

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERIA  
FACULTAD DE INGENIERIA AMBIENTAL**



**"EVALUACION DEL PROCESO DE TRATAMIENTO DE  
AGUAS RESIDUALES EN LA PLANTA UNI-TRAR"**

**TESIS**

**PARA OPTAR EL TITULO PROFESIONAL DE  
INGENIERO SANITARIO**

**GERALDINE ANELHI CANALES GRANDE**

**LIMA - PERU**

**1,998**

## **PREFACIO**

Esta tesis presenta el trabajo de investigación realizado en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales UNI-TRAR durante el Programa de Monitoreo efectuado en el período 1996 - 1997.

Este trabajo se realizó gracias al apoyo técnico y/o financiero de diversas instituciones como la Dirección General de Salud ambiental, el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, y la Agencia Alemana de Cooperación Técnica GTZ/TBW.

Deseo expresar mi agradecimiento al Ing. Otto Rosasco, asesor de esta tesis, cuyos comentarios y sugerencias permitieron elaborar este manuscrito; y al Ing. Harm Shenk de TBW/GTZ por su orientación durante la ejecución de la Segunda Etapa del Programa de Monitoreo y por sus apreciaciones y comentarios en la interpretación de los resultados.

Gracias también al Ing. Fausto Roncal, Gerente de la Planta UNI-TRAR por las facilidades prestadas para la realización de este trabajo de investigación. Y a todo el personal de la planta UNI-TRAR por su colaboración en la realización de este trabajo. A los alumnos de la brigada por su apoyo durante la segunda etapa del Programa de Monitoreo.

Lima 18 de Diciembre, 1997

Geraldine Canales Grande

## RESUMEN

La presente tesis describe y presenta los resultados del programa de monitoreo realizado en la planta de tratamiento de aguas residuales UNI -TRAR, durante el periodo 1996 -1997. El objetivo final es proveer las bases para la evaluación y control del sistema de tratamiento. También se determinarán los niveles de calidad del afluente y efluente del sistema, tasas de degradación de materia orgánica y remoción de organismos patógenos.

El sistema de tratamiento esta conformado por un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) y dos lagunas facultativas en serie. El efluente tratado es aprovechado para la crianza de peces en tres estanques que trabajan en paralelo y para el riego de áreas verdes.

Durante la 1ra etapa del programa, fue evidente la disminución del volumen de agua residual que ingresa a la planta debido al racionamiento del servicio de agua. Los valores de pH en el RAFA se mantienen en un rango neutro y estable, comprobándose la capacidad buffer del agua residual doméstica, el pH tiende a incrementarse en las lagunas debido a la actividad fotosintética.

De los resultados de la 2da etapa puede concluirse que el volumen promedio de aguas residuales que ingresa a la planta es de 380 m<sup>3</sup>/d, la mayor parte del cual ingresa durante la noche. La carga orgánica promedio como DQO total es de 157 Kg/d para el afluente y 44 Kg/d para el efluente del reactor. En el RAFA se alcanzó una alta eficiencia remocional de DQO (72%), DBO (65%), SST (70%), pero es necesario un post-tratamiento para la remoción de patógenos. La tasa de producción de biogas fue de 0.2 m<sup>3</sup> por kilogramo de DQO removida.

Debido a la alta degradación de materia orgánica en el RAFA, sólo una pequeña fracción de la remoción total de DBO ocurre en las lagunas. La remoción de N y P fue de 35 y 28% respectivamente. La concentración de coliformes fecales en el efluente de la segunda laguna es de  $2.3 \times 10^5$  NMP/100 ml.

La toma de muestras horarias mostró las grandes variaciones del volumen y composición del agua residual que ingresa al reactor. Durante el día el caudal es de 1 l/s conteniendo altas concentraciones de DQO (3 g/l), en las noches el caudal es de 7-9 l/s con concentraciones de DQO muy bajas. Esto último indicaría grandes volúmenes de pérdidas de agua. La concentración de DQO en el efluente es constante (menos de 150 mg/l). La mayor parte de la DQO es suministrada en dos periodos pico: uno en la noche (7 pm -11 pm) y el otro en la mañana (5 am - 9 am).

## CONTENIDO

<b>1. INTRODUCCION GENERAL</b>	<b>1</b>
<hr/>	
1.1 INTRODUCCION	1
1.2 OBJETIVOS	2
1.3 LINEAMIENTOS	3
<b>2. FUNDAMENTO TEORICO</b>	<b>4</b>
<hr/>	
2.1 PROCESOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES Y RECUPERACIÓN DE MATERIALES	4
2.2 TRATAMIENTO ANAERÓBICO DE LAS AGUAS RESIDUALES	6
2.2.1 REQUERIMIENTOS QUE EL PROCESO DEBE ALCANZAR :	8
2.3 PROCESO DE DEGRADACIÓN ANAERÓBICA	9
2.4 FACTORES AMBIENTALES IMPORTANTES PARA LA DIGESTION ANAEROBIA DEL AGUA RESIDUAL DOMESTICA	13
2.4.1 TEMPERATURA	14
2.4.2 PH	15
2.4.3 COMPUESTOS TÓXICOS	16
2.5 SISTEMAS DE TRATAMIENTO ANAEROBIO	16
2.6 SISTEMAS DE ALTA TASA	17
2.6.1 REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE : RAFA	18
2.7 POST-TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DEL RAFA	22
2.7.1 CONCENTRACIÓN DE PATÓGENOS EN EL AGUA RESIDUAL	22
2.7.2 CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES	23
2.8 POST-TRATAMIENTO EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION	23
2.8.1 DISEÑO CONVENCIONAL DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN	25
2.8.2 REMOCIÓN DE NUTRIENTES	26
2.8.3 REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS	27
2.9 REMOCION DE PATOGENOS EN SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	27
2.9.1 REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (RAFA)	27
2.9.2 LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN	28
<b>3. LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA UNI</b>	<b>29</b>
<hr/>	
3.1 DESCRIPCIÓN GENERAL	29
3.2 DESCRIPCIÓN DE LAS UNIDADES DE TRATAMIENTO	30
<b>4. PRIMERA ETAPA DEL PROGRAMA DE MONITOREO,</b>	<b>46</b>
<hr/>	

