas del sedimentador	105
8.5.8. Cargas volumétricas en el reactor	106
8.5.9. Masa del lodo en el reactor	106
8.5.10. Índice volumétrico de lodo (IVL)	108
8.5.11. Producción específica de lodo	108
8.5.12. Carga específica de lodo	109
8.5.13. Edad del lodo	109
8.5.14. Producción de biogas	110
<b>9. PRESENTACION DE RESULTADOS Y DISCUSION</b>	<b>111</b>
<b>9.1. CONCENTRACIONES INSTANTÁNEAS EN EL RAFA DE LA UNI</b>	<b>111</b>
<b>9.2. CAUDALES DE INGRESO Y TIEMPOS DE RETENCION</b>	<b>115</b>

## CONTENIDO

	<b>Pag.</b>
<b>9.3. CARGAS DIARIAS EN EL REACTOR</b>	<b>120</b>
9.3.1. Cargas diarias	120
9.3.2. Cargas medidas a las 14:00 horas	122
9.3.3. Factores de corrección para las cargas a las 14:00 horas	123
<b>9.4. INFLUENCIA DE LAS VELOCIDADES EN EL COMPORTAMIENTO DEL REACTOR</b>	<b>124</b>
<b>9.5. CARGAS VOLUMETRICAS EN EL REACTOR</b>	<b>127</b>
<b>9.6. PRODUCCION CARACTERISTICAS Y COMPORTAMIENTO DEL MANTO DE LODOS</b>	<b>129</b>
9.6.1. Perfiles y masa de lodo en el reactor	129
9.6.2. Producción específica de lodo	132
9.6.3. Carga específica de lodo	137
9.6.4. Edad de lodo	138
<b>9.7 PRODUCCION DE BIOGAS</b>	<b>138</b>
9.7.1. Producción diaria de biogas	138
9.7.2. Producción de biogas en función a la materia orgánica y el desagüe de ingreso	139
<b>10. CONCLUSIONES</b>	<b>140</b>
<hr/>	
<b>11. RECOMENDACIONES</b>	<b>144</b>
<hr/>	
<b>APENDICE 1: MEDICION DE CAUDALES CON EL MEDIDOR PALMER BOWLUS</b>	<b>146</b>
<hr/>	
<b>APENDICE 2: TABLAS ESTADISTICAS</b>	<b>149</b>
<hr/>	
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS</b>	<b>154</b>
<hr/>	

## RELACION DE CUADROS

- Cuadro 4.1: Perú: Generación de aguas servidas.
- Cuadro 4.1(a): Perú: Descarga de aguas servidas por cuerpo receptor-1993.
- Cuadro 4.1(b): Perú: Disposición de aguas servidas en cuencas 1993.
- Cuadro 4.1(c): Riego con aguas servidas en algunas ciudades del Perú.
- Cuadro 4.1(d): Perú: Otras localidades donde usan aguas servidas para riego.
- Cuadro 4.1(e): Perú: Localidades con sistema de tratamiento de aguas residuales.
- Cuadro 5.1: Marco Legislativo del Sector Saneamiento a Diciembre de 1997.
- Cuadro 5.2: Resumen de las Instituciones encargadas de la normatividad del sector.
- Cuadro 6.1: Digestión Aeróbica versus Digestión Anaeróbica.
- Cuadro 6.2: Constantes cinéticas de cultivos anaeróbicos.
- Cuadro 6.3: Composición elemental de las bacterias de Metano.
- Cuadro 6.4: RAFAs en orden cronológico a su instalación.
- Cuadro 6.5.a.1: Valores experimentales de la eficiencia del RAFA como una función del tiempo de retención cuando se toma el efluente crudo en Pedregal, Brasil.
- Cuadro 6.5.a.2: Valores experimentales de la eficiencia del RAFA como una función del tiempo de retención cuando se toma el efluente sedimentado en Pedregal, Brasil.

## RELACION DE CUADROS

- Cuadro 6.5.b: Resultados experimentales de la eficiencia del RAFA como una función del tiempo de retención en Cali, Colombia.
- Cuadro 6.5.c: Resultados experimentales de la eficiencia del RAFA como una función del tiempo de retención en Bucaramanga, Colombia.
- Cuadro 6.5.d: Resultados experimentales de la eficiencia del RAFA como una función del tiempo de retención en Sao Paulo, Brasil.
- Cuadro 6.5.e: Resultados experimentales de la eficiencia del RAFA como una función del tiempo de retención en Kanpur.
- Cuadro 6.6: Cargas volumétricas (aplicada, removida y convertida) de DQO y DBO durante el estado estable en el RAFA de Pedregal como función del tiempo de retención.
- Cuadro 6.7: Cargas volumétricas en el estado estable para DQO y DBO (aplicada y removida) para diferentes RAFAs como función del tiempo de retención.
- Cuadro 6.8: Velocidad ascendente, concentración promedio y edad del lodo en diferentes RAFAs como función del tiempo de retención.
- Cuadro 6.9: Valores experimentales de la producción específica de lodo en el Pedregal como función del tiempo de retención.
- Cuadro 6.10: Valores experimentales de la producción de lodo específica como función del tiempo de retención en diferentes RAFAs.
- Cuadro 6.11: Cargas específicas de lodo y las tasas de remoción específicas para DQO como función del tiempo de retención en Pedregal.

## RELACION DE CUADROS

- Cuadro 6.12: Cargas específicas de lodo para diferentes RAFAs tratando aguas residuales domésticas.
- Cuadro 6.13: Resumen de resultados de diferentes reactores evaluados.
- Cuadro 8.1: Concentraciones del afluente del RAFA de UNI-TRAR.
- Cuadro 8.2: Concentraciones del efluente del RAFA de UNI-TRAR.
- Cuadro 8.3: Método analítico de los parámetros determinados.
- Cuadro 9.1: Valores de concentraciones de DQO, SST, SSV y caudales en el afluente y efluente del RAFA de la UNI a las 14:00 horas.
- Cuadro 9.2: Análisis estadístico de los datos del cuadro 9.1.
- Cuadro 9.3: Número de muestras que debería ser tomadas a las 14:00 horas para las concentraciones promedio en una futura evaluación del RAFA de UNI-TRAR.
- Cuadro 9.4: Valores de caudales diarios y el promedio de caudales durante las 8:00 a 16:00 horas del día y sus respectivos tiempos de retención teóricos en un volumen de digester de 257.64 m<sup>3</sup>. Caudales a las 14:00 horas.
- Cuadro 9.5: Análisis estadístico de los datos del cuadro 9.4.
- Cuadro 9.6: Número de datos que deberían ser tomados en el futuro para asegurar una mayor confiabilidad de las medidas de caudales y tiempos de retención.
- Cuadro 9.7: Cargas diarias promedio de DQO, SST y SSV con un nivel de confianza del 95% en el afluente y efluente del RAFA de la UNI.
- Cuadro 9.8: Rango de eficiencias de remoción promedio en DQO, SST y SSV con un nivel de confianza del 97% en el RAFA de UNI-TRAR.

## RELACION DE CUADROS

- Cuadro 9.9: Valores de cargas en DQO, SST, SSV y caudales en el afluente y efluente del RAFA de la UNI obtenidos a las 14:00 horas.
- Cuadro 9.10: Análisis estadístico de los datos del cuadro 9.9.
- Cuadro 9.11: Número de muestras que deberían ser tomadas a las 14:00 horas para las cargas diarias en el RAFA de UNI-TRAR.
- Cuadro 9.12: Factores aplicables a los valores de carga obtenido a las 14:00 horas en el RAFA de UNI-TRAR.
- Cuadro 9.13: Rango del promedio de cargas volumétricas para DQO (aplicada y removida) en el RAFA de UNI-TRAR.
- Cuadro 9.14: Concentraciones promedio y masa en el Manto de lodo del RAFA de UNI-TRAR.
- Cuadro 9.15: Índice volumétrico de lodo medio a diferentes alturas en el reactor durante los días de muestreo.
- Cuadro 9.16: Variación en la producción de lodo diaria en SSV y SST durante el período de evaluación en el RAFA de UNI-TRAR.
- Cuadro 9.17: Producción específica de lodo en el RAFA de UNI-TRAR en relación a la DQO aplicada y removida.
- Cuadro 9.18: Cargas específica de lodo y tasas de remoción específica para DQO con base a los SSV y SST en el RAFA de UNI-TRAR.
- Cuadro 9.19: Resultados del análisis estadístico con un nivel de confianza del 95% para el promedio de la producción diaria de biogas en el RAFA de UNI-TRAR.

## RELACION DE CUADROS

- Cuadro 9.20: Número de datos a tomarse para mejorar el error de estimación de la media de la producción de gas en el RAFA de UNI-TRAR.
- Cuadro 9.21: Producción de biogas en función de la materia orgánica removida y los litros de desagüe afluente en el RAFA de UNI-TRAR.
- Cuadro A2.1.a: Distribución acumulativa normal.
- Cuadro A2.1.b: Distribución acumulativa normal.
- Cuadro A2.1.c: Distribución acumulativa normal.
- Cuadro A2.2: Cuantiles del Test Estadístico de Kolmogorov.
- Cuadro A2.3: Distribución acumulativa t-student.

## RELACION DE FIGURAS Y GRAFICOS

- Figura 5.1: Marco Institucional responsable de la prestación de los servicios de Saneamiento.
- Figura 6.1: Secuencia de reacciones para la digestión anaeróbica de macromoléculas complejas.
- Figura 6.2: Tasa de crecimiento específica como una función de la concentración de acetato para *Methanotrix* y *Methanosarcina*.
- Figura 6.3: Concentración de substrato como una función de la edad del lodo para *Methanotrix* y *Methanosarcina*.
- Figura 6.4: Representación esquemática de la composición del lodo y de la tasa de utilización de substrato máxima para diferentes substratos.
- Figura 6.5: Influencia de la temperatura en la tasa de digestión anaeróbica en el rango mesofílico.
- Figura 6.6: Influencia de la temperatura en la extensión y tasa de digestión anaeróbica de un lodo de agua residual doméstica primario.
- Figura 6.7: Evolución de la concentración de lodo como una función del tiempo de operación en el reactor de Pedregal, tratando desagüe crudo a diferentes alturas.
- Figura 6.8: Masa de lodo como SST y SSV en el reactor de Pedregal.
- Figura 7.1: Esquema general de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la UNI (UNI-TRAR).



## RELACION DE FIGURAS Y GRAFICOS

- Figura 7.2: Esquema del Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente de UNI-TRAR y sus componentes.
- Figura 8.1: Ubicación de los puntos de muestreo durante el desarrollo del programa de monitoreo Octubre Diciembre 1997.
- Figura 8.2: Representación esquemática de los niveles de muestreo de lodo en el reactor de UNI-TAR y las áreas de influencia de los puntos de muestreo.
- Gráfico 9.1: Influencia de la velocidad ascendente y la velocidad máxima en el reactor sobre las eficiencias de remoción de DQO, SST y SSV en el RAFA de UNI-TRAR.
- Gráfico 9.2: Relación entre el caudal de ingreso, las cargas volumétricas (aplicada y removida) y la eficiencia de remoción en DQO del RAFA de UNI-TRAR.
- Gráfico 9.3: Concentraciones de lodo en el RAFA de UNI-TRAR tratando desagüe crudo a diferentes alturas.
- Gráfico 9.4: Concentraciones promedio de SST y SSV en el manto de lodo del RAFA de UNI-TRAR.
- Gráfico 9.5: Influencia del promedio de caudales medidos entre las 8:00 y 16:00 horas sobre la producción de biogas.
- Gráfico 9.6: Variación en la producción diaria de lodo como función del tiempo de retención medio medido desde las 8:00 a las 16:00 horas del día.
- Figura A1.1: Aforador de caudales Palmer Bowlus con garganta rectangular para conductos rectangulares.
- Figura A1.2: Coeficientes de flujo para medidores Palmer - Bowlus con gargantas rectangulares en conductos rectangulares.

## **RELACION DE FOTOGRAFIAS**

- Foto 7.1: Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente de UNI-TRAR.
- Foto 7.2: Lecho de secado de lodos de UNI-TRAR.
- Foto 8.1: Muestreo de lodos a diferentes alturas en UNI-TRAR.
- Foto 8.2: Toma de muestras en el afluente y efluente del RAFA de UNI-TRAR.
- Foto 8.3: Medida de caudal con el medidor Palmer Bowlus.
- Foto 8.4: Medida de tirantes en el canal.
- Foto 8.5: Medidor de gas utilizado para las mediciones de biogas.
- Foto 8.6: Medida de sólidos sedimentables en el efluente del RAFA de UNI-TRAR.
- Foto 8.7: Medida del volumen de lodo sedimentado

# **EVALUACION DEL R.A.F.A. DE UNI-TRAR CON ENFASIS EN LA PRODUCCION, CARACTERISTICAS Y COMPORTAMIENTO DEL MANTO DE LODOS y PRODUCCION DE BIOGAS**

## **1. INTRODUCCION**

---

La degradación del medio ambiente producto de un inadecuado manejo ambiental y el crecimiento demográfico acelerado, ha originado tremendos desequilibrios a nivel mundial los cuales han hecho despertar las preocupaciones de muchos para la adopción de medidas que permitan la conservación de nuestro medio y una adecuada administración de los recursos. A nivel mundial y con el transcurrir del tiempo, las demandas de energía son mayores mientras que la escasez de los recursos se agrava. Siendo el agua uno de los recursos más importantes para la conservación de la vida en el planeta es que surge la necesidad de protegerla y de crear tecnologías que contribuyan a su protección y conservación.

La tendencia es la utilización de sistemas que consuman la mínima cantidad de energía y recursos y que a su vez promuevan el reuso y/o reciclaje. Se ha comprobado que los sistemas anaerobios se aproximan en gran medida a estos requerimientos y generalmente demandan bajos costos de inversión, operación y mantenimiento.

Los Reactores Anaeróbicos de Flujo Ascendente - RAFA, una de las variantes de las tecnologías anaerobias actuales, se han convertido en uno de los sistemas mas usados para el tratamiento de la aguas residuales

domésticas e industriales en el mundo en condiciones anaerobias, debido a sus altas eficiencias de remoción de la contaminación (en términos de materia orgánica y sólidos), producción de energía y su baja producción de lodos en comparación con los sistemas aerobios.

Las razones descritas sumadas a las necesidades de validar tecnologías que aporten al desarrollo del país, y la promoción de la investigación científica, han impulsado a que la Universidad Nacional de Ingeniería - UNI lleve a cabo la construcción de la **Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la UNI (UNI-TRAR)**, gestado por la Facultad de Ingeniería Ambiental, los cuales empezaron a operarla y mantenerla con sus profesores, estudiantes y personal administrativo desde el año 1995.

La Planta UNI -TRAR como un sistema de tratamiento incluye como componente a un Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente - RAFA con la finalidad de demostrar que esta tecnología puede aplicarse con resultados satisfactorios en el control de la contaminación de las aguas en nuestro país.

## **2. ANTECEDENTES**

Desde que la Planta UNI - TRAR fue construida se realizó el monitoreo y control de este sistema. Este monitoreo de la Planta empezó en principio en forma cualitativa y con toma de muestras esporádicas. Posteriormente profesionales nacionales y extranjeros, especialmente alumnos y egresados de la UNI se interesaron en la investigación de los componentes de la Planta UNI - TRAR.

Las gestiones acertadas de los profesionales y las autoridades de la Facultad de Ingeniería Ambiental permiten conseguir el apoyo técnico - financiero de la Institución alemana GTZ y del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente - CEPIS, lográndose un monitoreo intensivo de la planta UNITRAR especialmente del reactor a cargo del Ing. Harm Shenk en el año 1997. Los resultados de esta investigación fueron plasmados en la Tesis de la Ing. Geraldine Canales Grande (documento existente en la Facultad de Ingeniería Ambiental de la UNI). En todos los casos, las concentraciones fueron obtenidas mediante muestras compuestas proporcionales al caudal en el afluente y efluente del RAFA de UNI-TRAR con los respectivos volúmenes de desagües diarios de ingreso.

Los objetivos de esa evaluación fueron alcanzados exitosamente abriendo las posibilidades de otras investigaciones como el comportamiento de lodos del reactor materia de esta tesis.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1. FINALIDAD**

Contribuir al conocimiento de los factores que intervienen en el funcionamiento de los RAFA en el tratamiento de aguas residuales domésticas.

#### **3.2. OBJETIVOS GENERALES**

- 3.2.1. Evaluar el comportamiento, producción y características del lodo contenido en el RAFA la UNI respecto a la calidad del agua residual tratada y los parámetros operacionales.
- 3.2.2. Determinar la relación entre el comportamiento del lodo, la producción de biogas, la materia orgánica y los parámetros hidráulicos en el reactor.
- 3.2.3. Comparar los resultados reales obtenidos en el RAFA de la UNI con los resultados experimentales obtenidos a escala de laboratorio y de otros sistemas similares evaluados en otras partes del mundo.
- 3.2.4. Establecer una metodología de trabajo simplificada y de bajo costo que pueda ser utilizada en monitoreos posteriores del reactor.

#### **3.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- 3.3.1. Medir las concentraciones y cargas en términos de DQO, SST y SSV en el afluente y efluente del reactor.
- 3.3.2. Determinar el comportamiento del reactor en términos de eficiencias de remoción en DQO, SST y SSV.

- 3.3.3. Elaborar el perfil del lodo en el Reactor (SST y SSV a diferentes alturas y con respecto al tiempo).
- 3.3.4. Medir la masa de lodo contenida en el reactor (Kg SST y Kg SSV).
- 3.3.5. Establecer la concentración promedio de lodo en el reactor (Kg (SST y SSV)/volumen reactor).
- 3.3.6. Medir la producción específica de lodo en el Reactor (Kg (SST y SSV)/Kg DQO).
- 3.3.7. Medir la carga específica de lodo o Carga de DQO / masa de lodo en el reactor (Kg DQO/Kg SST.día ó Kg DQO/Kg SSV.día).
- 3.3.8. Establecer la edad de lodo (día).
- 3.3.9. Obtener el volumen de biogas respecto a la materia orgánica removida y el caudal de ingreso.

---

## **4. EL CONTEXTO DEL MANEJO Y TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES EN EL PERÚ**

---

Los datos obtenidos del Estudio Sectorial del Programa Nacional de Agua Potable y Alcantarillado (PRONAP) del Ministerio de la Presidencia (1995), revelan una situación extremadamente crítica con respecto a las aguas residuales domésticas en el Perú. Debido al crecimiento de la población y a la ampliación de la cobertura de los servicios de desagüe, el volumen generado de aguas servidas se ha incrementado en grandes cifras. Por ejemplo entre 1981 y 1993 se incremento en un 47% según el Estudio Sectorial del PRONAP (1995), (ver cuadro4.1).

Según las proyecciones se estima que a 1996, el volumen de aguas residuales generado en las áreas urbanas del país alcanzará los 28 m<sup>3</sup>/s. Paralelamente a este suceso la capacidad de tratamiento se ha mantenido estancada, existiendo en la actualidad un tratamiento efectivo de desagües en un porcentaje menor al 7%, debido a problemas operativos y de mantenimiento, aún cuando la capacidad instalada alcanza el 15% del volumen total generado (comparando los cuadros 4.1. y 4.1.e). Debido a este grave problema existe una gran emisión de aguas servidas sin tratamiento que genera graves consecuencias en la salud pública y afecta diversos aspectos como la contaminación de las fuentes de agua, superficiales y subterráneas, la contaminación de los productos agrícolas, así como de las playas de Lima y otras de la costa peruana. Del total de aguas servidas un 21 % se descarga a los ríos, el 43% en el mar, el 0.6 % en el Lago Titicaca y el 30 % en otros cuerpos receptores incluyendo el uso para riego. Los cuadros 4.1.a,b,c y d, detallan esta información a nivel nacional, departamental y por cuencas.

Según el Informe sectorial del PRONAP (1995), en 1993, el volumen total de descargas anuales de aguas residuales domesticas se estima en



22.3 m<sup>3</sup>/s, a nivel nacional (se deduce del cuadro 4.1, total columna N°5), de los cuales menos del 5% contaba con algún sistema de tratamiento antes de la descarga final en Lima y el 27. % en el resto de todo el país. Los principales sistemas de tratamiento utilizados en el país son lagunas de estabilización, tanques sépticos e imhoff, los cuales por no haber contado con una adecuada operación y mantenimiento en su mayoría requieren rehabilitación. En el cuadro 4.1.e se presenta el tipo de sistema y el volumen generado de aguas servidas en cada localidad, así como la capacidad nominal de tratamiento de las 60 localidades del país que cuentan con algún sistema. En el año 1995 se suma a estos sistemas la tecnología del Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente (RAFA), con la finalidad de reducir los requerimientos de área para el tratamiento y de utilizar los principios de las reacciones anaeróbicas para la generación de energía y abaratar costos. Del cuadro 4.1.e, se deduce que la capacidad nominal de tratamiento (o de diseño) a nivel nacional es de solo 3.3 m<sup>3</sup>/s, lo cual es insuficiente aún para las propias localidades que cuentan con sistemas de tratamiento, cuyo volumen de descargas es de 3.7 m<sup>3</sup>/s.

La magnitud del desagüe generado en Lima Metropolitana, donde casi 18 m<sup>3</sup>/s (65 % del total nacional) recolectados son descargados sin tratamiento previo alguno en el mar y en el río Rimac, es causa de deterioro ambiental y de serios problemas de salud pública; el Gobierno Peruano, a través del Ministerio de la Presidencia, con el soporte del Banco Mundial y del Gobierno Japonés van ha llevar a cabo un programa de descontaminación de las aguas receptoras de la bahía de Lima, lograr un adecuado tratamiento de las aguas residuales generadas, incluyendo opciones de reuso, recuperar el entorno ambiental de los valles de los ríos Chillón, Rimac y Lurín, entre otros.

Cuadro 4.1 PERU : GENERACION DE AGUAS SERVIDAS

DPTO.	1981			1993			CRECIMIENTO ANUAL VOL. GENERADO 93/81 (%) (7)
	POBLACION SERVIDA CON ALCANTAR.	VOLUMEN GENER.	CARGA ORGANICA	POBLACION SERVIDA CON ALCANTAR.	VOLUMEN GENER.	CARGA ORGANICA	
	(1)	(Mm3/año) (2)	(Tn DBO/año) (3)	(4)	(Mm3/año) (5)	(Tn DBO/año) (6)	
AMAZONAS	20,033	1,170	292	48,215	2,816	704	7.59
ANCASH	295,626	17,265	4,316	323,196	18,875	4,719	0.75
APURIMAC	18,244	1,065	266	53,308	3,113	778	9.35
AREQUIPA	317,690	18,553	4,638	471,901	27,559	6,890	3.35
AYACUCHO	40,247	2,350	588	82,904	4,842	1,210	6.21
CAJAMARCA	113,463	6,626	1,657	176,098	10,284	2,571	3.73
CALLAO	328,523	29,978	5,996	470,330	42,918	8,584	3.04
CUSCO	150,944	8,815	2,204	263,087	15,364	3,841	4.74
HUANCAVELICA	14,368	839	210	24,797	1,448	362	4.65
HUANUCO	59,504	3,475	869	130,162	7,601	1,900	6.74
ICA	140,900	8,229	2,057	242,123	14,140	3,535	4.62
JUNIN	192,911	11,266	2,817	326,020	19,040	4,760	4.47
LA LIBERTAD	355,783	20,778	5,194	570,319	33,307	8,327	4.01
LAMBAYEQUE	257,985	15,066	3,767	399,680	23,341	5,835	3.72
LIMA	3,230,938	294,823	58,965	4,429,617	404,203	80,841	2.66
LORETO	99,897	5,834	1,458	192,007	11,213	2,803	5.60
MADRE DE DIOS	2,708	158	40	11,551	675	169	12.85
MOQUEGUA	38,710	2,261	565	71,993	4,204	1,051	5.31
PASCO	39,816	2,325	581	48,191	2,814	704	1.60
PIURA	254,253	14,848	3,712	421,320	24,605	6,151	4.30
PUNO	114,897	6,710	1,677	164,019	9,579	2,395	3.01
SAN MARTIN	23,089	1,348	337	104,528	6,104	1,526	13.41
TACNA	81,128	4,738	1,184	140,158	8,185	2,046	4.66
TUMBES	7,624	445	111	60,892	3,556	889	18.90
UCAYALI	12,102	707	177	56,172	3,280	820	13.65
<b>Total Nacional</b>	<b>6,211,383</b>	<b>479,673</b>	<b>103,678</b>	<b>9,282,588</b>	<b>703,066</b>	<b>153,411</b>	<b>3.24</b>

NOTA: las columnas 2,3,5 y 6 calculados según los siguientes criterios :

	Lima y Callao	Resto del Pais	
DOTACION	250	160	l/hab/día
CARGA ORG.	50	40	gr/hab/día

Columna 1 extraído de cuadro Nº 9 CNS de vivienda - Censos Nacionales VIII de población y vivienda 1981

Columna 4 extraído del listado desagregado del cuadro Nº 5, 6 del compendio Estadístico 1993-1994.

Proporcionado por la Dirección de Demografía y Estudios Sociales

Elaboración: Equipo Sectorial - PRONAP

El proyecto considera dos emisores submarinos - norte y sur - que descargarían 75 % del volumen de aguas residuales al Océano Pacífico, y el 25 % restante a ser tratado mediante varias plantas de tratamiento y con fines posteriores de reuso (podría ser para irrigación agrícola, riego de

parques públicos y cinturones ecológicos, desarrollo forestal y de paisajes, entre otros).

Según el Proyecto ECORIESGO “Una Evaluación comparativa de Riesgos Ambientales para la Salud Ambiental en Lima Metropolitana”, PERU, 1996-1997; las rutas de exposición de la población limeña a los contaminantes presentes en las aguas residuales son tanto directas como indirectas. Las rutas directas están relacionadas a sectores específicos de la población, como por ejemplo, los trabajadores de las redes de agua y alcantarillado y los agricultores que utilizan las aguas servidas crudas para el riego de sus parcelas, esto último debido a la escasez de agua.

**Cuadro 4.1(a) PERU : DESCARGAS DE AGUAS SERVIDAS POR CUERPO RECEPTOR-1993**

CUERPO RECEPTOR	POB. SERV. ALCANTAR.	VOLUMEN GENERADO		%
		m3/día	Mm3/año	
AGRICULTURA	2,640,633	534,122	194,954.44	27.73
RIOS	2,359,510	413,669	150,989.26	21.48
MAR	3,482,093	822,283	300,133.12	42.69
LAGO TITICACA	65,818	10,531	3,843.77	0.55
<b>SUB-TOTAL</b>	<b>8,548,054</b>	<b>1,780,604</b>	<b>649,920.59</b>	<b>92.44</b>
OTROS NO IDENTIFICADOS	734,534	145,604	53,145.41	7.56
<b>TOTAL NACIONAL</b>	<b>9,282,588</b>	<b>1,926,208</b>	<b>703,066.00</b>	<b>100.00</b>

Fuentes: Localidades y tipo de Cuerpo Receptor: Inventario Técnico SSS.-Información BID-92 y otros

Población servida en Alcantarillado en cada Distrito: INEI-Censos.

Principales ciudades que usan agua en la Agricultura (M. Agric.-PRONADRET)

Formulación : Equipo Estudio Sectorial PRONAP

Para el resto de la población, la exposición es más bien indirecta, e incluye:

- la ingestión de agua potable proveniente de fuentes superficiales receptoras de la contaminación por aguas servidas;
- el contacto con agua superficial y marina durante actividades de producción (industria, agricultura, pesca) y recreación;

#### 4.1. CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUPERFICIALES Y CULTIVOS

De acuerdo con el PRONADRET, cuadro 4.1.c, el riego con aguas servidas en las principales ciudades del Perú abarca un total de 4237 Has., de las cuales 594 (14%) son regadas con aguas tratadas. Podría estimarse en unos 4.3 m<sup>3</sup>/s el volumen de aguas residuales usadas para riego (con un promedio de 1 l/s por hectárea). Si a este volumen le añadimos el equivalente de las descargas de “otras localidades” identificadas por el estudio del BID en el cuadro 4.1.d, aproximadamente 0.6 m<sup>3</sup>/s, el total de aguas utilizadas en el conjunto de las localidades identificadas llegaría a unos 5 m<sup>3</sup>/s.

Es imprescindible subrayar que este volumen se refiere al total de descargas de los distritos a que pertenecen las localidades identificadas, y que, además, la proporción utilizada en las propias localidades es variable, dependiendo del área de acceso y también de los períodos de estiaje. En el caso de Lima se ha considerado los distritos en los cuales existen cultivos y aquellos cuyos desagües se evacúan por el colector de Comas, sector donde según el PRONADRET se cultiva más de 2800 hectáreas.

El problema de la contaminación de cultivos se agrava si se considera el nivel de contaminación de las aguas superficiales. Al observar el cuadro 4.1.b, se calcula en 4.7 m<sup>3</sup>/s el total de las descargas de aguas servidas en los ríos. De este total, el mayor porcentaje corresponde al río Rimac con el 23%, al río Chili con 16% y al Mantaro con 11% del total.

Un estudio de la Universidad Agraria (Moscoso 1993) presentado en el Taller para las Américas sobre Salud, Agricultura y Ambiente, en México, estima que en el Perú aproximadamente 125,600 hectáreas, un 4.7% del total nacional, son irrigadas con aguas superficiales de ríos y canales que superan ampliamente los 1000 coliformes fecales por 100 ml, nivel máximo recomendado por la OMS para el riego de vegetales de consumo crudo. Esta contaminación es ocasionada por los desagües dispuestos en zonas de los ríos, aguas arriba de las captaciones para riego. Los valles con mayor nivel

de contaminación serían: Rimac (8900 has), Shilcayo (3200 has), Chira (35 000 has), Chili (11200 has), Mantaro (38500 has) y otros valles del Perú (28000 has).

De acuerdo al mismo estudio, el mayor problema sería la contaminación de las fuentes de agua para abastecimiento público, ya que obliga a las plantas potabilizadoras a incrementar sus costos de tratamiento.

Al respecto se señala que el agua del río Rimac supera normalmente los 4000 coliformes fecales y que en algunas oportunidades el agua captada por la planta de tratamiento de la Atarjea ha alcanzado niveles similares a los de las aguas residuales crudas (8 logaritmos). Además, en el río Rimac existe una contaminación producto de la actividad industrial, por la presencia de Hierro, Manganeso, Plomo, Cadmio, y Arsénico en límites que sobrepasan los fijados por la Ley de Aguas.

Otro caso es el de río Itaya, en la ciudad de Iquitos, donde se asienta el barrio de Belén en casas flotantes y que se abastecen de agua, y a la misma vez, descargan sus excretas del río en mención. Este río recibe además las aguas residuales crudas del emisor Sachachorro y las descargas hospitalarias del Hospital de Iquitos, donde se trataban los casos de cólera de la ciudad.

El Ministerio de Salud (1994) informa que en Noviembre de 1993 se detectó *Vibrio Cholerae* en seis colectores que descargan directamente los desagües sin tratamiento alguno al Lago Titicaca, importante fuente de Abastecimiento de agua para consumo humano.

Cuadro 4.1(b) PERU : DISPOSICION DE AGUAS SERVIDAS EN CUENCAS 1993

Cuenca	POB. SERV. ALCANTAR.	VOLUMEN GENERADO		%
		m3/día	Mm3/año	
ACARI	684	109	39.95	0.03
AMAZONAS	149,217	23,875	8,714.27	5.89
APURIMAC	39,556	6,329	2,310.07	1.56
CAÑETE	416	104	37.96	0.03
CHAMAN	1,596	255	93.21	0.06
CHICAMA	10,159	1,625	593.29	0.40
CHILI	416,069	66,571	24,298.43	16.43
CHILLON	17,896	4,474	1,633.01	1.10
CHIRA	76,707	12,273	4,479.69	3.03
HUALLAGA	126,038	20,166	7,360.62	4.98
HUANCANE	4,024	644	235.00	0.16
HUARMEY	686	110	40.06	0.03
HUAURA	5,063	1,266	462.00	0.31
ILAVE	6,199	992	362.02	0.24
INAMBARI	10,202	1,632	595.80	0.40
JAYANCA	9,578	1,532	559.36	0.38
JEQUE	4,014	642	234.42	0.16
JEQUETEPEQUE	904	145	52.79	0.04
LAGO DE JUNIN	26,276	4,204	1,534.52	1.04
LOCUMBA	6,644	1,063	388.01	0.26
LURIN	2,099	525	191.53	0.13
MAJES	5,272	844	307.88	0.21
MALA	1,189	297	108.50	0.07
MANTARO	287,459	45,993	16,787.61	11.35
MARAÑON	168,005	26,881	9,811.49	6.63
OCOÑA	635	102	37.08	0.03
OSMORE	25,483	4,077	1,488.21	1.01
PATIVILCA	1,701	272	99.34	0.07
PERENE	49,347	7,896	2,881.86	1.95
PISCO	522	84	30.48	0.02
PIURA	80,360	12,858	4,693.02	3.17
RAMIS	12,560	2,010	733.50	0.50
REQUE	9,308	1,489	543.59	0.37
RIMAC	374,977	93,744	34,216.65	23.14
RIO GRANDE	3,234	517	188.87	0.13
SAÑA	1,301	208	75.98	0.05
SANTA	66,735	10,678	3,897.32	2.64
SECHIN	11,929	1,909	696.65	0.47
TAMBO	7,900	1,264	461.36	0.31
TUMBES	40,713	6,514	2,377.64	1.61
UCAYALI	54,011	8,642	3,154.24	2.13
URUBAMBA	187,437	29,990	10,946.32	7.40
VILCANOTA	2,284	365	133.39	0.09
<b>TOTAL</b>	<b>2,306,389</b>	<b>405,170</b>	<b>147,886.99</b>	<b>100.00</b>

Fuentes: Localidades y tipo de Cuerpo Receptor: Inventario Técnico SSS.-Información BID-92 y otros

Población servida en Alcantarillado en cada Distrito: INEI-Censos.

Principales ciudades que usan agua en la Agricultura (M. Agric.-PRONADRET)

Formulación : Equipo Estudio Sectorial PRONAP

El informe, también señala el caso del río Chira en Sullana donde se vierten desagües y que al mismo tiempo provee de agua cruda para consumo humano.

Cuadro 4.1(C) : RIEGO CON AGUAS SERVIDAS EN ALGUNAS CIUDADES DEL PERU

CIUDAD	SUPERFICIE (Has.)			CULTIVOS EXISTENTES	CAUDAL EFLUENTE PROM. ACTUAL (l/s) (2)
	AGUAS SERVIDAS SIN TRAT.	AGUAS SERVIDAS TRATADAS			
		ACTUAL	PROYECTADAS(1)		
I. LIMA					14,500
1.1 Bocanegra-Chillon-Sta. Rosa	2,822	0	2,822	hortalizas: Maiz-sorgo, barbecho	
1.2 Ventanilla	55	0	495	Maiz, pastos hortalizas	
1.3 San Juan	0	78	78	Pastos, maiz, jojoba	
1.4 Villa El Salvador	116	0	(1) 475	Algodón, tuna, jojoba	
1.5 San Bartolo	0	0	(1) 4,300	Maiz, algodón, tuna frijol, jojoba, etc	
II. ICA	0	200	450	Frutales, pastos, algodón, maiz, etc	150
III. PIURA	0	116	1,000	Algodón, maiz, forrajes, etc	880
IV. CHICLAYO	390	0	1,300	Forrajes, maiz, hortalizas, etc	1,230
V. TRUJILLO	(3) 260	0	1,386	Caña de azúcar, maiz, hortalizas	600
VI. TACNA	0	200	260	Alfalfa, maiz, carnote, papa, etc	260
<b>TOTAL</b>	<b>3,643</b>	<b>584</b>	<b>12,566</b>		<b>17,620</b>

(1) Comprenden áreas que disponen de estudios a nivel de factibilidad.

(2) El caudal representa un abastecimiento parcial para la población.

(3) Superficie estimada.

Fuente: Ministerio de Agricultura-Dirección General de Aguas y Suelos, PRONADRET-Proyecto Nacional:

Aprovechamiento de Aguas Servidas, Tratadas con fines de Riego-Propuesta de Implementación y Desarrollo p.12

## 4.2 CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO

La información disponible muestra diferentes casos de contaminación del agua de pozos por su cercanía a las redes de desagües, letrinas o tanques sépticos. Tales son el caso de Trujillo y Piura (1991, Geldreich y Fox). El Ministerio de salud reportó la presencia de coliformes fecales entre 24 a 340 organismos por 100 ml, en 61 pozos entre 20 a 14 metros de profundidad ubicados en Trujillo.

Cuadro 4.1 (d) PERU : OTRAS LOCALIDADES DONDE USAN AGUAS SERVIDAS PARA RIEGO (1)

Localidad	POB. SERV. (C/ALCANTAR.)	CAUDAL GENERADO	
		(l/d)	(l/s)
ABANCAY	31,625	5,060,000	58.56
AREQUIPA	69,839	11,174,240	129.33
CUSCO	69,192	11,070,720	128.13
CHOTA	8,698	1,391,680	16.11
HUANCAVELICA	11,750	1,880,000	21.76
HUARAL	33,629	5,380,640	62.28
JAEN	35,064	5,610,240	64.93
JUNIN	4,510	721,600	8.35
SAN MARTIN	34,457	5,513,120	63.81
TACABAMBA	1,647	263,520	3.05
TEMBLADERA	1,945	311,200	3.60
TUMBES	40,713	6,514,080	75.39
VICE	138	22,080	0.26
<b>TOTAL</b>	<b>343,207</b>	<b>54,913,120</b>	<b>635.57</b>

(1) Adicionales a III.1 (c), según encuesta BID-92

El estudio de Moscoso (1993) señala la presencia de  $5.3 \times 10^4$  y  $3.0 \times 10^3$  coliformes fecales por 100 ml en tres pozos de la provincia de Huaura originada por efectos biológicos de incidencia directa o por infiltraciones provenientes de las letrinas.

### 4.3. CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS MARÍTIMAS DEL LITORAL

En el caso de los desagües vertidos al mar, el volumen total estimado de las descargas es de 9.5 m<sup>3</sup>/s, de los cuales 8.5 m<sup>3</sup>/s corresponden a Lima (89.5 %), 0.39 m<sup>3</sup>/s a Chimbote, 0.18 m<sup>3</sup>/s a Chiclayo, 0.1 m<sup>3</sup>/s a Huacho , 0.04 m<sup>3</sup>/s Chancay, 0.08 m<sup>3</sup>/s a Barranca, 0.06 m<sup>3</sup>/s a Ilo, 0.1 m<sup>3</sup>/s a Talara y 0.03 m<sup>3</sup>/s a Mollendo.

La incidencia de enfermedades gastrointestinales y por infección por materia fecal, si bien depende de la susceptibilidad del individuo, sus hábitos de higiene y alimentación, acceso a servicios básicos, grado de desnutrición, dosis infectiva, etc., guardan también estrecha relación con el grado de atención de alcantarillado y disposición de las aguas residuales, de allí la importancia de su atención.





## **5. MARCO LEGAL E INSTITUCIONAL EN EL PERÚ**

En 1992, mediante los Decretos Leyes 25491 y 25738 se transfiere la responsabilidad del manejo del saneamiento al Ministerio de la Presidencia (antes era responsabilidad del Ministerio de Vivienda) . La Unidad Ejecutora del Programa Nacional de Agua Potable y Alcantarillado, continua con los trabajos iniciados en el Ministerio de Vivienda y, en atención a los requerimientos de la apertura del Sector a la inversión privada, en un esfuerzo por configurar la normatividad definitiva y el ordenamiento institucional promueven el establecimiento de la Ley General de los Servicios de Saneamiento y la Ley General de la Superintendencia de Servicios de Saneamiento los que conjuntamente con lo referido a la participación privada, configuran el marco institucional u organizativo del Sector Saneamiento en la actualidad.

De acuerdo a la ley General de Servicios de Saneamiento Ley N° 26338 y la Ley orgánica de Municipalidades, se establece que la explotación de los servicios de saneamiento a nivel urbano es de responsabilidad municipal, habiéndose entregado a título gratuito a los municipios Distritales y Provinciales todas las entidades prestadoras de agua potable y alcantarillado anteriormente administradas por la ex SENAPA, con excepción de SEDAPAL, en conformidad con los decretos legislativos N° 574 y N° 601. Los servicios a nivel rural, a cargo del Ministerio de Salud, pasaron al control de los Gobiernos Regionales, por el Decreto Legislativo N° 584, quedando en consecuencia altamente descentralizada la prestación de los servicios de saneamiento en nuestro país.

Para cubrir el vacío, generado por la falta de cohesión de los Ministerios de Vivienda y Salud, el Gobierno mediante Decreto Ley N° 25965, de fecha 19 de Diciembre de 1992, creó la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento como una Institución Pública Descentralizada

del Ministerio de la Presidencia en sus inicios y que en Junio del 98 fue adscrito al Ministerio de Economía y Finanzas (MEF) por Decreto de Urgencia N° 025-98. La SUNASS es el organismo encargado de :

Proponer normas para la prestación de los servicios de agua potable, alcantarillado sanitario y pluvial, disposición sanitaria de excretas, reuso de aguas servidas y limpieza pública.

Fiscalizar la prestación de los mismos

Aplicar las sanciones que establezca la legislación sanitaria.

Evaluar el desempeño de las entidades que lo prestan y promover su desarrollo.

Con la finalidad de implementar a la Superintendencia, en uso de la facultad conferida por el Decreto Ley N° 25965, es que se promulga la Ley General de esta institución para su normal funcionamiento.

En cuanto al régimen económico se plantea que la Superintendencia financie su operación sin recurrir al Tesoro Público. En tal sentido se propone que este financiamiento se realice mediante transferencias efectuadas por las Entidades Prestadoras de los Servicios de Saneamiento, por un monto del 2% de sus ingresos tarifarios totales.

La normatividad vigente (Ley General de Servicios de Saneamiento N° 26338) de nuestro país considera a los servicios de saneamiento, entre ellos se incluye los concernientes a las aguas residuales (desde su recolección hasta su disposición final) como servicio de necesidad y utilidad pública y de preferente interés nacional, con la finalidad de proteger la salud y conservar adecuadamente el ambiente. Este marco normativo regula y a la vez propicia un adecuado manejo de las aguas residuales.

Los principales dispositivos vigentes y su contenido básico se presentan en el cuadro 5.1.