---

**NOVIEMBRE 96 - FEBRERO 97** **46**


---

<b>4.1 INTRODUCCION</b>	<b>46</b>
<b>4.2 MATERIALES Y METODOS</b>	<b>46</b>
4.2.1 IMPLEMENTACION DEL PROGRAMA	46
4.2.2 MEDICIONES DE CAMPO	52
4.2.3 ANALISIS	53
4.2.4 CÁLCULOS	53
<b>4.3 RESULTADOS Y DISCUSION</b>	<b>54</b>
4.3.1 CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL	54
4.3.2 VOLUMEN DE AGUA RESIDUAL	54
4.3.3 REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE	62
4.3.4 LAGUNAS	67
<b>4.4 CONCLUSIONES</b>	<b>77</b>

---

**5. SEGUNDA ETAPA DEL PROGRAMA DE MONITOREO, MAYO - JUNIO 1997** **79**


---

<b>5.1 INTRODUCCION</b>	<b>79</b>
<b>5.2 MATERIALES Y METODOS</b>	<b>80</b>
5.2.1 IMPLEMENTACION DEL PROGRAMA	80
5.2.2 MEDICIONES DE CAMPO	89
5.2.3 ANÁLISIS	91
5.2.4 CÁLCULOS	92
<b>5.3 RESULTADOS Y DISCUSION</b>	<b>94</b>
5.3.1 CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL	94
5.3.2 PRE-TRATAMIENTO	96
5.3.3 REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE	96
5.3.4 LAGUNAS Y ESTANQUES	121
<b>5.4 CONCLUSIONES</b>	<b>133</b>

---

**6. CONCLUSIONES FINALES** **135**


---



---

**7. RECOMENDACIONES** **139**


---



---

**ABREVIATURAS** **140**


---



---

**APENDICE I : PARAMETROS IMPORTANTES DE LAS AGUAS RESIDUALES** **141**


---

<b>APENDICE II : SOLIDOS Y MATERIA ORGANICA EN LAS AGUAS RESIDUALES</b>	<b>147</b>
---	------------

---

<b>APENDICE III : MEDICION DE CAUDALES Y PREPARACION DE MUESTRAS COMPUESTAS</b>	<b>152</b>
---	------------

---

<b>APENDICE IV ; MICROORGANISMOS IMPORTANTES EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION</b>	<b>159</b>
---	------------

---

<b>REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS</b>	<b>163</b>
-----------------------------------	------------

---

## Relación de Gráficos

GRÁFICO 2. 1: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DE LAS FASES DEL TRATAMIENTO ANAEROBIO DE LAS AGUAS RESIDUALES .....	11
GRÁFICO 2. 2: REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DEL REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE .....	21
GRÁFICO 3. 1: REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE DE 356 M <sup>3</sup> , EN LA PLANTA UNI - TRAR.....	37
GRÁFICO 3. 2: ESQUEMA GENERAL DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO UNI - TRAR .	45
GRÁFICO 4. 1: UBICACIÓN DE LOS PUNTOS DE MONITOREO DURANTE EL PROGRAMA	49
GRÁFICO 4. 2 : VARIACIÓN HORARIA DEL CAUDAL DE INGRESO DURANTE EL MES DE SETIEMBRE.....	57
GRÁFICO 4. 3 : VARIACIÓN HORARIA DEL CAUDAL DE INGRESO DURANTE EL MES DE OCTUBRE .....	58
GRÁFICO 4. 4 : VARIACIÓN HORARIA DEL CAUDAL DE INGRESO DURANTE EL MES DE NOVIEMBRE .....	59
GRÁFICO 4. 5 : VARIACIÓN HORARIA DEL CAUDAL DURANTE EL MES DE DICIEMBRE	60
GRÁFICO 4. 6 : VARIACIÓN HORARIA DEL CAUDAL DURANTE EL MES DE ENERO .....	60
GRÁFICO 4. 7 : VARIACIÓN HORARIA DEL CAUDAL DE INGRESO DURANTE EL MES DE FEBRERO.....	61
GRÁFICO 4. 8 : VARIACIÓN DEL CAUDAL PROMEDIO MENSUAL DURANTE EL PERÍODO SETIEMBRE 96 - FEBRERO 97.....	62
GRÁFICO 4. 9 : CONCENTRACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA AL INGRESO Y SALIDA DEL RAFA .....	63
GRÁFICO 4. 10: CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES EN EL RAFA	64
GRÁFICO 4. 11 : VALORES DE PH Y TEMPERATURA MEDIDOS EN EL RAFA, A LAS ..	66
GRÁFICO 4. 12 : VALORES DE PH Y TEMPERATURA MEDIDOS EN EL RAFA, A LAS 8 A.M. MES DE FEBRERO .....	67
GRÁFICO 4. 13: CONCENTRACIÓN DE DBO TOTAL EN LAS LAGUNAS.....	68

GRÁFICO 4. 14: CONCENTRACIÓN DE SST EN LAS LAGUNAS.....	68
GRÁFICO 4. 15 : CALIDAD MICROBIOLÓGICA DEL AGUA RESIDUAL EN CADA UNA DE LAS ETAPAS DEL TRATAMIENTO .....	70
GRÁFICO 4. 16 : MEDIA GEOMÉTRICA DE LA CONCENTRACIÓN DE COLIFORMES FECALES DEL AGUA RESIDUAL .....	71
GRÁFICO 4. 17: PH Y TEMPERATURA EN LAS LAGUNAS EN LAS MAÑANAS, MES DE ENERO .....	72
GRÁFICO 4. 18: PH Y TEMPERATURA EN LAS LAGUNAS EN LAS MAÑANAS, MES DE FEBRERO.....	72
GRÁFICO 4. 19 : INCREMENTO DE LA TEMPERATURA DE LAS LAGUNAS DURANTE EL DÍA, MES DE ENERO .....	73
GRÁFICO 4. 20 : COMPOSICIÓN PORCENTUAL DE ALGAS EN LAS LAGUNAS.....	76
GRÁFICO 4. 21 : CONTENIDO DE ZOOPLANCTON EN LAS LAGUNAS.....	77
GRÁFICO 5. 1. UBICACIÓN DE LOS PUNTOS DE MONITOREO DURANTE EL PROGRAMA	84
GRÁFICO 5. 2 : VOLUMEN DE AGUA RESIDUAL DE INGRESO Y CARGA ORGÁNICA DURANTE EL PROGRAMA DE MONITOREO. ....	98
GRÁFICO 5. 3 : VARIACIÓN DE LA TASA TKN/DQO ANTES Y DESPUÉS DE LA INSTALACIÓN DE LA MALLA. ....	100
GRÁFICO 5. 4 : DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO AL INGRESO Y SALIDA DEL REACTOR Y TASA REMOCIONAL. ....	101
GRÁFICO 5. 5 : DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO AL INGRESO Y SALIDA DEL REACTOR Y TASA REMOCIONAL. ....	102
GRÁFICO 5. 6 : CONTENIDO DE SST EN EL AFLUENTE Y EFLUENTE DEL REACTOR - TASA DE REMOCIÓN. ....	103
GRÁFICO 5. 7 : CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO TOTAL ANTES Y DESPUÉS DEL TRATAMIENTO ANAERÓBICO. ....	104
GRÁFICO 5. 8 : VARIACIÓN DE LA TASA $[NH_4^+ / TKN]$ DE ACUERDO A LAS ETAPAS DEL TRATAMIENTO .....	106
GRÁFICO 5. 9 : VARIACIÓN HORARIA DEL CAUDAL DE INGRESO Y DE LA DQO DEL AFLUENTE Y EFLUENTE DEL REACTOR.....	112

GRÁFICO 5. 10 : VARIACIÓN HORARIA DE LA CARGA ORGÁNICA DEL AFLUENTE Y EFLUENTE, ASÍ COMO PRODUCCIÓN DE BIOGAS.....	113
GRÁFICO 5. 11 : VARIACIÓN HORARIA DEL CAUDAL Y CARGA ORGÁNICA .....	114
GRÁFICO 5. 12 : CARGA ORGÁNICA REMOVIDA [KG/D] Y PRODUCCIÓN DIARIA DE BIOGAS.....	119
GRÁFICO 5. 13 : PH Y TEMPERATURA AL INGRESO Y SALIDA DEL RAFA (EN LA MAÑANA). .....	122
GRÁFICO 5. 14: CONCENTRACIÓN DE DBO <sub>TOTAL</sub> EN CADA UNA DE LAS ETAPAS DEL TRATAMIENTO .....	123
GRÁFICO 5. 15 : CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO TOTAL EN LAS DIFERENTES ETAPAS DEL TRATAMIENTO .....	125
GRÁFICO 5. 16 : CALIDAD MICROBIOLÓGICA DEL AGUA RESIDUAL EN CADA UNA DE LAS ETAPAS DEL TRATAMIENTO .....	127
GRÁFICO 5. 17 : PROMEDIO GEOMÉTRICO DE LA CALIDAD MICROBIOLÓGICA .....	128
GRÁFICO 5. 18 : PH Y TEMPERATURA A LA SALIDA DE LAS LAGUNAS, MEDIDOS EN HORAS DE LA MAÑANA .....	131
GRÁFICO 5. 19 : VALORES DE PH Y TEMPERATURA DE LOS ESTANQUES DE PECES MEDIDOS DESPUÉS DEL MEDIODÍA .....	132

## Relación de Tablas

TABLA 4. 1: FRECUENCIA DE MUESTREO DE LOS PARÁMETROS DETERMINADOS AL INGRESO Y SALIDA DEL REACTOR ANAERÓBICO .....	50
TABLA 4. 2: FRECUENCIA DE MUESTREO DE LOS PARÁMETROS DETERMINADOS EN LAS LAGUNAS .....	51
TABLA 4. 3: MÉTODO ANALÍTICO DE LOS PARÁMETROS DETERMINADOS DURANTE EL PROGRAMA DE MONITOREO .....	53
TABLA 4. 4: VALORES PROMEDIO DE LOS PARÁMETROS MEDIDOS EN EL SISTEMA DE TRATAMIENTO DURANTE EL PERÍODO .....	55
TABLA 4. 5 : CAUDAL PROMEDIO HORARIO DE AGUA RESIDUAL QUE INGRESA AL SISTEMA DE TRATAMIENTO, EN L/S .....	56
TABLA 4. 6 : VALORES PROMEDIO DE PH Y TEMPERATURA MEDIDOS AL INGRESO Y SALIDA DEL RAFA, MES DE ENERO (MAÑANAS) .....	65
TABLA 4. 7 : VALORES PROMEDIO DE PH Y TEMPERATURA MEDIDOS AL INGRESO Y SALIDA DEL RAFA, MES DE FEBRERO (EN LAS MAÑANAS).....	66
TABLA 4. 8 : VALORES PROMEDIO DE PH Y TEMPERATURA EN LAS LAGUNAS, ENERO	73
TABLA 4. 9 : VALORES PROMEDIO DE PH Y TEMPERATURA EN LAS LAGUNAS, FEBRERO .....	74
TABLA 4. 10 : COMPOSICIÓN PORCENTUAL DE ALGAS.....	75
TABLA 4. 11 : RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE ZOOPLANCTON .....	76
TABLA 5. 1 : FRECUENCIA DE MUESTREO DE LOS PARÁMETROS DETERMINADOS AL INGRESO DEL REACTOR ANAERÓBICO .....	86
TABLA 5. 2 : FRECUENCIA DE MUESTREO DE LOS PARÁMETROS DETERMINADOS A LA SALIDA DEL REACTOR ANAERÓBICO.....	87
TABLA 5. 3 : FRECUENCIA DE MUESTREO DE LOS PARÁMETROS DETERMINADOS EN LAS LAGUNAS Y ESTANQUES .....	88
TABLA 5. 4 : FRECUENCIA DE MUESTREO DE LOS PARÁMETROS MICROBIOLÓGICOS	89
TABLA 5. 5 : MÉTODO ANALÍTICO DE LOS PARÁMETROS DETERMINADOS DURANTE EL PROGRAMA DE MONITOREO .....	91