**Cuadro 5.1. Marco Legislativo del Sector Saneamiento a Diciembre de 1997**

MARCO LEGAL	SITUACION	DISPOSITIVO DE APROBACION	OBJETIVO
1. Ley General de Servicios de Saneamiento	Aprobada y vigente	Aprobada el 22 de Julio de 1994 mediante Ley N° 26338	Establecer las normas que rigen la prestación de los servicios de saneamiento
2. Reglamento de la Ley General de Servicios de Saneamiento	Aprobado y vigente	Aprobado por DS N° 09-95 PRES del 25 de Agosto de 1995	Establecer a nivel de detalle la aplicación de lo estipulado en la Ley, definiendo normas específicas, atribuciones y funciones.
3. Ley General de la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento	Aprobada y vigente	Aprobada el 10 de Enero de 1994 mediante Ley N° 26284.	Regular el funcionamiento de la Superintendencia como órgano normativo y fiscalizador, define competencias, atribuciones y funciones.
4. Reglamento de la Ley General de la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento	Aprobado y vigente	Aprobado por DS N° 2494 del 27 de Octubre de 1994	Establecer a nivel de detalle la aplicación de lo estipulado en la Ley, definiendo normas específicas mecanismos y procedimientos.
5. Código del Medio Ambiente y Los Recursos Naturales	Aprobado y vigente	Decreto Legislativo N° 613 del 08 de Setiembre de 1990.	Dictar las políticas y normas orientadas a la protección y conservación del medio ambiente y de los recursos naturales.
6. Código Sanitario del Perú	Aprobado y vigente	Decreto Ley N° 17505 del 18 de Marzo de 1969	Señala los aspectos relacionados con la salud, inclusive todo aquello que concierne al Saneamiento Ambiental.
7. Ley General de Aguas y sus Reglamentos	Aprobada y vigente	Decreto Ley N° 17752 del 24 de Julio de 1969	Normar el uso justificado y racional del recurso agua en armonía con el interés social y desarrollo del país
8. Ley de Promoción a la Inversión Privada en el campo de Saneamiento	Aprobada y vigente	Decreto Legislativo N° 697 de Noviembre de 1991 y Decreto Supremo N° 189-92-PCM respectivamente	Normar y promover la inversión privada en el campo de saneamiento a nivel de explotación de los servicios, dejando la decisión de autorización a los Municipios.
9. Decreto Legislativo para promoción de las inversiones privadas en la infraestructura de Servicios Públicos y el reglamento que norma las Inversiones privadas en Obras de Infraestructura y en Servicios Públicos	Aprobado y vigente	Decreto Legislativo N° 758 del 8 de Noviembre de 1991 y el Reglamento aprobado con Decreto Supremo N° 189-92-PCM	Normar y promover la inversión privada en obras de infraestructura y/o servicios públicos, y regula su explotación. El reglamento establece y ordena las normas que rige el otorgamiento de concesiones para la ejecución y explotación de obras de infraestructura y servicios públicos respectivamente.
10. Legislación complementaria de Reordenamiento	Términos de referencia concluidos	Por definir	Cumplimiento del resto de funciones rectoras del sector saneamiento.

De acuerdo al marco legal vigente, se define las siguientes instituciones responsables en la prestación de los servicios de saneamiento:

- El Ministerio de la Presidencia (MIPRE), constituye el organismo rector del Estado en los asuntos referentes a los servicios de saneamiento como tal le corresponde las políticas y dictar las normas para la prestación de los mismos.
- La Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS) del Ministerio de Economía y Finanzas (MEF), es el organismo que se encarga de garantizar a los usuarios la prestación de los servicios de saneamiento en las mejores condiciones de calidad, contribuyendo a la salud de la población y la preservación del ambiente.
- El Programa Nacional de Agua Potable y Alcantarillado (PRONAP), es un órgano del Ministerio de la Presidencia, con personería jurídica de derecho público interno, creado mediante Resolución Ministerial y elevado mediante Decreto Supremo a la categoría de Proyecto Especial. El programa tiene como objetivos definir el marco legal que sustente la función rectora del Estado en el Sector, el fortalecimiento Institucional y operativo de las dependencias a nivel central, y de las empresas prestadoras de servicios, la rehabilitación de la infraestructura de saneamiento, y el desarrollo de estudios y proyectos para la ampliación de la cobertura, al conocimiento del sector y las necesidades de recursos para su desarrollo.
- El Ministerio de Salud (MINSA), cuya competencia alcanza los aspectos de saneamiento ambiental, debe formular las políticas y dictar normas de calidad sanitaria del agua para consumo humano y de protección del ambiente.
- Los Gobiernos Municipales en el nivel Provincial son los responsables de la prestación de servicios de saneamiento, otorgan el derecho de explotación del servicio a las entidades prestadoras y aprueban las tarifas propuestas por las mismas de acuerdo a las normas emitidas por la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento.

## MARCO LEGAL E INSTITUCIONAL EN EL PERÚ

- Las Entidades Prestadoras de Servicios de Saneamiento (EPS), que pueden ser públicas, privadas o mixtas obtienen el derecho de explotación, otorgado por los Gobiernos Municipales, y son los responsables de prestar los servicios con total autonomía en el Marco Legal del sector.
- Los usuarios de los Servicios, reciben el Servicio de las entidades prestadoras y pagan una tarifa, siendo responsables del adecuado uso de las instalaciones.

INDECOPI. Defensa del consumidor y control de calidad de materiales.

- Otras instituciones que actúan en el sector son el Ministerio de Agricultura, FONAVI y FONCODES estos dos últimos financiando proyectos de saneamiento

### **5.1. NORMATIVIDAD, ORIENTACIÓN POLÍTICA Y PLANEAMIENTO DEL SECTOR**

La Normatividad general, orientación política y el planeamiento sectorial, compete al Ministerio de la Presidencia, en Particular al despacho del Vice-Ministro de infraestructura. No obstante, en ausencia de un soporte técnico organizativo adecuado en esta instancia, las propuestas de política sectorial han sido parcialmente asumidas por el PRONAP, quien a su vez viene, asumiendo también las funciones relativas al planeamiento del desarrollo del Sector que son de vital importancia y de carácter permanente.

### **5.2 REGULACIÓN (NORMALIZACIÓN TÉCNICA), FISCALIZACIÓN Y CONTROL.**

La regulación, fiscalización y control de la prestación de los servicios, esto es de la actividad de servicios corresponde a la SUNASS

La normatividad relacionada con el Sector, se establece por las siguientes instituciones:

- Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS) entidad del Ministerio de Economía y Finanzas, tiene entre sus funciones la fiscalización de los servicios de las empresas prestadoras y vela por el cumplimiento de la normatividad de la prestación de los servicios de saneamiento, así como por la formulación y actualización de normas, directivas y otros dispositivos que se requieran con este fin.

Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA) del Ministerio de Salud (MINSA), le corresponde formular, regular supervisar y difundir normas sobre protección del ambiente, saneamiento básico y todo lo relacionado con la calidad de los hábitat. Estas están contenidas en el CODIGO DE SALUD y en el documento de Legislación Sanitaria sobre Aspectos de Salud Ambiental.

- Instituto de Defensa de la Competencia y de la Protección de la Propiedad Industrial (INDECOPI), institución independiente del Ministerio de Industria, Turismo e Integración y Negocios Comerciales Internacionales (MITINCI), que tiene por finalidad, desarrollar actividades de Normalización Técnica con el fin de velar por la calidad de los productos y proteger al consumidor. Tiene a su cargo la aprobación de las NORMAS TECNICAS DE PRODUCCION INDUSTRIALES.
- Servicio Nacional de Capacitación para la Industria de la Construcción (SENCICO), institución descentralizada del Ministerio de Transportes, Comunicaciones, Vivienda y Construcción (MTC), tiene a su cargo el REGLAMENTO NACIONAL DE CONSTRUCCIONES, que comprende NORMAS TECNICAS de urbanismo, arquitectura, estructuras, saneamiento y electrodomésticas, en las áreas urbana y rural; incluyendo aspectos de diseño, construcción, rehabilitación, operación y mantenimiento.

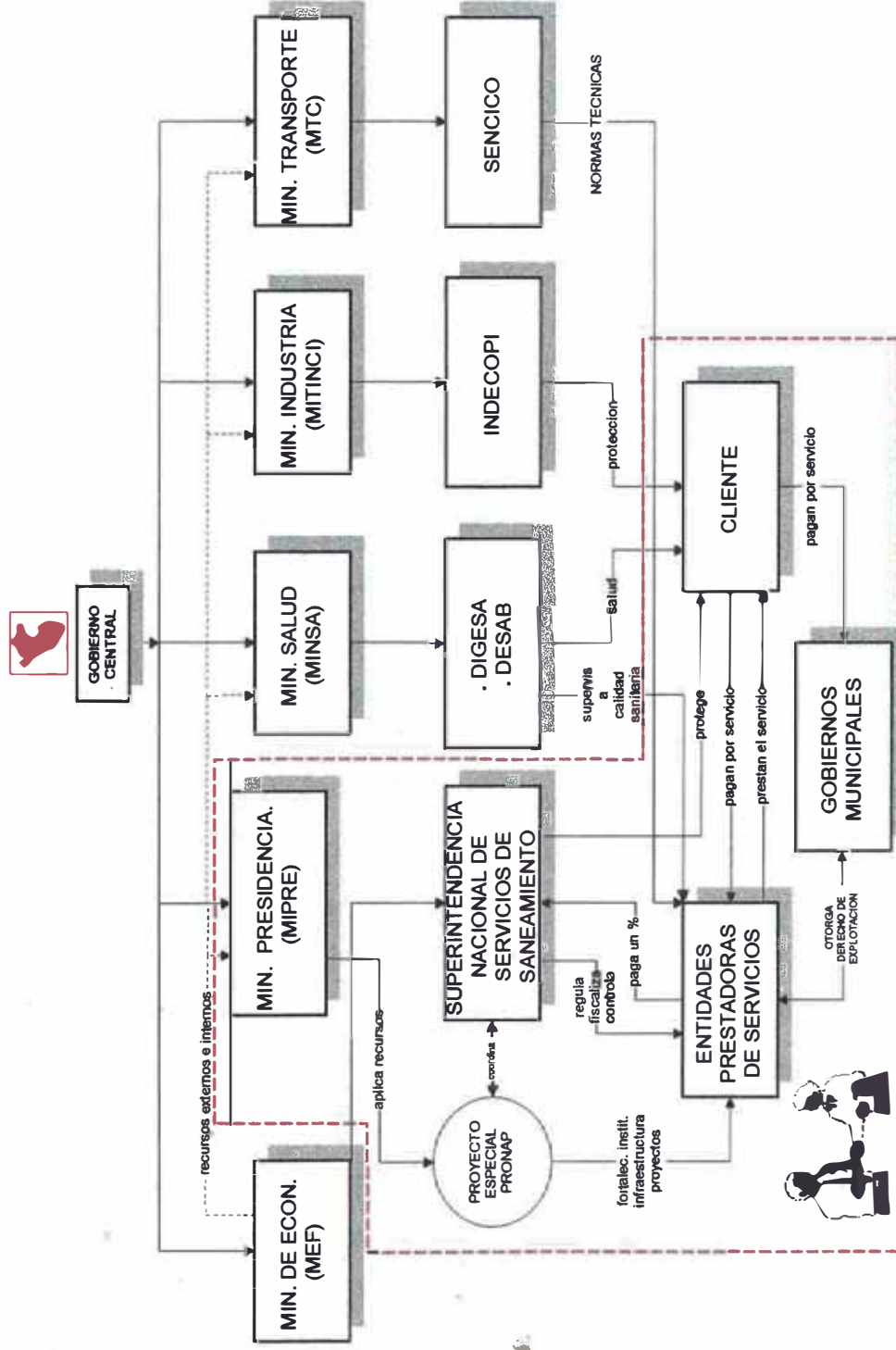
- Consejo Unico de Licitaciones y Contrato de Obras Públicas (CONSULCOP), también del mismo Ministerio (MTC), tiene a su cargo el Reglamento Unico de Licitaciones y Contrato de Obras Públicas (RUNCOP), que establece normas de contratación de obras.
- Ministerio de Economía y Finanzas (MEF), a través de la Comisión Nacional Superior de Consultoría (CONASUCO) y el Ministerio de la Presidencia (MIPRE), a través del Instituto Nacional de Administración Pública (INAP), han establecido las normas que reglamentan las actividades de contratación de servicios de Consultoría, contenidas en el Reglamento Nacional de Consultoría y el Reglamento Unico de Adquisiciones (RUA), respectivamente.

**Cuadro 5.2.** Cuadro resumen de las Instituciones encargadas de la normatividad del sector.

TEMA	CALIDAD	RESPONSABILIDAD NORMATIVA
SALUD AMBIENTAL	DEL HABITAT DEL AGUA	MINSA : DIGESA
DISEÑO Consultoría	DEL PROYECTO PROCED. CONTRATO	MITINCI : SENCICO MEF : CONASUCO MIPRE : INAP
CONSTRUCCION Contratos de Obra	DE OBRAS PROCED. CONTRATO	MTC : SENCICO MTC : COSULCOP
PRESTACION DE SERVICIOS DE SANEAMIENTO Consultorías / Contratos	DEL SERVICIO PROCED. CONTRATO	SUNASS MEF/ MIPRE/ MTC



FIGURA 6.1. MARCO INSTITUCIONAL RESPONSABLE DE LA PRESTACION DE LOS SERVICIOS DE SANEAMIENTO



## **6. MARCO TEORICO**

### **6.1. TRATAMIENTO AERÓBICO VERSUS TRATAMIENTO ANAERÓBICO**

Aunque los sistemas anaeróbicos para el tratamiento de las aguas residuales han sido usados desde el pasado siglo XIX., ellos fueron considerados ineficientes y también lentos para tratar rápidamente volúmenes de aguas residuales extensos, especialmente en áreas pobladas densamente e industrializadas. Debido a esta razón, actualmente el tratamiento aeróbico es el proceso más común utilizado para reducir los niveles de polución orgánica de aguas residuales domésticas e industriales. Técnicas aeróbicas tales como los filtros percoladores y las lagunas de oxidación con mecanismos de mezcla más o menos intensos han sido instalados para el tratamiento de las aguas residuales en muchas comunidades pequeñas. Los procesos de lodos activados fueron introducidos para comunidades mayores y para las aguas residuales industriales. No obstante, recientes desarrollos, han demostrado que los procesos ANAEROBICOS podrían ser una alternativa atractiva económicamente si nos referimos al tratamiento de las aguas residuales industriales y a las aguas residuales domésticas en áreas semi-tropicales y tropicales.

La digestión anaeróbica ha sido redescubierta en las últimas dos décadas, principalmente como un resultado de la crisis de energía. Mayores desarrollos se han llevado a cabo considerando el metabolismo anaeróbico, interacciones fisiológicas entre diferentes especies microbiales, efecto de compuestos tóxicos y acumulación de biomasa. Un número de ventajas de la digestión anaeróbica sobre la purificación aeróbica han sido reconocidas. Una ventaja obvia de la digestión anaeróbica es la producción de biocombustible (metano) de los desechos orgánicos. Además, los procesos

anaeróbicos no requieren aireación y solo produce una mínima cantidad de masa microbial en exceso (ver cuadro 6.1)

**Cuadro 6.1. Digestión Aeróbica versus Digestión Anaeróbica**

Características	Aeróbica	Anaeróbica
Reacción	$C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3CO_2 + 3CH_4$
Energía Emitida	DG° = -2840 KJ/mol glucosa	DG° = -393 KJ/mol glucosa
Balace de carbono	50% → CO <sub>2</sub> 50% → biomasa (material celular)	95% → CH <sub>4</sub> + CO <sub>2</sub> (= biogas) 5% → biomasa (material celular)
Balace de energía	60% → biomasa 40% → producción de calor	90% → retenido en CH <sub>4</sub> 5% → biomasa 5% → producción de calor
Producción de biomasa	Rápido crecimiento de la biomasa, generando problemas por el lodo producido	Lento crecimiento de la biomasa
Ingreso de energía por aireación	si	No

Fuente: Curso Internacional de Tratamiento Anaeróbico de las Aguas Residuales. Wageningen Agricultural University y IHE Delf. Guía Preliminar. Julio 1-11, 1997. Holanda.

Un mayor problema en el desarrollo de digestores anaeróbicos económicamente factibles ha sido la baja producción de material celular producido y los tiempos de doblaje de los microorganismos<sup>1</sup> involucrados. Debido al rápido escalamiento de los costos de energía y al incremento de la conciencia ambiental en los países en desarrollo, algunos avances han sido logrados recientemente:

Por el modo de inmovilización de microorganismos este fue posible incrementar la retención de la biomasa microbial en tiempos de residencia hidráulica cortos. Motivo por el cual se requiere menos espacio para la planta anaeróbica en comparación con las plantas de tratamiento aeróbicas que no requieren de aereadores.

- La concentración de la biomasa activa fue incrementada drásticamente.

<sup>1</sup> El tiempo de duplicación es el tiempo necesario para que la población bacteriana se reproduzca al doble de su número inicial.

- La actividad bacterial fue incrementada, seleccionando las condiciones de operación óptima.

## **6.2. DIGESTIÓN ANAEROBICA DE LA MATERIA ORGÁNICA**

En el proceso de digestión anaerobia se produce la descomposición de la materia orgánica en ausencia de oxígeno molecular para convertirse biológicamente en metano (CH<sub>4</sub>) y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) principalmente.

El proceso se lleva a cabo en un reactor completamente cerrado. A pesar que el tratamiento anaerobio ofrece grandes ventajas sobre el tratamiento aerobio, este solo no ofrece una alternativa adecuada para la remoción de la materia orgánica del agua residual, ambos procesos se complementan para obtener buenos resultados.

En el proceso anaerobio dos factores también son importantes: (1) la eficiencia de remoción de la materia orgánica debe ser alta de modo, que la concentración de la materia orgánica en el efluente sea baja; y (2) la tasa de remoción debe ser alta para que el reactor trabaje a tiempos de retención cortos, para que su volumen sea pequeño. Ambos factores están relacionados a la cinética de remoción de materia orgánica, que implica la velocidad del metabolismo bacterial y a las condiciones operacionales y ambientales en el sistema de tratamiento de las aguas residuales. Bajo condiciones adecuadas en un sistema de tratamiento de aguas residuales anaerobio una población de bacterias desarrollará si es compatible con las cargas hidráulica y orgánica aplicadas.

Los factores más importantes que determinan la eficiencia de remoción de la materia orgánica biodegradable son:

- (1) La naturaleza de la materia orgánica a ser removida.
- (2) La existencia de factores ambientales adecuados para la digestión anaerobia.

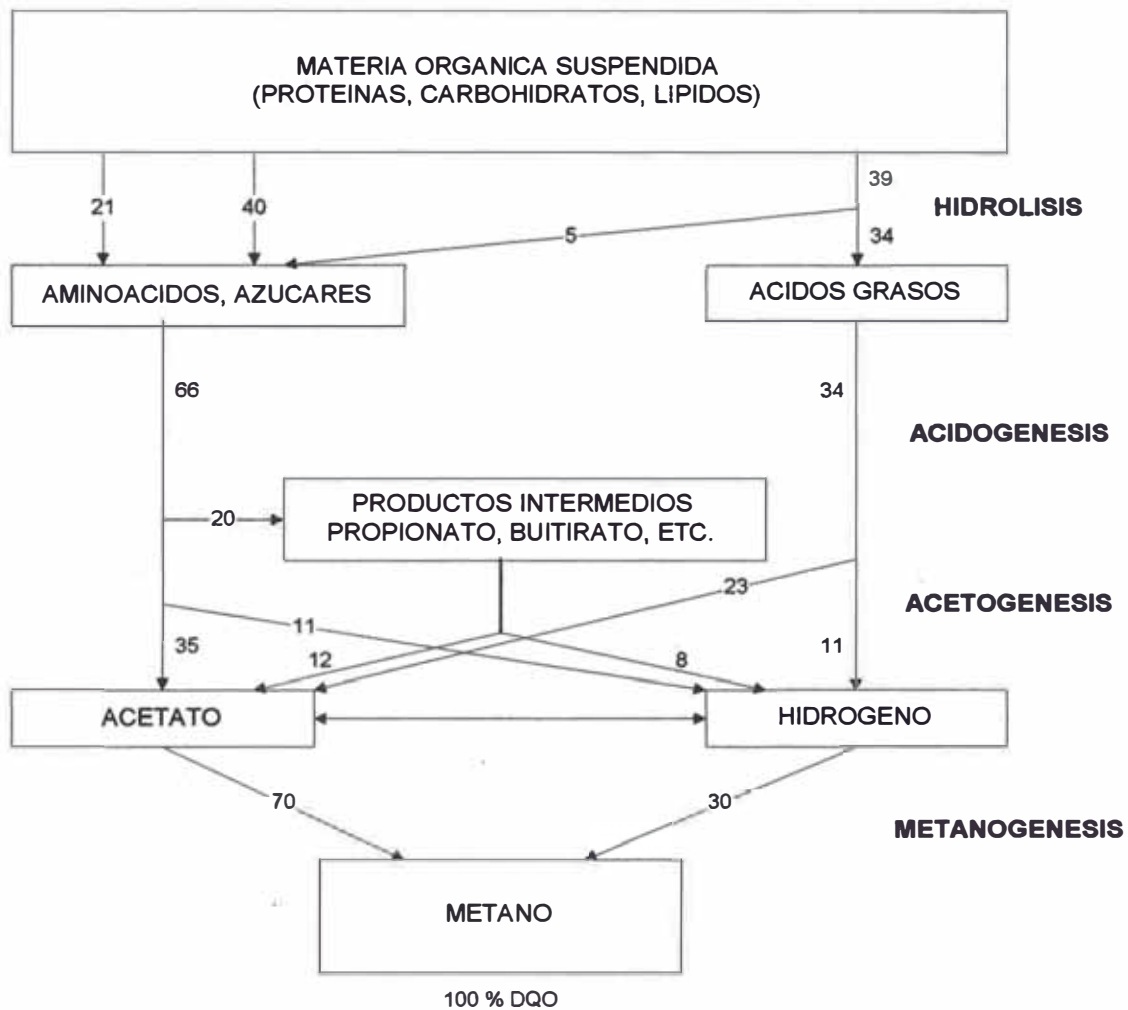
- (3) La cantidad disponible de materia bacterial posible.
- (4) La intensidad de contacto entre la materia orgánica del afluente y la población bacterial.
- (5) El diseño del sistema de reactor anaerobio, por ejemplo si el reactor tiene múltiples sedimentadores en la parte alta.
- (6) El tiempo de retención del agua residual en el sistema de tratamiento anaerobio.

### **6.3. DESCRIPCIÓN DE LOS PROCESOS EN SISTEMAS ANAEROBICOS**

Los procesos de digestión anaerobia involucran una gran variedad de microorganismos los cuales se encargan de la transformación de macromoléculas complejas.

#### **6.3.1. Hidrólisis**

En este proceso la materia particulada compleja es convertida hacia compuestos disueltos con bajo peso molecular. El proceso requiere la mediación de exo-enzimas que son excretadas por las bacterias fermentativas. Las Proteínas son degradadas vía (poli)péptidos a aminoácidos, carbohidratos son transformados hacia ácido soluble y glicerina. En la práctica, la tasa de hidrólisis puede ser limitante para la tasa de digestión anaeróbica completa. En particular la tasa de conversión de lípidos llega a ser limitante por debajo de 20 °C.



**Figura 6.1.** Secuencia de reacciones para la digestión anaeróbica de macromoléculas complejas ( los números muestran los porcentajes, expresados en términos de DQO).

### 6.3.2. Acidogénesis

Compuestos disueltos, generados en el proceso de liquidación<sup>2</sup>, son metabolizados dentro de las bacterias fermentativas y después de la acidogénesis excretados como simples compuestos orgánicos tales como ácidos grasos volátiles, alcoholes, ácido láctico y compuestos minerales tales como dióxido de carbono, hidrógeno, amoníaco y gas sulfídrico. La fermentación acidogénica es llevada a cabo por una mezcla compleja de bacterias anaerobias puras en su mayoría y facultativas. Al final de la acidogénesis, la mayoría de la materia orgánica biodegradada se encuentra

<sup>2</sup> hacer liquido un cuerpo sólido

en cuatro compuestos principales: ácido acético ( $C_2$ ), ácido propiónico ( $C_3$ ), ácido butírico ( $C_4$ ), gas hidrógeno y en una menor cantidad el dióxido de carbono.

Los productos formados: ácido acético, gas hidrógeno y dióxido de carbono; son substratos directos de las bacterias metanogénicas, más los compuestos  $C_3$  y  $C_4$  deben ser oxidados anaeróbicamente hasta  $C_2$  y  $H_2$  vía la fase acetogénica.

### 6.3.3. Acetogénesis

Los ácidos grasos producidos en la fase acidogénica deben ser convertidos a productos finales que serán utilizados para la producción de metano: acetato, hidrógeno y dióxido de carbono. Como se indica en la figura 6.1, después de la acetogénesis, una fracción de aproximadamente 70 por ciento de la DQO originalmente presente en el afluente es convertida a ácido acético y el resto se concentra en hidrógeno formado (también el dióxido de carbono pero este es casi despreciable). Dependiendo del estado de oxidación de la materia orgánica original, la formación del ácido acético podría ser acompañada por la formación de dióxido de carbono o hidrógeno. esto puede ser visto en las siguientes reacciones:

Cuando  $y < 2z$  ( $N_{el} < 4$ )



Cuando  $y > 2z$  ( $N_{el} > 4$ ):



En una mezcla de diferentes contaminantes orgánicos tales como los que encontramos en las aguas residuales domésticas, es posible que ambos procesos se lleven a cabo simultáneamente, pero generalmente más hidrógeno que dióxido de carbono es formado, debido a que el número promedio de electrones que son aprovechables en la materia orgánica es

generalmente más alta que cuatro por átomo de carbono (ver ecuación 6.2) consecuentemente, la conversión de la materia orgánica del afluente hacia ácido acético es acompañada por la formación de hidrógeno, en la acetogénesis.

#### 6.3.4. Metanogénesis

La metanogénesis es el paso final en la conversión anaeróbica de la materia orgánica en su totalidad y a su vez es frecuentemente la etapa limitante para el proceso de digestión completa, aunque a bajas temperaturas podría ser la hidrólisis. En esta etapa el metano es producido a partir del ácido acético o de la reducción de dióxido de carbono por el hidrogeno usados por las bacterias acetotróficas (o acetoclásticas) e hidrogenotróficas (autotróficas) respectivamente .

##### Metanogénesis acetotrófica:



##### Metanogénesis hidrogenotrófica:



Las bacterias productoras de metano a partir del hidrógeno y dióxido de carbono se reproducen más rápido que las que utilizan el acetato (Henzen Harremoes 1983)<sup>3</sup>, de modo los metanógenos acetotróficos son usualmente la proporción limitante respecto a la transformación de macromoléculas complejas del agua residual a gas.

Los grupos diferentes de bacterias involucradas en la conversión de materia orgánica del afluente hacen uso de las actividades catabólicas<sup>4</sup> y

<sup>3</sup>El tiempo de duplicación de las bacterias metano-autotróficas (H<sub>2</sub>) es 0.5 días mientras que para las bacterias acetoclásticas (CH<sub>3</sub>COOH) es entre 1.5 a 7 días.

<sup>4</sup> Catabolismo es el proceso donde el material orgánico es utilizado como fuente de energía y transformado hacia productos finales estables.



anabólicas<sup>5</sup>. Por esta razón, paralelamente a la obtención de los diferentes productos de la fermentación, nueva biomasa esta formándose durante los cuatro procesos de conversión descritos anteriormente. Por simplicidad, los primeros tres procesos son a veces agrupados y se le denomina fermentación ácida, mientras que el cuarto paso está referido a la fermentación metanogénica.

Dos importantes puntos deben ser enfatizados con respecto a los diferentes procesos que ocurren durante la digestión anaeróbica:

- (1) La remoción de materia orgánica en términos de DQO durante la fermentación ácida está limitada a la emisión de hidrógeno. Como se muestra en la figura 6.1, solo el 30% de la materia orgánica es convertida a metano por el proceso hidrogenotrófico. Por lo tanto, una condición necesaria para una buena eficiencia de remoción de la materia orgánica en un sistema de tratamiento anaeróbico es que una suficiente cantidad de metanógenos acetotróficos se desarrolle.
- (2) La fermentación ácida tiende a causar un decrecimiento en el pH debido a la producción de ácidos grasos volátiles y otros intermediarios que al disociarse producen protones libres. Como la metanogénesis solo desarrollará bien a un valor de pH neutro, la inestabilidad puede originarse, si por alguna razón, la velocidad de remoción de los ácidos para la producción de metano decae con respecto a la velocidad de producción de los ácidos. La producción en serie de ácidos tenderá a decrecer el pH y así podría reducir la actividad metanogénica posterior. En la práctica esto es comúnmente llamado "acidificación" del contenido del reactor anaeróbico y es la causa mayormente común de fallos operacionales del sistema de tratamiento anaeróbico. Este peligro de acidificación puede ser controlado manteniendo el balance apropiado entre la fermentación

<sup>5</sup> Anabolismo el material orgánico es transformado e incorporado a la masa celular.

acidogénica y metanogénica, lo cual en realidad significa que ambos: la capacidad de digestión metanogénica y la capacidad buffer del sistema debe ser suficientemente alta.

#### 6.4. CINETICA DE LA DIGESTION ANAEROBICA

Muchos intentos se han hecho para formular expresiones que describan la cinética del metabolismo de los microorganismos. Muchas de estas expresiones están basadas en el trabajo llevado a cabo por Monod (1950), quien estudio la fermentación de la azúcar a alcohol. Los resultados de el trabajo de Monod pueden ser resumidos por dos expresiones básicas:

- (1) La tasa de crecimiento (reproducción) de microorganismos, la cual se encontró proporcional a la tasa de utilización del sustrato (azúcar):

$$(dX/dt)_c = Y (dS/dt)_u = X\mu = X\mu_m \cdot S/(S + K_s) \quad (6.5)$$

- (2) La tasa de decaimiento de los microorganismos, los cuales pueden ser expresados por una ecuación de primer orden:

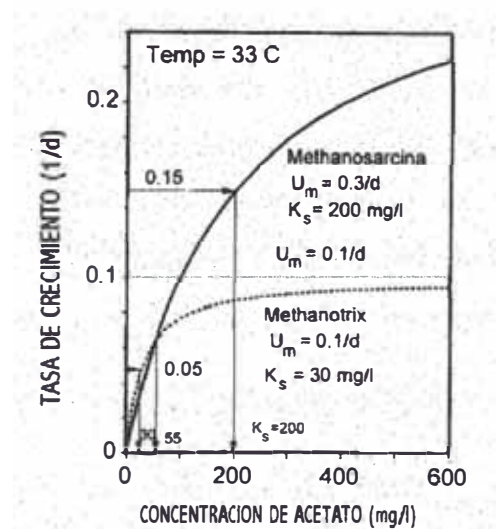
$$(dX/dt)_d = -Xb \quad (6.5)$$

Donde:  $X$  = concentración de microorganismos (mg SSV/l);  $S$  = concentración del sustrato (mg DQO/l);  $\mu$  = tasa de crecimiento de microorganismos específica ( $d^{-1}$ )= incremento relativo de la masa por unidad de tiempo;  $\mu_m$  = tasa de crecimiento específica máxima;  $b$  = tasa constante de muerte ( $d^{-1}$ );  $K_s$ = Constante de saturación media de Monod<sup>6</sup>; índices c, u y d; significan crecimiento, utilización y decaimiento respectivamente.

De la ecuación 6.5, se deduce que a altas concentraciones de sustrato la relación de Monod  $S/(S + K_s)$  se aproxima a la unidad y la tasa de crecimiento llega a ser independiente de la concentración de sustrato, es

<sup>6</sup>  $K_s$  es la concentración de sustrato para la cual la tasa de crecimiento es el 50% de la máxima

decir esta llega a ser un proceso de orden cero. Si la concentración de substrato es baja ( $S \ll K_s$ ), la relación de Monod se aproxima a  $S/K_s$  y la tasa de crecimiento es proporcional a la concentración de substrato, la cual es característica de un proceso de primer orden con respecto a la concentración de substrato.



**Figura 6.2.** Tasa de crecimiento específica como una función de la concentración de acetato para *Methanotrix* y *Methanosarcina* cuando se aplica la cinética de Monod.

La figura 6.2 muestra los valores de la tasa de crecimiento específica ( $\mu$ ) como una función de la concentración de substrato para dos tipos de bacterias metanogénicas acetoclasticas : *Methanotrix* y *Methanosarcina*. Se puede apreciar que las tasas de crecimiento específica máximas de estos organismos consumidores de acetato son  $\mu_m = 0.1$  y  $0.3 \text{ d}^{-1}$ , respectivamente.

La tasa de crecimiento específica está a la mitad de su valor máximo cuando la concentración de substrato es igual al parámetro  $K_s$ , el cual por esta razón recibe el nombre de constante media de saturación o constante de afinidad. Para *Methanotrix* y *Methanosarcina* los valores de  $K_s$  (a  $33^\circ\text{C}$ ) son 200 y 30 mg/l de acetato, respectivamente.

La figura 6.2 ilustra la importancia de los valores numéricos de las constantes para el comportamiento del sistema: a una baja concentración de

acetato (< 55 mg/l), la tasa de crecimiento específica de *Methanotrix* llega a ser más alta que la de *Methanosarcina* y, básicamente, la masa de organismos metanogénicos estará compuesta por la bacteria mencionada en primer lugar. Por el contrario, a concentraciones de acetato excediendo los 55 mg/l, las *Methanosarcinas* dejarán fuera de competencia a las *Methanotrix* y llegarán a ser los organismos consumidores de acetato prevalecientes.

La producción neta de organismos en el sistema de tratamiento es igual a la diferencia entre el crecimiento bacterial y el decaimiento. Durante prolongados períodos de tiempo. Esta producción neta debería permanecer positiva. Por lo tanto para mantener la cantidad de biomasa viable a una carga constante, una concentración de sustrato mínima es necesaria, la cual puede ser calculada igualando la tasa de crecimiento neta a cero.

$$(dX/dt) = (\mu - b)X = 0 = (\mu_m \cdot S_{min} / (S_{min} + K_s) - b) \cdot X$$

$$S_{min} = K_s \cdot b / (\mu_m - b) \quad (6.7)$$

$S_{min}$  es el valor más bajo que puede ser obtenido en el sistema de tratamiento. En el caso de la digestión anaeróbica del agua residual doméstica, hay una serie secuencial de procesos que se van dando para convertir el material orgánico complejo a biogas. Bajo estas condiciones, la concentración de sustrato mínimo será igual a la suma de las concentraciones mínimas para los diferentes procesos.

En la práctica del tratamiento del agua residual la concentración del sustrato no será el mínimo obtenible, porque esto requerirá prolongados tiempos de retención y por lo tanto un inaceptable proceso de tratamiento. Si la concentración del sustrato es más grande que el mínimo habrá un crecimiento neto de microorganismos. Naturalmente el incremento en la masa de microorganismos continuará indefinidamente: después de algún tiempo de operación el sistema estará "lleno" y la pérdida de los microorganismos llega a ser inevitable. Si se asume que los microorganismos producidos en un sistema de mezcla completa son desechados a una tasa

constante, esta tasa será igual a la tasa de producción neta. En este caso una masa y concentración de microorganismos constante, compatible con la carga orgánica de ingreso al sistema, se establecerá por si sola. La tasa de pérdida es la inversa de la **edad del lodo**, el cual significa el tiempo de retención promedio de sólidos (microorganismos). Así para un sistema de estado fijo (sin acumulación de microorganismos)

$$(dX/df)_p = (dX/df)_c + (dX/df)_d$$

ó

$$X/R_s = X(\mu - b) \quad (6.8)$$

Donde:

$R_s$  = edad del lodo (d)

índices p, c, d = pérdida, crecimiento, decaimiento

Sustituyendo  $\mu$  en la ecuación 6.5, la siguiente expresión es obtenida para la concentración del substrato del efluente:

$$S = K_s(b + 1/R_s) / [\mu_m - (b + 1/R_s)] \quad (6.9)$$

La ecuación 6.9 muestra que la concentración del efluente depende de los valores de tres constantes ( $K_s$ ,  $\mu_m$  y  $b$ ) y de un proceso variable: la edad del lodo,  $R_s$ .

La figura 6.3 muestra la concentración de substrato como una función de la edad del lodo. Se puede notar que hay una mínima edad del lodo para que el metabolismo se lleve a cabo. Para edades de lodo debajo del mínimo la tasa de aislamiento de organismos por pérdida del lodo y muerte es más grande que la tasa de crecimiento y por lo tanto la población de microorganismos no puede ser sostenida.

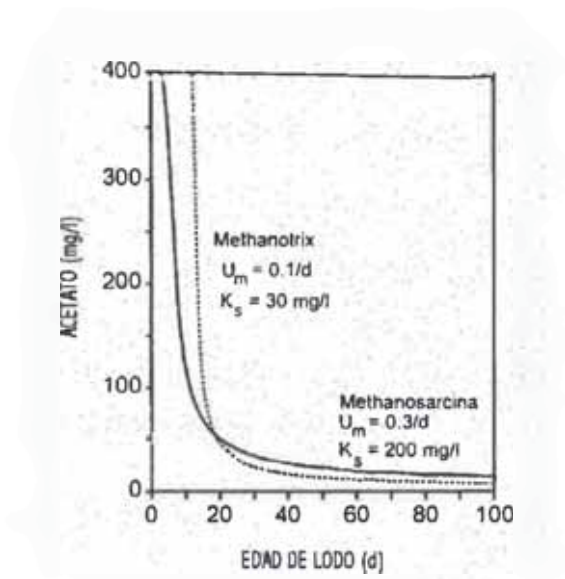


Figura 6.3. Concentración de sustrato como una función de la edad del lodo para *Methanotrix* y *Methanosarcina*. Después de los estudios de Gujer y Zehnder (1982).

La edad del lodo mínima puede ser calculada de la ecuación (6.9) asumiendo que no se produce conversión de la materia orgánica, es decir la concentración del sustrato  $S$  es igual a la concentración del afluente  $S_i$

$$1/R_{sm} = \mu_m / (1 + K_s/S_i) - b \tag{6.10}$$

Frecuentemente la concentración del sustrato del afluente es más grande que la constante de saturación media ( si este no es el caso, la remoción de la materia orgánica será difícil). En este caso la ecuación (6.10) queda convertida a

$$R_{sm} =$$

grande. Se concluye que un sistema de tratamiento puede ser solo eficiente si una gran concentración de lodo puede ser mantenida en este.

Otro importante parámetro cinético es la tasa constante de utilización de lodo específica. Esta constante se traduce como la masa máxima de substrato que puede ser metabolizada por una masa unitaria de bacterias y por unidad de tiempo. Esta puede ser calculada de la tasa de crecimiento específica máxima y el coeficiente de producción como se muestra:

$$K_m = \mu_m/Y \quad (6.11)$$

Donde:

$K_m$  = tasa de utilización de substrato específica (Kg DQO/Kg SSV/d)

Henzen y Harremoes (1983) estimaron la mayoría de constantes cinéticas para la fermentación ácida y metanogénica. Los valores son representados en el cuadro 6.2. De los valores del cuadro se espera que un cultivo puro de formadores de ácido o metanógenos metabolizarán, cada uno por su parte, 13 mg DQO/mg SSV/d. Los formadores de ácido se reproducen en 0.15 Kg SSV/Kg DQO de substrato metabolizado, el cual es materia orgánica compleja, mientras que los metanógenos se reproducen solo en 0.03 Kg SSV/Kg DQO de substrato metanogénico. Así una masa de lodo de  $0.15 + 0.03 = 0.18$  Kg SSV/Kg DQO será producido cuando 1 Kg de DQO de materia orgánica compleja es utilizada anaeróbicamente. Por esta razón de un substrato orgánico complejo, típicamente estaría compuesto de 1/6 (16.7%) de metanógenos y 5/6 (83.3%) de formadores de ácido. En este estimado dos factores no han sido tomados en consideración: (1) El hecho, de que la producción de metanógenos será un poco menos debido a que la fracción del afluente anabolizada (materia convertida a biomasa) por los formadores de ácido no llega a estar disponible en su totalidad para la metanogénesis y (2) El decaimiento no es tomado en cuenta. Sin embargo estos factores solo tienen un efecto muy pequeño, de modo que la tasa

máxima de producción de metano por masa unitaria de masa bacterial combinada sería cerca de un 1/6 del obtenido con un cultivo metanogénico puro, es decir  $13/6 = 2 \text{ mg DQO/mg SSV/d}$ .

**Cuadro 6.2.** Constantes cinéticas de cultivos anaeróbicos. Después de los estudios llevados a cabo por Henzen y Herremoes (1983)

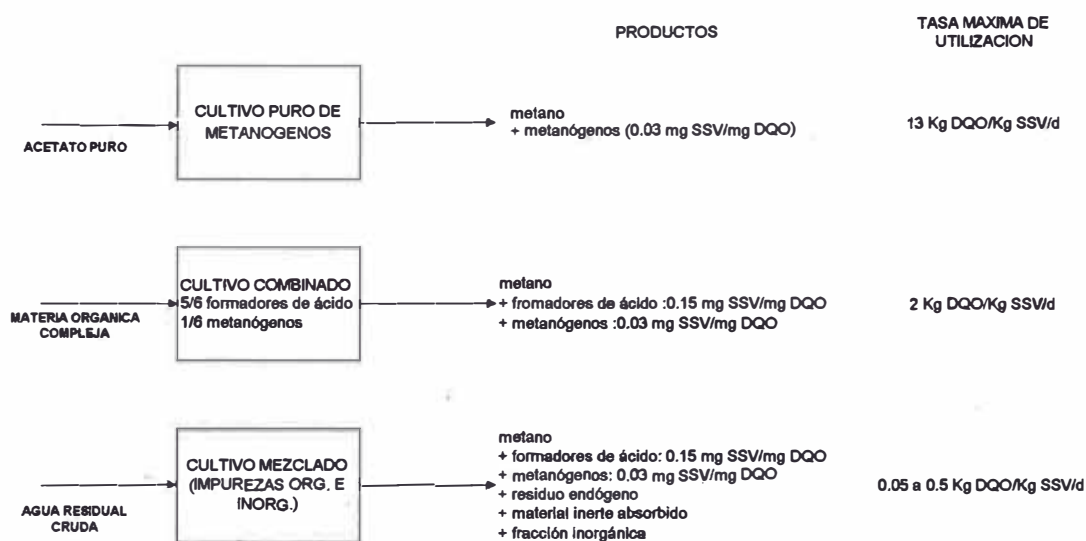
Cultivos	$\mu_m$ (d <sup>-1</sup> )	Y (mg SSV/mg DQO)	$K_m$ (mg DQO/mg SSV/d)	$K_s$ (mg DQO/l)
Bacteria productora de ácido	2.0	0.15	13	200
Bacteria productora de metano	0.4	0.03	13	50
Cultivo combinado	0.4	0.18	2	-

Cuando el agua residual doméstica es utilizada como sustrato a causa de otros nuevos factores:

- (1) La masa de lodo ahora tendrá una masa fracción de inorgánica debido a la floculación de inorgánicos, sólidos suspendidos en el afluente o generación de sales insolubles ( $\text{CaCO}_3$ ). En muchos de los casos esta fracción excederá el 50% en las aguas residuales domésticas crudas.
- (2) El lodo también tendrá una fracción orgánica inerte debido a la floculación de materia orgánica particulada y no biodegradable en el afluente, y dependiendo de las condiciones operacionales de el sistema de tratamiento, podría haber una fracción de materia orgánica particulada y biodegradable presente en la masa de lodo. Como una consecuencia, el lodo de un sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas anaeróbico contendrá solo una fracción metanogénica pequeña.
- (3) Si la bacteria permanece en el sistema de tratamiento por prolongado períodos de tiempo ( como frecuentemente es el caso) el decaimiento y la consecuente acumulación de residuo endógeno llegará a ser importante, especialmente para los formadores de ácido, los cuales decaen a una tasa más alta que los metanógenos.