TABLA 5. 6 : VALORES PROMEDIO DE LOS PARÁMETROS MEDIDOS EN EL SISTEMA DE TRATAMIENTO .....	95
TABLA 5. 7 : VALORES PROMEDIO EN MG/L DE DQO, SST Y SSV DEL AFLUENTE ANTES Y DESPUÉS DE LA INSTALACIÓN DE LA MALLA.....	97
TABLA 5. 8 : DQO EN MG/L Y TASA REMOCIONAL ANTES Y DESPUÉS DE LA INSTALACIÓN DE LA MALLA.....	97
TABLA 5. 9 : TASA [TKN/DQO] PARA EL AFLUENTE Y EFLUENTE DEL REACTOR ....	100
TABLA 5. 10 : CARGA ORGÁNICA DE DQO REMOVIDA AL DÍA Y LA PRODUCCIÓN DIARIA DE BIOGAS .....	118
TABLA 5. 11 : VALORES PROMEDIO DE PH Y TEMPERATURA A LA SALIDA E INGRESO DEL RAFA.....	121
TABLA 5. 12 : VALORES PROMEDIO DE PH, TEMPERATURA Y O.D. EN LAS LAGUNAS Y ESTANQUES DE PECES. MAYO - JUNIO 1997 .....	130

## Relación de Ilustraciones

ILUSTRACIÓN 1: CÁMARA DE CAPTACIÓN DEL DESAGÜE CRUDO .....	30
ILUSTRACIÓN 2: CÁMARA DE REJAS FINAS .....	31
ILUSTRACIÓN 3: CANAL DESARENADOR .....	32
ILUSTRACIÓN 4: MEDIDOR DE CAUDAL PALMER-BOWLUS .....	33
ILUSTRACIÓN 5: LIMNÍGRAFO INSTALADO PARA LA MEDICIÓN CONTINUA DEL NIVEL DE AGUA EN EL CANAL.....	34
ILUSTRACIÓN 6: REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE DE 356 m <sup>3</sup> .....	35
ILUSTRACIÓN 7: INSTALACIÓN DE MUESTREADORES AUTOMÁTICOS PARA LA TOMA DE MUESTRAS DEL AFLUENTE Y EFLUENTE DEL REACTOR .....	36
ILUSTRACIÓN 8: LECHO DE SECADO DE LODOS .....	38
ILUSTRACIÓN 9: LAGUNA DE ESTABILIZACIÓN SECUNDARIA.....	40
ILUSTRACIÓN 10: LAGUNA DE ESTABILIZACIÓN TERCIARIA .....	41
ILUSTRACIÓN 11: MEDICIONES EN LA LAGUNA DE ESTABILIZACIÓN .....	41
ILUSTRACIÓN 12: ESTANQUES DE PECES.....	42
ILUSTRACIÓN 13: CRIANZA DE PECES.....	43
ILUSTRACIÓN 14: AREAS VERDES EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO.....	44

## 1. INTRODUCCION GENERAL

### 1.1 INTRODUCCION

Ultimamente se está prestando más atención a técnicas de procesamiento y purificación caracterizadas por un bajo consumo de energía, baja inversión de capital y simplicidad técnica; así como también a procesos que apunten hacia: (1) El reuso de los contaminantes presentes en las aguas residuales, y (2) El reuso del "componente" agua.- TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES Y RECUPERACION DE MATERIALES - o también conocido como "**Sistemas Integrales de Tratamiento**"

El uso de "Técnicas de reuso" con tecnología apropiada podrían ayudar a nuestro país a ser menos dependiente de las costosas tecnologías occidentales. Nuestro país sufre de severos problemas ambientales, escasez de energía y recursos. Se necesita urgentemente sistemas de protección ambiental simples, baratos e integrados, en los cuales se combine tratamiento de aguas residuales con recuperación y reuso de recursos.

En este contexto los procesos biológicos juegan un rol muy importante pues cumplen los requerimientos mencionados de las tan llamadas "Técnicas de purificación y reuso".

Pero una vez implementado el "Sistema Integral de Tratamiento" los resultados positivos sólo podrán obtenerse si esos sistemas han sido diseñados apropiadamente, y un aspecto muy importante, estén siendo operados correctamente. Lo último es de mayor importancia en el caso de sistemas biológicos de purificación.

En vista de la gran sensibilidad del proceso biológico, es absolutamente necesario tener, al menos, algún entendimiento de lo que ocurre o puede ocurrir en tales sistemas. A fin de prevenir problemas, el proceso debe ser

monitoreado de cerca a través de la medición de los parámetros más importantes, es decir aquellos que proporcionen la deseada información acerca de ¿qué sucede en el sistema?; ¿qué cambios ocurren?; etc.

Así, el operador podrá tomar medidas tan pronto como algo marche mal, así como también conocer la capacidad disponible bajo las condiciones aplicadas.

En esta tesis se presentan los resultados de dos etapas de un programa de monitoreo realizado en la planta de tratamiento de aguas residuales UNI - TRAR, que proveerá las bases para la evaluación y control del sistema de tratamiento.

### 1.2 OBJETIVOS

#### General :

Contribuir con la evaluación y control del sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas de la planta piloto UNI - TRAR conformado por un **Reactor Anaeróbico De Flujo Ascendente (RAFA)** y dos **Lagunas Facultativas**.

#### Específicos :

- Desarrollo e implementación de un programa de monitoreo del sistema de tratamiento.
- Determinación de los niveles de calidad del afluente y efluente del sistema de tratamiento.
- Determinación de las tasas de remoción de carga orgánica, sólidos suspendidos y patógenos.
- Determinación de la tasa de producción de biogas por kilogramo de DQO removida.

### **1.3 LINEAMIENTOS**

**En el Capítulo 2** se da una revisión literaria respecto al tratamiento de las aguas residuales domésticas tanto en reactores anaerobios como en lagunas de estabilización. **En el Capítulo 3** se ofrece una descripción general de la planta piloto UNI - TRAR en el orden lógico del tratamiento. **En el Capítulo 4** se describe la primera etapa del programa de monitoreo con muestras puntuales. Se detallan los parámetros evaluados, dónde, cómo y con qué frecuencia son evaluados. Al final se presentan y discuten los resultados. **En el Capítulo 5**, se describe la segunda etapa del programa de monitoreo, se presentan y discuten los resultados: fluctuaciones del volumen y concentración del agua residual, degradación de materia orgánica, remoción de organismos patógenos y producción de biogas. **En el Capítulo 6** se presentan las conclusiones finales y recomendaciones.

## 2. FUNDAMENTO TEORICO

### 2.1 PROCESOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES Y RECUPERACIÓN DE MATERIALES

Los métodos y técnicas adecuados para el tratamiento de aguas residuales y recuperación de materiales pueden ser clasificados en 3 categorías :

1. **Métodos mecánicos / físicos** : Sedimentación, flotación, espesamiento, filtración, centrifugación, procesos de membrana, y secado.
2. **Métodos fisicoquímicos** : Vaporización, absorción, intercambio iónico, y precipitación química.
3. **Métodos biológicos** : Fermentación anaerobia, purificación aerobia, y métodos anóxicos (denitrificación, reducción del sulfato).

A menudo se requiere la combinación de varios de estos procesos; y la selección de los procesos adecuados dependerá de las características del agua residual, así como de los factores locales.

En general, las condiciones que deben satisfacer los procesos a seleccionarse son :

- Bajo costo y simple diseño técnico.
- La operación y mantenimiento del sistema debe ser simple y barato.
- Aplicables a pequeña y grande escala.
- Deben requerir muy poca energía.

- Deben requerir pequeños espacios, a menos que el costo del terreno sea bajo.
- Deben ofrecer una alta flexibilidad y baja sensibilidad .
- Deben ofrecer una alta eficiencia.

Aunque en su mayoría estos procesos necesitan ser combinados, los **procesos biológicos** pueden y deben jugar un rol más importante. Las otras categorías pueden contribuir principalmente :

- Creando el acondicionamiento favorable para la aplicación óptima de los procesos biológicos.
- Recuperando y refinando los productos finales útiles de los procesos biológicos.
- Adecuando el efluente para varias formas de reuso.

Los procesos biológicos tienen la desventaja de ser sensibles a compuestos tóxicos. Sin embargo, los organismos difieren en su sensibilidad a varios compuestos; además, muchos tipos de organismos pueden fácilmente adaptarse.

Generalmente, los procesos de tratamiento biológico requieren un apropiado monitoreo y control a fin de disminuir el consumo de energía, combatir la formación de productos indeseables y garantizar una operación ininterrumpida.

Por otra parte, los procesos biológicos satisfacen varias de las condiciones que debe cumplir un adecuado proceso de purificación y recuperación de materiales, tales como:

- Son altamente eficientes
- Son flexibles (aplicables en pequeña y grande escala, la carga puede ser regulada)

- El consumo de energía es relativamente bajo y aun pueden generar energía (proceso anaerobio)
- Consumen pocos químicos
- A menudo son fáciles de operar y regular
- Sus costos iniciales son potencialmente bajos
- Son adecuados para la producción de productos finales e intermedios útiles. (Lettinga et al., 1996)

## **2.2 TRATAMIENTO ANAERÓBICO DE LAS AGUAS RESIDUALES**

En los últimos años ha habido un interés creciente en el tratamiento anaeróbico de las aguas residuales, incluyendo el desagüe doméstico. Varias demostraciones y sistemas a gran escala, principalmente del reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA), han sido operados exitosamente en regiones con climas tropicales y sub-tropicales y, en una menor extensión, para climas moderados.

Los costos de construcción y operación del RAFA son considerablemente menores en comparación con sistemas aeróbicos (lodos activados, lagunas aireadas). Sin embargo, debe recordarse que en el tratamiento anaeróbico hay solamente conversión de la materia orgánica; otros componentes indeseables del desagüe (patógenos) no son afectados significativamente por el tratamiento anaeróbico. Para su remoción, sistemas biológicos aerobios o métodos físico químicos pueden ser usados después del tratamiento anaeróbico. En este caso incluso puede haber una reducción considerable en los costos de tratamiento resultado del pre-tratamiento anaeróbico. (van Haandel, Lettinga, 1994)

El tratamiento anaeróbico de las aguas residuales ofrece algunas ventajas y desventajas en comparación con el tratamiento aeróbico. Las **ventajas** más importantes del tratamiento anaeróbico son:

1. El consumo de energía es muy bajo y aún hay producción de biogas con un nivel de energía alto si la DQO del agua residual es suficientemente alta.
2. Muy baja producción de lodo y no es necesario el tratamiento adicional pues usualmente está bien estabilizado.
3. Cargas orgánicas muy altas pueden ser aplicadas, lo que hace posible tener instalaciones compactas.
4. Ocupan menos espacio.
5. El lodo anaeróbico puede ser almacenado por un largo tiempo (más de 1 año) sin ser alimentado, y sin deterioro de su actividad o sedimentabilidad (con temperaturas  $< 15^{\circ} \text{C}$ ).
6. Los requerimientos de nutrientes son mucho menores.
7. Aplicable a pequeña y gran escala.
8. Los modernos sistemas anaeróbicos son de simple construcción, por lo tanto la inversión inicial es baja.

### **Desventajas :**

1. La necesidad de post-tratamiento aeróbico, para remover la materia orgánica remanente y los organismos patógenos. El tratamiento anaeróbico básicamente es un método de pre-tratamiento. Esto es simplemente un hecho y no debería ser considerado como una desventaja.
2. Alta sensibilidad de la bacterias metanogénicas a compuestos inhibidores/tóxicos.
3. La puesta en marcha inicial toma un largo tiempo cuando el inóculo es de baja calidad.