La combinación de estos tres factores resultará en la formación de un lodo con una tasa de utilización de substrato máxima más baja que la de un cultivo metanogénico puro y podría ser del orden de 0.05 - 0.5 mg DQO/mg SSV/d. la figura 6.4 ilustra la diferencia en la composición de lodo cuando acetato, una solución de materia orgánica compleja o agua residual doméstica cruda es el substrato.



**Figura 6.4.** Representación esquemática de la composición del lodo y de la tasa de utilización de substrato máxima para diferentes substratos (1) acetato; (2) materia orgánica compleja; (3) agua residual doméstica cruda.

La investigación llevada a cabo por muchos científicos a mostrado que la degradación de muchos compuestos orgánicos por las bacterias en los diferentes procesos anaeróbicos puede ser descrita por la ecuación de Monod o por algunas variantes de esta. La ecuación es particularmente útil cuando la situación actual es similar a la que Monod estudió: un mono-substrato (simple, compuesto soluble) siendo metabolizado por un simple tipo de organismos. En el tratamiento del agua residual esto también puede suceder, por ejemplo, en el caso de nitrificación, donde un compuesto simple disuelto (amonio) es usado por un simple tipo de bacteria (*Nitrosomonas*).

Sin embargo, en el caso de la degradación anaeróbica de materia orgánica en el agua residual doméstica la situación es muy diferente. Los microorganismos están en una masa sólida suspendida, donde fracciones

orgánicas no biológicas (inerte) y mineral están también presentes. La diferenciación entre la masa de microorganismos vivos y la fracción orgánica inerte es extremadamente difícil, de modo que no es realmente factible determinar experimentalmente la fracción bacterial. Las investigaciones permiten solo determinar los diferentes grupos de bacterias activas en el proceso de digestión anaeróbica. Una dificultad adicional es que diferentes tipos de bacterias podrían estar realizando la misma reacción, como por ejemplo la descomposición de acetato por *Methanosarcina* y *Methanotrix* (Figura 6.1).

Otro problema es que la concentración de materia orgánica biodegradable ( $S$ ) no puede ser definida claramente: hay muchos compuestos diferentes en la materia orgánica y todos tienen, en principio un mecanismo metabólico diferente. Aún si una simplificación es hecha y solo una fracción biodegradable fácilmente (disuelta) y una lentamente (particulada) es considerada, el parámetro  $S$  es indeterminado: antes de ser metabolizado, la materia particulada (predominante en el agua residual doméstica) podría ser atrapada en los flocs de lodo de modo que esta es removida de la fase líquida, aunque esta no es (todavía) utilizada por los microorganismos. El parámetro relevante para la utilización de substrato es la concentración en la superficie de las bacterias, pero debido a la adsorción este valor es normalmente diferente de la concentración en la fase líquida, donde se puede obtener una muestra para su posterior análisis. Así la concentración del licor mezcla filtrado o del efluente (DQO o DBO) no es un indicativo de la disponibilidad de materia orgánica (substrato) para los microorganismos en el sistema de tratamiento. Se concluye que las expresiones cinéticas de las ecuaciones (6.5) a la (6.10) son de valores muy limitados para la predicción de la eficiencia de remoción de la materia orgánica en un proceso de tratamiento de aguas residuales o para el diseño de un sistema con una cierta calidad de efluente deseado. El estado actual del desarrollo de la teoría cinética para la digestión anaeróbica todavía no permite su uso como una herramienta en la selección y diseño de los

sistemas de tratamiento anaeróbico. Por esta razón la aproximación empírica de la evaluación de los resultados esperados es la única alternativa para el diseño y optimización de los sistemas de digestión anaeróbica.

## **6.5. FACTORES AMBIENTALES QUE INCIDEN EN LA DEGRADACION ANAEROBICA**

Los factores ambientales más importantes que podrían afectar la digestión anaeróbica del agua residual son la temperatura, el pH, la ausencia de nutrientes y la presencia de altas concentraciones de compuestos tóxicos. Los tres últimos factores generalmente no necesitan mayor consideración. Debido a la presencia del sistema carbónico en las aguas residuales domésticas se mantiene un adecuado y estable pH, por esta razón no es necesario corregir el pH con la adición de algún compuesto químico. Los Nutrientes (como los macronutrientes nitrógeno y fósforo y los micronutrientes) se encuentran abundantemente disponibles en el agua residual doméstica. Los compuestos tóxicos que podrían generar una influencia significativa en la población de bacterias generalmente están ausentes en el agua residual doméstica. También se ha mostrado que el efecto del sulfato no es serio y que el oxígeno disuelto puede constituir un problema si es que el diseño del sistema de tratamiento es inadecuado.

### **6.5.1. Influencia de la temperatura en la digestión anaeróbica**

Para aguas residuales de alta carga la temperatura operacional para un cierto rango puede ser un proceso variable para un sistema de tratamiento anaeróbico debido a que entre los límites de variación esta puede ser controlada usando el metano producido para calentar el agua residual. Esto no sucede para el caso de las aguas residuales de baja carga tales como el agua residual doméstica debido a que la calentamiento de la temperatura obtenida de la combustión del metano producido es insuficiente para un incremento de temperatura significativa. De los datos experimentales

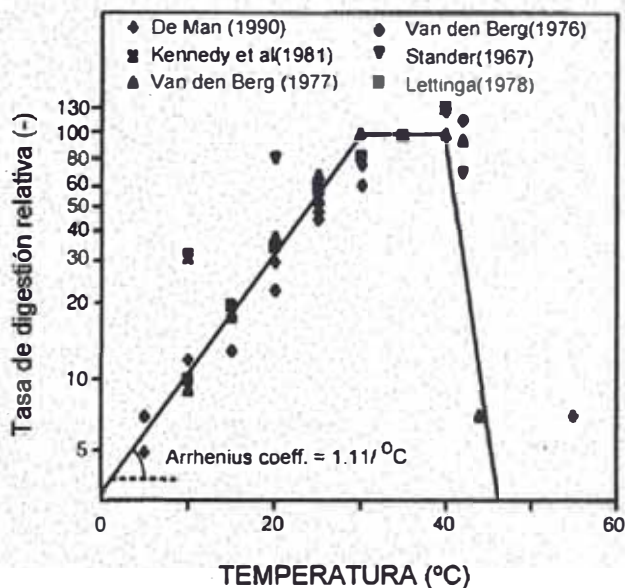
se obtuvo que de la oxidación de 1 g DQO como metano se obtienen 2.98 Kcal/g DQO como energía libre emitida. Esto significa que el calor máximo producido de la combustión de metano obtenido de la digestión de 500 mg// de DQO (un valor típico para las aguas residuales domésticas puras) podría ser igual a 1.5 Kcal/l. Por esta razón, un incremento en la temperatura en 1.5 °C es teóricamente posible, más este valor máximo es solamente posible cuando los contaminantes son completamente convertidos a metano (como DQO) y el calor contenido en el metano es completamente explotado. Como una consecuencia de todo esto, la lección es que el desagüe doméstico debe ser tratado a su temperatura natural con la que llega al sistema de tratamiento, la cual será invariablemente más baja del rango óptimo para la digestión anaeróbica. (ver figura 6.5).

La digestión anaeróbica como otros procesos biológicos depende fuertemente de la temperatura. Con respecto a la tasa o velocidad de conversión de los procesos de digestión hay una máxima entre 35 y 40 °C para el rango mesofílico (intervalo de 20 a 40 °C) y hasta aproximadamente 55 °C para el rango termofílico (intervalo de 45 a 65 °C). Para el tratamiento del agua residual doméstica solo la digestión mesofílica es aplicable. La influencia de la temperatura en las tasas y extensión de la digestión anaeróbica ha sido el tema de muchos investigadores. Henzen y Harremoes evaluaron los datos disponibles. La figura 6.5 muestra una representación gráfica de sus análisis y de algunos datos más recientes. De aquí, se puede concluir: (1) el rango óptimo está entre 30 y 40 °C y (2) para temperaturas por debajo de la óptima la tasa o velocidad de digestión decrece en casi 11% por cada °C de temperatura menos, o de acuerdo a la expresión de Arrhenius

$$r_t = r_{30} (1.11)^{(t-30)} \quad (6.12)$$

Donde:

t = temperatura en °C y  $r_t$ ,  $r_{30}$  = tasas de digestión a la temperatura t y 30 °C, respectivamente.

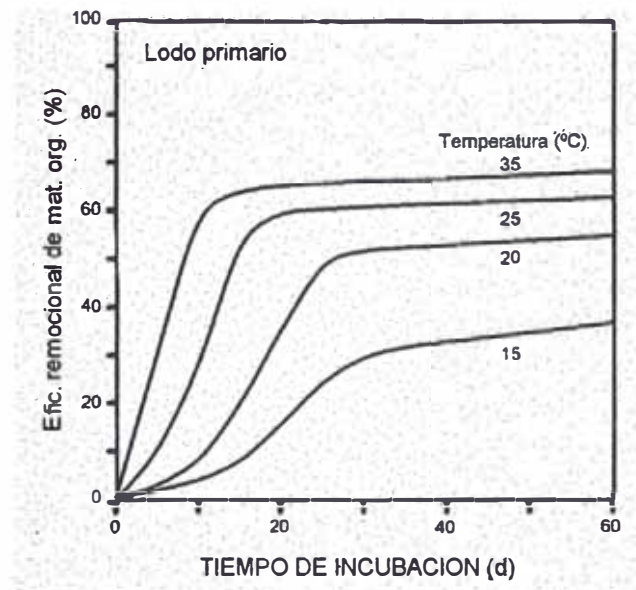


**Figura 6.5.** Influencia de la temperatura en la tasa de digestión anaeróbica en el rango mesofílico. Después de Henzen y Harremoos (1983).

Usando la ecuación 6.12 las tasas calculadas a 20 y 10 °C ascienden a 35 y 12 por ciento, respectivamente, en relación a la tasa a 30 °C.

La influencia de la temperatura en la digestión anaeróbica no es limitada a la tasa del proceso. El rango de la digestión anaeróbica también es afectada como fue encontrada por O'Rourke (1968) y Van der Last (1991). La figura 6.6 muestra la extensión lograda de la digestión para sólidos de aguas residuales domésticas sedimentados (Lodo primario) en relación al tiempo de digestión a diferentes temperaturas, de acuerdo a los resultados de O'Rourke (1968). Este diagrama claramente revela la fuerte dependencia de la digestión de sólidos con la temperatura. El decrecimiento de la fracción de materia orgánica degradada puede atribuirse a la baja tasa de hidrólisis. En términos prácticos esto significa que la materia orgánica suspendida puede ser removida de la fase líquida a bajas temperaturas, aún cuando esta no es metabolizada, porque esta puede ser atrapada por el lecho de lodo, consecuentemente llega a ser parte de la masa de lodo en el sistema de tratamiento. Después de haber sido parte del lodo, este puede ser descargado como lodo en exceso. El lodo en exceso puede ser tratado en un digestor separado, en principio a una temperatura más alta que la del agua

residual. En todas las tasas de aplicación el proceso es más atractivo para condiciones climáticas tropicales (temperaturas del agua residual doméstica por encima de los 20°C) y para las subtropicales (temperatura por encima de los 15 °C) que para regiones con climas fríos o moderados (temperatura por debajo de los 15 °C).



**Figura 6.6.** Influencia de la temperatura en la extensión y tasa de la digestión anaeróbica de un lodo de agua residual doméstica primario. Después de O'Rourke (1968)

### 6.5.2. pH en el Reactor

El valor y estabilidad del pH en un reactor anaeróbico es extremadamente importante debido a que la metanogénesis solo procede a altas tasas cuando el pH es mantenido en el rango neutro. A valores de pH más bajos que 6.3 o más altos que 7.8 la tasa de metanogénesis decrece. Las poblaciones acidogénicas son significativamente menos sensibles a bajos o altos valores de pH, y por esta razón la fermentación ácida prevalecerá sobre la fermentación metanogénica, por lo cual se podría generar la "acidificación" del contenido del reactor.

El valor del pH en un reactor anaeróbico se establece después de que los diferentes sistemas ácido-base presentes han alcanzado el equilibrio

iónico. El sistema ácido-base débil tiene una gran influencia y en particular el sistema carbónico es determinante, porque su concentración generalmente excede sustancialmente las de los otros sistemas, tales como el fosfato, amonio, o sulfuro.

### 6.5.3. Nutrientes

La digestión anaeróbica por ser un proceso biológico requiere de ciertos nutrientes inorgánicos esenciales para el crecimiento. En defecto de estos nutrientes el crecimiento está limitado. Por otro lado, estos componentes se encuentran en forma abundante en las aguas residuales domésticas por los que no son un problema cuando se aplica el tratamiento anaeróbico a este tipo de aguas.

En el cuadro 6.3 se encuentra la composición inorgánica de las bacterias metanogénicas. Se puede notar que este tipo de bacterias contienen en su estructura celular los nutrientes esenciales comunes como N, P y S; pero también requiere de micronutrientes como Ni, Fe y Co, los cuales están en concentraciones más altas que en otros organismos. Esto indica un requerimiento particular de estos micronutrientes por las bacterias metanogénicas.

**Cuadro 6.3.** Composición elemental de las bacterias de Metano (Scherer, 1983)

Elemento	Concentración (mg/Kg células secas)	Elemento	Concentración (mg/Kg células secas)
Macronutrientes		Micronutrientes	
N	65 000	Fe	1 800
P	15 000	Ni	100
K	10 000	Co	75
S	10 000	Mo	60
Ca	4 000	Zn	60
Mg	3 000	Mn	20
		Cu	10

#### 6.5.4. Compuestos Tóxicos

A parte de la concentración del ion hidrógeno, muchos otros compuestos podrían afectar la tasa de digestión anaeróbica, aún a muy bajas concentraciones, tales como metales pesados y compuestos organoclorados. Sin embargo la presencia de estos compuestos en concentraciones inhibitorias es improbable en las aguas residuales domésticas controladas. Potencialmente, los compuestos tóxicos que podrían estar presentes son oxígeno y sulfuro. Alguna cantidad de oxígeno podría introducirse por el sistema de distribución del afluente, pero este sería usado por el metabolismo oxidativo en el proceso de acidogénesis. De esta manera, ninguna cantidad de oxígeno disuelto estaría presente en el reactor anaeróbico, a menos que el aire esté atrapado junto con el afluente, de modo que su introducción no afecte el rendimiento del reactor. El sulfuro puede formarse durante el proceso debido a la reducción del sulfato. Sin embargo de acuerdo a los resultados de Rinzema (1989) la concentración de sulfuros esperada en los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas (hasta 50 mg/l) es más baja que la concentración mínima para una toxicidad apreciable. Por lo tanto, la toxicidad normalmente no será un problema en los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas a menos que los sistemas de alcantarillado reciban descargas de aguas residuales industriales con cargas significativas de tóxicos o de inhibidores de la actividad biológica.



## **6.6. PARAMETROS EVALUADOS EN RAFAs IMPLEMENTADOS EN DIFERENTES PARTES DEL MUNDO**

### **6.6.1. El Reactor de Manto de Lodos Anaeróbico de Flujo Ascendente (RAFA)**

El reactor de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (RAFA) fue desarrollado en los '70s por Lettinga y su grupo en la Universidad Agrícola de Wageningen en Holanda. El RAFA es de lejos, el sistema anaeróbico de alta tasa<sup>7</sup> más usado para el tratamiento anaeróbico de aguas residuales domésticas. Muchas plantas a escala real han sido puestas en operación y muchas otras están construyéndose. Todas las plantas construidas a escala real operan en condiciones tropicales o subtropicales. Estudios a escala piloto han sido llevados a cabo en regiones con climas moderados (entre 10 a 15°C de temperatura).

El mecanismo más importante del RAFA es el separador de fases este se ubica en la parte más alta y divide al reactor en dos partes: una parte más baja, la zona de digestión y una parte superior la zona de sedimentación.

El agua residual es introducida en la forma más uniformemente posible sobre la base del reactor, pasa a través del lecho de lodos y entra a la zona de sedimentación vía la apertura entre los separadores de fases.

Debido a las paredes inclinadas de el separador de fases el área para el flujo del líquido en la zona de sedimentación se incrementa conforme este se va aproximando a la superficie del agua, de modo que la velocidad ascensional del líquido decrece cuando el caudal del líquido se acerca al punto de descarga. Debido a la velocidad decreciente del líquido, los flóculos de lodo arrastrados a la zona de sedimentación pueden flocular y/o sedimentar. En algunas etapas el peso de lodo acumulado encima del

<sup>7</sup> Entre los sistemas anaeróbicos de alta tasa tenemos: Filtros Anaeróbicos, Sistemas de Lecho expandido y fluidizado, RAFAs y los RAFAs sin ningún compartimento de sedimentación.

separador de fases excederá la fuerza de fricción que conserva este en su superficie inclinada y resbalará hacia la zona de digestión para llegar a ser, nuevamente, parte de la masa del lodo que digiere la materia orgánica del afluente. Así la presencia de un sedimentador colocado en la parte alta de la zona de digestión habilita al sistema a mantener una gran masa de lodo en el RAFA, mientras que el efluente esencialmente libre de sólidos suspendidos es descargado.

La burbujas de biogas ascienden a la interfase líquido-gas debajo del separador de fases. Esta interfase puede estar al mismo nivel que la interfase agua-aire en el sedimentador, o en un nivel más bajo si un sello hidráulico comprime el biogas. Los flóculos de lodo con las burbujas de gases adheridas pueden ascender a la interfase en el colector de gas, pero luego sedimentarán cuando las burbujas de aire hayan pasado a la fase gas en la interfase. Deflectores, colocados debajo de las aberturas de las unidades colectoras de gas, operarán para desviar el gas evitando que las burbujas de biogas ingresen a la zona de sedimentación, donde estas crearían turbulencia e impedirían la sedimentación de las partículas de lodo.

De los resultados experimentales obtenidos con RAFAs a escala real y escala piloto la siguiente expresión empírica ha sido derivada a temperaturas mayores a 20 °C:

$$E = 1 - 0.68*(t)^{-0.68} \quad (6.13)$$

Donde:

E = Eficiencia de remoción en DQO, en porcentaje

t = Tiempo de retención, en horas

A nivel mundial muchos Reactores de Manto de Lodos Anaeróbicos de Flujo Ascendente (RAFA) han sido construidos y luego evaluados por prolongados períodos de tiempo. El cuadro 6.4 menciona algunos RAFAs implementados, puestos en operación e investigados intensamente.

**Cuadro 6.4.** RAFAs en orden cronológico a su instalación

Nombre	Volumen (m <sup>3</sup> )	Escala	Investigado por	duración investigación
Planta en Cali, Colombia	64	Piloto	Haskoning (Univ. Agrícola de Wageningen); EMCALI(Cia. de protección ambiental municipal); UNIVALLE (Univ. De Cali,1989)	6 años
Planta en Sao Paulo, Brasil (O&M: CETESB)	120	Piloto	Vieira y Souza 1986; Vieira y García 1991	5 años
Planta en distrito Pedregal, Campiña Grande, Brasil	160	Real	Van Haandel (Univ. Paraíba); Lettinga (Univ. Wageningen)	en 1989
Planta en Bucaramanga, Colombia	Dos RAFAs de 3300 m <sup>3</sup>	Real	Schellinkhout y Collazos 1991 (la planta sirve a 160 000 habit.)	--
Planta en Kampur, La India	1200	Real	Haskoning y Euroconsult 1990; Draaijer 1991	--

### 6.6.2. El Arranque de un RAFA tratando aguas residuales domésticas

Bajo una carga hidráulica diaria aproximadamente constante en el tiempo (la curva de caudales versus horas del día permanece siendo la misma en el tiempo), el período de arranque se considera completo cuando la calidad del efluente permanece constante en la carga de diseño y la masa de lodo presente en el reactor también permanece constante, ambos cualitativa y cuantitativamente.

El arranque en una planta de tratamiento anaeróbica de aguas residuales en general es un proceso poco difícil debido a que una gran masa bacteriana, adaptada a las características particulares del agua residual tiene que desarrollar. Para aguas residuales altamente cargadas orgánicamente como las industriales existen los peligros de sobrecarga y si esto ocurre, la fermentación ácida llega a predominar sobre la fermentación metanogénica, resultando en la acidificación del contenido del reactor. Muy por el contrario, en las aguas residuales domésticas el arranque es más sencillo y difieren de la mayoría de desagües industriales debido a que en el primero ya existe una

gran población bacteriana para que se realice la digestión anaeróbica. Por este motivo, el tratamiento anaeróbico del agua residual doméstica puede ser arrancado sin la necesidad de un inóculo y simplemente alimentando el reactor con desagüe crudo donde las bacterias para la digestión ácida y metanogénica luego desarrollarán espontáneamente. Muchas experiencias han demostrado que a pesar de la baja actividad metanogénica en relación con la fermentación ácida en las aguas residuales domésticas, el peligro de acidificación del contenido del reactor es remoto debido a que la capacidad amortiguadora o buffer de los desagües domésticos es alta.

De la larga experiencia obtenida se concluye que los RAFAs pueden ser arrancados usando el caudal de diseño, sin la necesidad de agregar un inóculo. Esto quedó establecido de la experiencia obtenida en los RAFAs de Kampur, Pedregal y Bucaramanga los cuales fueron arrancados sin sembrar lodo y donde el caudal completo fue aplicado desde el comienzo de la operación. En todos los casos el arranque procedió relativamente rápido en comparación con cualquier otro proceso anaeróbico, por ejemplo entre 12 - 20 semanas. Por otro lado, para acelerar el proceso de arranque es ventajoso usar un inóculo, tal y como ocurrió en el reactor de la Planta (120 m<sup>3</sup>) de CETESB, Sao Paulo, donde se utilizó 1 m<sup>3</sup> de lodo anaeróbico (260 Kg SSV) para su arranque.

La correcta población bacteriana desarrollará durante el período de arranque como resultado del crecimiento de los grupos de bacterias capaces de convertir el material orgánico hacia metano, formando así capas de lodo a lo largo de la altura del reactor. La extensión de la acumulación de este lodo es limitada por el tamaño físico del RAFA y en un tiempo después del comienzo de la operación el lodo en exceso, empezará a ser expulsado de el reactor. El RAFA, luego se "llenará" de lodo, en el sentido que el máximo lodo contenido en el reactor bajo las condiciones operacionales impuestas han sido alcanzadas. A partir de este instante en adelante la masa de lodo en el reactor permanecerá básicamente constante y la masa diaria de lodo generado llega a ser igual a la masa diaria de lodo descargado con el

efluente, siempre y cuando el comportamiento hidráulico sea constante durante el tiempo.

Existe una gran cantidad de datos obtenidos durante el arranque de los RAFA construidos en Cali, Sao Paulo, Kanpur y Bucaramanga, sin embargo por motivos prácticos los datos que se mencionan en este capítulo serán los obtenidos en la Planta del Pedregal. El reactor del Pedregal fue arrancado en Junio de 1989 con agua residual doméstica cruda de el Gobierno Local en Campina Grande, Brasil.

Para caracterizar la actuación del RAFA durante el arranque y posteriormente el comportamiento de su estado fijo, se tuvieron que investigar: (1) La extensión de la acumulación del lodo; (2) la concentración de materia orgánica expresada en DBO y DQO; (3) la concentración de sólidos sedimentables y suspendidos; (4) El pH, la alcalinidad y la concentración Acidos Grasos Volátiles (AGV); (5) la concentración de nutrientes (N y P); y (6) la concentración de patógenos (*E. coli* y huevos de helmintos).

#### 6.6.2.a. Datos operacionales del Reactor del Pedregal:

A pesar de que el máximo contenido del lodo fue alcanzado después de solo 10 semanas de operación, el lodo no fue descargado a través de las tuberías de purga ubicados en todo su altura, debido a esto el reactor empezó a expulsar sólidos sedimentables a través del efluente, por tal motivo se determinaron las características del efluente crudo y del sedimentado ( 30 minutos). El efluente sedimentado se obtuvo usando un cono imhoff. Se determinó que un período de 30 minutos fue suficiente para remover los sólidos sedimentables del efluente crudo.

En el Pedregal, el tiempo de retención durante el arranque fue de 17 horas (caudal promedio del afluente de 225 m<sup>3</sup>/día en los 160 m<sup>3</sup> de reactor), el cual fue significativamente más prolongado que el valor de diseño

de 6 horas. Esta diferencia fue debido a la producción de desagüe más baja de la esperada y particularmente debido a los atoros en la red de desagües.

La temperatura mantuvo un valor uniforme en el RAFA y fue igual a la temperatura del desagüe, la cual varió de 22 a 25 °C. Durante el mismo periodo, la temperatura del aire varió de 18 a 36 °C.

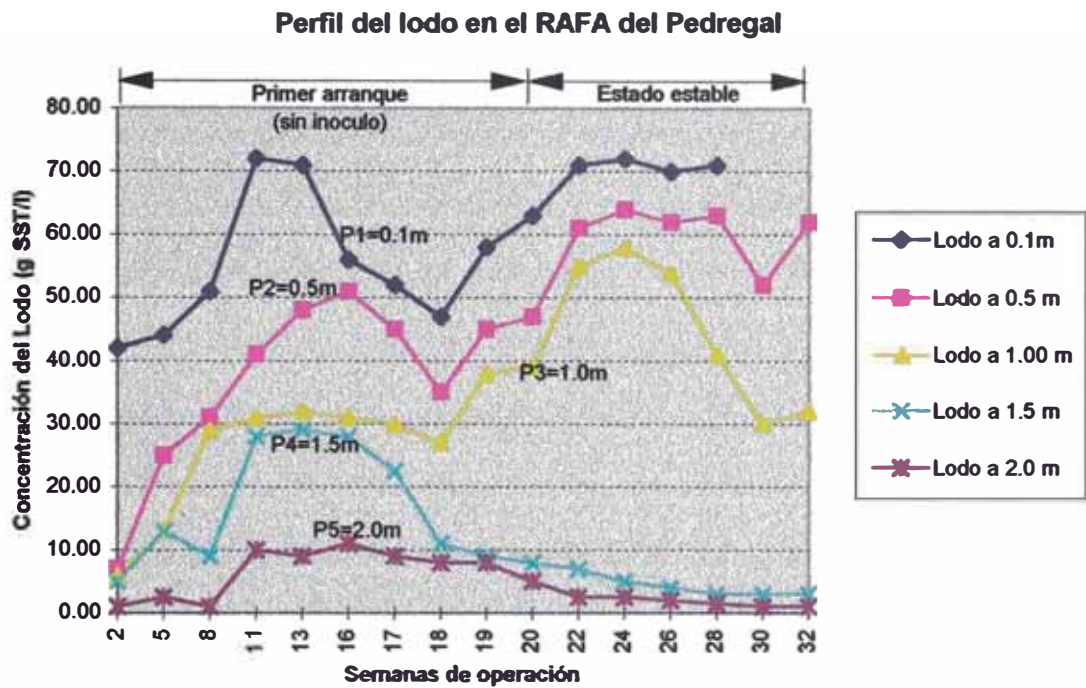
#### 6.6.2.b. Acumulación y concentración del lodo en el reactor durante el arranque

En los 4 m de altura del reactor del Pedregal (desde la base hasta la superficie de salida de agua), se colocaron puntos de muestreo a P1=0.1, P2=0.5, P3=1, P4=1.5 y P5=2 m sobre la base del reactor. Los perfiles de las concentraciones del lodo se muestran en la figura 6.7, donde la concentración de SST se dibujan como función del tiempo de operación para diferentes alturas. Se midió la concentración de SSV y se encontró que la relación SSV/SST fue de 0.55 para todas las alturas. Esta relación no varió durante los 30 semanas de operación.

Los perfiles de las concentraciones de lodo fueron utilizados para estimar la cantidad de lodo contenida en el reactor. Para tal efecto se dividió el reactor linealmente en varias capas y se asumió que las concentraciones en cada capa eran las que se muestran en los perfiles de la figura 6.7. En Pedregal la masa de lodo por encima de la capa mas alta fue muy pequeña ( de los 4m totales de altura estamos hablando de la capa comprendida entre 2.25m para arriba, esto si contamos desde la base del reactor), de modo que esta fue rechazada en el cálculo de la masa de lodo total. Si las concentraciones de lodos fuesen significativas en la zona de sedimentación (parte alta) esta de tomarse en cuenta midiendo el perfil de las concentraciones de lodo en la parte mas alta, tal como fue el caso de las plantas de Cali y Kanpur). En general la concentración de lodo puede ser expresada como:

$$M = A \cdot \sum L_i \cdot C_i \tag{6.14}$$

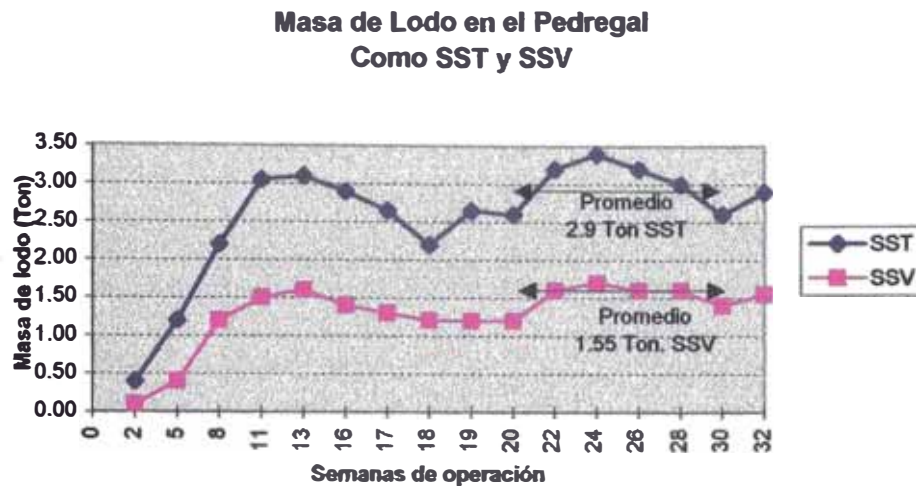
Donde: M = masa contenida en el reactor;  $L_i$  = altura de la capa i;  $C_i$  = Concentración de lodo en la capa i; A = área transversal del reactor.



**Figura 6.7.** Evolución de la concentración de lodo como una función del tiempo de operación en el Reactor de Pedregal, tratando desagüe crudo a diferentes alturas. (tiempo retención = 17 horas; T = 22 - 25 °C)

De las figuras 6.7 y 6.8 se puede observar claramente que después de la semana 20 cuando la masa de lodo retenida alcanzó un valor constante, las concentraciones aún varían considerablemente sobre la altura. Se puede notar en la figura 6.7 que entre las semanas 10 y 20 la relativamente alta concentración de lodo en el rango de 1 a 2m sobre la base del reactor, cayó bruscamente. La razón de este cambio se atribuye al incremento de la actividad biológica a partir de la semana 10. Como un resultado la producción de biogas aumentó y la agitación provocada hizo que el lodo suave y pobremente sedimentado fuera expelido. El lodo ligero luego fue substituido

por un lodo mejor sedimentado desarrollado en las capas inferiores del reactor. Este proceso de selección de lodo continuó por varios meses hasta quedar un perfil gradualmente establecido, el cual caracteriza el estado fijo.



**Figura 6.8.** Masa de lodo como SST y como SSV en el reactor de Pedregal (tiempo retención = 17 horas; T = 22 - 25 °C)

Bajo las condiciones específicas del Pedregal, un perfil de concentración de lodo constante y una masa de lodo contenida (máxima) fueron alcanzadas después de 20 semanas de operación. En la planta de Cali la misma situación fue obtenida después de 35 semanas de operación.

#### 6.6.2.c. Remoción de materia orgánica durante el periodo de arranque

En el Pedregal se midieron las eficiencias de DBO y DQO durante las primeras 30 semanas de operación. Se observó que ambas, la eficiencia de DBO y de DQO fueron bajas durante las primeras 10 semanas, esto se puede atribuir a la ausencia de un lodo bacteriano apropiado para llevar a cabo la digestión de la materia orgánica en un inicio. Se explican las eficiencias declinantes de la remoción de materia orgánica en el periodo inicial debido a que las poblaciones de bacterias acidogénicas, acetogénicas y metanogénicas aun son sumamente pequeñas, de modo tal que los



productos solubilizados por el paso de la hidrólisis, no son suficientemente convertidos y tienden a aparecer en el efluente.

Después de las 10 semanas de operación se noto que el comportamiento del reactor empezó a mejorar de tal manera que después de la semana 20 de operación, unas altas y casi constantes eficiencias de remoción de DBO y DQO fueron establecidas.

#### 6.6.2.d. Eficiencias de remoción de sólidos suspendidos y sólidos sedimentables durante el periodo de arranque

Para el RAFA del Pedregal se notó que la eficiencia de remoción de los sólidos sedimentables fue muy alta durante el período inicial, cuando el reactor funcionó como un tanque de sedimentación. A medida que transcurrió el tiempo el lodo se fue acumulando en el reactor, y los sólidos sedimentables aparecieron en el efluente después que el reactor se lleno de lodo. Como no se descargo lodo, la eficiencia de remoción de sólidos sedimentables disminuyó y luego se equilibró a un valor constante de 88 por ciento.

Contrariamente a los sólidos sedimentables la eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos en el periodo inicial fue baja, luego la eficiencia de remoción del material suspendido fue aumentando con el tiempo. Este comportamiento se explica porque la cantidad de lodo fue pequeña en el inicio y por lo tanto la oportunidad de que el material suspendido se quede atrapado entre sus poros fue mínima. Sin embargo, con el transcurrir del tiempo la masa de lodo fue creciendo y el entrape del material suspendido mejoró.

#### 6.6.2.e. Valor del pH y estabilidad durante el arranque

Durante el período de arranque del reactor del Pedregal, se tomaron muestras en el afluente y el efluente para hallar los valores de pH, alcalinidad

y la concentración ácidos grasos volátiles (AGV). Los resultados mostraron lo siguiente:

- (1) Los ácidos grasos volátiles, en el período inicial, fueron mayores en el efluente que en el afluente, indicando que la fermentación ácida procedió a una tasa mas alta que la metanogénesis, cuando la cantidad de lodo aún era pequeña. Después, la masa de lodo creció en el reactor de tal manera que la concentración de AGV en el efluente llegó a ser mas pequeña que en el afluente. Al final de las 30 semanas de operación se observó que la concentración promedio de AGV en el efluente fue de 60 mg/l (1mmol/l) y 120 mg/l en el afluente (2 mmol/l).
- (2) Si la concentración de AGV decrece en 1 mmol/l, por estequiometria, la cantidad de alcalinidad debe aumentar en 1 meq/l (= 50 mg CaCO<sub>3</sub>/l), esto si es que no se ha formado una alcalinidad adicional como resultado de la degradación de proteínas, como la amonificación. Después de las 30 semanas de operación la diferencia de las concentraciones promedios en el efluente y el afluente respectivamente dió como resultado 85 mg/l, lo cual significaba que la alcalinidad había aumentado en 1.7 meq/l. La alcalinidad adicional presente (0.7 meq/l) indicó que la amonificación ya había ocurrido.
- (3) Durante las 30 semanas de operación el pH en el afluente estuvo entre 7.4 y 8.1 así como el pH en el efluente fue entre 6.6 y 7.4. Como se aprecian los resultados mostraron pequeñas variaciones y estaban de acuerdo a los resultados que se esperaban según la teoría de los sistemas ácido-base débil.

De estos resultados es claro que, durante todo el estado de arranque no hubo ningún peligro de acidificación, a pesar que la alcalinidad en el afluente fue en promedio ligeramente pequeña (303 mg/l) si comparamos con otros desagües domésticos. Se puede concluir que, en general la

acidificación del contenido del RAFA no es un problema en el tratamiento anaeróbico del agua residual doméstica y que no hay necesidad para un ajuste químico del pH.

#### 6.6.2.f. Remoción de patógenos y nutrientes durante el período de arranque

Las determinaciones mostraron que el tratamiento anaeróbico incrementó las concentraciones de nutrientes: el amonio aumento de 35 a 53 mg N/l y los ortofosfatos de 5.5 a 9.9 mg P/l. Este incremento se debe a la mineralización de compuestos orgánicos conteniendo fósforo y nitrógeno orgánico. La remoción de nutrientes puede ser alcanzada en un sistema de post-tratamiento.

Para evaluar la remoción de patógenos se determinaron las concentraciones de *E. Coli* (coliformes fecales) y huevos de helmintos. Las eficiencias de remoción fueron constantes pero de un valor bajo: para *E. Coli* fue de 80 % y para huevos de helmintos de 82 % durante las 30 semanas de operación. Estos valores no son suficientes para producir un efluente con una calidad higiénica aceptable para su uso posterior (p. e. < 1000 *E. Coli*/100 ml y < 1 huevo de helminto/litro) por lo tanto un tratamiento adicional es necesario cuando este es requerido.

#### 6.6.2.g. Conclusiones del procedimiento de arranque de otros RAFAs a nivel mundial (por Van Haandel & Lettinga, 1994)

De los resultados en la planta demostrativa de Cali (Colombia), el reactor a escala real en Kampur (India) y Bucaramanga (Colombia), en Sao Paulo (Brasil), en el Pedregal (Brasil) y experimentos a escala de laboratorio (todos en regiones tropicales) se concluye que un RAFA tratando aguas residuales domésticas puede ser arrancado sin lodo inoculado y aplicando el caudal completo del agua residual desde el comienzo de la operación (trabajando con el tiempo de retención de diseño desde el principio). Un

comportamiento estable será alcanzado después de tres a cuatro meses de operación dependiendo de la carga orgánica y de las condiciones operacionales. Naturalmente, si se aplica un lodo maduro, los tiempos para el arranque serán menores en el RAFA.

### **6.6.3 Comportamiento en el estado estable**

Una vez que el reactor está completamente “lleno” de lodo, hay dos modos de operar la producción del lodo del sistema. Una es descargar los lodos periódicamente de manera que la concentración de sólidos sedimentables permanezca tan baja como sea posible. La otra opción es que el reactor opere a su máximo contenido de lodo aceptando el lavado o arrastre del lodo en exceso. El último modo de operación fue aplicado a la planta de Pedregal y también a los 64 m<sup>3</sup> de la planta en Cali por mucho meses después que el reactor estuvo completamente lleno.

Después del establecimiento de un estado estable respecto al contenido de lodo, el flujo diario total de sólidos sedimentables en el efluente es igual a la tasa diaria de producción de lodo diaria. Esta cantidad de lodo en exceso presente en el efluente constituirá una considerable fracción de la concentración de DBO, DQO y SST del efluente. Esto se confirma con los resultados observados en la Planta de Pedregal, donde las eficiencias de remoción para DBO, DQO y SST a un tiempo de retención hidráulica de 17 horas son 85, 75 y 68 por ciento para muestras del efluente crudo. Estos valores aumentan a 91.5, 85, y 83 por ciento, respectivamente después de aplicar un período de sedimentación de 30 minutos en el cono imhoff. De aquí se deduce que cerca de la mitad de la DBO, DQO y SST en el efluente crudo o total se atribuye a la presencia de partículas de lodo sedimentables. Por lo tanto para evaluar el funcionamiento de un RAFA, es importante conocer si el reactor esta operado en su máximo contenido de lodo, o bajo condiciones donde la concentración de sólidos sedimentables del efluente es

minimizada por aplicación de descargas de lodo en exceso periódicas antes de que el máximo contenido de lodo sea alcanzado. Entre los RAFA mencionados (Cali, Bucaramanga, Kanpur, Sao Paulo, Pedregal), solo el reactor del Pedregal fue operado bajo condiciones de contenido de lodo máximo. Para los otros sistemas, se procuró conservar los sólidos sedimentables del efluente en concentraciones bajas aplicando descargas de lodo periódicamente. La producción de lodo en exceso puede ser estimado de la masa de lodo descargada más la cantidad de masa de sólidos sedimentables presente en el efluente.

#### 6.6.3.1. Influencia del tiempo de retención en el comportamiento del estado estable

Según las tablas 6.5.a hasta 6.5.e, la tendencia general es que la disminución de la eficiencia de los procesos son debidos a la reducción de los tiempos de retención, particularmente a tiempos de retención más cortos que 4 a 6 horas.

**Cuadro 6.5.a.1** Valores experimentales de la eficiencia del RAFA como una función del tiempo de retención cuando se toma el **efluente crudo** en Pedregal, Brasil. (Van Haandel y Lettinga, 1994). (temperatura 24 °C)

TRH (horas)	DQO (mg/l)			DBO (mg/l)			SST (mg/l)		
	Afluente	Efluente crudo	Remoción %	Afluente	Efluente crudo	Remoción %	Afluente	Efluente crudo	Remoción %
2.1	792	452	43	446	256	43	546	424	22
2.6	764	468	39	442	223	50	503	372	26
3.0	837	319	62	508	208	59	597	364	39
5.7	695	273	61	471	146	69	472	276	42
7.2	863	285	67	518	85	84	478	225	53
17.0	783	196	75	424	64	85	587	161	73

\*DQO: Demanda Química de Oxígeno, DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno, SST: Sólidos Suspendidos Totales.  
TRH: Tiempo de retención hidráulica.

**Cuadro 6.5.a.2** Valores experimentales de la eficiencia del RAFA como una función del tiempo de retención cuando se toma el **efluente sedimentado** en Pedregal, Brasil. (Van Haandel y Lettinga, 1994).