4. Serias molestias de olor cuando el agua residual contiene sulfatos. Siendo necesario un post-tratamiento para la remoción de sulfuro del efluente.
5. La falta de experiencia con el tratamiento de algunos tipos de aguas residuales.

(Rinzema 1988; Lettinga et. al, 1996)

### 2.2.1 REQUERIMIENTOS QUE EL PROCESO DEBE ALCANZAR :

A diferencia de los sistemas de tratamiento aeróbico, las cargas aplicadas en los reactores anaerobios no están limitadas por la tasa de oxígeno suministrada. A fin de aplicar altas tasas las siguientes condiciones deben alcanzarse (Lettinga, Hulshoff Pol, 1996) :

- **Alta retención de lodo viable** (biomasa) en el reactor bajo las condiciones de operación. Mayor la cantidad de lodo, mayor la carga potencial del sistema.
- **Un suficiente contacto** entre la biomasa bacteriana y el agua residual a ser tratada. En caso que el lodo permaneciera privado del sustrato, el lodo sería de poco valor.

## 2.3 PROCESO DE DEGRADACIÓN ANAERÓBICA

La degradación anaeróbica es en realidad un proceso de mineralización; en el cual los compuestos orgánicos biodegradables son transformados a metano y CO<sub>2</sub>, y dejando en la solución acuosa compuestos como nitrógeno amoniacal, sulfuro y fosfato.

Puede distinguirse cuatro etapas diferentes.

### 1. Hidrólisis

- La materia particulada compleja es transformada en compuestos disueltos con un peso molecular menor.
- El proceso requiere la intervención de exo-enzimas que son excretadas por bacterias fermentativas.
- Las proteínas son degradadas via (poli)péptidos a aminoácidos, los carbohidratos son transformados en azúcares solubles (mono y disacaridos) y los lípidos son convertidos en ácidos grasos de larga cadena y glicerina.
- En la práctica la tasa de hidrólisis puede ser limitante para la tasa de la digestión anaerobia en general. La tasa de transformación de lípidos llega a ser muy baja por debajo de 20 °C.

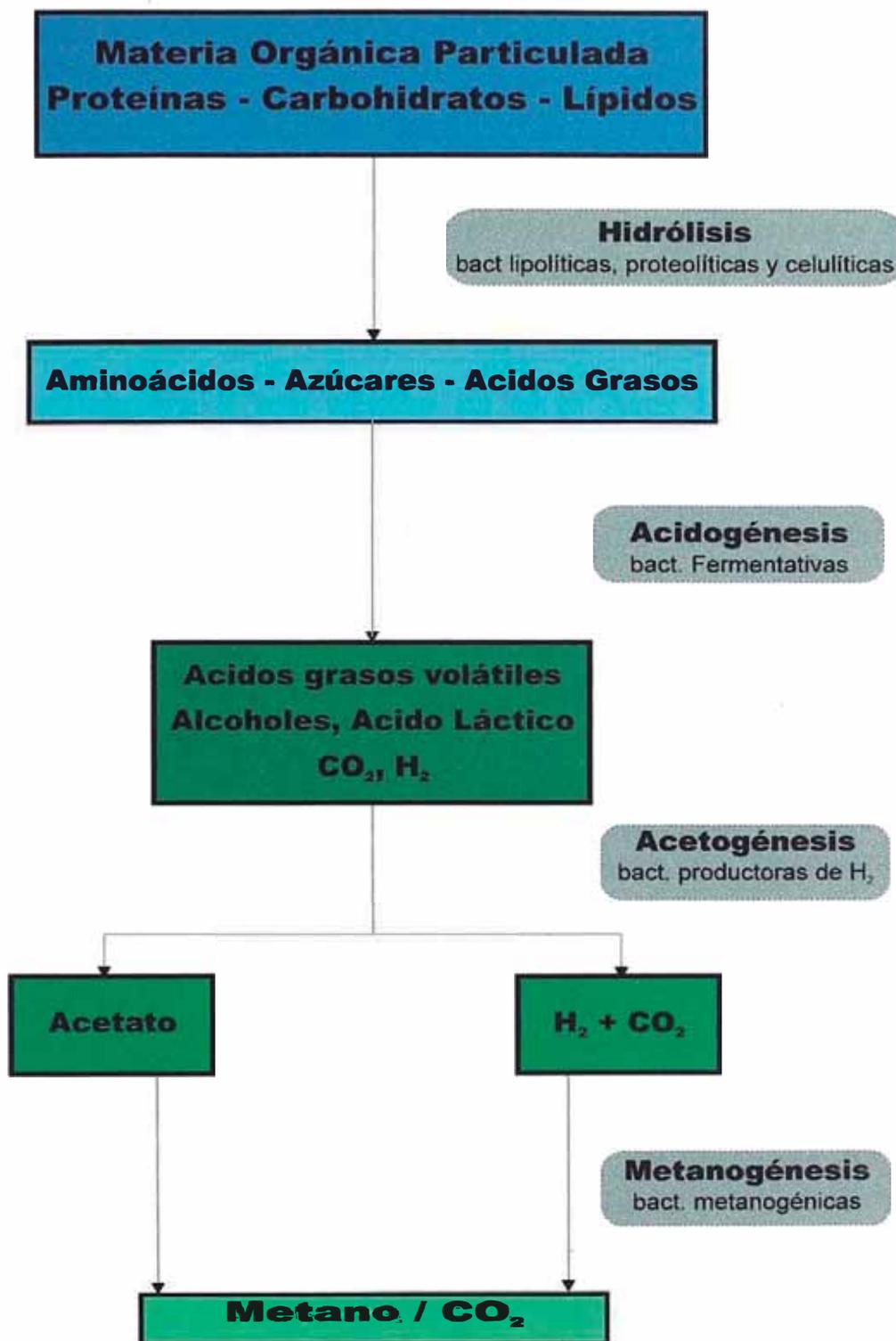
### 2. Acidogénesis

- Los compuestos disueltos generados en la etapa de licuefacción, son asimilados por las bacterias fermentativas y después de la acidogénesis son excretadas como **simples compuestos orgánicos** tales como: ácidos grasos volátiles (AGV), alcoholes, ácido láctico y **compuestos minerales** como: CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, N-NH<sub>4</sub> y H<sub>2</sub>S.