TRH (horas)	DQO (mg/l)			DBO (mg/l)			SST (mg/l)		
	Afluente	Efluente sedimentado	Remoción (%)	Afluente	Efluente sedimentado	Remoción (%)	Afluente	Efluente sedimentado	Remoción (%)
2.1	792	358	55	446	149	67	546	234	57
2.6	764	310	59	442	142	68	503	206	59
3.0	837	253	70	508	110	78	597	214	64
5.7	695	208	70	471	113	76	472	152	68
7.2	863	164	81	518	52	90	478	108	77
17.0	783	117	85	424	32	92	587	52	91

**Cuadro 6.5.b** Resultados experimentales de la eficiencia del RAFA como una función del tiempo de retención en Cali, Colombia. (Haskoning 1989) (temperatura 25 °C)

TRH (horas)	DQO (mg/l)			DBO (mg/l)			SST (mg/l)		
	Afluente	Efluente	Remoción (%)	Afluente	Efluente	Remoción (%)	Afluente	Efluente	Remoción (%)
2.4	397	139	65	77	33	57	131	109	17
4	365	135	62	137	36	74	185	102	45
6	321	109	65	161	31	81	212	41	81
7	254	89	65	173	33	81	141	41	71
8	239	79	67	115	25	79	170	39	78

**Cuadro 6.5.c.** Resultados experimentales de la eficiencia del RAFA como una función del tiempo de retención en Bucaramanga, Colombia. (Schellinkhout y Collazos 1991)

TRH (horas)	DQO (mg/l)			DBO (mg/l)			SST (mg/l)		
	Afluente	Efluente	Remoción (%)	Afluente	Efluente	Remoción (%)	Afluente	Efluente	Remoción (%)
5	595	166	72	271	57	79	-	-	70
19	426	145	66	195	39	80	-	-	69

**Cuadro 6.5.d.** Resultados experimentales de la eficiencia del RAFA como una función del tiempo de retención en Sao Paulo, Brasil. (Vieira y García 1991) (temperatura 20-22 °C)

TRH (horas)	DQO (mg/l)			DBO (mg/l)			SST (mg/l)		
	Afluente	Efluente	Remoción (%)	Afluente	Efluente	Remoción (%)	Afluente	Efluente	Remoción (%)
4.4	400	189	53	181	111	39	236	105	55
5	393	280	32	201	121	42	207	78	62
5.1	307	117	62	198	58	71	149	49	67
6.1	188	83	56	104	42	60	67	24	64
6.2	258	103	60	157	54	65	113	47	42
7	374	152	59	237	73	69	192	45	77
7.2	459	206	55	255	101	60	219	74	66
7.5	194	89	55	105	40	62	91	34	63
8.8	407	142	65	253	72	72	195	49	75
11	403	149	63	249	84	66	182	45	75
14.5	100	142	64	255	77	60	-	-	-

**Cuadro 6.5.e** Resultados experimentales de la eficiencia del RAFA como una función del tiempo de retención en Kampur. (Haskoning y Euroconsult 1990)

TRH (horas)	DQO (mg/l)			DBO (mg/l)			SST (mg/l)		
	Afluente	Efluente	Remoción (%)	Afluente	Efluente	Remoción (%)	Afluente	Efluente	Remoción (%)
6	430	172	60	162	56	65	197	68	67
6*	450	135	70	161	50	69	271	57	79
6	471	179	62	161	50	69	215	72	79
6†	706	274	61	272	88	69	540	300	44
6#	706	231	67	272	79	71	540	174	68
6§	749	220	71	274	81	70	621	173	72
6¶	458	135	70	159	50	69	519	111	79

\* presencia de un deflector de grasas ; † Caudal constante; # Fluctuaciones en día/noche; § Temperatura 23 °C; ¶ 20 °C

Entre el rango de temperaturas de 20 - 25 °C las condiciones de carga aplicada no ejerce ninguna influencia significativa en la eficiencia del RAFA. Por otro lado, se debería advertir que los resultados obtenidos por De Man

(1990) y Van der Last (1991) indican que a temperaturas por debajo de 18 °C y notablemente por debajo de 15 °C las tasas y la amplitud de la remoción de la materia orgánica caen considerablemente con la disminución de la temperatura.

#### 6.6.3.2 Carga Volumétrica específica

Este parámetro indica la carga diaria de DQO, DBO, o SST por unidad de volumen del reactor. Este parámetro puede ser entendido para ser cualquiera de las tres siguientes términos:

- (1) La carga aplicada, es decir la masa diaria de materia orgánica del afluente por volumen de reactor, por ejemplo para DQO

$$L_{oa} = M_a / V_r = Q_i * C_{ti} / V_r = C_{ti} / TRH \quad (6.15)$$

- (2) La carga removida, es la carga de material orgánico que esta siendo convertida a lodo y/o metano (biogas) y por lo tanto es removida de la fase líquida. Esta carga esta dada por la diferencia entre las cargas diarias en el afluente y el efluente sedimentado (es decir sin lodo). Por ejemplo para DQO:

$$L_{or} = M_r / V_r = Q_i * (C_{ti} - C_{se}) / V_r = (C_{ti} - C_{se}) / TRH \quad (6.16)$$

- (3) La carga digerida o convertida, es la carga que está realmente siendo digerida y convertida a metano. Si no hay descarga periódica de lodo del interior del reactor hacia fuera y el lodo producido sale con el efluente (como el caso del Pedregal), la carga removida es la diferencia entre las cargas diarias en el afluente y el efluente crudo (materia orgánica total del efluente). Tomando el ejemplo para la DQO, nosotros tenemos:

$$L_{oc} = M_c / V_r = Q_i * (C_{ti} - C_{te}) / V_r = (C_{ti} - C_{te}) / TRH \quad (6.17)$$

En los casos donde el exceso de lodo es descargado de el reactor y se quiere hallar la carga convertida, las cargas diarias de DQO, DBO y SST en el lodo en exceso deben ser sumadas a las correspondientes cargas diarias del efluente crudo o total.



Donde:  $L_{oa}$  = carga de DQO específica aplicada (Kg DQO/m<sup>3</sup>/día);  $L_{or}$  = carga de DQO específica removida (Kg DQO/m<sup>3</sup>/día);  $L_{oc}$  = carga de DQO específica convertida (Kg DQO/m<sup>3</sup>/día);  $M_a$  = Masa de DQO aplicada diariamente (Kg DQO/día);  $M_r$  = Masa de DQO removida diariamente (Kg DQO/día);  $M_c$  = Masa de DQO convertida diariamente (Kg DQO/día);  $Q_i$  = Caudal del afluente;  $C_{ti}$  = Concentración de DQO del afluente;  $C_{te}$  = Concentración total de DQO del efluente (crudo); y  $C_{se}$  = Concentración de DQO del efluente después de sedimentar (sedimentado); TRH = Tiempo de retención hidráulica.

**Cuadro 6.6** Cargas volumétricas (aplicada, removida y convertida) de DQO y DBO durante el estado estable en el RAFA del Pedregal como una función del tiempo de retención (Van Haandel, Lettinga 1994).

TRH (horas)	Carga Volumétrica DQO (Kg/m <sup>3</sup> /día)			Carga Volumétrica DBO (Kg/m <sup>3</sup> /día)		
	Aplicada	Removida	Convertida	Aplicada	Removida	Convertida
2.1	9.05	4.96	3.89	5.10	3.57	2.17
2.6	7.05	4.19	2.73	4.08	2.74	2.02
3.0	6.70	4.67	4.14	4.06	3.18	2.40
5.6	2.98	2.09	1.81	2.02	1.53	1.39
7.2	2.88	2.33	1.93	1.73	1.55	1.44
17.0	1.11	0.94	0.83	0.60	0.55	0.51

De los cuadros 6.6 y 6.7 se observa de que en el Pedregal las cargas son mucho mas altas que las de los otros sistemas. La diferencia fue debido a las altas concentraciones del afluente proveniente del desagüe del Pedregal. Los datos de la tabla 6.6 muestran que las cargas de los otros sistemas pueden ser comparados con las cargas aplicadas de los procesos de lodos activados de alta tasa (1 - 2 Kg DQO/m<sup>3</sup>/d ó 0.5 - 1 Kg DBO/m<sup>3</sup>/d).

De los cuadros 6.5, 6.6 y 6.7 se observa que la eficiencia de remoción tiende a disminuir con el decrecimiento del tiempo de retención, mientras que por el contrario las cargas removidas van aumentando hasta que llega un

momento en que el tiempo de retención es tan bajo que el reactor se ve sobrecargado.

**Cuadro 6.7.** Cargas volumétricas en el estado estable para DQO y DBO (aplicada y removida) para diferentes RAFAs como función del tiempo de retención. (compilado por Van Haandel & Lettinga, 1994).

Sistemas	TRH (horas)	Carga Volumétrica DQO (Kg/m <sup>3</sup> /día)		Carga Volumétrica DBO (Kg/m <sup>3</sup> /día)	
		Aplicada	Removida	Aplicada	Removida
Cali	2.4	3.97	2.58	0.77	0.44
	4	2.19	1.36	0.82	0.60
	6	1.28	0.83	0.64	0.52
	7	0.87	0.57	0.59	0.48
	8	0.72	0.48	0.34	0.26
Sao Paulo	4.4	2.18	1.16	0.99	0.38
	5	1.88	0.60	2.18	0.41
	5.1	1.44	0.90	0.93	0.66
	6.1	0.74	0.41	0.41	0.24
	6.2	1.00	0.60	0.61	0.40
	7	1.28	0.76	0.81	0.56
	7.2	1.53	0.84	0.85	0.51
	7.5	0.62	0.34	0.34	0.21
	8.8	1.11	0.72	0.69	0.50
	11	0.88	0.55	0.41	0.27
	14.5	0.86	0.42	0.43	0.25
Bucaramanga	5	2.86	2.05	0.56	0.45
	19			0.25	0.18
Kanpur	6	1.81	1.15	0.64	0.44

#### 6.6.4. Características y producción de lodos

##### 6.6.4.1 Masa de Lodo en el reactor

La masa de lodo retenida en el RAFA puede ser estimada utilizando los perfiles de concentración de lodos determinados desde la base hasta la parte alta del reactor durante las condiciones de operación. En general la

masa del lodo contenida en el reactor puede ser calculada según la siguiente formula:

$$M_i = A * \sum_{i=1} h_i * C_i \quad (6.18)$$

Donde:  $M_i$  = Masa de lodo contenido en el reactor;  $h_i$  = altura de la capa  $i$ ,  $C_i$  = concentración de lodo en la capa  $i$ , (Total de "n" capas);  $A$  = área transversal del reactor.

**Cuadro 6.8.** Velocidad ascendente, concentración promedio y edad del lodo en diferentes RAFAs como función del tiempo de retención (elaborado y compilado por Van Haandel & Lettinga, 1994).

Sistema	TRH (horas)	Velocidad Ascendente (m/h)	Concentración de lodo promedio (SST/l)	Composición de Lodo (g SSV/g SST)	Edad del lodo (d)
Pedregal	2:1	1.43	17.0	0.66	7.8
	2.6	1.15	15.6	0.70	10.1
	3.0	1.00	17.8	0.68	14.8
	5.6	0.71	19.6	0.55	37.5
	7.2	0.56	20.2	0.56	46.1
	17	0.24	18.1	0.61	118.2
Cali	4-8	0.5-1	25-30	0.35-0.45	30-150
Kanpur	6	0.83	25-35	0.30-0.40	50-70
Sao Paulo	4-14	0.4-1.5	2-8		

Según la investigación llevada a cabo por Lettinga y Van Haandel en el Pedregal. Los resultados fueron que en tiempos de retención mayor a 5.6 horas se notó que la concentración del lodo en la base del reactor fue alta (50-80 g/l) pero decrecía bruscamente con la altura hasta valores muy bajos (< a 1 g/l a alturas mayores a 2.25 m desde la base del reactor), que pueden considerarse despreciables. Por el Contrario, el perfil encontrado en cortos tiempos de retención (menor a 3 horas) mostraron un decrecimiento de la

concentración mas gradual conforme se ascendía en la altura del reactor. La altura del reactor del Pedregal es de 4m (no se considera la altura del separador de fases y la altura libre).

Del cuadro 6.8 se observa que la concentración promedio de lodo en Cali y Kanpur es casi 2 veces el valor encontrado en Pedregal, lo cual puede ser atribuido al alto contenido mineral encontrado en los desagües de Cali y Kanpur, 55-65 y 60-70 % respectivamente. Probablemente el alto contenido mineral compuesto por material inorgánico como arenas y arcillas, mejoro la capacidad de sedimentación y aumento la concentración del lodo en los reactores de Cali y Kanpur.

A pesar de que solo una parte del volumen del reactor es usado para retener el lodo, la concentración (15-35 g SST/l) es mucho mas alta que en los procesos aeróbicos de lodos activados, los cuales operan a concentraciones de 3-5 g/l (a una relación SSV/SST de 60-80 por ciento).

#### 6.6.4.2. Producción de lodos en el reactor durante el estado estable

En una situación de estado estable la producción de lodo en exceso sobre un cierto periodo de tiempo es igual a la suma de la masa de lodo descargada y la masa de sólidos sedimentables en el efluente sobre ese periodo de tiempo. La producción específica de lodo en exceso es la producción (Kg SST o SSV) por unidad de masa de material afluente (Kg DQO, DBO o SST ). La producción específica de lodo  $P$  puede ser expresada en seis diferentes modos. Tomando el parámetro de DQO, como ejemplo tenemos:

$$P_{at} = E_{xt} / M_{ti} \quad (6.19a)$$

$$P_{ct} = E_{xt} / (M_{ti} - M_{te}) \quad (6.19b)$$

$$P_{rt} = E_{xt} / (M_{ti} - M_{se}) \quad (6.19c)$$

$$P_{av} = E_{xv}/M_{ti} \tag{6.19d}$$

$$P_{cv} = E_{xv}/(M_{ti} - M_{te}) \tag{6.19e}$$

$$P_{rt} = E_{xv}/(M_{ti} - M_{se}) \tag{6.19f}$$

Donde:  $P$  = producción específica de lodo;  $E_x$  = Masa de lodo descargada diariamente. Los índices a, r y c indican las cargas de DQO aplicada, removida y convertida; los índices t y v indican los sólidos totales y volátiles respectivamente.

**Cuadro 6.9.** Valores experimentales de la producción específica de lodo en el Pedregal como función del tiempo de retención (Van Haandel & Lettinga, 1994).

TRH (horas)	Lodo por masa DQO aplicada		Lodo por masa DQO removida		Lodo por masa DQO convertida	
	(gSST/gDQO)	(gSSV/gDQO)	(gSST/gDQO)	(gSSV/gDQO)	(gSST/gDQO)	(gSSV/gDQO)
2.1	0.240	0.158	0.438	0.289	0.559	0.369
2.6	0.217	0.152	0.366	0.256	0.561	0.393
3.0	0.179	0.122	0.257	0.175	0.290	0.197
5.6	0.178	0.098	0.255	0.140	0.294	0.162
7.2	0.136	0.076	0.167	0.094	0.202	0.113
17.0	0.139	0.085	0.164	0.100	0.186	0.113

Del cuadro 6.9 se puede notar de que la producción específica de lodo depende del tiempo de retención: para grandes tiempos de retención (> 3 horas) hay un decrecimiento gradual de la producción de lodos con el incremento del tiempo de retención. Para tiempos de retención muy cortos (< 3 horas) la producción de lodos incrementa bruscamente con el decrecimiento del tiempo de retención.

Si comparamos los valores teóricos de producción específica de lodos mínima como un resultado del crecimiento de lodo biológico (0.03 correspondiente a la fermentación metanogénica sola) y la máxima (0.18 mg SSV/mg DQO, debido a la fermentación metanogénica y acidogénica juntas), podemos decir del cuadro 6.9 que a tiempos de retención cortos (< 3 horas)

en el Pedregal, la producción de lodos es más alta de la que se podría esperar de haber únicamente una producción de lodo biológico. La razón de esta producción de lodo en exceso mucho mas alta debe ser atribuida a el atrape en el lecho de sólidos no biodegradables o pobremente biodegradables del afluente.

**Cuadro 6.10.** Valores experimentales de la producción de lodo específica como función del tiempo de retención en diferentes RAFAs (compilado por Van Haandel & Lettinga, 1994).

Sistema	TRH (horas)	Lodo por masa de DQO aplicada		Lodo por masa de DQO digerida	
		g SST/g DQO	g SSV/g DQO	g SST/g DQO	g SSV/g DQO
Cali	4 - 8	0.20	0.07	0.30	0.11
Sao Paulo	5 - 14	0.20	-	0.29	-
Kanpur	6	0.27	0.10	0.39	0.14

Del cuadro 6.10 se observa que la producción específica de lodo volátil permanece aproximadamente constante sobre los tiempos de retención investigados (todos mayores a 4 horas) y aproximadamente igual a los valores del Pedregal para los mismos tiempos de retención, es decir entre 0.08 g SSV/g DQO aplicada ó 0.11 mg SSV/mg DQO digerido. Estos valores son comparables con los valores teóricos de crecimiento de lodo anaeróbico, de modo que a las condiciones operacionales aplicadas (tiempo de retención > 4 horas), solo una fracción pequeña está compuesta de sólidos no - biodegradables. La relación SSV/SST difiere considerablemente de un sistema a otro debido a la presencia de diferentes concentraciones de sólidos suspendidos minerales en el agua residual cruda. Esto ocasiona grandes diferencias en la producción de SST por masa unitaria de DQO en los diferentes sistemas.

#### 6.6.4.3. Carga específica de lodo

La carga específica de lodo se calcula como la relación entre la carga diaria de materia orgánica por masa de lodo presente en el RAFA.

Importantes parámetros son la tasa de digestión específica y la tasa de remoción específica, los cuales pueden ser expresados en términos de Kg SST ó Kg SSV. Tomando otra vez la DQO como ejemplo, tenemos las siguientes expresiones:

$$l_{at} = M_a/M_{jt} \tag{6.20a}$$

$$l_{av} = M_a/(f_v * M_{jt}) \tag{6.20b}$$

$$l_{rt} = M_r/M_{jt} \tag{6.20c}$$

$$l_{rv} = M_r/(f_v * M_{jt}) \tag{6.20d}$$

$$l_{ct} = M_c/M_{jt} \tag{6.20e}$$

$$l_{cv} = M_c/(f_v * M_{jt}) \tag{6.20f}$$

Donde: *l* = Masa de DQO diaria por masa de lodo unitaria; los índices *a*, *r*, y *c* indican las cargas aplicadas, removidas y convertidas; los índices *t* y *v* se refieren a los sólidos totales y volátiles respectivamente.

**Cuadro 6.11.** Cargas específicas de lodo y las tasas de remoción específicas para DQO como función del tiempo de retención en Pedregal (ambos en términos de SST y SSV). Van Haandel & Lettinga, 1994.

TRH (horas)	Conc. Lodo Promedio (g SST/l)	Carga de lodo Kg DQO/(Kg SST.d)			Carga de lodo Kg DQO/(Kg SSV.d)		
		Aplicada	Removida	Digerida	Aplicada	Removida	Digerida
2.1	17.0	0.53	0.29	0.23	0.81	0.44	0.35
2.6	15.6	0.45	0.27	0.18	0.65	0.38	0.25
3.0	17.8	0.38	0.26	0.23	0.55	0.39	0.34
5.6	19.6	0.15	0.11	0.09	0.28	0.19	0.17
7.2	20.2	0.14	0.12	0.10	0.25	0.21	0.17
17.0	18.1	0.06	0.05	0.05	0.10	0.09	0.08

Los valores obtenidos por Van Haandel & Lettinga en el Pedregal muestran que las tasas de digestión tienden a incrementar con el decrecimiento del tiempo de retención. Si se observa en el cuadro 6.11, la

La tasa de digestión específica va aumentando con el decrecimiento del tiempo de retención hasta llegar a 3 horas (ver columna de digerida). El lodo biológico (bacterias) llega a ser más activo a tiempos de retención más cortos lo que significa que el lodo NO fue cargado lo suficiente a tiempos de retención mayores a 3 horas: su potencial para remover el material orgánico no fue utilizado completamente. Sin embargo como era de esperar a tiempos de retención cortos la actividad de lodo decrece (2.6 horas). Aun cuando las cargas aplicadas por masa unitaria de lodo se incrementaron, la masa orgánica digerida o removida por masa unitaria de lodo decreció.

**Cuadro 6.12.** Cargas específicas de lodo para diferentes RAFAs tratando aguas residuales domésticas. Van Haandel & Lettinga, 1994.

Sistema	TRH (horas)	Concentración de Lodo (g SST/l)	Carga Aplicada (Kg DQO/m <sup>3</sup> .d)	Carga de Lodo Aplicada (Kg DQO/Kg SST.d)
Calí	4 - 8	25 - 30	0.07 - 4.0	0.03 - 0.16
Sao Paulo	5 - 14	2 - 8	0.9 - 2.2	0.19 - 0.77(?)
Kanpur	6	25 - 35	1.81	0.05 - 0.07

Del cuadro 6.12 se aprecia los valores de las cargas específicas de lodos para diferentes RAFAs. En el reactor de Sao Paulo se observó una muy alta carga específica de lodo aplicada la que se atribuye a un error en la determinación de la concentración del lodo en el reactor, esta fue extrañamente baja. Los valores de carga específica de lodo suelen ser bajas respecto a los valores aplicados en los procesos aerobios, los cuales operan a cargas específicas de lodo en el rango de 0.5 - 1.0 g DQO/(g SSV.d).

#### 6.6.4.4. Edad del lodo

La edad del lodo o tiempo de retención de sólidos en el sistema de tratamiento biológico es la relación entre el lodo contenido en el reactor (Kg SST) y la tasa de producción de lodo (Kg SST/día). Bajo las condiciones del estado estable la masa retenida del lodo en el reactor no cambia, de modo



que la tasa de producción de lodo es igual a la suma de la cantidad de lodo descargado y los sólidos del efluente sedimentado durante un período fijo de tiempo. El cuadro 6.8 reporta las edades de lodos para varios RAFAs y para diferentes condiciones operacionales. Los valores obtenidos en el Pedregal muestran que el tiempo de retención del líquido influencia fuertemente la edad del lodo. Para tiempos de retención entre 17 a 7.2 horas, la edad del lodo está en el rango de 40 - 100 días pero este decrece de 7 a 15 días para valores de tiempos de retención de 2 a 3 horas, valores próximos a la mínima edad de lodo para metanogénesis, para esta temperatura. Según McCarty (1964) la mínima edad del lodo para una operación estable a 25 °C es aproximadamente 10 días. A pesar de las bajas edades de lodo no hubo fallas debido al lavado de los metanógenos. A tiempos de retención cortos el reactor tiene una baja pero constante eficiencia de remoción en términos de materia orgánica y la concentración de SST y AGV permanecieron bajas en todas las veces. Se debe resaltar que el cálculo de la edad de lodo está basado en el tiempo de retención de sólidos promedio. A edades de lodo cortas parte de los sólidos del afluente pasarán a través del lecho de lodos sin ser metabolizados y posteriormente aparecerán en el efluente sin cambiar sustancialmente después de un período igual al tiempo de retención del líquido, más corto que el tiempo de retención de sólidos promedio. Por lo tanto, el lodo biológico debe tener un tiempo de retención que sea apreciablemente mas grande que el valor promedio calculado para retención de lodo. Consecuentemente el tiempo de retención de los metanógenos fue mucho mas allá que el mínimo para el crecimiento sostenido. De hecho, la edad del lodo calculada como la masa de lodo retenida y la tasa de lodo descargada no es un parámetro confiable para estimar el tiempo de retención de la masa bacterial en el reactor.

#### **6.6.5. Producción de Gas**

La emisión de gas en un reactor anaeróbico tratando aguas residuales domésticas es pequeña debido a: (1) la baja concentración de material

orgánico biodegradable y (2) a que una parte considerable del biogas producido permanece disuelto en la fase líquida.

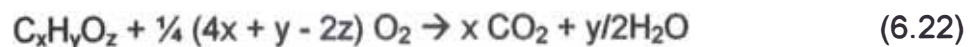
Generalmente, en el biogas proveniente de aguas residuales, el 70 - 80 por ciento es metano y el resto esta hecho de una mezcla de dióxido de carbono, nitrógeno, vapor de agua y pequeñas fracciones de gas sulfídrico.

La solubilidad del metano a la presión atmosférica (1 atm) y a la temperatura de 20 a 35 °C es de 20 mg/l (Perry y colaboradores, 1963), de modo que en un digestor de aguas residuales (con una presión parcial de CH<sub>4</sub> de 0.7 - 0.8 atm por la presencia de otros gases como el CO<sub>2</sub>), la concentración de metano disuelto obedece la ley de Henry:

$$[\text{CH}_4]_s = K_H * p_{\text{CH}_4} \quad (6.21)$$

Donde: [CH<sub>4</sub>]<sub>s</sub> = es la concentración de saturación de metano disuelto; p<sub>CH<sub>4</sub></sub> = presión parcial de metano en el biogas; y K<sub>H</sub> = constante de Henry para CH<sub>4</sub>.

Según la ley de Henry el metano disuelto está en el rango de 0.7\*20 = 14 mg/l a 0.8\*20 = 16 mg/l o 1mmol/l de CH<sub>4</sub> aproximadamente. Esta concentración es generada de 4 \* 16 mg/l = 64 mg/l de DQO, según la ecuación de la DQO teórica:



Conociendo los pesos atómicos de H (1 g/mol), C(12 g/mol) y O (16 g/mol); la ecuación 6.22 muestra que 1 mol de material orgánico (es decir una masa de (12x + y + 16z) g de materia orgánica) ejerce una demanda de  $\frac{1}{4} (4x + y - 2z)$  mol de O<sub>2</sub> ó 8\*(4x + y - 2z)g O<sub>2</sub>. De aquí la demanda de oxígeno teórica de material orgánico puede ser expresado como:

$$\text{DQO}_t = 8*(4x + y - 2z) / (12x + y + 16z) \text{ mg DQO/mg C}_x\text{H}_y\text{O}_z \quad (6.23)$$

Para compuestos reducidos fuertemente, por ejemplo metano, esta DQO es alta, usando la ecuación 6.23 para metano ( $\text{CH}_4$ , es decir:  $x=1$ ,  $y=4$ ,  $z=0$ ) la DQO teórica puede ser calculada como sigue:

$$\begin{aligned}\text{COD}_{\text{CH}_4} &= 8(4 \cdot 1 + 4 - 2 \cdot 0) / (12 \cdot 1 + 4 + 16 \cdot 0) \\ &= 4 \text{ mg DQO/mg CH}_4\end{aligned}$$

Esta concentración de DQO calculada puede representar una fracción considerable de material orgánico biodegradable en el afluente. Sumado al gas metano saliendo del sistema disuelto en el efluente, hay una pérdida debido a la desabsorción de metano en la superficie de agua. Esta pérdida dependerá del tamaño de la superficie y de si el reactor esta o no cubierto. Debido a las perdidas de gas, la masa de metano colectada es usualmente más pequeña que la cantidad producida realmente, la cual puede ser calculada de la estequiometria. En la practica, las pérdidas podrían ser entre 20 - 50 por ciento del biogas producido.

La producción de metano teórica por unidad de volumen de agua residual o per capita puede fácilmente ser calculada. La digestión de 1 Kg de DQO resulta en una masa de  $\frac{1}{4}$  Kg  $\text{CH}_4$  = 250 g  $\text{CH}_4$ . Sabiendo que una mol  $\text{CH}_4$  (16 g) tiene un volumen de  $22.4 \cdot T / 273$  L a la presión atmosférica ( $T$  = temperatura en °K), el volumen del gas metano esta calculado como  $250 \cdot 22.4 \cdot T / (273 \cdot 16) = 1.28 \cdot T$  L  $\text{CH}_4/\text{Kg DQO}$ . A una presión parcial de metano de  $p_m$  y establecida  $f_m$  la fracción de metano colectada, el volumen de biogas producido (colectado) esta dado por

$$v_b = f_m \cdot 1.28 \cdot T / p_m \quad \text{L/Kg COD} \quad (6.25)$$

Donde:  $v_b$  = cantidad de biogas colectado (L/Kg DQO);  $f_m$  = fracción de metano colectado;  $T$  = temperatura in K;  $p_m$  = presión parcial de metano

Como un ejemplo, la producción de metano esperada (colectada) del desagüe doméstico en un digester anaerobio será calculado, asumiendo una contribución per capita de 62.5 g DQO y 75 L de agua residual, una eficiencia de digestión de 80 %, una fracción de recuperación de  $f_m = 2/3$  y una presión parcial de 0.75 ( $T = 300$  °K). Para las condiciones dadas la producción de biogas por Kg DQO es:

$$v_b = 2/3 * 1.28 * 300/0.75 = 341 \text{ l biogas/Kg DQO}$$

La cantidad de DQO por litro de desagüe es  $0.8 * 62.5 / 75 = 0.667$  g/l. Como la presión parcial de metano es 0.75 atm la solubilidad de metano en agua es  $0.75 * 20 = 15$  mg/l, lo cual significa que  $15 * 4 = 60$  mg/l DQO ( $\text{CH}_4$ ) permanece en la fase líquida y consecuentemente un máximo de  $667 - 60 = 607$  mg/l se desabsorben. Para una producción per capita de 75 l/d, la masa de DQO correspondiente al metano desabsorbido esta dada por  $75 * 0.607$  g/d = 45.5 g/d, lo cual lleva a que de esa cantidad solo se colecte lo siguiente:

$$v_{\text{hab}} = 2/3 * 1.28 * 300/0.75 * 0.0455 = 15.4 \text{ l biogas/hab/d}$$

y

$$v_{\text{af}} = Q_g/Q_1 = 15.4 / 75 = 0.21 \text{ l biogas/l desagüe}$$

Donde:  $v_b$  = volumen de biogas colectado por Kg DQO;  $v_{\text{hab}}$  = producción de biogas per capita;  $v_{\text{af}}$  = Producción de biogas por unidad de afluente.

**Cuadro 6.13. Resumen de resultados de diferentes Reactores evaluados**

PARAMETROS	RAFA Sao Paulo (1) Brasil	RAFA Bucaramanga (2) Colombia	RAFA Pedregal (3) Brasil	RAFA Cali (4) Colombia	RAFA Kanpur (5) India
Volumen del Reactor (m <sup>3</sup> )	120	2 Reactores de 3300 m <sup>3</sup>	160	64	1200
Tiempo de retención hidráulica (h)	4.4 - 14.5	5 y 19	2.1-17	2.4-8	6
Temperatura (°C)	20-22	23-27	22-25	25	20-28
Carga Volumétrica (Kg DQO aplicada/m <sup>3</sup> .d)	2.18 - 0.86	2.86	9.05 - 1.11	3.97-0.72	1.81
Carga Volumétrica (Kg DQO removida /m <sup>3</sup> .d)	1.16-0.42	0.56-0.25	4.96 - 0.94	2.58 - 0.48	1.15
Carga Volumétrica (Kg DQO digerida /m <sup>3</sup> .d)	-	-	3.89 - 0.83	-	-
DQO/DBO	2	-	1.7	2-3	2.9
Remoción DBO (%)	39 - 72	80	67 - 92 **	57 - 81	65 - 71
Remoción DQO (%)	33 - 63	66 - 72	55 - 83 **	65 - 67	49 - 71
Remoción SST (%)	55 - 77	73	57 - 91 **	77 - 81	37 - 78
Remoción P (%)	3	-		40	-
Remoción N (%)	0	-		-	-
Prod. Lodo (Kg SST/Kg DQOaf)	0.20	-	0.22 - 0.07	0.20	0.27
Prod. Lodo (Kg SSV/Kg DQO digerida)	-	-	0.17 - 0.08	0.11	0.14
Carga de lodo(Kg DQO/Kg SST.d)	0.19	-	0.3 - 0.05	0.03 - 0.16	0.05 - 0.07
Conc. Lodo promedio (g SST/l)	2 - 8	-	15.6 - 20.2	25 - 30	25 - 35
Composición lodo (g SSV /g SST)	-	-	0.55 - 0.70	0.35 - 0.45	0.30 - 0.40
Edad de lodo.(d)	-	-	7.8 - 118.2	30 - 150	50 - 70
<b>EFLUENTE</b>					
DBO (mg/L)	31-59	39	32 - 149 **	25-45	50-56
DQO (mg/L)	96-132	145	117 - 358 **	120-140	91-103
SST (mg/L)	33-61	70	52 - 234 **	30-60	111-165
N Kjeldahl	26	-	-	-	-
Patógenos/100 mL	10 <sup>7</sup>	-	-	10 <sup>7</sup>	-

\*\* efluente sedimentado

(1) Vieira and Garcia (1991)

(2) Schellinkhout and Collazos (1991)

(3) Van Haandel and Lettinga (1994)

(4) Haskoning (1989)

(5) Haskoning, Euroconsult (1990), Alaerts (1989)

## **7. PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA UNI (UNI -TRAR)**

La Universidad Nacional de Ingeniería - UNI, con la finalidad de incentivar la investigación científica y con el deseo de encontrar mejoras a la problemática de la disposición y uso inadecuado de los desagües domésticos en nuestro medio, es que construye la Planta Piloto de Tratamiento de Aguas Residuales dentro del propio Campus Universitario. La Obra a contado con el auspicio del Ministerio de la Presidencia y el co-financiamiento de FONCODES y la UNI.

La Planta Piloto fue inaugurada el 23 de Julio de 1995. Fue diseñada para tratar un caudal de hasta 10 l/s de los desagües de los poblados de EL ANGEL y EL MILAGRO, beneficiándose entre 8 000 a 10 000 habitantes. Para el diseño se consideró una DQO total de diseño de 500 mg/l y una DBO total de 250 mg/l. La operación y mantenimiento esta conformada por un equipo técnico conformado por profesores, alumnos y personal administrativo de la Facultad de Ingeniería Ambiental y la participación de otras Facultades.

La Planta Piloto es el primer componente del Instituto de Investigaciones Ambientales que la UNI ha creado para propiciar el desarrollo científico de sus docentes y alumnos, y contribuir a la búsqueda de soluciones de bajo costo a los problemas ambientales que sufre el país.

### **7.1. UBICACION Y EXTENSION DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO**

La Planta de Tratamiento de Desagües de la UNI se ubica en la parte Norte del Campus Universitario, Sector "T" en un área de 4.5 hectáreas. Siguiendo la dirección Norte al lado derecho de la Av. Túpac Amaru y entre los límites de los Distritos de Independencia y del Rimac.

El sistema en su conjunto consta de los siguientes componentes:

- a. Pretratamiento: compuesto por una cámara de rejillas y un desarenador los cuales se encargan de remover los sólidos gruesos, material flotante y arenas del agua residual.
- b. Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente (RAFA): esta compuesto por un digestor, sedimentadores y cámara de gases. Su principal función es la de remover los sólidos en suspensión y la materia orgánica contenida en el desagüe de ingreso en un rango del 60 a 80 %. Durante el proceso se genera biogas el cual puede ser utilizado como combustible y una producción de lodo menor en comparación con los sistemas aeróbicos. El área útil ocupada por el reactor es de 96 m<sup>2</sup>.
- c. Lecho de secado de lodos: Tiene la función de darle tratamiento a los lodos retirados periódicamente del RAFA por medio de los mecanismos de evaporación y percolación del componente líquido de los lodos. Ocupa una área útil de 200 m<sup>2</sup>.
- d. Lagunas de estabilización secundaria y terciaria: son estanques donde se complementa el tratamiento del agua residual ambas trabajan en serie con tiempos de retención de 10 y 6 días respectivamente para remover el resto de materia orgánica y en especial microorganismos patógenos como bacterias, virus y parásitos. Ambas lagunas ocupan una área útil de 0.59 ha.
- e. Estanques de peces: son tres estanques de peces ocupando un área útil de 0.18 ha y donde se cultivan peces de la especie tilapia nilótica. Estos son abastecidos de agua con el efluente de la planta.
- f. Red de desagües de la Planta: la planta cuenta con una red de desagües que permite controlar cualquier rebose en cada una de las unidades del sistema. Sirve también para desaguar cualquiera de las unidades de tratamiento durante las labores de mantenimiento.

e. Edificio Central: Es el área destinada a las labores administrativas, académicas y de investigación, contará con oficinas administrativas, laboratorios, aulas, almacén y servicios. También se ha previsto la construcción de una planta piloto de tratamiento de residuos sólidos domésticos.

## 7.2. DESCRIPCION DE LAS UNIDADES DE TRATAMIENTO

La Planta de tratamiento de la UNI capta las aguas residuales de los Asentamientos Humanos: "El Angel" y "El Milagro" hasta un máximo de 10 l/s por medio de un dispositivo de captación para luego hacer pasar el desagüe por rejas gruesas y finas encargadas de eliminar los sólidos gruesos. A continuación un desarenador de dos cámaras alternas que permite eliminar las partículas inertes con diámetros mayores a 0.2 mm; generalmente arenas y otros materiales que pueda sedimentar por gravedad. Los caudales de ingreso son medidos con un medidor de caudal tipo Palmer Bowlus.

Después de ocurrido el pretratamiento, el desagüe continua su paso hacia el Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente - RAFA para la remoción de materia orgánica y de sólidos en suspensión entre un 60 a 80 por ciento. Un lecho de secado de lodos permitirá la deshidratación de los lodos retirados del RAFA periódicamente pero que hasta el momento no ha sido necesario utilizar. El efluente del RAFA luego ingresa a la laguna secundaria y posteriormente a la laguna terciaria ubicadas en serie para conseguir una remoción mas sustancial de materia orgánica, sólidos en suspensión y especialmente microorganismos patógenos. El efluente de la Planta luego es usado para: 1. regar áreas verdes de la Universidad y distritos adyacentes, 2. desarrollar un vivero que abastece de plantas al Campus Universitario y a la población aledaña y 3. para llenar los tres estanques construidos para la crianza de peces (especie "Tilapia del Nilo") cuando ocurren pérdidas por evaporación.



# PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA UNI

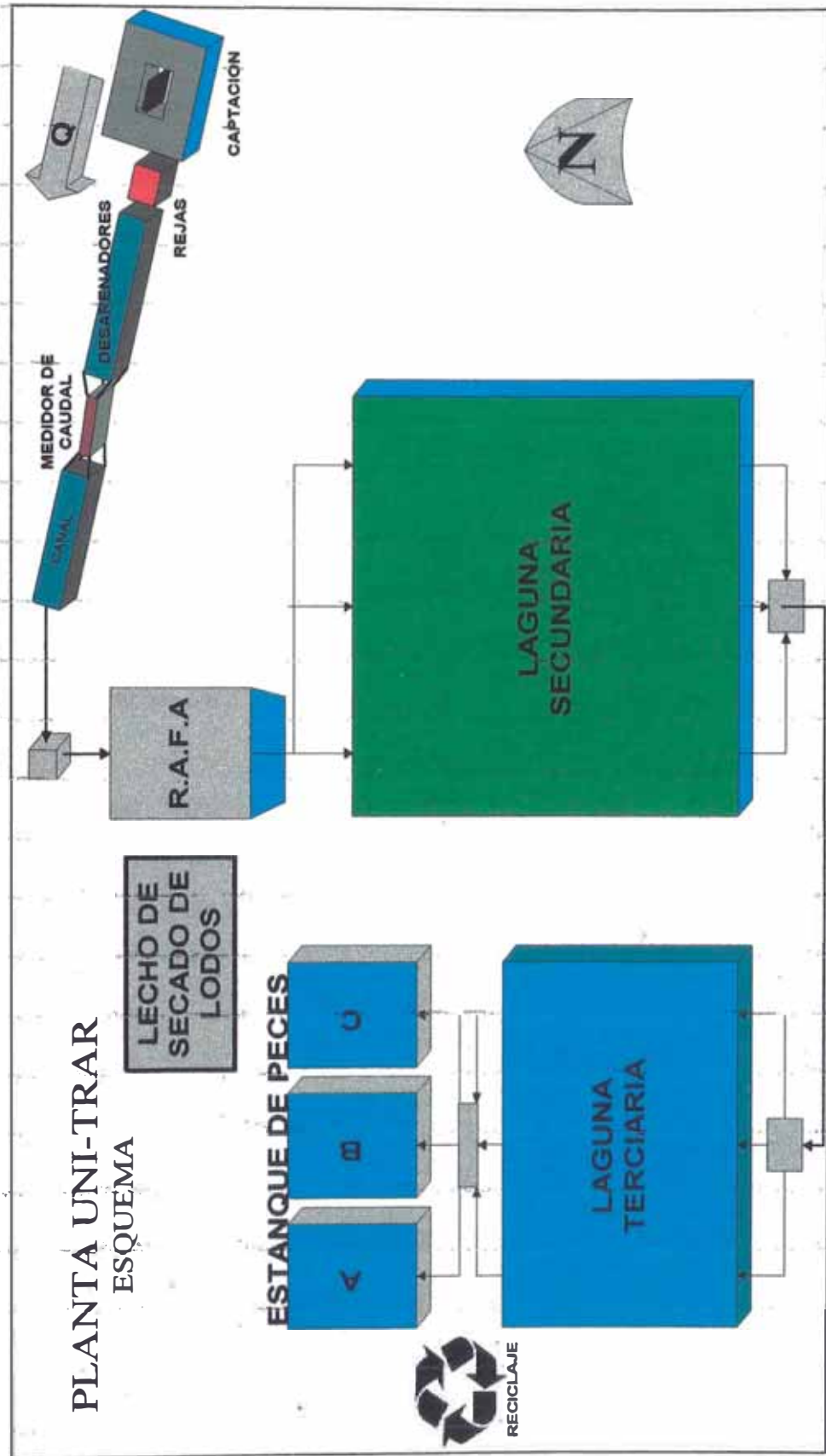


Figura 7.1. Esquema General de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la UNI (UNI-TRAR)

### **7.2.1. Dispositivo de Captación y regulación de caudales de aguas residuales**

Se compone de una cámara de forma cuadrada que interconecta el sistema de alcantarillado con la planta de tratamiento y permite captar un máximo de caudal de hasta 10 l/s y derivar el caudal excedente hacia el sistema de alcantarillado mediante un vertedero de rebose.

### **7.2.2. Sistema de rejas**

La planta cuenta con dos tipos de rejas:

- Reja Gruesa. Ubicada en la entrada. Tiene la finalidad de retener cuerpos extraños o sólidos gruesos, como tablas, ramas, trapos, plásticos, latas, etc. Esta reja se ha hecho con material de fierro, con inclinación de 30°, tiene 32 barras de 5 mm de espesor, con separación entre barrotes de 25 mm
- Rejas finas. Esta unidad se ubica aguas abajo del sistema de rejas gruesas, en la entrada al desarenador. Existen dos rejas finas de fierro con inclinación de 56°. Cada una tiene 19 barras de 5 mm de espesor con una separación de 15 mm.

### **7.2.3. Desarenador**

Se encarga de retener por sedimentación partículas con diámetros mayores a 0.2 mm donde no se incluyen partículas de materia orgánica. El desarenador es de flujo horizontal, sección rectangular y posee una tolva de sección trapezoidal para la acumulación de arenas en el fondo. Mediante un vertedero proporcional o sutro instalado aguas abajo del desarenador, se controla la velocidad de paso.

#### 7.2.4. Reactor anaeróbico de flujo ascendente - RAFA

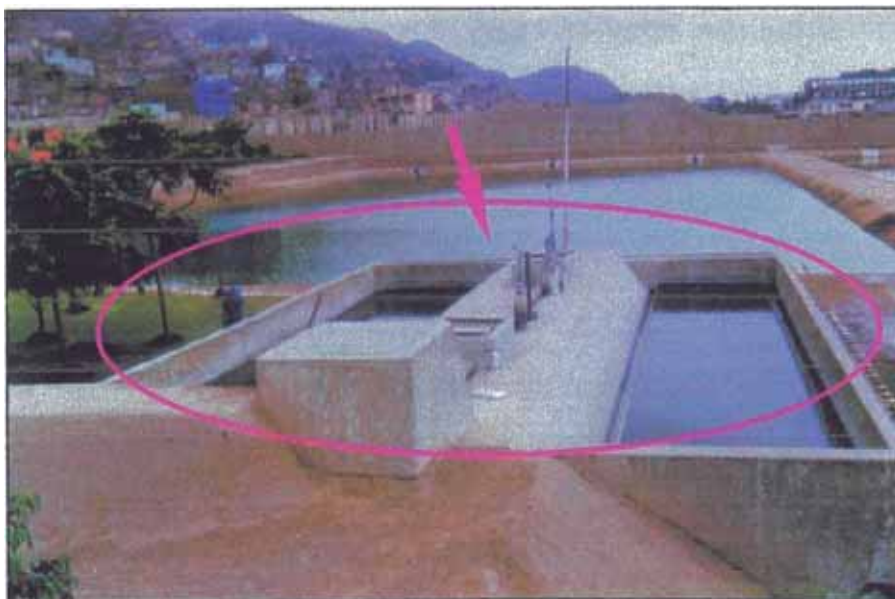
Es una unidad conformada por un digestor, un sedimentador y una cámara de gas. El desagüe a tratar se distribuye en forma uniforme en el fondo para luego ascender pasando por un manto de lodos que ocupa cerca de la mitad del volumen del reactor. La biomasa que se acumula y concentra es la encargada de degradar la materia orgánica del desagüe.

El gas formado por el metabolismo bacteriano se desvía mediante deflectores hacia la cámara de gases, evitando su presencia en la zona de sedimentación.

El agua asciende hacia la zona de sedimentación en la parte superior para luego pasar a las canaletas recolectoras, obteniéndose un efluente clarificado que va posteriormente a las lagunas de estabilización.

La unidad además cuenta con cuatro dispositivos de muestreo de lodo y de evacuación, de este último se derivan los lodos hacia el lecho de secado.

En un tiempo de retención de 7 horas a un caudal de 10l/s se espera remover de 60 80 % de la materia orgánica.



**Foto 7.1.** Reactor Anaeróbico de Flujo ascendente de UNI-TRAR. La foto muestra algunos componentes ubicados en la parte alta del reactor.

Los componentes del reactor son (ver figura 7.2):

- a) Sistema de alimentación. En la entrada del reactor se encuentran una cámara repartidora de caudal con dos vertederos triangulares idénticos, instalados en paralelo. Del repartidor salen dos tuberías de PVC pesado de 6" que conducen el caudal afluyente a dos distribuidores ubicados en la parte superior del reactor. Cada distribuidor es una estructura rectangular de 0.9 m de largo por 0.6 de ancho y 0.7 de altura. En cada distribuidor hay doce compartimentos, cada uno con un vertedero triangular de 0.07 m de altura para permitir una distribución uniforme de caudal.
- b) Reactor. Es una estructura de concreto armado de 11.4 m de largo por 8.4 m de ancho y 6.0 m de altura. Los seis metros de altura corresponden a 4 m de digestor, 1.5 m de sedimentación y 0.5 m de borde libre. La abertura entre el sedimentador y el separador de fases es de 20 cm. En cuanto al dispositivo de extracción de exceso de lodos, el reactor cuenta con un sifón de PVC de 8", ubicada a 1.5 m de alto desde el fondo que permite la evacuación de lodos. Se han previsto 4 salidas de lodos, también mediante sistemas de sifones de PVC de 4", para toma de muestras de lodos ubicadas a 1.0, 1.5, 2.0, 2.5 m por encima del nivel del fondo.
- c) Cámara de gases. Se ubica en la parte superior del reactor, tiene una altura de 30 cm, una longitud de 11.4 m y un ancho de 2.2m. La cámara cuenta con dos salidas de gas de 4" para reducirse a 2" y unirse para su medición con el gasómetro. Luego el gas se debe quemar o utilizar como combustible esto último con un tratamiento previo del biogás colectado.
- d) Sistemas de recolección de agua tratada. Se ubican en la parte superior de los sedimentadores y consisten en cuatro canaletas laterales de sección triangular ubicadas en la parte interna y lateral del RAFA. Cada canaleta cuenta con vertederos colocados en toda su longitud. El desagüe de dichas canaletas es colectada por un canal principal y es conducido hacia un repartidor de caudal con tres vertederos triangulares para dividir

el caudal en tres partes iguales. De este distribuidor salen tres tuberías de PVC de 6" que alimentan posteriormente la laguna secundaria.

#### 7.2.5. Lecho de secado de lodos

Es la unidad construida para la deshidratación del exceso de lodos que se retirarán periódicamente del RAFA. Cuando el lodo húmedo es descargado al lecho, el agua es removida por percolación y en menor extensión por evaporación quedando luego de unos días una torta espesa. El Lecho de secado de 10 por 20 m de área y 0.50 m de altura, cuenta con un medio filtrante de arena y grava y con un sistema de drenaje por donde desaguarán los líquidos percolados hacia el sistema de desagüe.

Este lecho aún no ha sido utilizado porque hasta la fecha no existe un exceso de lodos en el reactor que implique la necesidad de su eliminación.



**Foto 7.2.** Lecho de secado de lodos de UNI-TRAR. Se muestra el sistema de drenaje en el fondo por donde filtrará el agua del lodo hacia el sistema de alcantarillado.

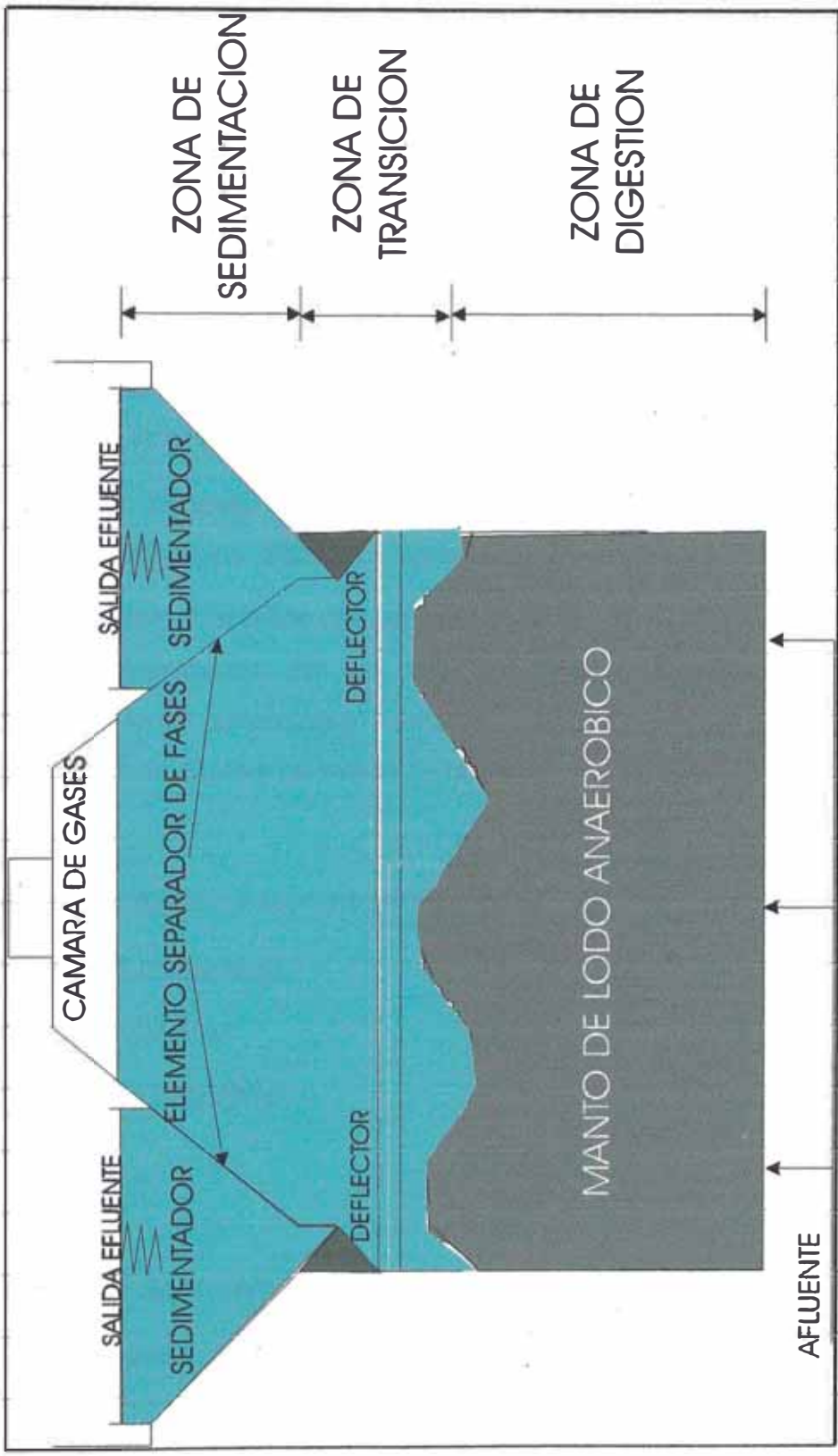


Figura 7.2. Esquema del Reactor Anaeróbico de Flujo Ascendente (RAFA) de UNI-TRAR y sus componentes.

### 7.2.6. Lagunas de estabilización

La Planta cuenta con dos lagunas facultativas una secundaria y la otra terciaria dispuestas en serie.

El efluente del RAFA ingresa a la laguna secundaria mediante tres tubos de entrada distanciados proporcionalmente. El efluente sale por tres tuberías que se unen en un dispositivo de repartición de caudales por medio de vertederos, este dispositivo permite repartir el caudal nuevamente hacia tres entradas de la laguna terciaria (con similares características que las de la laguna secundaria).

Ambas lagunas cuentan con arquetas de desagüe que permiten evacuar por rebose los rebalses o vaciar las lagunas para su mantenimiento.

El modelo hidráulico de ambas lagunas es de flujo disperso. Los procesos desarrollados en las lagunas son: sedimentación, digestión anaerobia de lodos, estabilización aerobia de la materia orgánica, fotosíntesis con formación de algas y remoción de bacterias y parásitos.

Las dimensiones de las lagunas son las siguientes:

Laguna secundaria:

Area superficial:	0.52 ha
Relación largo/ancho:	2
Largo:	102 m
Ancho:	52 m
Periodo de retención:	10 días
Profundidad:	1.5 m

Laguna terciaria:

Area superficial:	0.26 ha
Relación largo/ancho:	1
Largo:	51 m
Ancho:	51 m
Periodo de retención:	6 días
Profundidad:	1.5 m

**7.2.7. Estanque de peces**

Posteriormente al tratamiento terciario, los desagües tratados son usados para rellenar tres estanques de peces donde se cultivan peces de la especie " Tilapia del Nilo" (*Oreochromis niloticus*).

El desagüe proveniente de la laguna terciaria se distribuye proporcionalmente por medio de vertederos a cada uno de los estanques. El nivel de agua en cada unidad es de 1.0 m y no se cuenta con dispositivos de salida continua del efluente por lo que el efluente terciario solo se utiliza para recuperar el nivel de agua perdido por evaporación.

Cada estanque cuenta con arquetas de desagüe que mantienen el nivel constante y facilitan el vaciado en los momentos de cosecha de peces y mantenimiento.



## **8. METODOLOGIA**

El presente capítulo describe los procedimientos llevados a cabo para la evaluación del RAFA de la Planta UNI-TRAR. La metodología, detalla las actividades realizadas para 1) el análisis y sistematización de información existente en la Planta UNI-TRAR como producto de una evaluación intensa realizada en el período Mayo-Junio de 1997 y 2) la evaluación complementaria para describir el comportamiento del RAFA basada en un muestreo llevado a cabo durante los meses de Octubre a Diciembre de 1997. Esta última realizada por el tesista con el apoyo del personal de la Planta UNI-TRAR.

### **8.1. INFORMACIÓN EXISTENTE DEL RAFA EN LA PLANTA UNITRAR: PROGRAMA DE MONITOREO MAYO - JUNIO 1997.**

La información proporcionada por la Planta UNI-TRAR es producto de un muestreo basado en toma de muestras compuestas proporcionales al caudal que permiten cuantificar la calidad diaria del afluente y el efluente del RAFA (DQO, SST y SSV) durante el periodo Mayo - Junio de 1997 (ver, cuadros 8.1 y 8.2 ). Existe también información producto de un monitoreo de alta frecuencia (se tomaron y analizaron cada 2 horas durante las 24 horas, es decir 12 muestras en el día) durante tres días, permitiendo de esta manera conocer las cargas de DQO de entrada y salida del RAFA durante las horas del día, en los días de este muestreo. El programa fue desarrollado por el personal profesional calificado de la Planta UNI-TRAR.

**Cuadro 8.1.** Caudal y Concentraciones de DQO, DBO, SST y SSV del AFLUENTE del RAFA de UNI-TRAR. Lima, Perú. Obtenido por muestras compuestas diarias proporcionales al caudal. T = 20 - 25 °C. Datos proporcionados por UNITRAR - UNI.

FECHA	Volumen diario (m <sup>3</sup> /día)	DQO af. (mg/l)	DBO af. (mg/l)	SST af. (mg/l)	SSV af. (mg/l)
22-May-97	597.6	885			
23-May-97	738	570			
24-May-97	414	508			
25-May-97	392.4				
26-May-97	536.4				
27-May-97	388.8	171		91	79
28-May-97	396				
29-May-97	453.6	262	120	114	98
30-May-97	392.4	208		122	110
31-May-97	406.8	628	283	316	258
01-Jun-97	403.2				
02-Jun-97	381.6				
03-Jun-97	428.4	623		124	100
04-Jun-97	397.08				
05-Jun-97	446.4	523	192	150	32
06-Jun-97	396	481	118	144	116
07-Jun-97	435.6				
08-Jun-97	85.68	1131		478	430
09-Jun-97	360				
10-Jun-97	396	586		186	172
11-Jun-97	406.8	479	137	186	172
12-Jun-97	439.2	296	182	98	80
13-Jun-97	378	316	163	150	114
14-Jun-97	399.6	384		84	58
15-Jun-97	446.4	352		102	70
16-Jun-97	464.4				
17-Jun-97	381.6				
18-Jun-97	295.2				
19-Jun-97	280.8				
20-Jun-97	349.2				
21-Jun-97	282.24	348		50	44
22-Jun-97	403.2	374		138	132
23-Jun-97	428.4	348		122	118
24-Jun-97	374.4	365		106	92
25-Jun-97	331.2	319	110	106	102
26-Jun-97	421.21	672	119	176	164
27-Jun-97	324.72	242	118	76	170
Nº muestras (n)	37	24	10	21	21
Promedio ( $X_{prom}$ )	401.42	433.71	154.20	148.52	129.10
Des. Est. (S)	97.59	221.24	53.90	93.35	86.22
S/ $X_{prom}$	24%	51%	35%	63%	67%

**Cuadro 8.2.** Caudal y Concentraciones de DQO, DBO, SST y SSV del EFLUENTE del RAFA de UNI-TRAR. Lima, Perú. Obtenido por muestras compuestas diarias proporcionales al caudal. T = 20 - 25 °C. Datos proporcionados por UNITRAR - UNI

FECHA	Volumen diario (m <sup>3</sup> /día)	DQO ef. (mg/l)	DBO ef. (mg/l)	SST ef. (mg/l)	SSV ef. (mg/l)
22-May-97	597.6	90			
23-May-97	738	86			
24-May-97	414	94			
25-May-97	392.4				
26-May-97	536.4	112			
27-May-97	388.8	78		24	18
28-May-97	396	50		16	
29-May-97	453.6	88	41	30	20
30-May-97	392.4	112	48	42	26
31-May-97	406.8	73	25		
01-Jun-97	403.2	100	38	16	10
02-Jun-97	381.6	130	51	24	16
03-Jun-97	428.4	125		18	8
04-Jun-97	397.08	89	42	20	
05-Jun-97	446.4	98	49	32	24
06-Jun-97	396	91	38	16	8
07-Jun-97	435.6	82		58	46
08-Jun-97	85.68	82		54	46
09-Jun-97	360				
10-Jun-97	396				
11-Jun-97	406.8	121	45	76	60
12-Jun-97	439.2	136	66	46	44
13-Jun-97	378	150	66	44	28
14-Jun-97	399.6	125		44	26
15-Jun-97	446.4	129		34	18
16-Jun-97	464.4	143		42	20
17-Jun-97	381.6	113		36	24
18-Jun-97	295.2	148	48	34	20
19-Jun-97	280.8	114	52	34	22
20-Jun-97	349.2	118	45	50	48
21-Jun-97	282.24	130		60	46
22-Jun-97	403.2	98		30	28
23-Jun-97	428.4	126		56	50
24-Jun-97	374.4	176		38	30
25-Jun-97	331.2	166	52	32	32
26-Jun-97	421.21	125	49	32	28
27-Jun-97	324.72	120	49	40	32
Nº muestras (n)	37	34	17	29	27
Promedio ( $X_{com}$ )	401.42	114.53	47.29	37.17	28.81
Des. Est. (S)	97.59	27.52	9.73	14.71	13.71
S/ $X_{com}$	24%	24%	21%	40%	48%

## **8.2. MONITOREO COMPLEMENTARIO DEL COMPORTAMIENTO DEL RAFA: PROGRAMA DE MONITOREO OCTUBRE - DICIEMBRE 1997**

Con base a la información obtenida en los monitoreos anteriores realizados por la Planta UNI-TRAR, es que se determinó el programa de muestreo de esta evaluación. Este programa se realizó con muestras instantáneas con una frecuencia de muestras de una por semana durante el periodo Octubre - Diciembre de 1997. Las muestras instantáneas definen la calidad del agua residual en un momento dado (el momento de la toma de muestra) y fueron tomadas en el afluente, efluente y en el lodo a diferentes alturas del RAFA.

### **8.2.1. Materiales y equipo empleado**

- 02 jarras de 250 ml y dos pomos de 1 litro para la toma de muestras en el afluente y efluente del RAFA.
- 01 trozo de madera rectangular larga, 1 tornillo, 1 plomada y cordel, una regla de madera y una cinta métrica para medición de la altura de agua aguas arriba del medidor Palmer Bowlus.
- 01 balde de 4 litros con una mango largo de madera adaptado a su cuerpo para permitir la toma de muestra de lodo a 4 diferentes alturas del digestor. Una jarra de 250 ml para retirado del lodo del balde y 04 pomos de 1 litro para transporte de las muestras al laboratorio.
- 01 probeta graduada de material vidrio PYREX de 1000 ml para medir el volumen (en ml) del lodo sedimentado.
- 01 potenciómetro portátil modelo 50050 marca HACH para la medición de pH y temperatura en campo en cada uno de los puntos de muestreo.
- 01 medidor de temperatura portátil MULTI digital para medición de la temperatura del aire cercana a los puntos de muestreo, con un rango de temperatura desde -50 °C hasta +150 °C.

- 01 medidor de gas Dehm Zinkeissen - Dreieich para el registro continuo y acumulativo de la producción de biogas en m<sup>3</sup>, a una presión máxima de 0.1 bar y dentro de un rango de caudales de 0.04 - 6 m<sup>3</sup>/h.
- 01 cono imhoff para la medición de sólidos sedimentables en el afluente y efluente del reactor .

### 8.2.2. Muestreo

La toma de muestra del programa Octubre - Diciembre de 1997 se realizó únicamente los días Miércoles de cada semana en el horario comprendido entre las 8:00 hasta las 16:00. Los puntos de muestreo establecidos fueron: cámaras de ingreso y salida del RAFA para mediciones del afluente y efluente del mismo. También se escogieron los puntos a diferentes alturas del reactor para toma de muestras del manto de lodo a 1.0, 1.5, 2.0 y 2.5 m por encima de la base del reactor.

Los puntos de muestreo fueron codificados como se detalla y pueden ser ubicados en la figura 8.1:

Entrada al RAFA (afluente) :	P1
Salida del RAFA (efluente) :	P2
Salida de Lodo a 1.0 m de altura desde la base del RAFA :	P3
Salida de Lodo a 1.5 m de altura desde la base del RAFA :	P4
Salida de Lodo a 2.0 m de altura desde la base del RAFA :	P5
Salida de Lodo a 2.5 m de altura desde la base del RAFA :	P6
Además los puntos de medición fueron:	
Punto de Salida de biogas desde la cámara de gas del RAFA :	Pgas
Punto 90 cm aguas arriba del medidor de caudal :	P <sub>Q</sub>

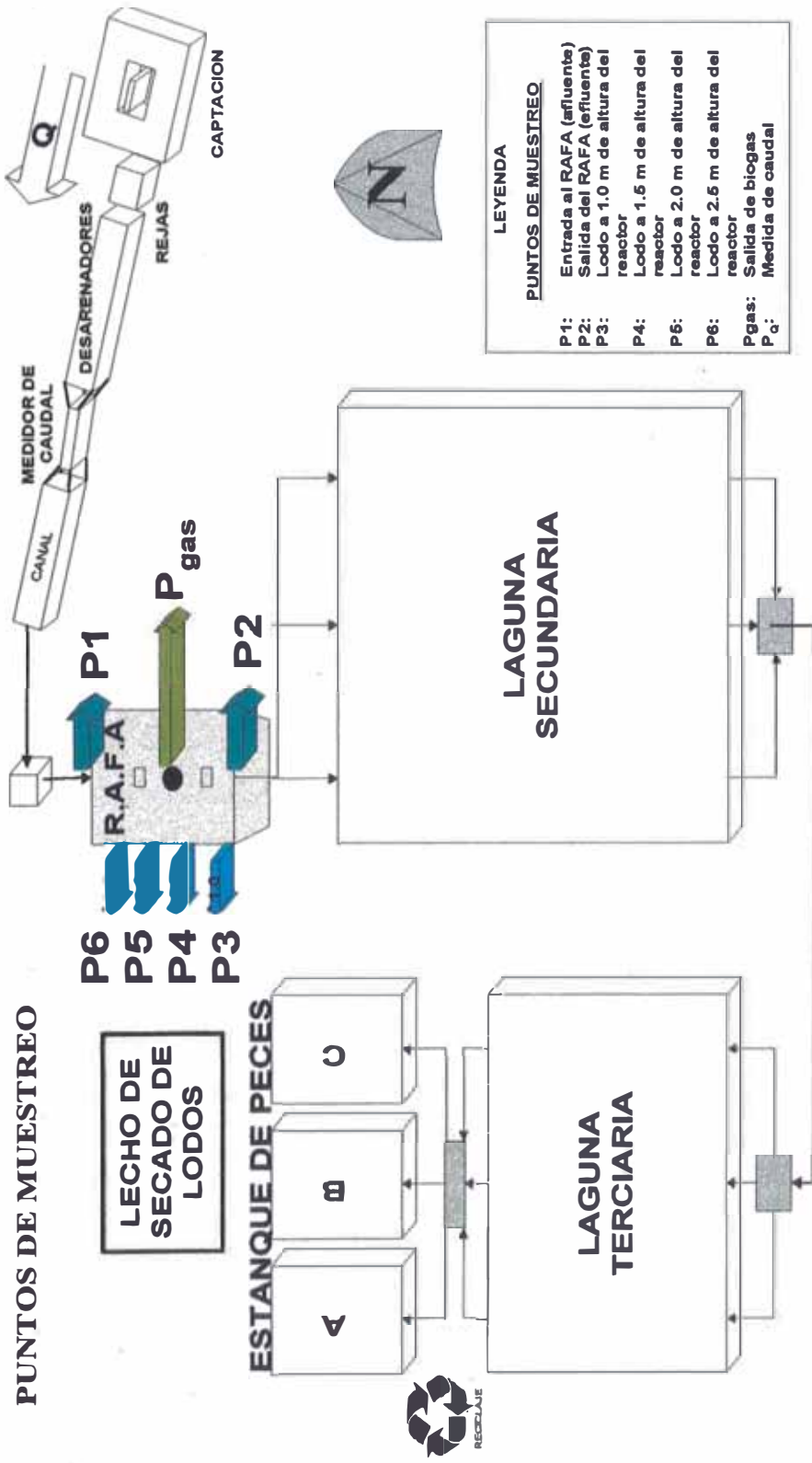
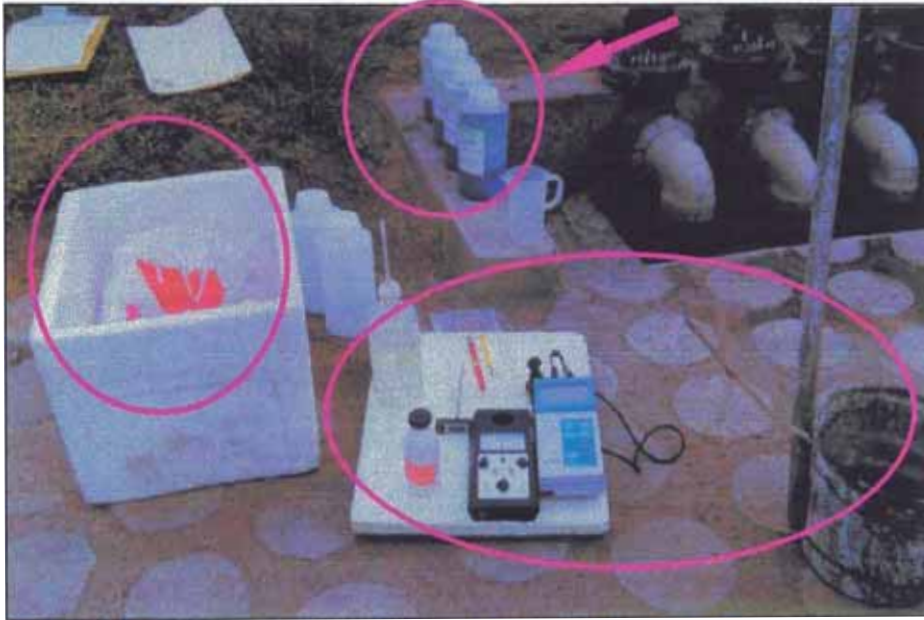


Figura 8.1. Ubicación de los puntos de muestreo durante el desarrollo del programa de monitoreo Octubre - Diciembre 1997

Todas las muestras fueron tomadas manualmente y se refrigeraron en una caja térmica para su traslado al laboratorio.



**Foto 8.1.** La flecha señala los lodos muestreados a diferentes alturas del reactor . También se muestra la caja térmica y los materiales y equipos utilizados en campo



**Foto 8.2.** Toma de muestras en el afluente y efluente del RAFA a las 14:00 horas del día en forma simultánea.

Los parámetros evaluados fueron:

a) Demanda Química de Oxígeno / Total (DQO)

- Parámetro: Físico - Químico
- Régimen: Muestras instantáneas tomadas los Miércoles a las 14:00 p.m.
- Frecuencia : 1/semana
- Duración: 10 semanas
- Lugar: Ingreso y salida del RAFA

b) Sólidos Suspendidos Totales (SST)

- Parámetro: Físico - Químico
- Régimen: Muestras instantáneas tomadas los Miércoles a las
  - \* 10: 30 am : Salida de lodo a 1.0 m de altura medida desde la base del RAFA
  - \* 11: 00 am : Salida de lodo a 1.5 m de altura medida desde la base del RAFA
  - \* 11: 30 am : Salida de lodo a 2.0 m de altura medida desde la base del RAFA
  - \* 12: 00 pm : Salida de lodo a 2.5 m de altura medida desde la base del RAFA
  - \* 14: 00 pm : Entrada y salida del RAFA
- Frecuencia : 1/semana
- Duración: 10 semanas
- Lugar: Ingreso y salida del RAFA, a diferentes alturas del reactor medidas a 1.0, 1.5, 2.0 y 2.5 m desde la base del reactor .



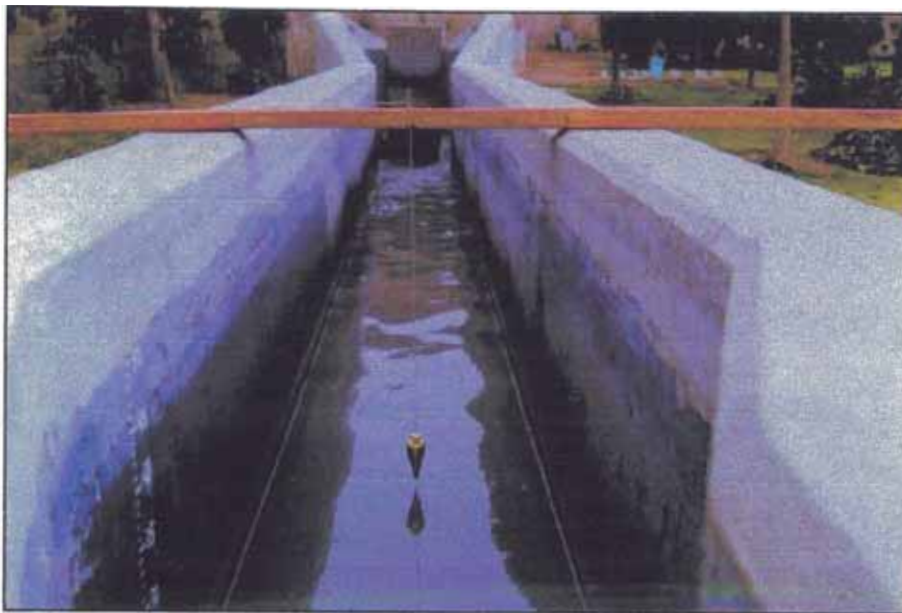
c) Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)

- **Parámetro:** Físico - Químico
- **Régimen:** Muestras instantáneas tomadas los Miércoles a las
  - \* 10: 30 am : Salida de lodo a 1.0 m de altura medida desde la base del RAFA
  - \* 11: 00 am : Salida de lodo a 1.5 m de altura medida desde la base del RAFA
  - \* 11: 30 am : Salida de lodo a 2.0 m de altura medida desde la base del RAFA
  - \* 12: 00 pm : Salida de lodo a 2.5 m de altura medida desde la base del RAFA
  - \* 14: 00 pm : Entrada y salida del RAFA
- **Frecuencia :** 1/semana
- **Duración:** 10 semanas
- **Lugar:** Ingreso y salida del RAFA, a diferentes alturas del reactor medidas a 1.0, 1.5, 2.0 y 2.5 m desde la base del reactor .

### **8.3. MEDICIONES DE CAMPO**

#### **8.3.1. Volumen de agua residual:**

El volumen del agua residual que ingresa al Sistema de Tratamiento se determina a través de la medición continua del nivel de agua, 75 a 90 cm aguas arriba del medidor de régimen crítico Palmer Bowlus. El registro de la altura de agua en el canal aguas arriba del medidor, se realizó empleando una plomada, regla de madera, cinta métrica y materiales complementarios con los cuales la medición era muy sencilla y precisa a horas determinadas del día. **VER APENDICE 1**



**Foto 8.3.** Método utilizado para medir el nivel de agua 90 cm aguas arriba del medidor de caudal Palmer Bowlus. Obsérvese los elementos empleados especialmente la forma como se utilizó la plomada para hallar los tirantes en el canal.

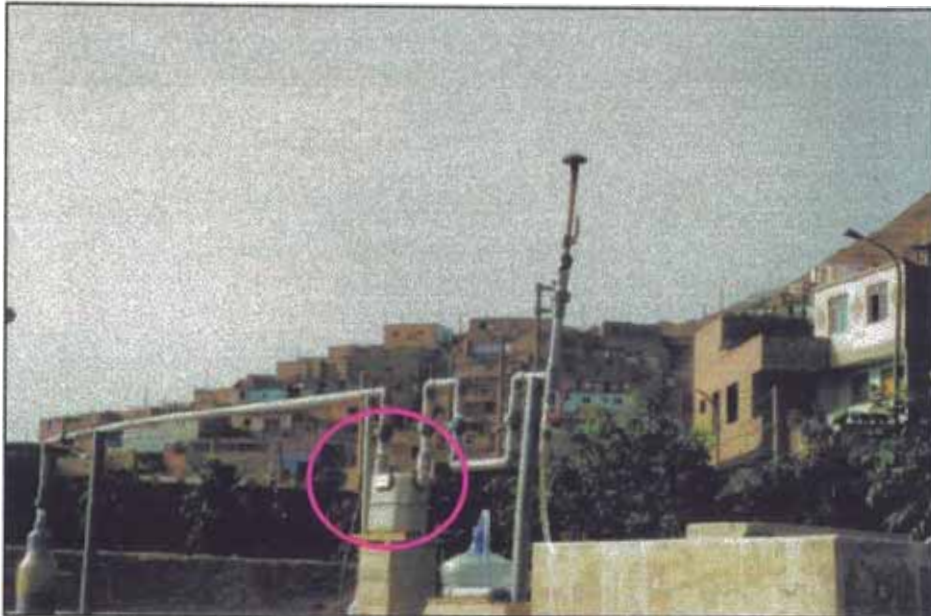


**Foto 8.4.** Medida del tirante seco el cual es usado para medir por diferencia con la altura total (tirante seco + tirante mojado) el nivel de agua en el canal aguas arriba del medidor Palmer Bowlus.

### 8.3.2. Volumen de Biogas:

El volumen de biogas producido en el reactor anaeróbico de flujo ascendente se determinó a través de la medición continua en el punto de

salida de la cámara de gas (ver gráfico 8.1). El registro continuo del biogas se realizó durante los tres meses de duración del programa Octubre - Diciembre 1997. Se empleo el medidor de gas descrito en el apartado 8.2.1.



**Foto 8.5.** Se señala el medidor de gas utilizado para las mediciones de biogas producido durante el período de evaluación.

### **8.3.3. Temperatura y pH**

Las mediciones de pH y temperatura tanto del aire como de las muestras (agua residual y lodos) se determinaron en todo momento del muestreo, en el afluente y efluente del RAFA y en los dispositivos de salida de lodo a diferentes alturas del reactor (Ver gráfico 8.1).

### **8.3.4. Sólidos sedimentables**

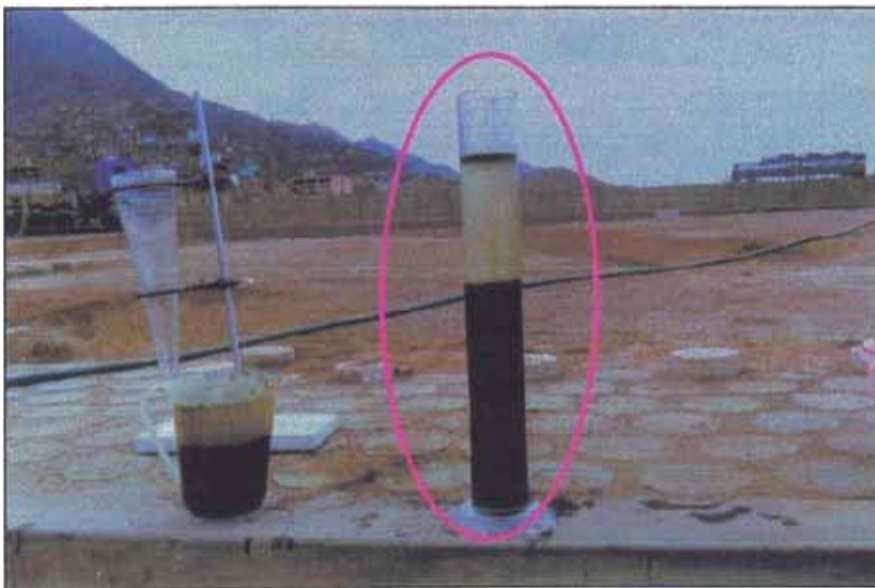
La determinación de sólidos sedimentables se realizó en la entrada y salida del RAFA, siempre antes de realizar la toma de muestras en estos puntos (ver gráfico 8.1). La medición de este parámetro fue posible gracias al empleo del cono imhoff.



**Foto 8.6.** Medida de sólidos sedimentables en el efluente. Obsérvese la claridad del efluente del RAFA de UNI-TRAR.

### 8.3.5. Volumen de lodo sedimentado

Al extraer las muestras de lodo a diferentes alturas del reactor (a 1.0, 1.5, 2.0 y 2.5 m a partir de la base del reactor - ver gráfico 8.1 ), se determinaba el volumen de lodo sedimentado en cada uno de los puntos utilizando una probeta graduada de 1 litro de capacidad.



**Foto 8.7.** Se observa la medida del volumen de lodo sedimentado retirado de diferentes alturas del reactor.

Cada una de las muestras de lodo se vaciaban en la probeta y se dejaba sedimentar durante 30 minutos. El volumen de sólidos sedimentados era el observado en la probeta.

Los “software” utilizados para el procesamiento de datos e información fueron:

- Microsoft Word versión 7.0
- Microsoft Excel versión 7.0
- Corel Draw versión 6.0
- Visio versión 4.0
- Visioneer Paperport

#### 8.4. ANÁLISIS

Los métodos de ensayo realizados se detallan en el cuadro 8.3.

**Cuadro 8.3.** Método analítico de los parámetros determinados

Determinación			Método de Ensayo		
Parámetro	Símbolo	Unidad	Referencia	Año	Nombre
Temperatura	T	° C	---	----	Termométrico
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	APHA - 5220 D	1989	Colorimétrico
Sólidos Suspendidos Totales	SST	mg/l	APHA - 2540 D	1989	Gravimétrico
Sólidos Suspendidos Volátiles	SSV	mg/l	APHA - 2540 E	1989	Gravimétrico
Sólidos Sedimentables	SS	ml/l/h	APHA - 2540 F	1989	Volumétrico
Volumen de Lodo Sedimentado	VLS	ml/l	APHA - 2710 C	1989	Volumétrico
pH	pH	----	APHA - 4500 H+B	1989	Electrométrico

**8.5. CALCULOS**

**8.5.1. Análisis estadístico de los datos**

a)  $X_{prom} = \sum_{x=1}^n \frac{X_i}{n}$  **promedio muestral**

b)  $S^2 = \sum_{x=1}^n \frac{X_i}{(n-1)} - \frac{n * X_{prom}^2}{n-1}$  **varianza muestral**

**c ) Distribución Normal**

Quando el tamaño de la muestra es pequeña ( $n \leq 30$ ), los datos deben ser sometidos a análisis para demostrar que estos valores tienen una DISTRIBUCION normal. El análisis se resume en el siguiente cuadro.

n	X <sub>i</sub>	Frecuencia Acumulada	Z <sub>i</sub> =(X <sub>i</sub> -X <sub>prom</sub> )/S	Probabilidad Acumulativa normal	Diferencia
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(3) - (5)
1	X <sub>1</sub>	1/n	Z <sub>1</sub> =(X <sub>1</sub> -X <sub>prom</sub> )/S	F <sub>(Z1)</sub>	D <sub>1</sub> =F <sub>(Z1)</sub> -1/n
2	X <sub>2</sub>	2/n	Z <sub>2</sub> =(X <sub>2</sub> -X <sub>prom</sub> )/S	F <sub>(Z2)</sub>	D <sub>2</sub> =F <sub>(Z2)</sub> -2/n
.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.
n	X <sub>n</sub>	n/n = 1	Z <sub>n</sub> =(X <sub>n</sub> -X <sub>prom</sub> )/S	F <sub>(Zn)</sub>	D <sub>n</sub> =F <sub>(Zn)</sub> -3/n
					<b>T = Max (D<sub>1</sub>...D<sub>n</sub>)</b>

- Columna 1 : El tamaño o número de muestras “n”.
- Columna 2 : Datos obtenidos, de valores X<sub>1</sub>, X<sub>2</sub>, ... X<sub>n</sub> y ordenados en forma ascendente (X<sub>1</sub>< X<sub>2</sub> < X<sub>3</sub>.....X<sub>n-1</sub> < X<sub>n</sub>), cuya distribución se desea demostrar como NORMAL.
- Columna 3 : Es la frecuencia acumulada calculada tal como se muestra en la columna en mención.

- Columna 4 : Muestra los valores  $Z_i$  calculados a partir de los valores de muestra  $X_i$ ; el promedio ( $X_{prom}$ ) y la desviación standard (S) de la muestra.
- Columna 5 : Son los valores obtenidos de la tablas A2.1.a, b y c; a partir de los valores de Z obtenido en la columna 4.
- Columna 6 : Es la diferencia entre las columnas (3) y (5) con la finalidad de determinar el valor máximo "T" de las diferencias calculadas, la cual se muestra en la parte inferior de la columna.

El Numero máximo "T" de la Columna 6 se compara con el valor  $W_{0.95}$ , siendo:

$W_{0.95}$  : el valor obtenido de la tabla A.2.2. (ver apéndice 2) Cuantiles del test de Kolmogorov, cuyo valor se calcula con el test de dos lados para el valor "n" (número total de muestras o datos) y una probabilidad de 0.95 ( ó 95%).

**Condición:**

Si:  $T < W_{0.95}$ , entonces la muestra (conformada por los datos obtenidos) tiene **DISTRIBUCION NORMAL**.

Demostrada que la muestra tiene un Distribución Normal se determina la ESTIMACIÓN INTERVALICA mediante la t-student para  $n \leq 30$  .

**d) Estimación Interválica**

Cuando el número de muestras " $n$ "  $\leq 30$  tiene una Distribución Normal o si el número de muestras " $n$ " es  $> 30$ , se aplica la estimación interválica mediante la t-student definida por las siguientes ecuaciones:

$$L = X_{prom} \mp t_{(1 - \alpha/2)} * \frac{S}{\sqrt{n}}$$

$$\varepsilon = t_{(1 - \alpha/2)} * \frac{S}{\sqrt{n}}$$

Donde:

$L =$  es el limite inferior o superior del intervalo dependiendo si se utiliza el signo (-) ó (+) respectivamente.

$$L_i = X_{prom} - t_{(1 - \alpha/2)} * \frac{S}{\sqrt{n}} \qquad L_s = X_{prom} + t_{(1 - \alpha/2)} * \frac{S}{\sqrt{n}}$$

$\varepsilon =$  Es el máximo error de estimación puntual con confianza  $(1 - \alpha)$

$t_{(1 - \alpha/2)}$  = Es el valor de la t-student obtenido del cuadro A2.3 (ver apéndice 2) para  $(1 - \alpha/2)$  y  $(n-1)$  grados de libertad.

$S =$  Es la desviación estándar de los valores

$n =$  es el tamaño o número de muestras

$X_{prom} =$  Es el promedio de los Valores de muestra

Para el presente estudio de investigación todos los intervalos fueron hallados con un nivel de confianza  $(1 - \alpha)$  de 95 %.

### e) Cálculo de la calidad de la estimación

$$C.V. = \frac{S/\sqrt{n}}{X_{prom}} * 100$$

Donde:

$C.V. =$  Es el coeficiente de variación de la estimación. El coeficiente determina la calidad del análisis de acuerdo a lo siguiente:



Si:	$0 \leq C.V. \leq 5$	→ Estimación muy buena
	$5 < C.V. \leq 10$	→ Estimación buena
	$10 < C.V. \leq 20$	→ Estimación regular
	$20 < C.V.$	→ Estimación mala

El valor de C.V. depende de la variabilidad de los datos (dada por la desviación estándar en relación al valor promedio) y del número de muestras.