- La fermentación acidogénica es llevada a cabo por un diverso grupo de bacterias, la mayoría de las cuales son **anaerobias obligadas**, sin embargo algunas son **facultativas** y pueden también metabolizar materia orgánica a través de la ruta oxidativa. Esto es importante en el tratamiento anaeróbico de las aguas residuales domésticas, en la medida que el oxígeno disuelto podría llegar a ser tóxico para los organismos **obligados anaeróbicos** tales como las bacterias metanogénicas.

### 3. Acetogénesis

- Los productos de la acidogénesis son convertidos en los productos finales para la producción del metano: acetato, hidrógeno y CO<sub>2</sub>. Se calcula que aproximadamente el 70% de la DQO originalmente presente en el afluente es convertido a ácido acético y el resto es utilizado en la producción de hidrógeno.
- Dependiendo del estado de oxidación de la materia orgánica original, la formación de ácido acético puede estar acompañada por la formación de CO<sub>2</sub> o H<sub>2</sub>.
- En una mezcla de diferentes contaminantes orgánicos como en el desagüe doméstico, es posible que ambos procesos ocurran simultáneamente, pero generalmente más H<sub>2</sub> que CO<sub>2</sub> es formado, *en* consecuencia la conversión de la materia orgánica en ácido acético estará acompañada por la formación de H<sub>2</sub>.



**Gráfico 2. 1: Representación esquemática de las fases del tratamiento anaerobio de las aguas residuales**

#### 4. Metanogénesis

- Es a menudo la etapa limitante para el proceso anaeróbico en general, aunque para temperaturas bajas podría llegar a serlo la hidrólisis.
- El metano es producido a partir de acetato o de la reducción del  $\text{CO}_2$  por el hidrógeno usando bacterias **acetotróficas** e **hidrogenotróficas** respectivamente.

⇒ Las bacterias que producen metano a partir de  $\text{H}_2$  y  $\text{CO}_2$  **crecen más rápido** que aquellas que utilizan acetato (Henzen y Harremoes, 1983). Siendo así que las bacterias metanogénicas acetotróficas conforman el factor limitante en la transformación de la materia orgánica en biogas.

⇒ Los diferentes grupos de bacterias envueltas en la **transformación** de la materia orgánica del afluente, ejercen actividades anabólicas y catabólicas. Por lo tanto, paralelamente a la liberación de los productos de la fermentación, **nueva biomasa** es formada con cada una de las etapas del proceso.

A las tres primeras etapas suele agrupárseles y denominarlas **fermentación ácida** mientras la cuarta etapa es denominada **fermentación metanogénica**.

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

1. La remoción de materia orgánica - DQO durante la fermentación ácida es limitada con respecto a la liberación de hidrógeno. Se estima que sólo el 30% de la materia orgánica original es convertida a metano vía la ruta hidrogenotrófica. Por lo tanto, una condición necesaria para la remoción eficiente de materia

orgánica será **que una suficiente cantidad de bacterias metanogénicas acetotróficas se desarrolle.**

2. La fermentación ácida tiende a **disminuir el pH** debido a la formación de AGV y otros intermedios que se disocian y producen protones. Como la metanogénesis sólo se desarrollara bien en valores de pH neutro, la inestabilidad aparecerá si por alguna razón la tasa de remoción de ácidos (para la producción de metano) está por debajo de la tasa de producción de ácidos. Entonces, la producción neta de ácidos tenderá a **disminuir el pH**, lo que reducirá la actividad metanogénica más adelante. Esto es comúnmente llamado - **acidificación** - y es la causa más común de falla operacional de sistemas de tratamiento anaeróbico.

El peligro de **acidificación** puede ser evitado manteniendo un apropiado balance entre fermentación ácida y metanogénica, lo que en realidad significa que, tanto la capacidad de digestión metanogénica y la capacidad buffer deberán ser suficientemente altas.

#### **2.4 FACTORES AMBIENTALES IMPORTANTES PARA LA DIGESTION ANAEROBIA DEL AGUA RESIDUAL DOMESTICA**

Los factores ambientales que afectan el tratamiento anaeróbico de las aguas residuales son: temperatura, pH, la disponibilidad de nutrientes y la presencia de compuestos tóxicos en el afluente.

En el caso de aguas residuales domésticas, los tres últimos factores normalmente no necesitan ser considerados.

- ⇒ Un adecuado y estable pH está disponible por la presencia del **sistema carbónico** y no es necesario el uso de químicos para corregir el pH.
- ⇒ Los nutrientes, tanto **macronutrientes (N y P)** como **micronutrientes** están abundantemente disponibles en el desagüe.
- ⇒ Respecto a los compuestos que podrían ejercer una influencia tóxica en la población bacteriana, será mostrado que el efecto tóxico del sulfuro no es serio y que O. D. sólo puede constituirlo si el diseño del sistema es inadecuado.

#### 2.4.1 TEMPERATURA

Para aguas residuales de alta concentración, la temperatura de operación puede ser controlada hasta ciertos límites con el metano producido en el proceso anaerobio, para calentar el agua residual. Ese no es el caso para aguas residuales de baja concentración como las aguas residuales domésticas, pues el calor obtenido de la combustión del metano producido es insuficiente para un incremento de temperatura significativo.

El máximo calor producido de la combustión del metano obtenido de la digestión de 500 mg/l DQO (valor típico para desagüe crudo) es igual a 1.5 Kcal/l. esto significa un incremento de temperatura de 1.5 °C (teóricamente). Considerando que los contaminantes son completamente convertidos a DQO - metano y que el calor contenido en él es completamente explotado.