#### f) Determinación del número de Muestra ( $n$ )

Para determinar el tamaño de la muestra a un nivel de confianza del 95 % y un valor máximo de error deseado, se utiliza la siguiente ecuación:

$$n = \frac{Z_{0.975}^2 * S^2}{\varepsilon^2}$$

$Z_{0.975} = 1.96$ , Es el valor de Z hallado en el cuadro A2.1.c (ver apéndice 2) para un nivel de confianza del 95%

$\varepsilon$  = Error deseado

$S$  = Desviación estándar

#### 8.5.2. Caudal de ingreso a la planta

El caudal de ingreso al Sistema de tratamiento se mide aplicando la siguiente formula (ver apéndice 1):

$$Q = 0.358 (H - 5)^{1.5}$$

Donde:  $Q$  = caudal (l/s)

$H$  = profundidad del nivel de agua (cm)

### 8.5.3. Tiempo de retención hidráulica en el reactor

El tiempo de retención en el reactor fue calculado con la siguiente expresión:

$$TRH = \frac{V_{digestor}}{3.6 * Q}$$

Donde:  $TRH$  = tiempo de retención hidráulica (horas)

$V_{digestor}$  = volumen del digestor ( $m^3$ )

$Q$  = caudal (l/s)

### 8.5.4. Cargas diarias

La masa en términos de DQO, SST y SSV por unidad de tiempo se calcula como sigue:

$$L = C * Q * 0.0864$$

Donde:  $L$  = carga o masa por unidad de tiempo (Kg/d)

$C$  = concentración en DQO ó DBO ó SST ó SSV (mg/l)

$Q$  = caudal (l/s)

### 8.5.5. Eficiencias de remoción

Las eficiencias de remoción en términos de DQO, SST y SSV se ha calculado con la siguiente ecuación:

$$Efic. Remocional(\%) = \left[ 1 - \frac{L_{ef}}{L_{af}} \right] * 100$$

Donde:

$L_{af}$  = carga diaria del afluente en DQO ó SST ó SSV (Kg/d)

$L_{ef}$  = carga de diaria del efluente en DQO ó SST ó SSV (Kg/d)

### 8.5.6. Factores de corrección de cargas

Para conocer las cargas diarias a partir de un valor de carga conocida a una hora determinada se aplican factores de corrección calculados a partir de un gran número de muestras. La fórmula es:

$$f_{min} = \frac{L_{min}(dia)}{L_{prom}(inst)} \qquad f_{max} = \frac{L_{max}(dia)}{L_{prom}(inst)}$$

Donde :

$f_{min}$  ,  $f_{max}$  = factor de corrección mínimo y máximo aplicable a una carga de una hora determinada.

$L_{min}$  ,  $L_{max}$  (día) = límites de cargas diarias (provenientes de muestras compuestas del día) mínima y máxima tomada de la estimación interválica determinada de los valores de cargas diarias (DQO ó SST ó SSV). Solo para estimaciones catalogadas como buena o muy buena.

$L_{prom}$  (inst) = valor promedio de las cargas instantáneas (DQO ó SST ó SSV) obtenidas a una hora establecida del día (para nuestro caso a las 14:00 horas). Solo para estimaciones interválicas catalogadas como buena o muy buena.

### 8.5.7. Velocidad ascensional en el reactor y velocidad de paso en las aberturas del sedimentador

Las velocidades en el reactor han sido determinadas según las siguientes formulas:

$$v_{asc} = \frac{3.6 * Q}{At} \qquad v_{asc}(max) = \frac{3.6 * Q}{At_{min}}$$

Donde:

$v_{asc}$  = velocidad ascensional del agua en el digestor (m/h)

$v_{asc}$  (max) = velocidad máxima ó velocidad de paso por las aberturas del sedimentador (m/h)

$Q$  = caudal (l/s)

$A_t$  = Area transversal en el digestor ( $m^2$ )

$A_{t\ min}$  = Area de las aberturas ubicada en la base del sedimentador del reactor ( $m^2$ )

### 8.5.8. Cargas volumétricas en el reactor

$$Lv_a = \frac{L_a}{V_{digestor}} \qquad Lv_r = \frac{L_r}{V_{digestor}}$$

Donde:

$Lv_a$ ,  $Lv_r$  = carga volumétrica aplicada y removida respectivamente (Kg DQO/m<sup>3</sup>/d)

$L_a$  = carga diaria aplicada o carga del afluente (Kg DQO/d)

$L_r$  = carga diaria removida (carga del afluente menos el efluente) (Kg DQO/d)

$V_{digestor}$  = volumen del digestor ( $m^3$ )

### 8.5.9. Masa del lodo en el reactor

Según la metodología dada por Van Haandel & Lettinga (Libro: "Anaerobic Sewage Treatment" – ver bibliografía) para la medición de la masa de lodo en el reactor se tomaron muestras a diferentes alturas existentes en el digestor:  $P_1 = 1.0$ ,  $P_2 = 1.5$ ,  $P_3 = 2.0$  y  $P_4 = 2.5$ m por encima de la base del reactor (ver figura 8.2). Utilizando las concentraciones de SST y SSV a esas alturas se pudo realizar una aproximación del lodo contenido dividiendo el reactor en 4 volúmenes o capas imaginarias: la primera capa fue  $L_1$  de 0 a 1.25 m (es decir desde la base hasta la mitad de  $P_1$  y  $P_2$ ), la segunda capa  $L_2$  de 1.25 a 1.75 m, la tercera capa  $L_3$  de 1.75 a 2.25 m y la

cuarta capa  $L_4$  de 2.25 a 2.75 m (ver figura 8.2). La capa 2.75 a 4 m no se tomo en cuenta por ser la concentración (SST ó SSV) casi despreciable. La masa de lodo se calculó según la siguiente expresión:

$$M_i = A * \sum_{i=1}^I (L_i * \frac{C_i}{1000})$$

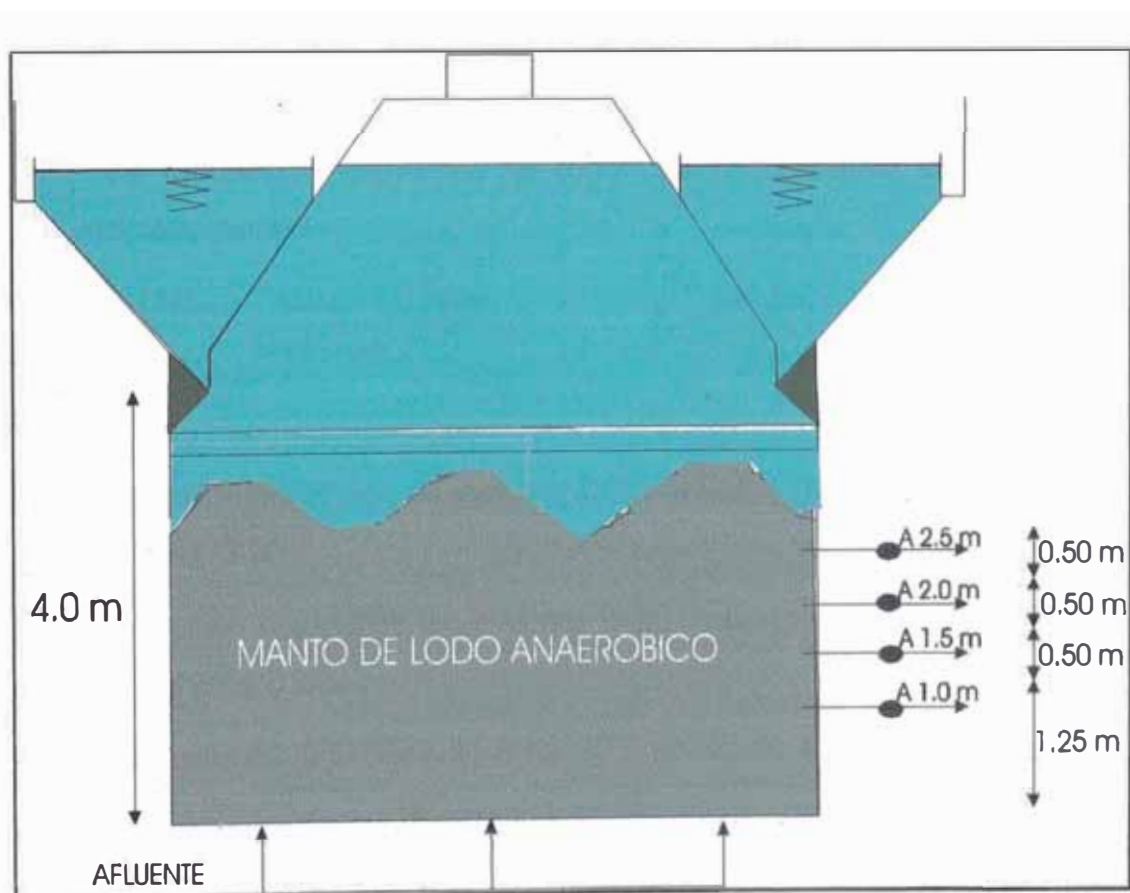
Donde:

$M_i$  = masa de lodo contenida en el reactor en (Kg SST ó Kg SSV)

$A$  = área transversal del digestor ( $m^2$ )

$C_i$  = Concentración (mg SST/l ó mg SSV/l) de la capa o volúmen  $i$

$L_i$  = Altura de la capa  $i$  (m)



**Figura 8.2.** Representación esquemática de los niveles de muestreo de lodo en el reactor de UNI-TRAR y las áreas de influencia de los puntos de muestreo.

### 8.5.10. Índice volumétrico de lodo (IVL)

El índice de volumen de lodo (IVL) es el volumen en mililitros ocupado por 1 gramo de una suspensión después de 30 minutos de sedimentación. El IVL se utiliza para conocer las características de sedimentación del lodo activado y otras suspensiones biológicas (mayor IVL, mayor capacidad de sedimentación o de conservar los sólidos en el reactor). Aunque el IVL carece de apoyo teórico, la experiencia ha demostrado su utilidad para el control de procesos rutinarios.

Determinándose la concentración de sólidos en suspensión de una muestra homogénea de una suspensión y el volumen de lodo sedimentado en 30 minutos se determina el IVL según la siguiente fórmula:

$$IVL(ml/g) = \frac{\text{Volumen lodo sedimentado (ml/l)} * 1000}{\text{sólidos en suspensión (mg/l)}}$$

### 8.5.11. Producción específica de lodo

La producción específica de lodo se ha calculado en base a la siguiente expresión:

$$P_a = \frac{(M_{lodo(n)} - M_{lodo(n-1)}) / 7 \text{ días}}{LDQO_{aplicada}} \quad P_r = \frac{(M_{lodo(n)} - M_{lodo(n-1)}) / 7 \text{ días}}{LDQO_{removida}}$$

Donde:

$P_a$  = producción específica de lodo por DQO aplicada (Kg SST/Kg DQO ó Kg SSV/Kg DQO)

$P_r$  = producción específica de lodo por DQO removida (Kg SST/Kg DQO ó Kg SSV/Kg DQO)

$M_{lodo(n-1)}$  = masa de lodo (Kg SST ó Kg SSV) en un día de la semana ( $n-1$ )

$M_{lodo(n)}$  = masa de lodo (Kg SST ó Kg SSV) en la semana ( $n$ ) siete días después

$L_{DQOaplicada}$  = masa diaria de DQO que ingresa con el afluente (Kg DQO/d)

$L_{DQOremovida}$  = masa diaria removida de DQO ( $L_{DQOafuente} - L_{DQOefluente}$ ) en Kg DQO/d

### 8.5.12. Carga específica de lodo

La carga específica de lodo o la carga de DQO por masa unitaria de lodo se calcula con las siguientes ecuaciones:

$$l_a = \frac{L_{DQOaplicada}}{M_{lodo}} \qquad l_r = \frac{L_{DQOremovida}}{M_{lodo}}$$

Donde:

$l_a$  = carga de DQO aplicada por masa unitaria de lodo (Kg DQO/Kg SSV/d ó Kg DQO/Kg SST/d)

$l_r$  = tasa de remoción por masa unitaria de lodo (Kg DQO/Kg SSV/d ó Kg DQO/Kg SST/d)

$L_{DQOaplicada}$  = carga diaria de DQO con el afluente (Kg DQO/d)

$L_{DQOremovida}$  = diferencia de cargas de DQO en el afluente menos el efluente (Kg DQO/d)

$M_{lodo}$  = masa de lodo contenida en el digestor (Kg SST ó Kg SSV)

### 8.5.13. Edad del lodo

La edad del lodo fue determinada con la siguiente ecuación

$$E_{lodo} = \frac{M_{lodo}}{(M_{lodo(n)} - M_{lodo(n-1)}) / 7 \text{ días}}$$

Donde:

$E_{lodo}$  = Edad del lodo (día)

$M_{lodo}$  = masa de lodo contenida en el reactor en la semana n

$M_{lodo(n-1)}$  = masa de lodo en el reactor en un día de la semana ( $n-1$ )

$M_{lodo(n)}$  = masa de lodo en el reactor en la semana ( $n$ ), siete días después

#### 8.5.14. Producción de biogas

El volumen de biogas producido se ha relacionado en función a la materia orgánica removida y a las cantidad de desagüe que ingresa según las siguientes expresiones:

$$P_{biogas(DQO)} = \frac{V_{biogas}}{L_{DQOremovida}} \qquad P_{biogas(Q)} = \frac{V_{biogas}}{Q}$$

Donde:

$P_{biogas}$  = producción de biogas en función de la DQO removida ( $l$  biogas / Kg DQO) o el caudal de ingreso ( $l$  biogas /  $l$  desagüe)

$V_{biogas}$  = volumen diario de biogas producido ( $l/d$ )

$L_{DQOremovida}$  = Carga removida de DQO (Kg/d)



## 9. PRESENTACION DE RESULTADOS Y DISCUSION

### 9.1. CONCENTRACIONES INSTANTANEAS EN EL R.A.F.A. DE LA UNI

Con la finalidad de conocer las concentraciones existentes en el afluente y efluente del reactor a una hora determinada, se obtuvieron las concentraciones de DQO, SST y SSV a las 14:00 horas. Los datos revelan el comportamiento en el RAFA a la hora determinada en base a los cuales se realizan estimaciones para evaluar el comportamiento del reactor.

**Cuadro 9.1.** Valores de concentraciones de DQO, SST, SSV y caudales en el afluente y efluente del RAFA de la UNI obtenidos a las 14:00 horas de los días en los cuales se llevó a cabo el monitoreo. (T=22 - 26 °C,  $V_{\text{digestor}}$  257.64 m<sup>3</sup>, pH = 6.8 - 7.6).

Fecha	Q <sub>instantaneo</sub> (l/s)	DQO (mg/l)		SST (mg/l)		SSV (mg/l)	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Mie. ó Jue.	14:00	14:00	14:00	14:00	14:00	14:00	14:00
05/06/97	1.168	1363	68	-	-	-	-
11/06/97	0.265	2432	48	-	-	-	-
26/06/97	0.091	2012	82	-	-	-	-
22/10/97	10.649	314	166	146	44	116.7	38.50
29/10/97	0.471	1813	85	571	14	478.0	9.00
05/11/97	10.483	206	173	98	60	82.0	40.00
12/11/97	11.321	236	136	86	20	72.0	12.00
19/11/97	0.658	1918	113.4	622	23	591.0	11.90
26/11/97	0.794	1475	63.2	560	7	415.0	2.00
03/12/97	1.860	638	114	188	13	157.0	8.000
10/12/97	9.990	210	135	84	34	71.0	20.000

**Cuadro 9.2.** Análisis estadístico de los datos del cuadro 9.1. Límites de la concentración promedio de DQO, SST y SSV con un nivel de confianza del 95 % en el afluente y efluente del RAFA de la UNI a las 14:00 horas. (T= 22-26 °C, pH = 6.8 - 7.6).

Parámetro (1)	Lugar de muestreo (2)	n (3)	Limite inferior (mg/l) (4)	Limite superior (mg/l) (5)	Error (mg/l) (6)	Prom. $X_{prom}$ (mg/l) (7)	Desv. Estandar (S) (8)	S/ $X_{prom}$ (%) (9)	Estimación	
									C.V. (%) (10)	Calidad (11)
[DQO] 14:00	Afluente	11	579.44	1714.56	567.56	1147.00	844.87	74	22	Mala
	Efluente	11	79.44	135.76	28.16	107.60	41.93	39	12	Regular
[SST] 14:00	Afluente	8	91.03	497.72	203.34	294.38	243.19	83	29	Mala
	Efluente	8	11.86	41.89	15.01	26.88	17.96	67	24	Mala
[SSV] 14:00	Afluente	8	70.80	424.88	177.04	247.84	211.73	85	30	Mala
	Efluente	8	5.78	29.57	11.90	17.68	14.23	80	28	Mala

[x] : Concentración de x

Los datos obtenidos del cuadro 9.2 se interpretan de la siguiente manera:

#### Concentración de Demanda Química de Oxígeno (DQO)

- Afluente: Con un nivel de confianza del 95% se estima que la concentración promedio de DQO en el afluente a las 14:00 horas se encontró en el rango de 579.44 y 1,714.56 mg/l. El error de estimación de la concentración promedio de DQO del afluente es de  $\pm 567.56$  mg/l.
- Efluente: Con un nivel de confianza del 95 % se estima que la concentración promedio de DQO en el efluente a las 14:00 horas durante el período de evaluación estuvo entre: 79.44 y 135.76 mg/l. El error de estimación de la concentración promedio de DQO del efluente es de  $\pm 28.16$  mg/l.

#### Concentración de Sólidos Suspendedos Totales (SST)

- Afluente: Con un nivel de confianza del 95 % se estima que la concentración promedio de SST en el afluente a las 14:00 horas durante el período de evaluación estuvo entre: 91.03 mg/l y 497.72 mg/l. El error

de estimación de la concentración promedio de SST del afluente es de  $\pm 203.34$  mg/l.

- Efluente: Con un nivel de confianza del 95 % se estima que la concentración promedio de SST en el efluente a las 14:00 horas durante el período de evaluación estuvo entre :11.86 mg/l y 41.89 mg/l. El error de estimación de la concentración promedio de SST en el efluente es de  $\pm 15.01$  mg/l

#### Concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)

- Afluente: Con un nivel de confianza del 95 % se estima que la concentración promedio de SSV en el afluente a las 14:00 horas durante el período de evaluación estuvo entre: 70.80 mg/l y 424.88 mg/l. El error de estimación de la concentración promedio de SSV del afluente es de  $\pm 177.04$  mg/l.
- Efluente: Con un nivel de confianza del 95 % se estima que la concentración promedio de SSV en el efluente a las 14:00 horas durante el período de evaluación estuvo entre: 5.78 mg/l y 29.57 mg/l. El error de estimación de la concentración promedio de SSV del afluente es de  $\pm 11.90$  mg/l.

Como se puede apreciar del cuadro 9.2. columna 9, los datos muestran una dispersión alta respecto al valor promedio (en la mayoría de los casos mayor al 60%) a pesar de que las muestras fueron obtenidas a la misma hora. Esto es debido a la gran variación de caudales ocurridos durante las horas del día y durante los días medidos. El comportamiento tan variable de caudales es gobernado por la dotación variable con la cual abastece la empresa de agua potable y alcantarillado de Lima - SEDAPAL a los asentamientos de El Milagro y El Angel, zonas, de donde se obtiene las aguas residuales crudas.

En todos los casos, la dispersión a las 14:00 horas (ver columna (9), cuadro 9.2) en el afluente es mucho mayor que en el efluente y apreciando las columnas (4), (5) y (7) se observa que a pesar de las altas concentraciones a la entrada del reactor (a las 14:00 horas) se consigue una concentración a la salida en un número 10 veces menor (en promedio) a la misma hora (ver columna (7)), lo que hace verificar que el reactor soporta muy bien las variaciones de carga en ese momento, hecho que se comprueba al obtener un valor de cero en sólidos sedimentables en el efluente durante el período de evaluación.

En el cuadro 9.2, el valor del coeficiente de variación (C.V.) de la columna (10) (para mayor detalle teórico, ver apartado 8.5.1.d) refleja que la calidad de las estimaciones es de regular a mala, principalmente por la amplia dispersión de los datos ( $S/X_{prom} > 60\%$  y en un solo caso el valor  $S/X_{prom}$  es de 39%) provocadas por la amplia fluctuación de caudales. Otro factor que puede hacer mejorar la calidad de la estimación es tomar un mayor número de muestras debido a que esto hace que los resultados sean más confiables. Al respecto el número de muestras tomadas fue limitada por la escasez de recursos económicos y humanos.

Para conocer el número de muestras ( $n$ ) a tomar se asume un error ( $\epsilon$ ) y se toma la desviación estándar de la columna (8) del cuadro 9.2. Luego para un nivel de confianza del 95% ( $Z_{0.975} = 1.96$ ) se tendrían los valores mostrados en el cuadro 9.3. (Para mayor referencia ver apartado 8.5.1.e).

El error ( $\epsilon$ ) asumido es función de la capacidad de recursos humanos existentes en la Planta UNI-TRAR y a las limitaciones de presupuesto para la toma de muestra y análisis. El cuadro 9.3, columna (5), indica que para disminuir el error de la estimación interválica se necesitara tomar un mayor número de muestras.

**Cuadro 9.3.** Número de muestras que deberían ser tomadas a las 14:00 horas en una futura evaluación del RAFA de la planta UNI-TRAR para tener un rango de concentraciones promedio más confiable.

Parámetro (1)	Lugar de muestreo (2)	Desv. Estándar (S) (3)	Error asumido (mg/l) (c) (4)	N ° de muestras (n) (5)
<b>[DQO] 14:00</b>	Afluente	844.87	200	69
	Efluente	41.93	10	68
<b>[SST] 14:00</b>	Afluente	243.19	60	63
	Efluente	17.96	5	50
<b>[SSV] 14:00</b>	Afluente	211.73	50	69
	Efluente	14.23	5	31

[x] : Concentración de x

## 9.2. CAUDALES DE INGRESO Y TIEMPOS DE RETENCIÓN.

Los caudales de ingreso a la Planta UNI-TRAR han sido medidos con mayor frecuencia (Se tiene más de 37 datos - ver cuadro 9.4). Con la utilización de un Limnigrafo y el medidor Palmer Bowlus, UNI-TRAR logró los datos de volumen de aguas residuales que ingresan durante el día en el período comprendido del 22 de Mayo al 27 de Junio de 1,997. De igual forma se han obtenido datos de caudales desde las 8:00 a las 16:00 horas, horario en que el personal de UNI-TRAR se encuentra laborando principalmente de Lunes a Viernes. En este caso la medición se hizo utilizando el medidor de caudal Palmer Bowlus y midiendo el tirante de agua 90 cm aguas arriba de la garganta cada 2 horas. Estos últimos datos corresponden a los días comprendidos entre el 7 de Octubre al 19 de Diciembre de 1997. Para una mejor interpretación de los resultados se han tomado los caudales promedios de 8:00 a 16:00 horas registrados por UNI-TRAR y el caudal que ingresa a las 14:00 horas. Este último correspondiente al momento de toma de muestras.

**Cuadro 9.4.** Valores de caudales diarios y el promedio de caudales durante las 8:00 a 16:00 horas del día y sus respectivos tiempos de retención teóricos en un volumen de digester de 257.64 m<sup>3</sup>. Además caudales instantáneos a las 14:00 horas.

Nº de datos (n) (0)	Caudales prom. del día (l/s) (1)	Tiempo retención del día (horas) (2)	Caudales promedio 8:00-16:00 (l/s) (3)	Tiempo retención 8:00 - 16:00 (horas) (4)	Caudales instantáneos a las 14:00 (l/s) (5)
1	0.99	72.17	0.54	133.52	0.17
2	3.25	22.02	0.93	77.25	0.26
3	3.27	21.91	1.18	60.88	0.36
4	3.42	20.95	1.52	47.05	0.36
5	3.76	19.04	2.06	34.72	0.36
6	3.83	18.67	2.19	32.65	0.36
7	4.04	17.71	2.79	25.65	0.36
8	4.17	17.18	2.98	23.98	0.36
9	4.33	16.52	3.13	22.90	0.36
10	4.38	16.36	3.34	21.41	0.36
11	4.42	16.20	3.54	20.20	0.47
12	4.42	16.20	3.92	18.27	0.66
13	4.50	15.90	4.32	16.56	0.66
14	4.54	15.76	4.42	16.18	0.79
15	4.54	15.76	4.60	15.55	1.01
16	4.58	15.61	4.84	14.78	1.01
17	4.58	15.61	4.92	14.56	1.42
18	4.58	15.61	5.62	12.74	1.42
19	4.60	15.57	5.63	12.72	1.42
20	4.63	15.47	5.88	12.17	1.86
21	4.67	15.34	6.24	11.46	1.86
22	4.67	15.34	6.69	10.70	1.86
23	4.71	15.20	7.08	10.11	2.34
24	4.71	15.20	7.16	10.00	4.62
25	4.79	14.94	7.25	9.87	6.63
26	4.88	14.68	7.86	9.10	6.63
27	4.96	14.43	8.63	8.29	8.10
28	4.96	14.43	8.80	8.14	9.67
29	5.04	14.20	9.32	7.68	9.67
30	5.08	14.08	9.51	7.53	9.67
31	5.17	13.85	9.70	7.38	9.67
32	5.17	13.85	9.81	7.29	9.67
33	5.25	13.63	10.03	7.13	9.99
34	5.38	13.31	10.16	7.05	10.48
35	6.21	11.53	10.72	6.68	10.48
36	6.92	10.35	10.82	6.61	10.48
37	8.54	8.38	10.82	6.61	10.48
38	-	-	10.95	6.54	10.48
39	-	-	10.98	6.52	10.48
40	-	-	10.99	6.51	10.48
41	-	-	10.99	6.51	10.65
42	-	-	11.09	6.46	10.98
43	-	-	11.09	6.46	10.98
44	-	-	11.15	6.42	10.98
45	-	-	11.32	6.32	11.32
46	-	-	11.32	6.32	11.32
47	-	-	11.32	6.32	11.32
48	-	-	-	-	11.32
49	-	-	-	-	11.32
50	-	-	-	-	11.32

(1) Caudales diarios medidos con un limnógrafo del 22 Mayo al 27 de Junio de 1997. UNI-TRAR.

(2) Promedio de caudales en el horario de 8:00 - 14:00 horas en los meses de Octubre a Diciembre de 1997. UNI-TRAR.

(3) caudales instantáneos a las 14:00 horas durante los meses de Octubre a Diciembre de 1997. UNI-TRAR.

Con las medidas de caudales y el volumen del digestor ( $V_{\text{digestor}} = 257.64 \text{ m}^3$ ) se obtuvieron los tiempos de retención teóricos ( $V_{\text{af}}/Q$ ) mostrados en el cuadro 9.4. Debido a los bajos caudales de ingreso los tiempos de retención en el digestor son mayores que el periodo de retención de diseño de 7 horas, en la mayoría de los casos. Ver columnas (2) y (4) del cuadro 9.4.

Se realizó un análisis estadístico de los datos de caudales y tiempos de retención. Los resultados se muestran en el cuadro 9.5 y se interpretan como sigue:

**Cuadro 9.5.** Análisis estadístico de los datos del cuadro 9.4. Rango del caudal afluente promedio: durante el día, en el horario de 8:00 a 16:00 y a las 14:00 horas en la planta UNI-TRAR. También rango del tiempo de retención hidráulica promedio respectivos con un nivel de confianza del 95 %. Temperatura 22-26 °C. Volumen Digestor 257.64 m<sup>3</sup>.

Tiempo (1)	Parámetro (2)	n (3)	Limite inferior (4)	Limite superior (5)	Error (6)	Prom. $X_{\text{prom}}$ (7)	Desv. Estandar (S) (8)	S/ $X_{\text{prom}}$ (%) (9)	Estimación	
									C.V. (%) (10)	Calidad (11)
Día promedio	Caudal (l/s)	37	4.28	5.01	0.36	4.65	1.13	24	4.0	Muy buena
	TRH (horas)	37	13.99	20.23	3.12	17.11	9.68	57	9.3	Buena
8:00-16:00 promedio	Caudal (l/s)	48	6.01	8.03	1.01	7.02	3.53	50	7.3	Buena
	TRH (horas)	48	11.44	24.29	6.43	17.87	22.48	126	18.4	Regular
14:00 Instantáneo	Caudal (l/s)	50	4.47	7.10	1.32	5.79	4.76	82	11.6	Regular

#### Promedio durante el día

- Caudal: Con un nivel de confianza del 95 % se estima que el caudal medio de ingreso a la Planta UNI-TRAR durante los días comprendidos del 22 de Mayo al 27 de Junio de 1997, estuvo entre: 4.28 y 5.01 l/s. El error de estimación del caudal medio es de  $\pm 0.36$  l/s
- Tiempo de retención: Con un nivel de confianza del 95 % se estima que el tiempo de retención promedio de la Planta UNI-TRAR durante los días

comprendidos del 22 de Mayo al 27 de Junio de 1997 estuvo en el rango de 13.99 y 20.93 horas. El error de estimación del tiempo de retención promedio es de  $\pm 3.12$  horas.

#### Promedio durante las 8:00 a 16:00 horas del día

- Caudal: Con un nivel de confianza del 95 % se estima que el caudal medio de la Planta UNI-TRAR en el horario de las 8:00 a 16:00 horas durante el período de evaluación (Oct. - Dic. 97), estuvo entre: 6.01 y 8.03 l/s. El error de estimación del caudal medio del rango es de  $\pm 1.01$  l/s
- Tiempo de retención: Con un nivel de confianza del 95 % se estima que el tiempo de retención promedio de la Planta UNI-TRAR en el horario de las 8:00 a 16:00 horas (8 horas netas de medición) durante el período de evaluación (Oct. - Dic. 97), estuvo entre: 11.44 y 24.29 horas. El error de estimación del tiempo de retención promedio de los datos es de  $\pm 6.43$  horas.

#### Caudales Instantáneos a las 14:00 horas

Con un nivel de confianza del 95 % se estima que el caudal medio de entrada de la Planta UNI-TRAR a las 14:00 horas durante el período de evaluación, estuvo entre: 4.47 y 7.10 l/s. El error de estimación del caudal medio de los datos es de  $\pm 1.32$  l/s.

Los datos mostrados en el cuadro 9.5 provienen de un número grande de muestras ( $n > 30$ ) que hacen que los parámetros estadísticos sean más confiables. Los valores bajos del coeficiente de variación mostrados en la columna (10) reflejan que la estimación ha sido de regular a muy buena.

De acuerdo a los caudales que se obtengan durante el día, por periodos determinados (8:00-16:00 horas) o a una hora determinada (14:00 horas) estos reflejarán una mayor variabilidad en sus datos conforme el rango se acorta (ver columna (9) del cuadro 9.5). Lo mismo sucede para el tiempo de retención. En otras palabras, los datos obtenidos durante el día entero en comparación con una porción de horas del día para caudales y



tiempo de retención son mucho mas confiables debido a que la dispersión o variabilidad de los datos es mas pequeña ( $S/X_{prom} < 60\%$ ) haciendo que la estimación sea de buena a muy buena con una menor cantidad de muestras.

En conclusión, los datos obtenidos durante el día entero son más confiables que los obtenidos en un rango más corto del día. Si se quisiera tomar como referencia los datos en el rango de 8:00 a 16:00 horas o a las 14:00 horas, se tiene que aumentar el número de muestras de acuerdo a los resultados mostrados en el cuadro 9.6.

Refiriéndonos al promedio de datos de la columna (7) cuadro 9.5. podemos observar que la población de El Angel y El Milagro, tiene en promedio un mayor consumo de agua en el horario de 8:00 a 16:00 horas ( $25.3 \text{ m}^3/\text{hora}$ ), que en el resto del día ( $12.5 \text{ m}^3/\text{hora}$ ). El tiempo de retención promedio en el digestor es de 17.11 horas.

**Cuadro 9.6.** Número de datos que deberían ser tomados en el futuro para asegurar una mayor confiabilidad de la medida de caudales y tiempos de retención promedio en el día, de 8:00 a 16:00 horas y a las 14:00 horas. Planta UNI-TRAR.

Tiempo (1)	Parámetro (2)	Desv. Estándar (S) (3)	Error asumido (e) (4)	N ° de muestras (n) (5)
Día promedio	Caudal (l/s)	1.13	0.1 l/s	490
	T. retenc. (horas)	9.68	0.85 h	499
8:00-16:00 promedio	Caudal (l/s)	3.53	0.3 l/s	532
	T. retenc. (horas)	22.48	1.5 h	863
14:00 Instantáneo	Caudal (l/s)	4.76	0.3 l/s	966

### 9.3. CARGAS DIARIAS EN EL REACTOR

#### 9.3.1. Cargas diarias

Los datos listados en los cuadros 2.1 y 2.2 han sido usados para calcular las cargas diarias que ingresan y salen del RAFA. Este parámetro indica los kilogramos de DQO, DBO, SST ó SSV por día.

**Cuadro 9.7.** Cargas diarias promedio de DQO, SST y SSV con un nivel de confianza del 95 % en el afluente y efluente del RAFA de la UNI . (Temperatura 22-26 °C, TRH = 14-20 horas).

Parámetro (1)	Tipo de Carga (2)	n (3)	Limite inferior (Kg/d) (4)	Limite superior (Kg/d) (5)	Error (Kg/d) (6)	Prom. $X_{prom}$ (Kg/d) (7)	Desv. Estandar (S) (8)	S/ $X_{prom}$ (%) (9)	Estimación	
									C.V. (%) (10)	Calidad (11)
Carga/día DQO	Afluente	24	139.50	232.08	46.29	185.79	109.60	59	12.0	Regular
	Efluente	34	40.42	49.20	4.39	44.81	13.06	29	5.00	Muy buena
	Removida*	23	91.10	184.61	46.75	137.85	108.10	78	16.4	Regular
Carga/día SST	Afluente	21	41.89	63.38	10.75	52.64	23.61	45	9.8	Buena
	Efluente	29	11.54	16.23	2.34	13.88	6.17	44	8.2	Buena
Carga/día SSV	Afluente	21	35.33	54.45	9.56	44.89	21.00	47	10.2	Regular
	Efluente	27	8.46	12.83	2.18	10.65	5.55	52	10.0	Buena

\*Carga removida = Carga afluente - Carga efluente

El cuadro 9.7 presenta las cargas diarias promedio máximas y mínimas después de realizar el análisis estadístico a todos los datos obtenidos. Para mejorar la calidad de las estimaciones de regular a buena se debe aumentar el numero de muestras (n= 40 ó más).

**Cuadro 9.8.** Rango de eficiencias de remoción promedio en DQO, SST y SSV con un nivel de confianza del 95 % en el RAFA de UNI-TRAR. (Temperatura 22-26 °C, TRH = 14-20 horas). Calculados en base a los cuadros 2.1 y 2.2.

Parámetro (1)	n (3)	Limite inferior (%) (4)	Limite superior (%) (5)	Error (%) (6)	Promedio $X_{prom}$ (%) (7)	Desv. Estándar (S) (8)	S/ $X_{prom}$ (%) (9)	Estimación	
								C.V. (%) (10)	Calidad (11)
Eficiencia DQO	23	62.74	75.56	6.41	69.15	14.82	21	4.5	Muy buena
Eficiencia SST	18	62.71	75.88	6.59	69.29	13.25	19	4.5	Muy buena
Eficiencia SSV	18	62.80	79.88	8.54	71.34	17.18	24	5.7	Buena

La calidad de la estimación de los datos presentados en el cuadro 9.8 está catalogada como buena a muy buena debido al adecuado número de muestras obtenidas (n) y la poca variabilidad de los datos ( $S/X_{prom} < 24\%$ ). La interpretación de los datos es como sigue:

- Eficiencia de remoción de DQO

Con un nivel de confianza del 95 % se estima que el promedio de la eficiencia de remoción de DQO en el RAFA de UNI-TRAR durante el período de evaluación, estuvo entre 62.74 % y 75.56 %. El error de estimación del valor medio es de 6.41 %.

- Eficiencia de remoción de SST

Con un nivel de confianza del 95 % se estima que el promedio de la eficiencia de remoción de SST en el RAFA de UNI-TRAR durante el período de evaluación, estuvo entre: 62.71 % y 75.88 %. El error de estimación del valor medio es de 6.59 %.

- Eficiencia de remoción de SSV

Con un nivel de confianza del 95 % se estima que el promedio de la eficiencia de SSV en el RAFA de UNI-TRAR durante el período de

evaluación, estuvo entre: 62.80 % y 79.88 %. El error de estimación del valor medio es de 8.54 %.

Los resultados de eficiencias de remoción de DQO y SST en el RAFA de UNI-TRAR, se encuentra en los rangos ya establecidos para RAFA's ya evaluados en Brasil, Colombia y la India a condiciones de temperatura y tiempos de retención hidráulica similares (ver cuadro 6.13).

### 9.3.2. Cargas medidas a las 14:00 horas

**Cuadro 9.9.** Valores de cargas en DQO, SST, SSV y caudales en el afluente y efluente del RAFA de la UNI obtenidos a las 14:00 horas durante el período de evaluación. (T= 22 - 26 °C, V<sub>digestor</sub> = 257.64 m<sup>3</sup>, pH = 6.8 - 7.6)

Fecha	Q <sub>instantaneo</sub> (l/s)	DQO (Kg/d)		SST (Kg/d)		SSV (Kg/d)	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Mie. ó Jue.	14:00	14:00	14:00	14:00	14:00	14:00	14:00
05/06/97	1.168	137.55	6.86	-	-	-	-
11/06/97	0.265	55.68	1.10	-	-	-	-
26/06/97	0.091	15.82	0.64	-	-	-	-
22/10/97	10.649	288.89	152.73	134.32	40.48	107.37	35.42
29/10/97	0.471	73.72	3.46	23.22	0.57	19.44	0.37
05/11/97	10.483	186.57	156.69	88.76	54.34	74.27	36.23
12/11/97	11.321	230.84	133.03	84.12	19.56	70.43	11.74
19/11/97	0.658	108.99	6.44	35.34	1.31	33.58	0.68
26/11/97	0.794	101.13	4.33	38.39	0.48	28.45	0.14
03/12/97	1.860	102.54	18.32	30.22	2.09	25.23	1.29
10/12/97	9.990	181.26	116.52	72.50	29.35	61.28	17.26

Los resultados del cuadro 9.10 provienen de una estimación catalogada como mala debido a la gran dispersión de los valores de los datos (relación  $S/X_{prom} > 55\%$ ) a las 14:00 horas, razón por la cual se recomienda tomar un mayor número de muestras según el cuadro 9.11.

Tan igual como sucede con las concentraciones, las altas cargas diarias de ingreso a las 14:00 horas son bien asimiladas por el reactor produciendo cargas más bajas en el efluente.

**Cuadro 9.10.** Análisis estadístico de los datos del cuadro 9.9. Rango de carga promedio de DQO, SST y SSV a las 14:00 horas en el afluente y efluente del RAFA de la UNI con un nivel de confianza del 95 %. (T= 22-26 °C; TRH = 11-24 horas, pH = 6.8 - 7.6).

Parámetro (1)	Tipo de Carga (2)	n (3)	Limite inferior (Kg/d) (4)	Limite superior (Kg/d) (5)	Error (Kg/d) (6)	Prom. $X_{prom}$ (Kg/d) (7)	Desv. Est. (S) (8)	S/ $X_{prom}$ (%) (9)	Estimación	
									C.V. (%) (10)	Calidad (11)
Carga DQO 14:00	Afluente	11	80.74	188.89	54.08	134.82	80.50	60	18.0	Regular
	Efluente	11	8.57	100.54	45.99	54.56	68.46	125	38.0	Mala
Carga SST 14:00	Afluente	8	31.28	95.46	32.10	63.36	38.38	61	21.4	Mala
	Efluente	8	0.93	36.11	17.59	18.52	21.04	114	40.2	Mala
Carga SSV 14:00	Afluente	8	26.72	78.29	25.78	52.51	30.84	59	20.8	Mala
	Efluente	8	0.00	25.83	12.94	12.89	15.47	120	42.4	Mala

**Cuadro 9.11.** Número de muestras que deberían ser tomadas a las 14:00 horas en una futura evaluación del RAFA de la planta UNI-TRAR para obtener rangos de cargas diarias promedio más confiables.

Parámetro (1)	Lugar de muestreo (2)	Desv. Estándar (S) (3)	Error asumido (Kg/d) (e) (4)	N° de muestras (n) (5)
Carga DQO 14:00	Afluente	80.50	18	77
	Efluente	68.46	16	70
Carga SST 14:00	Afluente	38.38	10	57
	Efluente	21.04	6	47
Carga SSV 14:00	Afluente	30.84	8	57
	Efluente	15.47	4	57

### 9.3.3. Factores de corrección para las cargas a las 14:00 horas

Con la finalidad de que las mediciones de cargas a las 14:00 horas reflejen el mejor estimado de cargas diarias para DQO, SST y SSV estas deben ser afectados por un factor. El factor será determinado por la relación entre la carga diaria promedio (máxima, promedio y mínima) obtenida de las muestras compuestas proporcionales al caudal y la carga promedio del conjunto de datos obtenidos a las 14:00 horas. Los factores se muestran en el cuadro 9.12.

**Cuadro 9.12.** Factores que deben ser aplicados a los valores de carga obtenido a las 14:00 para reflejar el mejor estimado de la carga diaria promedio en DQO, SST y SSV en el afluente y efluente del RAFA de UNI-TRAR.

Parámetro (1)	Lugar de muestreo (2)	Factor Limite mínimo (3)	Factor Promedio (4)	Factor Limite máximo (5)
Factores DQO a las 14:00	Afluente	1.035	1.378	1.721
	Efluente	0.741	0.821	0.902
Factores SST a las 14:00	Afluente	0.661	0.831	1.000
	Efluente	0.623	0.750	0.876
Factores SSV a las 14:00	Afluente	0.673	0.855	1.037
	Efluente	0.656	0.826	0.995

Los factores mostrados en el cuadro 9.12. son relativos debido a la poca cantidad de muestras involucradas y a que la variabilidad de las cargas a las 14:00 horas son muy altas según lo explicado en el apartado 9.3.2. La intención de estos factores es por el momento tener un aproximado de la cargas diarias a partir de muestras obtenidas a las 14:00 horas, de esta forma se ahorraría dinero y tiempo para los análisis y determinaciones. Por otra parte, la metodología podría ser utilizada en evaluaciones futuras.

#### 9.4. INFLUENCIA DE LAS VELOCIDADES EN EL COMPORTAMIENTO DEL REACTOR

Ambas, la velocidad ascendente en el digestor y la velocidad de paso por el fondo del sedimentador (velocidad ascendente máxima) del RAFA han sido calculadas para conocer su influencia sobre las eficiencias de remoción en DQO, SST y SSV. Según el gráfico 9.1 la velocidad ascendente (en el digestor) calculada no es mayor a 1m/h (velocidad ascensional máxima de diseño para los reactores anaeróbicos de flujo ascendente) durante el período del 22 de Mayo al 27 de Junio del 97. Del gráfico nombrado se observa que en los días 5, 12, 14 y 21 de Junio 97 hay una disminución en la eficiencia de remoción en sólidos tanto SST como SSV indicando que en esos días hubo una salida de sólidos con el efluente. El gráfico nos ayuda a esclarecer que el arrastre de sólidos no es debido a la velocidad ascensional

en el digestor (puesto que esta velocidad se ha mantenido casi constante y en valores menores a 1m/h en todo el periodo), ni tampoco debido a la velocidad máxima (que estuvo en la mayoría de casos menor a 5 m/h valor máximo de la velocidad de paso en la abertura del sedimentador según el Reglamento Nacional de Construcciones: Norma S090 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales). Como se discutirá en los siguientes apartados el arrastre de sólidos es debido principalmente a la turbulencia causada por la producción de biogas que arrastra los sólidos a su paso por alcanzar la superficie . En todos los días medidos el caudal promedio diario fue bajo (menor al de diseño de 10 l/s) lo que originó que las velocidades fueran menores a la de diseño.

CAUDALES, VELOCIDADES Y EFICIENCIAS EN EL RAFA DE UNI-TRAR

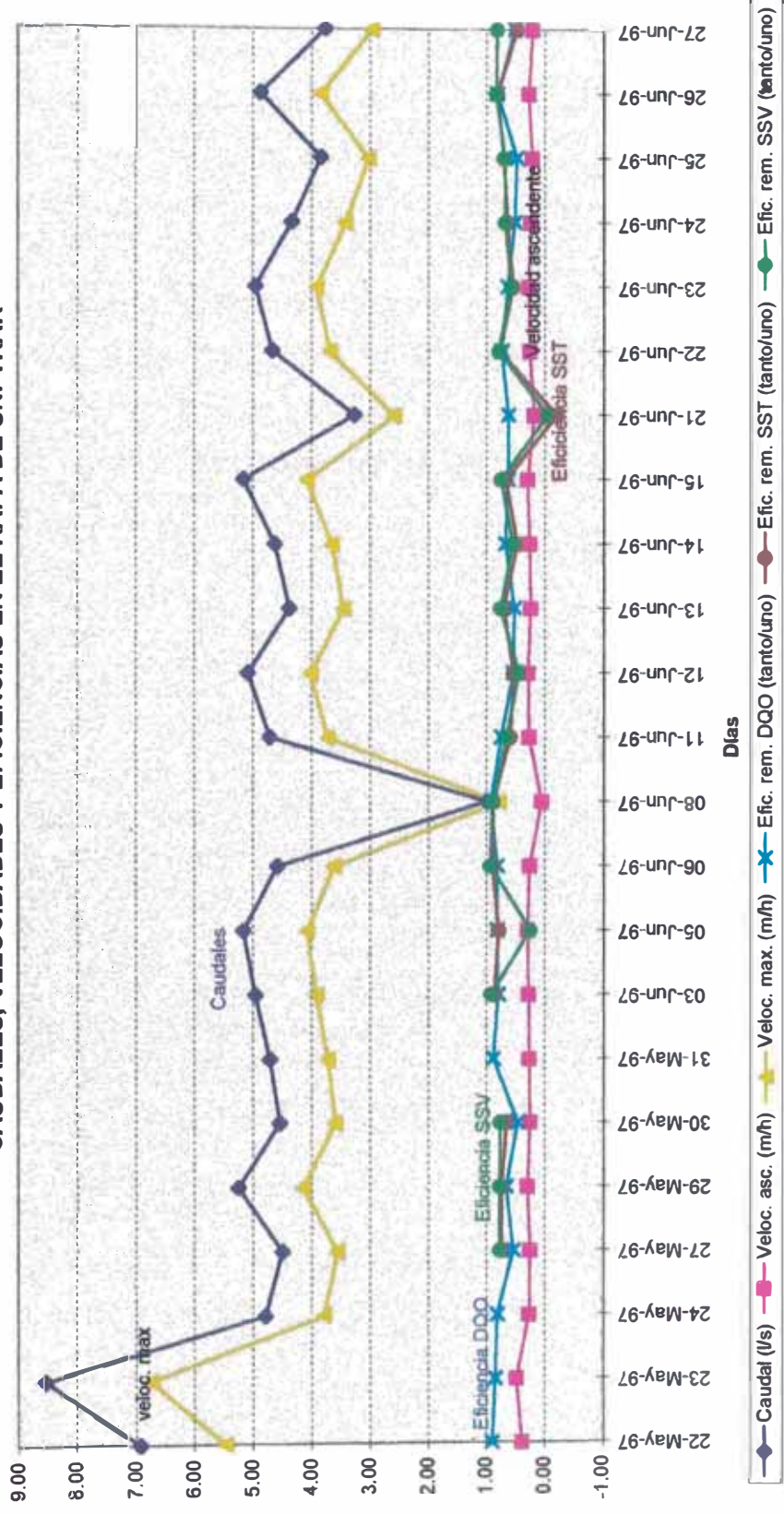


Gráfico 9.1. Influencia de la velocidad ascendente y la velocidad máxima en el reactor sobre las eficiencias de remoción de DQO, SST y SSV en el RAFA de UNI-TRAR.



### 9.5. CARGAS VOLUMÉTRICAS EN EL REACTOR

Los datos mostrados en el cuadro 9.7 han sido utilizados para calcular el comportamiento del reactor en términos de cargas volumétricas. Este parámetro indica la masa o carga diaria de DQO, DBO ó SST por unidad de volumen de digester. Dependiendo del contexto en que es calculada la masa diaria, las cargas volumétricas estimadas son de dos tipos: (1) la carga volumétrica aplicada (es decir la carga que ingresa con el afluente); (2) la carga volumétrica removida (la carga removida de la fase líquida y que se transforma en gas o en lodo; obtenida de la diferencia de cargas entre el afluente y el efluente).

Los límites y el promedio de cargas diarias de DQO (cuadro 9.7) han sido utilizadas para calcular las cargas volumétricas mostradas en el cuadro 9.13.

**Cuadro 9.13.** Rango del promedio de las cargas volumétricas para DQO (aplicada y removida) en el RAFA de UNI-TRAR. (Temperatura = 22 - 26 °C; TRH = 14 - 20 horas).

Carga volumétrica (1)	Mínima (2)	Promedio (3)	Máxima (4)
Aplicada (Kg DQO/m <sup>3</sup> /d)	0.54	0.72	0.90
Removida (Kg DQO/m <sup>3</sup> /d)	0.35	0.54	0.72
Remoción DQO (%)	62.74	69.15	75.56

Las cargas volumétricas aplicadas del RAFA de UNI-TRAR son mucho mas bajas si las comparamos con las de los RAFA's evaluados en Brasil, Colombia y la India (ver cuadro 6.13). La razón de esta menor carga es debido a la baja contribución per capita en materia orgánica (DQO) que los habitantes de El Milagro y El Angel aportan al desagüe. A pesar de las bajas cargas aplicadas los rangos de eficiencia de remoción son tan iguales o a veces mayor que las encontradas en los reactores evaluados en otros países.

CAUDALES, CARGAS Y EFICIENCIAS EN EL RAFA DE UNI-TRAR

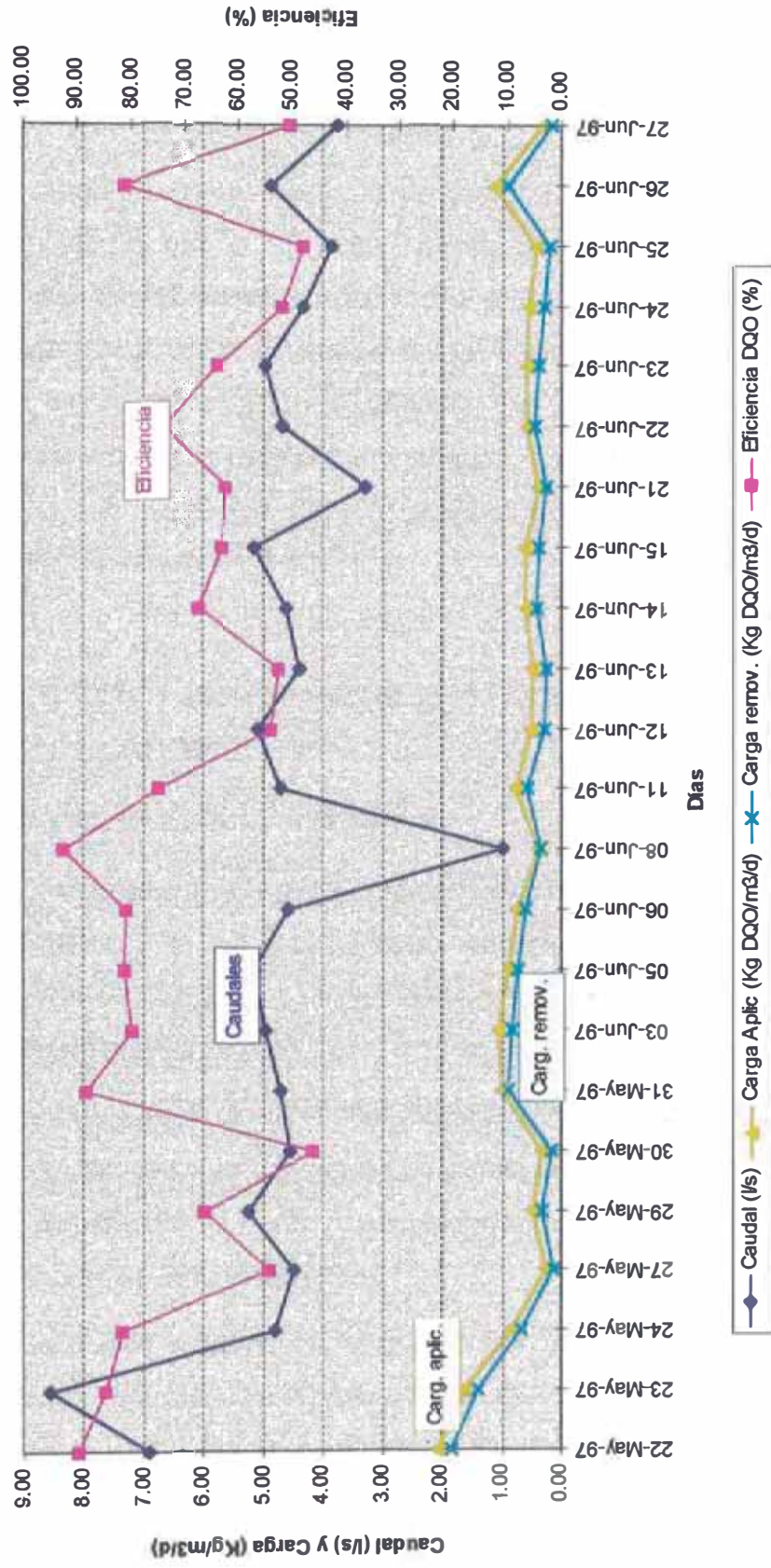


Gráfico 9.2. Relación entre el caudal de ingreso, las cargas volumétricas (aplicada y removida) y la eficiencia de remoción en DQO del RAFA de UNI-TRAR.

El gráfico 9.2 muestra que a caudales altos (tiempos de retención bajos) las cargas volumétricas aplicada y removida son altas y cuando los caudales disminuyen las cargas disminuyen.

Exceptuando el comportamiento brusco del día 8 de Junio 97, la tendencia general es que a mayores cargas las eficiencias del reactor aumentan. El día 8 /7/98 el caudal disminuyó a 1 l/s, las cargas también lo hicieron, esperando obtener eficiencias bajas, premisa que no se cumplió debido al gran tiempo de retención (72.2 horas) que se obtuvo en el digestor. Respecto a este resultado puntual se enfatiza que un solo valor no es concluyente y que para validar un comportamiento determinado se necesitaría mayor cantidad de datos.

## **9.6. PRODUCCION CARACTERISTICAS Y COMPORTAMIENTO DEL MANTO DE LODOS**

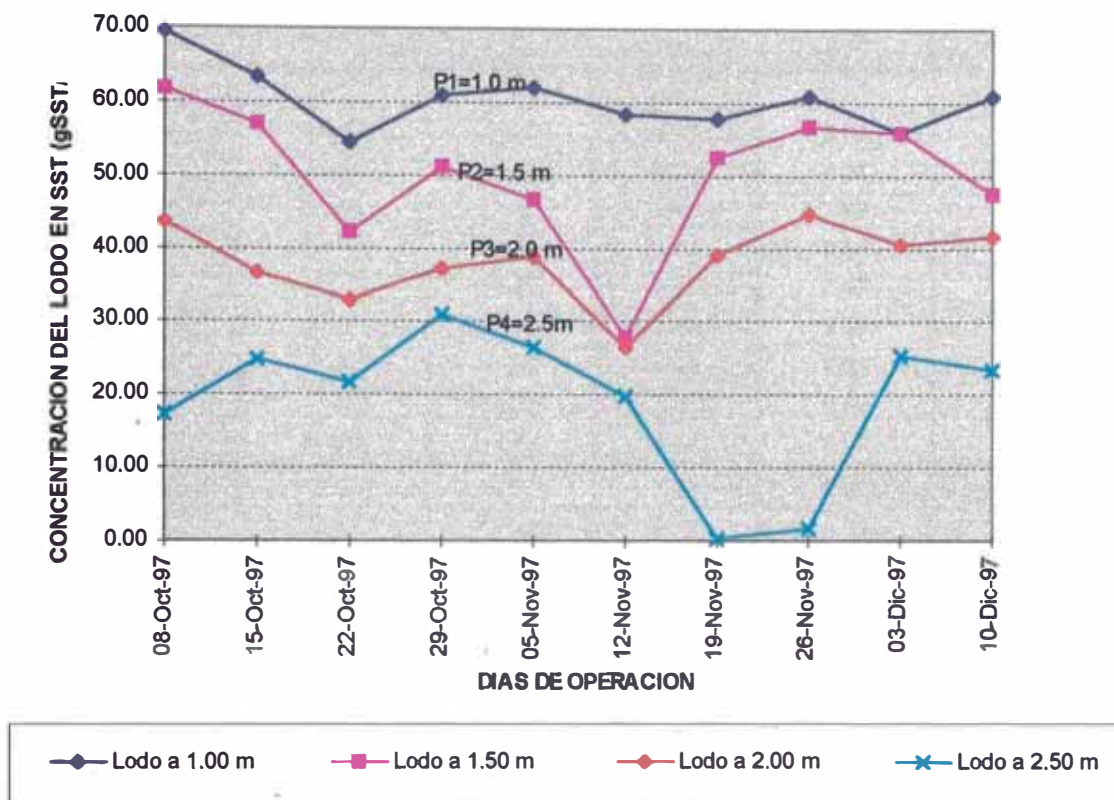
### **9.6.1. Perfiles y masa de lodo en el reactor**

En los 4 m de altura de digestor estaban ubicados puntos de muestreo a P1=1.0 m, P2=1.5, P3= 2.0, P4=2.5 m por encima de la base del reactor. Estos puntos han servido para calcular las concentraciones de lodo dentro del manto y determinar los perfiles de lodo como se muestra en el gráfico 9.3.

En todos los casos se determinaron las concentraciones de SST y SSV encontrándose una relación promedio de SSV/SST de 0.58 en **todas las alturas**. Esta relación no varió significativamente durante los tres meses de medición (Octubre - Diciembre 1997).

Como se puede apreciar en el gráfico 9.3 las concentraciones son mucho más altas en las capas mas bajas disminuyendo conforme se aumenta en altura. Un similar comportamiento ocurre en el reactor de Pedregal (ver gráfico 6.7 y 6.8)

## PERFIL DE LODOS EN SST EN EL RAFA DE UNI-TRAR



**Gráfico 9.3.** Concentraciones de lodo en el RAFA de UNI-TRAR tratando desagüe crudo a diferentes alturas ( $T = 22-26\text{ }^{\circ}\text{C}$ ;  $\text{TRH} = 11-24$  horas;  $\text{pH} = 6.3 - 7.6$ )

Los perfiles de concentraciones de lodo fueron usados para calcular la concentración promedio y la masa de lodo contenida en el reactor. Los resultados se muestran en el cuadro 9.14.

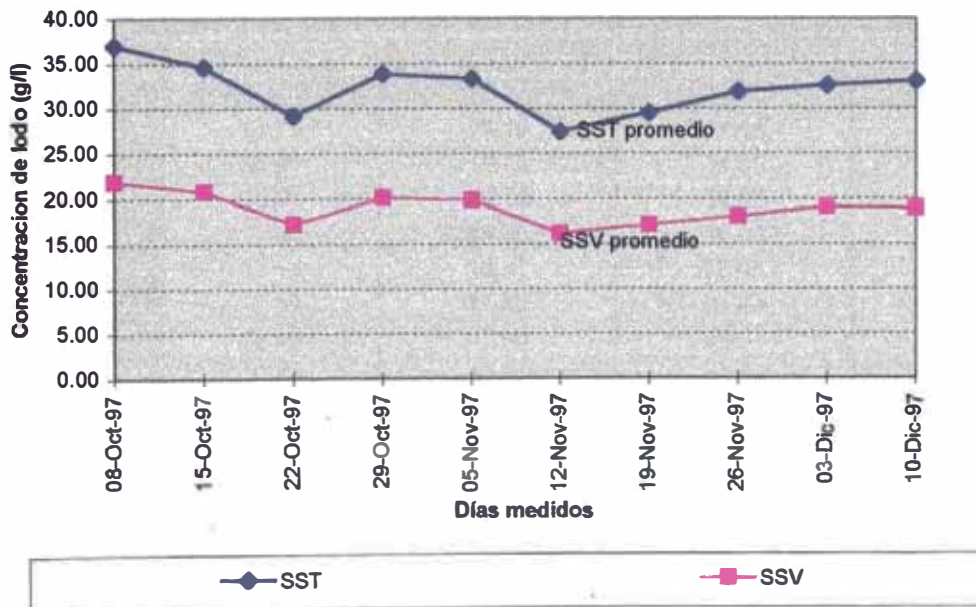
La concentración promedio de lodo (32.25 g/l) es alta si la comparamos con las concentraciones obtenidas en otros reactores evaluados (ver cuadro 6.13).

Una mejor ilustración de las concentraciones promedio de SST y SSV se muestra en el gráfico 9.4. Como se puede apreciar la relación  $\text{SSV}/\text{SST}$  se mantiene casi invariable durante los días medidos. En otras palabras si disminuye en concentración los SSV también lo hacen los SST.

**Cuadro 9.14.** Concentración promedio y masa en el manto de lodo del RAFA de UNI-TRAR. (TRH = 11-24 horas; T = 22-26 °C; V<sub>digestor</sub> = 257.64 m<sup>3</sup>, pH = 6.3 - 7.6)

FECHA	Concentración promedio (g/l)		Relación	Masa de lodo (ton)**	
	SST	SSV	SSV/SST	SST	SSV
08-Oct-97	36.98	21.85	0.59	9.53	5.63
15-Oct-97	34.59	20.73	0.60	8.91	5.34
22-Oct-97	29.15	17.16	0.59	7.51	4.42
29-Oct-97	33.88	20.05	0.59	8.73	5.16
05-Nov-97	33.32	19.79	0.59	8.58	5.10
12-Nov-97	27.46	16.10	0.59	7.07	4.15
19-Nov-97	29.52	17.10	0.58	7.61	4.40
26-Nov-97	31.91	17.98	0.56	8.22	4.63
03-Dic-97	32.60	19.07	0.59	8.40	4.91
10-Dic-97	33.07	18.89	0.57	8.52	4.87
<b>Promedio (<math>X_{prom}</math>)</b>	<b>32.25</b>	<b>18.87</b>	<b>0.58</b>	<b>8.31</b>	<b>4.86</b>
Desv. Est. (S)	2.84	1.80	0.01	0.73	0.46
S/ $X_{prom}$ (%)	8.8	9.5	1.9	8.8	9.5

\*\* Calculada en base a la metodología establecida por Van Haandel & Lettinga en su libro: Anaerobic Sewage Treatment

**CONCENTRACIONES PROMEDIO DE LODO EN EL RAFA DE UNI-TRAR****Gráfico 9.4.** Concentraciones promedio de SST y SSV en el manto de lodo del RAFA de UNI-TRAR. (TRH = 11-24 horas; T=22-26 °C; V<sub>digestor</sub> = 257.64 m<sup>3</sup>; pH = 6.3 - 7.6).

Con la ayuda de una probeta graduada de 1000 ml se determinó el volumen de lodo sedimentado a diferentes alturas del reactor y este valor, en relación con la concentración de lodo permitió obtener el índice volumétrico de lodo (IVL). En el cuadro 9.15 se muestran los valores determinados durante el muestreo y el valor promedio a cada altura (medida desde la base del reactor). Los valores promedio del IVL estuvieron entre 16.8 y 23.9 ml/g SST, los cuales representan valores bajos para un lodo biológico (comparativamente el IVL típico para los sistemas de lodos activados está entre 50 -150 ml/g SST). En el reactor del Pedregal se determinó un IVL de 11 ml/gSST, valor más bajo que el registrado en el reactor de UNI-TRAR lo que indica que el lodo de este último tiende a sedimentar con mayor facilidad. El IVL para la planta UNI-TRAR puede ayudar a predecir un valor aproximado de las concentraciones del lodo a diferentes alturas del reactor midiendo únicamente el volumen de lodo sedimentado con una probeta graduada.

**Cuadro 9.15.** Índice volumétrico de lodo medido a diferentes alturas en el reactor durante los días de muestreo. ( $T = 22-26\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $V_{\text{digerator}} = 257.64\text{ m}^3$ )

FECHA	INDICE VOLUMETRICO DEL LODO (ml/gSST)			
	Lodo a 1.00 m	Lodo a 1.50 m	Lodo a 2.00 m	Lodo a 2.50 m
22-Oct-97	17.79	23.10	27.58	29.25
29-Oct-97	16.21	18.82	24.50	30.66
05-Nov-97	15.65	20.72	18.96	24.40
12-Nov-97	17.00	24.46	26.06	25.51
19-Nov-97	17.14	18.53	23.64	15.92
26-Nov-97	16.38	17.56	21.93	14.38
03-Dic-97	17.86	17.89	24.41	22.94
10-Dic-97	16.44	20.81	23.70	25.72
<b>Promedio (<math>X_{\text{prom}}</math>)</b>	<b>16.81</b>	<b>20.24</b>	<b>23.85</b>	<b>23.60</b>
Desv. Est. (S)	0.78	2.51	2.60	5.79
S/ $X_{\text{prom}}$ (%)	4.64	12.42	10.89	24.55

### 9.6.2. Producción específica de lodo

La producción específica de lodo es la variación en la producción de lodo (Kg SST ó SSV) por masa unitaria de material aplicado o removido (Kg DQO, DBO ó SST) bajo condiciones normales de operación. La variación de

la producción diaria de lodo ha sido calculado restando la masa de lodo entre una semana y otra. Como se observa en el cuadro 9.16, se han encontrado variaciones en la producción diaria de lodo de valores negativos, indicando que en esos momentos en lugar de un aumento, se produjo una reducción de la biomasa en el reactor por respiración endógena. La razón principal de esta reducción es producto de los bajos caudales ( $< 1$  l/s) de ingreso a la planta (por el racionamiento en el abastecimiento de agua programado por SEDAPAL) que originan grandes tiempos de retención en el reactor y el ingreso de bajas cargas orgánicas que hacen que las bacterias ingresen a su fase endógena (al no tener alimento se biodegradan entre ellas) para producir grandes cantidades de biogas (ver gráfico 9.5). De esta forma los SSV del manto de lodo del reactor se transforman en biogas a una velocidad mayor que el crecimiento de la biomasa, generando pérdidas en la masa de lodo (ver también gráfico 9.6).

## PRESENTACIÓN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### CAUDALES Y BIOGAS PRODUCIDO (colectado) RAFA - UNITRAR

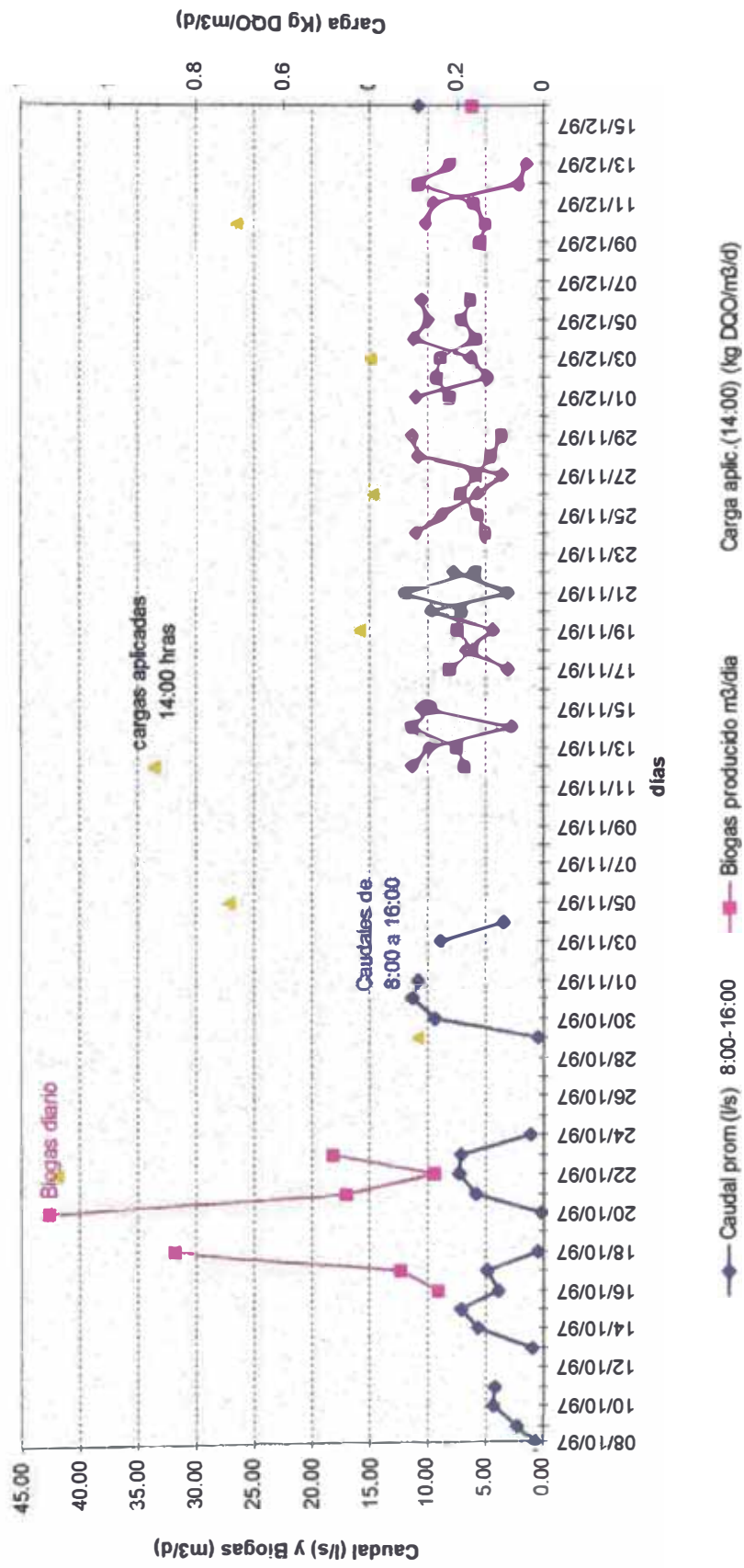
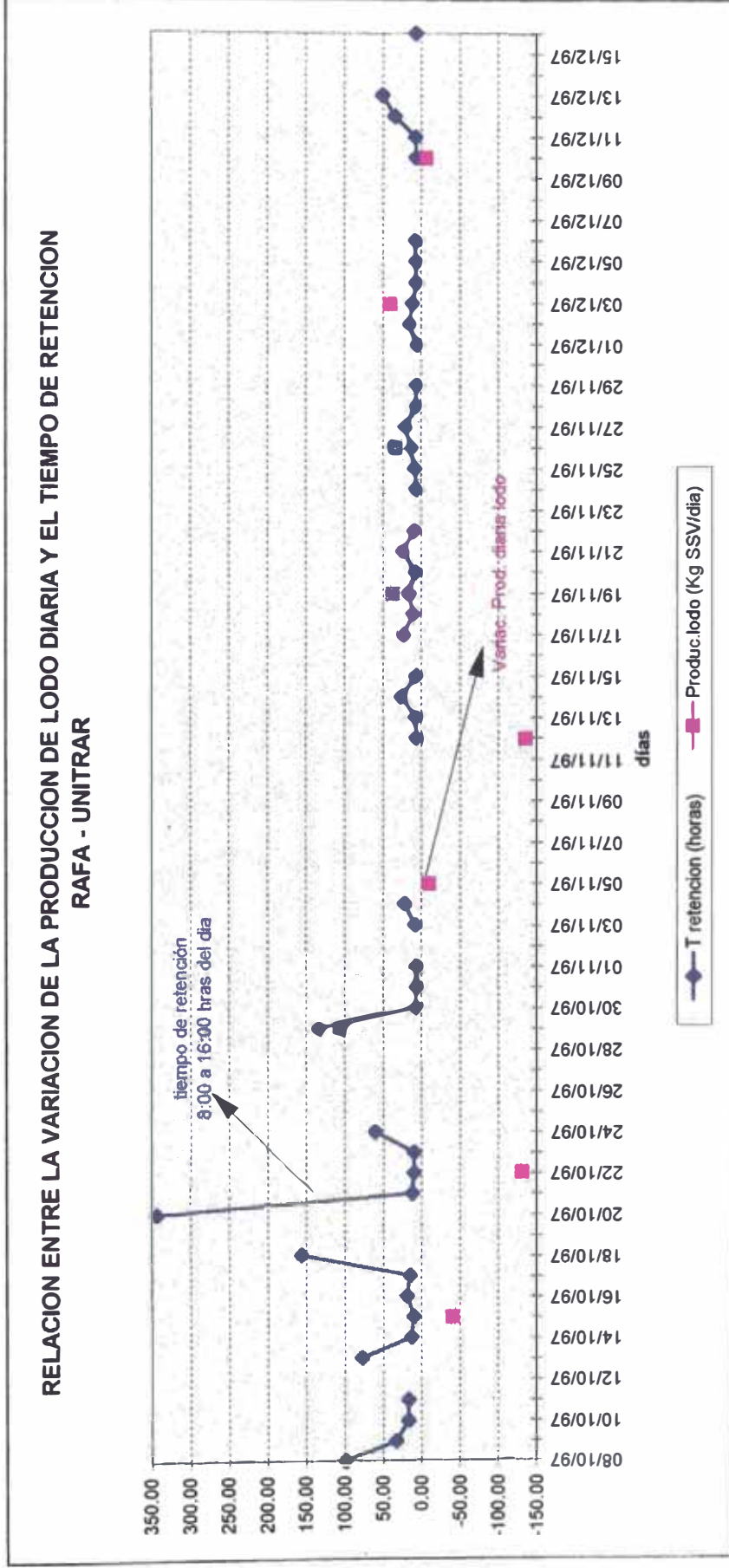


Gráfico 9.5. Influencia del promedio de caudales medidos entre las 8:00 y 16:00 horas sobre la producción de biogás ( $T = 22 \text{ } ^\circ\text{C}$ ,  $V_{\text{digestor}} = 257.64 \text{ m}^3$ ).



## PRESENTACIÓN DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN



**Gráfico 9.6.** Variación en la producción diaria de lodo (Kg SSV/día) como función del tiempo de retención medio medido desde las 8:00 hasta las horas del día ( $T = 22-26\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $V_{\text{digestor}} = 257\text{ }64\text{ m}^3$ )

En el gráfico 9.5 se puede observar que a caudales bajos la producción de biogas es alta. La disminución del volumen de desagüe de ingreso genera altos periodos de retención trayendo consigo variaciones en la producción de lodo de valor negativo (ver gráfico 9.6).

Para el cálculo en la variación de la producción de lodo se han tomado los valores positivos y negativos para después hallar el promedio. De esta manera se toma el comportamiento real ocurrido durante el período de evaluación. Tomando los datos de DQO aplicada y removida del cuadro 9.7. y la variación en la producción de lodo promedio (de los datos del cuadro 9.16) se han calculado los valores de producción específica de lodo mostrados en el cuadro 9.17.

**Cuadro 9.16.** Variación en la producción de lodo diaria en SSV y SST durante el período de evaluación en el RAFA de UNITRAR.

FECHA	HORA	Variación en la producción de lodo (Kg SSV/día)	Variación en la producción de lodo (Kg SST/día)
15/10/97	10:00	-41.20	-88.15
22/10/97	14:00	-131.41	-200.22
29/10/97	14:00	106.38	174.09
5/11/97	14:00	-9.49	-20.46
12/11/97	14:00	-135.91	-215.93
19/11/97	14:00	36.80	76.16
26/11/97	14:00	32.61	87.66
03/12/97	14:00	40.14	25.54
10/12/97	14:00	-6.71	17.11
Promedio		-12.09	-16.02

**Cuadro 9.17.** Producción específica de lodo (SSV y SST) en el RAFA de UNITRAR en relación a la DQO aplicada y removida. (TRH = 11-24 horas; T = 22-26 °C).

Parámetro (1)	Mínima (2)	Promedio (3)	Máxima (4)
Lodo/DQOaplic (Kg SSV/Kg DQO)	-0.09	-0.07	-0.05
Lodo/DQOrem (Kg SSV/Kg DQO)	-0.13	-0.09	-0.07
Lodo/DQOaplic (Kg SST/Kg DQO)	-0.11	-0.09	-0.07
Lodo/DQOrem (Kg SST/Kg DQO)	-0.22	-0.12	-0.09

Los valores experimentales mostrados en el cuadro 6.2 nos indican que deberíamos encontrar como máximo una producción específica de lodo

de 0.18 Kg SSV/Kg de DQO. Los valores de producción específica de lodo encontrados en el RAFA de UNI-TRAR durante el período de evaluación no pueden ser comparados con los valores de otros reactores evaluados debido a que las condiciones operacionales son diferentes (ver cuadro 6.13). Según los datos del cuadro 9.17 los valores se sitúan en el rango de -0.22 a -0.07 Kg SST/Kg DQO aplicada y -0.13 a -0.07 Kg SSV/Kg DQO removida. Estos valores negativos muestran que durante el período de evaluación hubo pérdida de biomasa en el manto de lodo.

### 9.6.3. Carga específica de lodo

Las cargas diarias de DQO con el afluente (cuadro 9.7) por masa de lodo (Kg SSV ó SST ) presente en el reactor determinan la carga específica de lodo. Adicionalmente la tasa de remoción específica de materia orgánica puede ser expresada en términos de Kg SSV ó SST.

**Cuadro 9.18.** Carga específica de lodo y tasas de remoción específica para DQO con base a los SSV y SST en el RAFA de UNITRAR. (TRH = 11-24 horas; T = 22-26 °C).

Parámetro (1)	Minima (2)	Promedio (3)	Máxima (4)
Kg DQOaplic./ Kg SSV/d	0.029	0.039	0.048
Kg DQOrem. /Kg SSV/d	0.019	0.029	0.038
Kg DQOaplic. /Kg SST/d	0.017	0.023	0.028
Kg DQOrem. /Kg SST/d	0.011	0.017	0.022

Si comparamos los datos del cuadro 9.18 en términos de tasa de remoción específica por lodo, observamos que los valores son mas bajos que los encontrados en otros reactores (ver cuadro 6.13), lo que indica que el reactor no esta completamente cargado. Es decir que al reactor se le puede aplicar mayores cargas orgánicas para que se aproveche todo su potencial de remoción. En base a otros reactores estudiados un valor promedio mayor o igual a 0.12 Kg DQO removida/Kg SSV/d es deseable. El valor teórico de remoción de materia orgánica para ser convertida en metano es de 2 Kg DQO/Kg SSV/d (ver cuadro 6.2).

#### 9.6.4. Edad del lodo

La edad del lodo o tiempo de retención en los sistemas de tratamiento biológico, es la relación entre el lodo contenido en el reactor y la producción de lodo diaria bajo condiciones estables.

En los periodos en que no hay cortes de agua en los Asentamientos que aportan con el desagüe crudo a la planta UNI-TRAR las edades de lodo en el reactor están entre los valores de: **48.5 y 142.1 días**. Valores cercanos se han encontrado en los reactores de Brasil (Pedregal), Colombia (Cali) y la India (Kanpur). Ver cuadro 6.13.

Es bueno remarcar que la edad del lodo no es un parámetro confiable para estimar el tiempo de retención de la masa bacteriana en el reactor.

### 9.7. PRODUCCION DE BIOGAS

#### 9.7.1. Producción diaria de biogas

Utilizando el gasómetro con el que cuenta la planta UNI-TRAR, se han obtenido las medidas de gas diario producidas por el reactor. Según el cuadro 9.19, con un nivel de confianza del 95 % se estima que el promedio de la producción diaria de biogas en el RAFA de UNI-TRAR durante los días medidos, esta entre 7.05 y 11.80 m<sup>3</sup> biogas/día. El error de estimación del valor promedio es de  $\pm 2.37$  m<sup>3</sup>/día.

**Cuadro 9.19.** Resultados del análisis estadístico con un nivel de confianza del 95 % para el promedio de la producción diaria de biogas en el RAFA de UNI-TRAR. Octubre a Diciembre de 1997. (TRH = 11-24 horas, T = 22-26 °C, V<sub>disolutor</sub> = 257.64 m<sup>3</sup>)

Parámetro	n	Limite inferior (m <sup>3</sup> /d)	Limite superior (m <sup>3</sup> /d)	Error (m <sup>3</sup> /d)	Promedio X <sub>prom</sub> (m <sup>3</sup> /d)	Desv. Estándar (S)	S/X <sub>prom</sub> (%)	Estimación	
								C.V. (%)	Calidad
m <sup>3</sup> biogas/día	32	7.05	11.80	2.37	9.42	6.85	73	12.86	Regular

Como se muestra en el cuadro 9.19, para el análisis estadístico se han utilizado 32 valores (muestra grande) de biogas diario producido en el RAFA de UNI-TRAR a pesar de ello, la estimación es de tipo regular debido a la dispersión alta de los datos ( $S/X_{prom} = 73$  %). Para mejorar la calidad de la

estimación y el error dentro del intervalo debería incrementarse el número de muestras hasta un valor de 180 datos con lo cual nuestro error de estimación disminuiría al valor de  $\pm 1$  m<sup>3</sup> de biogas diario (ver cuadro 9.20).

**Cuadro 9.20.** Número de datos a tomarse para mejorar el error de estimación de la media en la medición de la producción de gas en el RAFA de UNI-TRAR.

Parámetro	Desv. Estándar (S)	Error asumido (m <sup>3</sup> /d) (e)	N ° de muestras (n)
biogas	6.85	1.0	180

### 9.7.2. Producción de biogas en función a la materia orgánica y el desagüe de ingreso

Tomando como datos las cargas de DQO removida (cuadro 9.7) y los caudales de ingreso a la planta (cuadro 9.5) se ha obtenido los datos de producción de biogas respecto a la DQO y al desagüe de ingreso. Los datos se muestran en el cuadro 9.21

**Cuadro 9.21.** Producción de biogas en el RAFA de UNITRAR en función de la materia orgánica y el volumen de desagüe afluente. (TRH = 11-24 horas; T = 22-26 °C).

Parámetro (1)	Mínima (2)	Promedio (3)	Máxima (4)
L biogas/ Kg DQO removida	38.17	85.57	129.48
L biogas / L desagüe	0.016	0.029	0.032

Según el apartado 6.6.5 los valores teóricos para la producción de biogas serian 341 L biogas/Kg DQO removida y 0.21 L biogas/L desagüe, los cuales son sumamente altos si lo comparamos con los valores mostrados en el cuadro 9.21. La razón principal de los valores más bajos encontrados en el reactor de UNI-TRAR es debido a la baja contribución orgánica per capita que aportan los pobladores de El Milagro y El Angel. Se estima que el aporte es menor al teórico de 62.5 g DQO/hab/d, referido en esta tesis.

## 10. CONCLUSIONES

- 10.1. Las concentraciones que ingresan al reactor a las 14:00 horas son sumamente dispersas y altas (en promedio  $DQO_{af}=1147$  mg/l;  $SST_{af}=294$  mg/l y  $SSV_{af}=248$  mg/l) debido a la gran variación de caudales. Sin embargo esta variación es muy bien asimilada por el reactor cuyas concentraciones en el efluente a la misma hora son muy inferiores y menos dispersas (en promedio  $DQO_{ef}=108$  mg/l;  $SST_{ef}=27$  mg/l y  $SSV_{ef}=18$  mg/l).
- 10.2. El caudal promedio diario estuvo entre 4.28 y 5.01 l/s siendo estos valores menores que el caudal de diseño de 10 l/s. Producto de ello, los periodos de retención teóricos (entre 14 y 20 horas) fueron más altos que el de diseño (7 horas) para un volumen de digestor de  $257.64\text{ m}^3$ .
- 10.3. Los caudales promedio de ingreso a la planta entre las 8:00 a 16:00 horas fueron mas altos y mas variables (entre 6.01 y 8.03 l/s) que los caudales promedio diario, indicando que durante las 8:00 y 16:00 horas del día hay mayor ingreso de aguas residuales que en el resto del día. Esto originó que el rango para el tiempo de retención promedio entre las 8:00 a 16:00 horas del día fuera más amplio (entre 11 y 24 horas).
- 10.4. En el período de evaluación las cargas medidas en el afluente fueron en promedio 185.79 Kg/d para DQO, 52.64 Kg/d para SST y 44.89 para

SSV. Para el efluente las cargas promedios fueron de 44.81 Kg/d en DQO, 13.88 Kg/d en SST y 10.65 Kg/d en SSV.

- 10.5. Las eficiencias de remoción en el período de evaluación fueron: a) DQO, entre 63 y 76%, b) SST, entre 63 y 76% y c) SSV, entre 63 y 80%.
- 10.6. Las cargas promedio encontradas a las 14:00 horas fueron en el afluente: 134.82 Kg DQO/d; 63.36 Kg SST/d; 52.51 Kg SSV/d y en el efluente: 54.56 Kg DQO/d; 18.52 Kg SST/d y 12.89 Kg SSV/d.
- 10.7. Los factores de corrección que debería aplicarse a las cargas medidas a las 14:00 horas del día, para tener una estimación de la carga diaria resultan ser muy útiles. Su aplicación en los monitoreos posteriores de la Planta UNI-TRAR permitiría simplificar los programas de muestreo y por tanto reducir sus costos.
- 10.8. Los valores de velocidad ascensional del digester fueron en todos los casos menores a la velocidad máxima teórica de diseño de 1 m/h y la velocidad de paso por las aberturas del sedimentador fueron en la mayoría de casos menores al valor de diseño de 5 m/h lo que ha evitado el arrastre o lavado de sólidos del manto de lodo por sobrecargas hidráulicas.
- 10.9. Las cargas volumétricas para el reactor fueron: aplicada entre 0.54 y 0.90 Kg DQO/m<sup>3</sup>/d y removida entre 0.35 y 0.72 Kg DQO/m<sup>3</sup>/d. La tendencia

general es que a mayores cargas volumétricas aplicadas la eficiencia aumenta.

- 10.10. En el manto de lodo anaerobio del reactor se observó que las concentraciones más altas ocurren en las capas inferiores disminuyendo conforme se aumenta la altura (en promedio 60.32, 49.83, 38.11 y 19.23 g SST/l a 1.0, 1.5, 2.0 y 2.5 m con respecto a la base del reactor respectivamente). La concentración promedio calculada en todo el manto es de 32.25 g SST/l y 18.87 g SSV/l; valores mas altos que los hallados en otros reactores evaluados a nivel mundial. Esto puede tener relación con el hecho que no se purga lodos, operación que por el momento no ha sido necesaria ejecutar en UNI-TRAR en mas de 3 años de operación.
- 10.11. Al observar la relación SSV/SST promedio = 0.58 podemos concluir que mas del 50 % del lodo contenido en el reactor es de naturaleza volátil, correspondiendo solo a la fracción mineral un 42%.
- 10.12. En los momentos de racionamiento de agua en los AAHH de El Milagro y El Angel ingresan caudales muy pequeños al reactor y por ende bajas cargas orgánicas produciendo que las bacterias dentro del manto de lodo comiencen a biodegradarse entre ellas (fase endógena). En estas condiciones se produce grandes cantidades de biogas a partir de la biomasa en el manto de lodo. Debido a esto se explica la obtención de variaciones en la producción de lodo negativas (pérdida de biomasa en el manto).



- 10.13. La producción de lodo promedio fue de  $-0.07$  Kg SSV/Kg DQO aplicada y  $-0.09$  Kg SST/Kg DQO aplicada por lo que se concluye que hubo una pérdida de biomasa durante el período de evaluación.
- 10.14. Las cargas específicas de lodo y la tasa de remoción específica de materia orgánica por biomasa (SSV) han sido sumamente bajas (ambas menores a  $0.05$  Kg DQO/Kg SSV/d) respecto al valor teórico de  $2$  Kg DQO/Kg SSV/d y en comparación con otros reactores ya evaluados. Esto indica que el reactor de UNITRAR puede soportar mayores cargas de las que se le aplican actualmente o en otras palabras su potencial para remoción de materia orgánica actual no es completamente utilizado por los caudales hasta el momento menores que el de diseño.
- 10.15. La edad del lodo en el reactor de UNI-TRAR estuvo en el rango de  $48.5$  y  $142.1$  días. Rangos similares han sido encontrados en los reactores de Pedregal, Cali y Kanpur.
- 10.16. Durante el periodo Octubre - Diciembre de 1997 la producción diaria de biogas estuvo en el rango de  $7.05$  y  $11.80$  m<sup>3</sup>/d.
- 10.17. La producción de biogas promedio ( $87.57$  L biogas/Kg DQO removida,  $0.029$  L biogas/L desagüe) del reactor evaluado fueron menores que los valores teóricos ( $341$  L biogas/Kg DQO,  $0.21$  L biogas/L desagüe) debido a las bajas contribuciones per capita en DQO que aportan los habitantes de El Angel y El Milagro.

## 11. RECOMENDACIONES

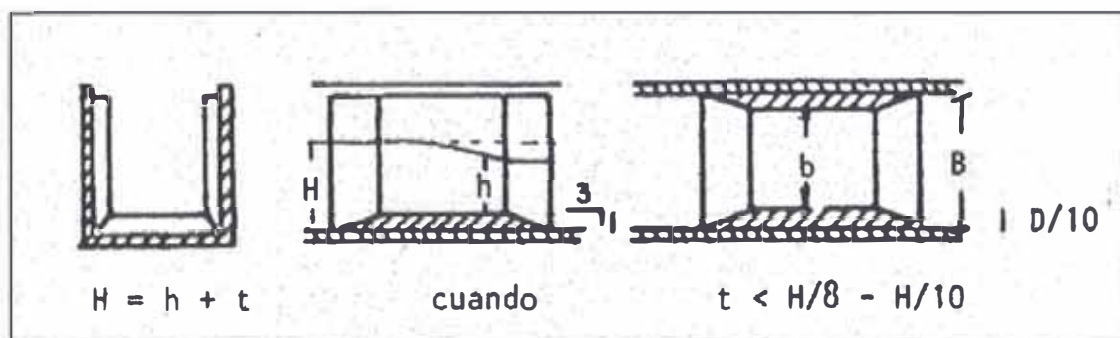
- 11.1. Con la finalidad de obtener rangos de concentraciones a las 14:00 horas más confiables y con errores interválicos pequeños se debería aumentar el número de muestras instantáneas en el afluente (69 para DQO; 63 para SST; 69 para SSV) y en el efluente (68 para DQO; 50 para SST; 31 para SSV).
- 11.2. Para una mejor evaluación del comportamiento del manto de lodos en los momentos de toma de muestras de lodos se debe tomar simultáneamente muestras en el afluente y efluente del reactor (sean instantáneas o compuestas) y medir los caudales de ingreso durante las 24 horas así como la producción diaria de biogas. La interrelación de estos parámetros permitiría una mejor interpretación del funcionamiento del RAFA.
- 11.3. Los factores de corrección hallados para las cargas a las 14:00 horas con los cuales se predecirían las cargas diarias que atraviesan el reactor aún necesitan de un mayor número de datos, para obtener una mayor confiabilidad en su aplicación. Para ello se necesita un mayor número de valores de carga a las 14:00 horas. Por esto, el número de valores de carga debería ser como mínimo: en el afluente (77 para DQO; 57 para SST ; 57 para SSV) y en el efluente (70 para DQO; 47 para SST; 47 para SSV)

- 11.4. En los momentos de ingreso de caudales bajos en la planta UNI-TRAR, hay cuatro parámetros que pueden ayudar a conocer en forma rápida el comportamiento del reactor en esos instantes. 1) la producción diaria de gases medida con el gasómetro; 2) la salida de sólidos sedimentables en el efluente medida con el cono imhoff; 3) la concentración aproximada del lodo a diferentes alturas utilizando el Índice volumétrico y los ml/l de lodo sedimentado con un probeta de 1 litro y 4) las mediciones de pH en el afluente, efluente y a diferentes alturas del reactor. Los valores no deberían alejarse mucho de los rangos o promedios señalados en esta tesis para evitar una pérdida significativa de la biomasa que implique un nuevo arranque.
- 11.5. En los momentos de altas producciones de biogas se notó la presencia de malos olores los cuales son característicos en todos los reactores por la presencia inevitable del gas sulfídrico ( $H_2S$ ). La solución más adecuada sería instalar una cobertura en la parte alta del reactor o hacer tratamiento de gases, para evitar que los malos olores se dispersen a los alrededores.
- 11.6. Con base a los resultados de esta evaluación aún no es necesario purgar lodos del RAFA. Esta purga solo debería darse si se detecta salidas constantes de sólidos sedimentables en el efluente.

## APENDICE 1: MEDICION DE CAUDALES CON EL MEDIDOR PALMER BOWLUS

El medidor de caudales tiene las ventajas de ser sumamente simple, de muy fácil instalación en cualquier tramo recto de cualquier tipo de canal, de no requerir calibración (si esta bien construido), de muy simple cálculo y, por último igual grado de precisión que el aforador Parshall.

Consiste básicamente en un relleno del fondo y paredes del canal (ver figura A1.1) con el objeto de crear un estrechamiento de la sección para velocidades críticas.



**Figura A1.1.** Aforador de caudales Palmer Bowlus con garganta rectangular para conductos rectangulares.

La formula general para el calculo de caudales con el medidor Palmer Bowlus, está determinada por la siguiente ecuación:

$$Q = C * b * (H - t)^{3/2} \quad (A1.1)$$

siendo:

$Q$  = caudal en  $m^3/s$

$B$  = ancho del canal (m)

$H$  = profundidad o tirante de agua en el canal (m). Se recomienda medirla de 75 a 90 cm aguas arriba del centro de la garganta

$t$  = desnivel (m)

$b$  = ancho de la sección crítica (m)

$h$  = altura de la sección crítica

$C$  = coeficiente de flujo

El coeficiente de flujo  $C$  se determina en base al gráfico A1.2 conociendo la relación ( $R$ ) entre el ancho del canal ( $B$ ) y el ancho de la garganta ( $b$ ).

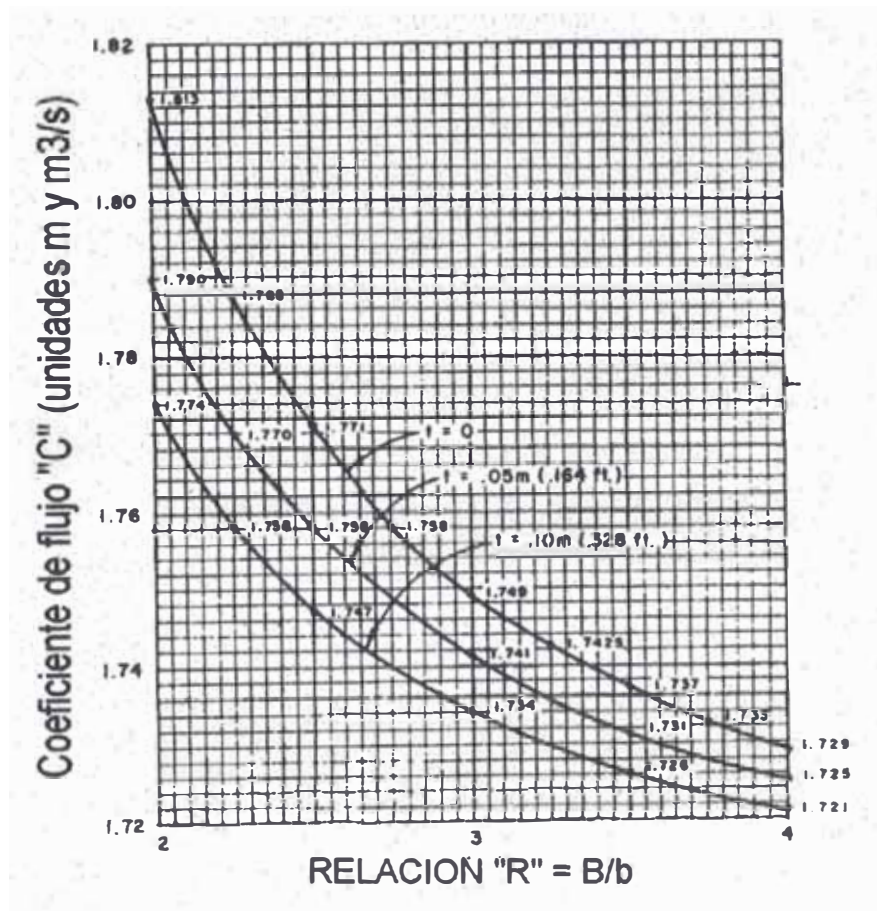


Figura A1.2. Coeficientes de flujo para medidores Palmer - Bowlus con gargantas rectangulares en conductos rectangulares.

Para el medidor Palmer Bowls de UNI-TRAR se tienen los siguientes valores:

$$t = 5 \text{ cm}$$

$$B = 0.40 \text{ m}$$

$$b = 0.20 \text{ m}$$

Por lo tanto:  $R = B/b = 2$

Del gráfico A1.2:  $C = 1.79$

Reemplazando los valores en la formula A1.1 la formula para medir los caudales de ingreso para la planta UNI-TRAR y plantas con medidores de similares características es:


$$Q = 0.358 * (H - 5)^{1.5}$$

Donde:

Q = Caudal (l/s)

H = altura del nivel de agua en el canal (cm)

## APENDICE 2: TABLAS ESTADISTICAS

**Cuadro A2.1.a. Distribución Acumulativa Normal**

DISTRIBUCION ACUMULATIVA NORMAL F(z)											
z	F(z)	z	F(z)	z	F(z)	z	F(z)	z	F(z)	z	F(z)
-4.00	0.00003	-3.55	0.00019	-3.10	0.00097	-2.65	0.00402	-2.20	0.01390	-1.75	0.04006
-3.99	0.00003	-3.54	0.00020	-3.09	0.00100	-2.64	0.00415	-2.19	0.01426	-1.74	0.04093
-3.98	0.00003	-3.53	0.00021	-3.08	0.00104	-2.63	0.00470	-2.18	0.01463	-1.73	0.04182
-3.97	0.00004	-3.52	0.00022	-3.07	0.00107	-2.62	0.00440	-2.17	0.01500	-1.72	0.04772
-3.96	0.00004	-3.51	0.00022	-3.06	0.00111	-2.61	0.00453	-2.16	0.01539	-1.71	0.04363
-3.95	0.00004	-3.50	0.00023	-3.05	0.00114	-2.60	0.00466	-2.15	0.01578	-1.70	0.04457
-3.94	0.00004	-3.49	0.00024	-3.04	0.00118	-2.59	0.00480	-2.14	0.01618	-1.69	0.04551
-3.93	0.00004	-3.48	0.00025	-3.03	0.00122	-2.58	0.00494	-2.13	0.01659	-1.68	0.04648
-3.92	0.00004	-3.47	0.00026	-3.02	0.00126	-2.57	0.00508	-2.12	0.01700	-1.67	0.04746
-3.91	0.00005	-3.46	0.00027	-3.01	0.00131	-2.56	0.00523	-2.11	0.00000	-1.66	0.04846
-3.90	0.00005	-3.45	0.00028	-3.00	0.00135	-2.55	0.00539	-2.10	0.01786	-1.65	0.04947
-3.89	0.00005	-3.44	0.00029	-2.99	0.00139	-2.54	0.00554	-2.09	0.01831	-1.64	0.05050
-3.88	0.00005	-3.43	0.00030	-2.98	0.00144	-2.53	0.00570	-2.08	0.01876	-1.63	0.05155
-3.87	0.00005	-3.42	0.00031	-2.97	0.00149	-2.52	0.00587	-2.07	0.01923	-1.62	0.05262
-3.86	0.00006	-3.41	0.00032	-2.96	0.00154	-2.51	0.00604	-2.06	0.01970	-1.61	0.05370
-3.85	0.00006	-3.40	0.00034	-2.95	0.00159	-2.50	0.00621	-2.05	0.02018	-1.60	0.05480
-3.84	0.00006	-3.39	0.00035	-2.94	0.00164	-2.49	0.00639	-2.04	0.02068	-1.59	0.05592
-3.83	0.00006	-3.38	0.00036	-2.93	0.00169	-2.48	0.00657	-2.03	0.02118	-1.58	0.05705
-3.82	0.00007	-3.37	0.00038	-2.92	0.00175	-2.47	0.00676	-2.02	0.02169	-1.57	0.05821
-3.81	0.00007	-3.36	0.00039	-2.91	0.00181	-2.46	0.00695	-2.01	0.02222	-1.56	0.05938
-3.80	0.00007	-3.35	0.00040	-2.90	0.00187	-2.45	0.00714	-2.00	0.02275	-1.55	0.06057
-3.79	0.00008	-3.34	0.00042	-2.89	0.00193	-2.44	0.00734	-1.99	0.02330	-1.54	0.06175
-3.78	0.00008	-3.33	0.00043	-2.88	0.00199	-2.43	0.00755	-1.98	0.02385	-1.53	0.06301
-3.77	0.00008	-3.32	0.00045	-2.87	0.00205	-2.42	0.00776	-1.97	0.02442	-1.52	0.06426
-3.76	0.00008	-3.31	0.00047	-2.86	0.00212	-2.41	0.00798	-1.96	0.02500	-1.51	0.06552
-3.75	0.00009	-3.30	0.00048	-2.85	0.00219	-2.40	0.00820	-1.95	0.02559	-1.50	0.06681
-3.74	0.00009	-3.29	0.00050	-2.84	0.00226	-2.39	0.00842	-1.94	0.02619	-1.49	0.06811
-3.73	0.00010	-3.28	0.00052	-2.83	0.00233	-2.38	0.00866	-1.93	0.02680	-1.48	0.06944
-3.72	0.00010	-3.27	0.00054	-2.82	0.00240	-2.37	0.00889	-1.92	0.02743	-1.47	0.07078
-3.71	0.00010	-3.26	0.00056	-2.81	0.00248	-2.36	0.00914	-1.91	0.02807	-1.46	0.07215
-3.70	0.00011	-3.25	0.00058	-2.80	0.00256	-2.35	0.00939	-1.90	0.02872	-1.45	0.07353
-3.69	0.00011	-3.24	0.00060	-2.79	0.00264	-2.34	0.00964	-1.89	0.02938	-1.44	0.07493
-3.68	0.00012	-3.23	0.00062	-2.78	0.00272	-2.33	0.00990	-1.88	0.03005	-1.43	0.07636
-3.67	0.00012	-3.22	0.00064	-2.77	0.00280	-2.32	0.01017	-1.87	0.03074	-1.42	0.07780
-3.66	0.00013	-3.21	0.00066	-2.76	0.00289	-2.31	0.01044	-1.86	0.03144	-1.41	0.07927
-3.65	0.00013	-3.20	0.00069	-2.75	0.00298	-2.30	0.01072	-1.85	0.03216	-1.40	0.08076
-3.64	0.00014	-3.19	0.00071	-2.74	0.00307	-2.29	0.01101	-1.84	0.03288	-1.39	0.08226
-3.63	0.00014	-3.18	0.00074	-2.73	0.00317	-2.28	0.01130	-1.83	0.03362	-1.38	0.08379
-3.62	0.00015	-3.17	0.00076	-2.72	0.00326	-2.27	0.01160	-1.82	0.03438	-1.37	0.08534
-3.61	0.00015	-3.16	0.00079	-2.71	0.00336	-2.26	0.01191	-1.81	0.03515	-1.36	0.08691
-3.60	0.00016	-3.15	0.00082	-2.70	0.00347	-2.25	0.01222	-1.80	0.03593	-1.35	0.08851
-3.59	0.00017	-3.14	0.00084	-2.69	0.00357	-2.24	0.01255	-1.79	0.03673	-1.34	0.09012
-3.58	0.00017	-3.13	0.00087	-2.68	0.00368	-2.23	0.01287	-1.78	0.03754	-1.33	0.09176
-3.57	0.00018	-3.12	0.00090	-2.67	0.00379	-2.22	0.01321	-1.77	0.03836	-1.32	0.09342
-3.56	0.00019	-3.11	0.00094	-2.66	0.00391	-2.21	0.01355	-1.76	0.03920	-1.31	0.09510

Cuadro A2.1.b. Distribución Acumulativa Normal

DISTRIBUCION ACUMULATIVA NORMAL F(z)											
z	F(z)	z	F(z)	z	F(z)	z	F(z)	z	F(z)	z	F(z)
-1.30	0.09680	-0.85	0.19766	-0.40	0.34458	0.05	0.51994	0.50	0.69146	0.95	0.82894
-1.29	0.09853	-0.84	0.20045	-0.39	0.34827	0.06	0.52392	0.51	0.69497	0.96	0.83147
-1.28	0.10027	-0.83	0.20327	-0.38	0.35197	0.07	0.52790	0.52	0.69847	0.97	0.83398
-1.27	0.10204	-0.82	0.20611	-0.37	0.35690	0.08	0.53188	0.53	0.70940	0.98	0.83646
-1.26	0.10383	-0.81	0.20897	-0.36	0.35942	0.09	0.53500	0.54	0.70540	0.99	0.83891
-1.25	0.10565	-0.80	0.21186	-0.35	0.36317	0.10	0.53983	0.55	0.70884	1.00	0.84134
-1.24	0.10749	-0.79	0.21476	-0.34	0.36693	0.11	0.54380	0.56	0.71226	1.01	0.84375
-1.23	0.10935	-0.78	0.21770	-0.33	0.37070	0.12	0.54776	0.57	0.71566	1.02	0.84614
-1.22	0.11123	-0.77	0.22065	-0.32	0.37448	0.13	0.55172	0.58	0.71904	1.03	0.84850
-1.21	0.11314	-0.76	0.22363	-0.31	0.37828	0.14	0.55567	0.59	0.72240	1.04	0.85083
-1.20	0.11507	-0.75	0.22663	-0.30	0.38209	0.15	0.55962	0.60	0.72575	1.05	0.85314
-1.19	0.11702	-0.74	0.22965	-0.29	0.38591	0.16	0.56356	0.61	0.72907	1.06	0.85543
-1.18	0.11900	-0.73	0.23270	-0.28	0.38974	0.17	0.56749	0.62	0.73237	1.07	0.85769
-1.17	0.12100	-0.72	0.23576	-0.27	0.39358	0.18	0.57142	0.63	0.73565	1.08	0.85993
-1.16	0.12302	-0.71	0.23885	-0.26	0.39743	0.19	0.57535	0.64	0.73891	1.09	0.86214
-1.15	0.12507	-0.70	0.24196	-0.25	0.40129	0.20	0.57926	0.65	0.74215	1.10	0.86433
-1.14	0.12714	-0.69	0.24510	-0.24	0.40517	0.21	0.58317	0.66	0.74537	1.11	0.86650
-1.13	0.12924	-0.68	0.24825	-0.23	0.40905	0.22	0.58706	0.67	0.74857	1.12	0.86864
-1.12	0.13136	-0.67	0.25143	-0.22	0.41294	0.23	0.59095	0.68	0.75175	1.13	0.87076
-1.11	0.13350	-0.66	0.25463	-0.21	0.41683	0.24	0.59483	0.69	0.75490	1.14	0.87296
-1.10	0.13567	-0.65	0.25785	-0.20	0.42074	0.25	0.59871	0.70	0.75804	1.15	0.87493
-1.09	0.13786	-0.64	0.26109	-0.19	0.42465	0.26	0.60257	0.71	0.76115	1.16	0.87698
-1.08	0.14007	-0.63	0.26435	-0.18	0.42858	0.27	0.60642	0.72	0.76424	1.17	0.87900
-1.07	0.14231	-0.62	0.26763	-0.17	0.43251	0.28	0.61026	0.73	0.76730	1.18	0.88100
-1.06	0.14457	-0.61	0.27093	-0.16	0.43644	0.29	0.61409	0.74	0.77035	1.19	0.88298
-1.05	0.14686	-0.60	0.27425	-0.15	0.44038	0.30	0.61791	0.75	0.77337	1.20	0.88493
-1.04	0.49170	-0.59	0.27760	-0.14	0.44433	0.31	0.62172	0.76	0.77637	1.21	0.88686
-1.03	0.15150	-0.58	0.28096	-0.13	0.44828	0.32	0.62552	0.77	0.77935	1.22	0.88877
-1.02	0.15386	-0.57	0.28434	-0.12	0.45224	0.33	0.62930	0.78	0.78230	1.23	0.89065
-1.01	0.15625	-0.56	0.28774	-0.11	0.45620	0.34	0.63307	0.79	0.78524	1.00	0.89251
-1.00	0.15866	-0.55	0.29116	-0.10	0.46017	0.35	0.63683	0.80	0.78814	1.25	0.89435
-0.99	0.16109	-0.54	0.29460	-0.09	0.46414	0.36	0.64058	0.81	0.79103	1.26	0.89617
-0.98	0.16354	-0.53	0.29806	-0.08	0.46812	0.37	0.64431	0.82	0.79389	1.27	0.89796
-0.97	0.66020	-0.52	0.30153	-0.07	0.47210	0.38	0.64803	0.83	0.79673	1.28	0.89973
-0.96	0.16853	-0.51	0.30503	-0.06	0.47608	0.39	0.65173	0.84	0.79955	1.29	0.90147
-0.95	0.17106	-0.50	0.30854	-0.05	0.48006	0.40	0.65542	0.85	0.80234	1.30	0.90320
-0.94	0.17361	-0.49	0.31207	-0.04	0.48805	0.41	0.65910	0.86	0.80511	1.31	0.90490
-0.93	0.17619	-0.48	0.31561	-0.03	0.48803	0.42	0.66276	0.87	0.80785	1.32	0.90658
-0.92	0.17879	-0.47	0.31918	-0.02	0.49202	0.43	0.66640	0.88	0.81057	1.33	0.90824
-0.91	0.18141	-0.46	0.00000	-0.01	0.49601	0.44	0.67003	0.89	0.81327	1.34	0.90988
-0.90	0.18406	-0.45	0.32636	0.00	0.50000	0.45	0.67364	0.90	0.81594	1.35	0.91149
-0.89	0.18673	-0.44	0.32997	0.01	0.50399	0.46	0.67724	0.91	0.81859	1.36	0.91309
-0.88	0.18943	-0.43	0.33360	0.02	0.50798	0.47	0.68082	0.92	0.82121	1.37	0.91466
-0.87	0.19215	-0.42	0.33724	0.03	0.51197	0.48	0.68439	0.93	0.82381	1.38	0.91621
-0.86	0.19489	-0.41	0.34090	0.04	0.51595	0.49	0.68793	0.94	0.82639	1.39	0.91774



Cuadro A2.1.c. Distribución Acumulativa Normal

DISTRIBUCION ACUMULATIVA NORMAL F(z)											
z	F(z)	z	F(z)	z	F(z)	z	F(z)	z	F(z)	z	F(z)
1.40	0.91924	1.85	0.96784	2.30	0.98928	2.75	0.99702	3.20	0.99931	3.65	0.99987
1.41	0.92073	1.86	0.96856	2.31	0.98956	2.76	0.99711	3.21	0.99934	3.66	0.99987
1.42	0.92220	1.87	0.96926	2.32	0.98983	2.77	0.99720	3.22	0.99936	3.67	0.99988
1.43	0.92364	1.88	0.96995	2.33	0.99010	2.78	0.99728	3.23	0.99938	3.68	0.99988
1.44	0.92507	1.89	0.97062	2.34	0.99036	2.79	0.99736	3.24	0.99940	3.69	0.99989
1.45	0.92647	1.90	0.97128	2.35	0.99061	2.80	0.99744	3.25	0.99942	3.70	0.99989
1.46	0.92785	1.91	0.97193	2.36	0.99086	2.81	0.99752	3.26	0.99944	3.71	0.99990
1.47	0.92922	1.92	0.97257	2.37	0.99111	2.82	0.99760	3.27	0.99946	3.72	0.99990
1.48	0.93056	1.93	0.97320	2.38	0.99134	2.83	0.99767	3.28	0.99948	3.73	0.99990
1.49	0.93189	1.94	0.97381	2.39	0.99153	2.84	0.99774	3.29	0.99950	3.74	0.99991
1.50	0.93319	1.95	0.97441	2.40	0.99180	2.85	0.99781	3.30	0.99952	3.75	0.99991
1.51	0.93448	1.96	0.97500	2.41	0.99202	2.86	0.99788	3.31	0.99953	3.76	0.99992
1.52	0.93574	1.97	0.97558	2.42	0.99224	2.87	0.99795	3.32	0.99955	3.77	0.99992
1.53	0.93699	1.98	0.97615	2.43	0.99245	2.88	0.99801	3.33	0.99957	3.78	0.99992
1.54	0.93822	1.99	0.97670	2.44	0.99266	2.89	0.99807	3.34	0.99958	3.79	0.99992
1.55	0.93943	2.00	0.97725	2.45	0.99286	2.90	0.99813	3.35	0.99960	3.80	0.99993
1.56	0.94062	2.01	0.97778	2.46	0.99305	2.91	0.99819	3.36	0.99961	3.81	0.99993
1.57	0.94179	2.02	0.97831	2.47	0.99324	2.92	0.99825	3.37	0.99962	3.82	0.99993
1.58	0.94295	2.03	0.97882	2.48	0.99343	2.93	0.99831	3.38	0.99964	3.83	0.99994
1.59	0.94408	2.04	0.97932	2.49	0.99361	2.94	0.99836	3.39	0.99965	3.84	0.99994
1.60	0.94520	2.05	0.97982	2.50	0.99379	2.95	0.99841	3.40	0.99966	3.85	0.99994
1.61	0.94630	2.06	0.98030	2.51	0.99396	2.96	0.99846	3.41	0.99968	3.86	0.99994
1.62	0.94738	2.07	0.98077	2.52	0.99413	2.97	0.99851	3.42	0.99969	3.87	0.99995
1.63	0.94845	2.08	0.98124	2.53	0.99430	2.98	0.99856	3.43	0.99970	3.88	0.99995
1.64	0.94950	2.09	0.98169	2.54	0.99446	2.99	0.99861	3.44	0.99971	3.89	0.99995
1.65	0.95053	2.10	0.98214	2.55	0.99461	3.00	0.99865	3.45	0.99972	3.90	0.99995
1.66	0.95154	2.11	0.98257	2.56	0.99477	3.01	0.99869	3.46	0.99973	3.91	0.99995
1.67	0.95254	2.12	0.98300	2.57	0.99492	3.02	0.99874	3.47	0.99974	3.92	0.99996
1.68	0.95352	2.13	0.98341	2.58	0.99506	3.03	0.99878	3.48	0.99975	3.93	0.99996
1.69	0.95449	2.14	0.98382	2.59	0.99520	3.04	0.99882	3.49	0.99976	3.94	0.99996
1.70	0.95543	2.15	0.98422	2.60	0.99534	3.05	0.99886	3.50	0.99977	3.95	0.99996
1.71	0.95637	2.16	0.98461	2.61	0.99547	3.06	0.99889	3.51	0.99978	3.96	0.99996
1.72	0.95728	2.17	0.98500	2.62	0.99560	3.07	0.99893	3.52	0.99978	3.97	0.99996
1.73	0.95818	2.18	0.98537	2.63	0.99573	3.08	0.99897	3.53	0.99979	3.98	0.99997
1.74	0.95907	2.19	0.98574	2.64	0.99585	3.09	0.99900	3.54	0.99980	3.99	0.99997
1.75	0.95994	2.20	0.98610	2.65	0.99598	3.10	0.99903	3.55	0.99981	4.00	0.99997
1.76	0.96080	2.21	0.98645	2.66	0.99609	3.11	0.99906	3.56	0.99981		
1.77	0.96164	2.22	0.98679	2.67	0.99621	3.12	0.99910	3.57	0.99982		
1.78	0.96246	2.23	0.98713	2.68	0.99632	3.13	0.99913	3.58	0.99983		
1.79	0.96327	2.24	0.98745	2.69	0.99643	3.14	0.99916	3.59	0.99983		
1.80	0.96407	2.25	0.98778	2.70	0.99653	3.15	0.99918	3.60	0.99984		
1.81	0.96485	2.26	0.98809	2.71	0.99664	3.16	0.99921	3.61	0.99985		
1.82	0.96562	2.27	0.98840	2.72	0.99674	3.17	0.99924	3.62	0.99985		
1.83	0.96638	2.28	0.98870	2.73	0.99683	3.18	0.99926	3.63	0.99986		
1.84	0.96712	2.29	0.98899	2.74	0.99693	3.19	0.99929	3.64	0.99986		

Cuadro A2.2. Cuantiles del Test Estadístico de KOLMOGOROV

CUANTILES DEL TEST ESTADISTICO DE KOLMOGOROV											
Test de un lado											
p =	0.900	0.950	0.975	0.99	0.995	p =	0.900	0.950	0.975	0.99	0.995
Test de dos lados											
p =	0.800	0.900	0.950	0.980	0.990	p =	0.800	0.900	0.950	0.980	0.990
n = 1	0.900	0.950	0.975	0.990	0.995	n =	0.266	0.259	0.287	0.321	0.344
2	0.684	0.776	0.842	0.900	0.929	22	0.221	0.253	0.281	0.314	0.337
3	0.565	0.636	0.708	0.785	0.829	23	0.216	0.247	0.275	0.307	0.330
4	0.493	0.565	0.624	0.689	0.734	24	0.212	0.242	0.269	0.301	0.323
5	0.447	0.509	0.563	0.627	0.669	25	0.208	0.238	0.264	0.295	0.317
6	0.410	0.468	0.519	0.577	0.617	26	0.204	0.233	0.259	0.290	0.311
7	0.381	0.436	0.483	0.538	0.576	27	0.200	0.229	0.254	0.284	0.305
8	0.358	0.410	0.454	0.507	0.542	28	0.197	0.225	0.250	0.279	0.300
9	0.339	0.387	0.430	0.480	0.513	29	0.193	0.221	0.246	0.275	0.295
10	0.323	0.369	0.409	0.457	0.489	30	0.190	0.218	0.242	0.270	0.290
11	0.308	0.352	0.391	0.437	0.468	31	0.187	0.214	0.238	0.266	0.285
12	0.296	0.338	0.375	0.419	0.449	32	0.184	0.211	0.234	0.262	0.281
13	0.285	0.325	0.361	0.404	0.432	33	0.182	0.208	0.231	0.258	0.277
14	0.275	0.314	0.349	0.390	0.418	34	0.179	0.205	0.227	0.254	0.273
15	0.266	0.304	0.338	0.377	0.404	35	0.177	0.202	0.224	0.251	0.269
16	0.258	0.295	0.327	0.366	0.392	36	0.174	0.199	0.221	0.247	0.265
17	0.250	0.286	0.318	0.355	0.381	37	0.172	0.196	0.218	0.244	0.262
18	0.244	0.279	0.309	0.346	0.371	38	0.170	0.194	0.215	0.241	0.258
19	0.237	0.271	0.301	0.337	0.361	39	0.168	0.191	0.213	0.238	0.255
20	0.232	0.265	0.294	0.329	0.352	40	0.165	0.189	0.210	0.235	0.252
Aproximación para n > 40							$1.07/n^{1/2}$	$1.22/n^{1/2}$	$1.36/n^{1/2}$	$1.52/n^{1/2}$	$1.63/n^{1/2}$

Fuente: Adaptado de la Table de Miller. 1956.

Cuadro A2.3. Distribución Acumulativa t-student

DISTRIBUCION ACUMULATIVA t									
n	D								
	0.750	0.800	0.850	0.900	0.950	0.975	0.990	0.995	0.9995
1	1.0005	1.376	1.963	3.078	6.314	12.706	31.821	63.657	636.619
2	0.816	1.061	1.386	1.836	2.920	4.303	6.965	9.925	31.598
3	0.765	0.978	1.250	1.638	2.132	3.182	4.541	5.841	12.941
4	0.741	0.941	1.190	1.533	2.132	2.776	3.747	4.604	8.610
5	0.727	0.920	1.156	1.476	2.015	2.571	3.365	4.032	6.859
6	0.718	0.906	1.134	1.440	1.943	2.447	3.143	3.707	5.959
7	0.711	0.896	1.119	1.415	1.895	2.365	2.998	3.499	5.405
8	0.706	0.889	1.108	1.397	1.860	2.306	2.896	3.355	5.041
9	0.703	0.883	1.100	1.383	1.833	2.262	2.821	3.250	4.781
10	0.700	0.879	1.093	1.372	1.812	2.228	2.764	3.169	4.587
11	0.697	0.876	1.088	1.363	1.796	2.201	2.718	3.106	4.437
12	0.695	0.873	1.083	1.356	1.782	2.179	2.681	3.055	4.318
13	0.694	0.870	1.079	1.350	1.771	2.160	2.650	3.012	4.221
14	0.692	0.868	1.076	1.345	1.761	2.145	2.624	2.977	4.140
15	0.600	0.866	1.074	1.341	1.753	2.131	2.602	2.947	4.073
16	0.690	0.866	1.071	1.337	1.746	2.120	2.584	2.921	4.015
17	0.689	0.863	1.069	1.333	1.740	2.110	2.567	2.898	3.965
18	0.688	0.862	1.067	1.330	1.734	2.101	2.552	2.878	3.922
19	0.688	0.861	1.066	1.328	1.729	2.093	2.540	2.861	3.883
20	0.687	0.860	1.064	1.325	1.725	2.086	2.528	2.845	3.850
21	0.686	0.859	1.063	1.323	1.721	2.080	2.518	2.831	3.819
22	0.686	0.858	1.061	1.321	1.717	2.074	2.508	2.819	3.792
23	0.685	0.858	1.060	1.319	1.714	2.069	2.500	2.807	3.767
24	0.685	0.857	1.059	1.318	1.711	2.064	2.492	2.797	3.745
25	0.684	0.856	1.058	1.316	1.708	2.060	2.485	2.787	3.725
26	0.684	0.856	1.058	1.315	1.706	2.056	2.477	2.779	3.707
27	0.684	0.855	1.057	1.314	1.703	2.052	2.473	2.771	3.690
28	0.683	0.855	1.056	1.313	1.701	2.048	2.467	2.763	3.674
29	0.630	0.854	1.055	1.311	1.699	2.045	2.462	2.756	3.659
30	0.683	0.854	1.055	1.310	1.697	2.044	2.457	2.750	3.646
35	0.682	0.852	1.052	1.306	1.690	2.030	2.438	2.724	3.591
40	0.681	0.851	1.050	1.303	1.684	2.021	2.423	2.704	3.551
45	0.680	0.850	1.048	1.301	1.680	2.014	2.412	2.690	3.520
50	0.680	0.849	1.047	1.299	1.676	2.008	2.403	2.678	3.496
55	0.679	0.849	1.047	1.297	1.673	2.004	2.396	2.669	3.476
60	0.679	0.848	1.046	1.296	1.671	2.000	2.390	2.600	3.460
70	0.678	0.847	1.045	1.294	1.667	1.994	2.381	2.648	3.435
80	0.678	0.847	1.044	1.293	1.665	1.990	2.374	2.638	3.416
90	0.678	0.846	1.043	1.291	1.662	1.987	2.368	2.632	3.402
100	0.677	0.846	1.042	1.290	1.661	1.984	2.364	2.626	3.390
200	0.676	0.844	1.039	1.286	1.653	1.972	2.445	2.601	3.340
300	0.676	0.843	1.038	1.285	1.650	1.968	2.437	2.592	3.323
400	0.676	0.843	1.038	1.284	1.649	1.966	2.434	2.588	3.315
500	0.676	0.843	1.037	1.284	1.648	1.965	2.432	2.586	3.310
1000	0.675	0.842	1.037	1.283	1.647	1.962	2.427	2.581	3.301
∞	0.67449	0.84162	1.03643	1.28155	1.64485	1.95996	2.32630	2.576	3.29053

## REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

1. ALAERTS, G.; VEENSTRA ,S.; BENTVELSEN, M.; VAN DUIJL, L.: "Feasibility of Anaerobic Sewage Treatment in Sanitation Strategies in Developing Countries", Water Science & Technology, vol. 27, num. 1, págs. 179-186. 1993.
2. APHA, AWWA, WPCF: "Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales". Ed. Díaz de Santos S.A. España, 1992.
3. CANALES GRANDE, Geraldine: "Evaluación del Proceso de Tratamiento de Aguas Residuales de la Planta UNI-TRAR". Tesis de grado. Universidad Nacional de Ingeniería. Facultad de Ingeniería Ambiental. Lima, 1998.
4. CASTAÑEDA SALDAÑA, Beatriz: "Distribuciones del Muestreo y Estimación", Curso: Estadística y Probabilidades. Universidad Nacional de Ingeniería. Facultad de Ingeniería Ambiental. Lima, 1993.
5. DIAZ BUSTOS, Pedro: "Tablas Estadísticas". Lima, 1986.
6. EL PERUANO, Diario Oficial: Normas Legales, Decreto de Urgencia N° 025-98 del Jueves 18 de Junio de 1998. Pag. 160809. Lima, Perú.
7. FIELD, Jim: "Medición de Parámetros". Curso Arranque y Operación de Sistemas de Flujo Ascendente con Manto de Lodo - UASB. Cali, UNIVALLE, págs. C1 - C57,1987.
8. FIELD, Jim: "Parámetros Operativos del Reactor de Manto de Lodos Anaeróbicos de Flujo Ascendente", Curso: Arranque y Operación de Sistemas de Flujo Ascendente con manto de lodo - UASB. Cali, UNIVALLE, págs. B1- B35,1987.

9. LEON, Guillermo; SANHUEZA, Juan Carlos: "Manual de Arranque, Operación y Mantenimiento de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Nacional de Ingeniería (UNI)". OPS/CEPIS. Lima, 1995.
10. LEON, Guillermo; VILLENA, Jorge: Memoria Descriptiva del expediente técnico de ejecución de obra de la Planta Piloto de Tratamiento de Aguas Residuales de la UNI, Lima 1993.
11. LETTINGA, Gatze; VAN HAANDEL, Adrianus: "Anaerobic Sewage Treatment. A practical guide for regions with a hot climates". Ed. John Wiley & Sons Ltd. Inglaterra, 1994.
12. LUDWIG, Russell; PARKHURST, John: "Simplified Application Of Palmer-Bowlus Flow Meters". Journal Water Pollution Control Federation. Washington, D.C., 1974.
13. METCALF & EDDY: "Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización". Ed. McGraw - Hill / Interamericana de España, S.A. Madrid, págs. 420-429, 1995.
14. MINISTERIO DE TRANSPORTES, COMUNICACIONES, VIVIENDA Y CONSTRUCCION: "Norma S090: Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales". Reglamento Nacional de Construcciones. Lima, 27 de Enero de 1997.
15. PEREZ CARRION, José: "Medición de Flujos en Estructuras Hidráulicas de Contorno Abierto". CEPIS, Lima, 1982.
16. SANCHEZ MADRID, Carolina: "Calibración Hidráulica de los canales de las lagunas de estabilización de la ciudad de Masaya". Tesis de grado. Universidad Nacional de Ingeniería, Facultad de Ingeniería Química. Managua, 1991.

17. Sessions, S.; Zucchetti, A.; Alegre, M.; Lanao, A.; Benson, L.: "Una Evaluación Comparativa de Riesgos Ambientales para la Salud en Lima Metropolitana, Perú". Proyecto ECORIESGO. USAID/PERU y CONAM. Lima, 1996-1997.
18. SUPERINTENDENCIA NACIONAL DE SERVICIOS DE SANEAMIENTO, SUNASS: "Sector Saneamiento. Estudio Sectorial". Proyecto PRES/PRONAP. Lima, Perú, 1995.
19. VAN LIER, J.B.; REBAC, S.; LETTINGA, G: "High-Rate Anaerobic Wastewater Treatment under Psychrophilic and Thermophilic Conditions". Water Science. & Technology, vol. 35, num 10, págs 199-206, 1997.
20. WAGENINGEN AGRICULTURAL UNIVERSITY AND IHE DELF: International Course on Anaerobic Waste Water Treatment. Holanda, 1997.
21. ZEGERS, Frank: "Microbiología". Curso Arranque y Operación de Sistemas de Flujo Ascendente con Manto de Lodo - UASB. Cali, UNIVALLE, págs. A1 - A14, 1987.