Por lo tanto el desagüe doméstico será tratado a la temperatura que llega al sistema, la cual es menor que la temperatura óptima para la digestión anaeróbica.

La digestión anaeróbica como otros procesos biológicos dependen grandemente de la Temperatura, en lo referente a las tasas de conversión del proceso, alcanzarán su valor **máximo entre 35 - 40 °C** para el rango **mesofílico** y alrededor de **55 °C** para el rango **termofílico**. En el tratamiento de desagües domésticos sólo es importante el rango mesofílico.

La aplicación del proceso es más atractivo para climas tropicales (sobre 20 °) y sub-tropicales (sobre 15 °C) que para regiones con clima moderado o frío (sobre 10 °C).

### 2.4.2 pH

El valor y estabilidad del pH en un reactor anaerobio es muy importante porque la metanogénesis sólo procede en una alta tasa cuando el pH es mantenido en el rango neutro. Para valores de pH menores de 6.3 o mayores que 7.8 la tasa metanogénica disminuye, las poblaciones acidogénicas son menos sensibles a bajos o altos valores de pH por lo tanto la fermentación ácida prevalecerá sobre la fermentación metanogénica, pudiendo resultar en la **acidificación** del reactor (Lettinga et al., 1994)

El pH en un reactor anaerobio está establecido después que el equilibrio iónico de los diferentes sistemas ácido-base presentes en el sistema sea obtenido. Los sistemas débiles ácido-base tienen una gran influencia y en particular el sistema carbónico, porque su concentración excede a los otros sistemas como fosfato, amonio o sulfuro.

### 2.4.3 COMPUESTOS TÓXICOS

Aparte de la concentración del ión hidrógeno, varios otros compuestos afectan la tasa de digestión anaerobia, aún a muy bajas concentraciones, como metales pesados y compuestos organos clorados. Sin embargo, la presencia de estos compuestos en concentraciones inhibitorias no es probable en el desagüe doméstico.

Compuestos tóxicos potenciales que podrían estar presentes son el oxígeno y el sulfuro. Algo de oxígeno puede ser introducido en el sistema de distribución del afluente, pero será utilizado para el metabolismo oxidativo en el proceso acidogénico. El Sulfuro puede ser formado en el proceso debido a la reducción del sulfato. Sin embargo, de acuerdo a los resultados de Rinzema (1989) la concentración de sulfuro a esperarse en el tratamiento de desagües domésticos (hasta 50 mg/l) está muy lejos de los niveles tóxicos. Por lo tanto, la toxicidad normalmente no será un problema en el tratamiento anaeróbico de desagües domésticos.

## **2.5 SISTEMAS DE TRATAMIENTO ANAEROBIO**

En los sistemas clásicos de tratamiento anaerobio como el tanque séptico y el tanque Imhoff el líquido fluye a través de la parte superior del sistema, mientras que el lodo anaeróbico descansa en el fondo del tanque. Los sólidos sedimentables, que contiene el desagüe, sedimentarán y serán degradados por el lodo anaerobio. El tiempo de retención del líquido en ambos sistemas es de 1-2 días, el cual es suficiente para la remoción de sólidos sedimentables.

La poca popularidad del proceso anaerobio para el tratamiento de aguas residuales se debió principalmente a la mayor eficiencia remocional de materia orgánica alcanzada en sistemas aerobios. En los sistemas anaerobios iniciales,

la remoción estuvo basada en la sedimentación de la materia orgánica suspendida. Como sólo una fracción de la materia orgánica afluyente es sedimentable ( $1/3 - 1/2$ ) la máxima eficiencia remocional no excedió de 30 a 50%.

La baja eficiencia remocional debe atribuirse a un fracaso fundamental de diseño. Debido a que hay poco contacto, si es que hubiera alguno, entre los microorganismos anaerobios y la fracción no sedimentable de materia orgánica en el afluyente, la parte de materia orgánica disuelta o hidrolizada no puede ser metabolizada y así abandona el sistema.

La importancia de **un suficiente contacto** entre la materia orgánica afluyente y la población bacterial no fue reconocida aún.

El pobre desempeño de los sistemas anaeróbicos condujo a la creencia que estos sistemas eran inferiores a los sistemas aeróbicos, idea que hasta ahora persiste. Sin embargo ha sido demostrado que un apropiado diseño de los modernos sistemas de tratamiento anaerobio pueden alcanzar una alta eficiencia remocional de materia orgánica, aún con períodos de retención muy cortos.

### **2.6 SISTEMAS DE ALTA TASA**

Para una eficiente remoción de materia orgánica se requiere la presencia de **una alta concentración de una masa bacterial activa**.

Un suceso muy importante en el diseño de sistemas de tratamiento anaerobio ocurrió con el desarrollo de los "Sistemas Modernos" o "Sistemas de Alta Tasa". Estos sistemas se caracterizan porque cuentan con un mecanismo para la **retención del lodo (biomasa)**, básicamente son dos los mecanismos aplicados:

- 1) Sistemas basados en la **inmovilización del lodo** es decir por enlace a un material sólido, como por ejemplo al lecho granular de un filtro anaerobio.
  
- 2) Sistemas basados en la **separación líquido - sólido** con retorno al reactor de los sólidos separados, como por ejemplo el **RAFA** que cuenta con un sedimentador interno. (Van Haandel, Lettinga, 1994)

Con la retención de biomasa, las bacterias envueltas en los procesos de degradación tendrán un tiempo de vida promedio mayor, lo cual asegura mayores capacidades y una mejor resistencia contra cambios bruscos de carga.

### 2.6.1 REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE : RAFA

El RAFA fue desarrollado en los 70's por Lettinga, en Holanda. Fue originalmente aplicado para el tratamiento de efluentes industriales - mediana y altamente concentrados -. Las experiencias de los últimos años han demostrado que bajo ciertas condiciones, gobernadas por la temperatura y requerimientos del efluente, el proceso es factible para aguas residuales domésticas de baja concentración.

Desagües domésticos son exitosamente tratados en países como India, China, Portugal, Brasil y Colombia (países con climas tropicales o subtropicales).

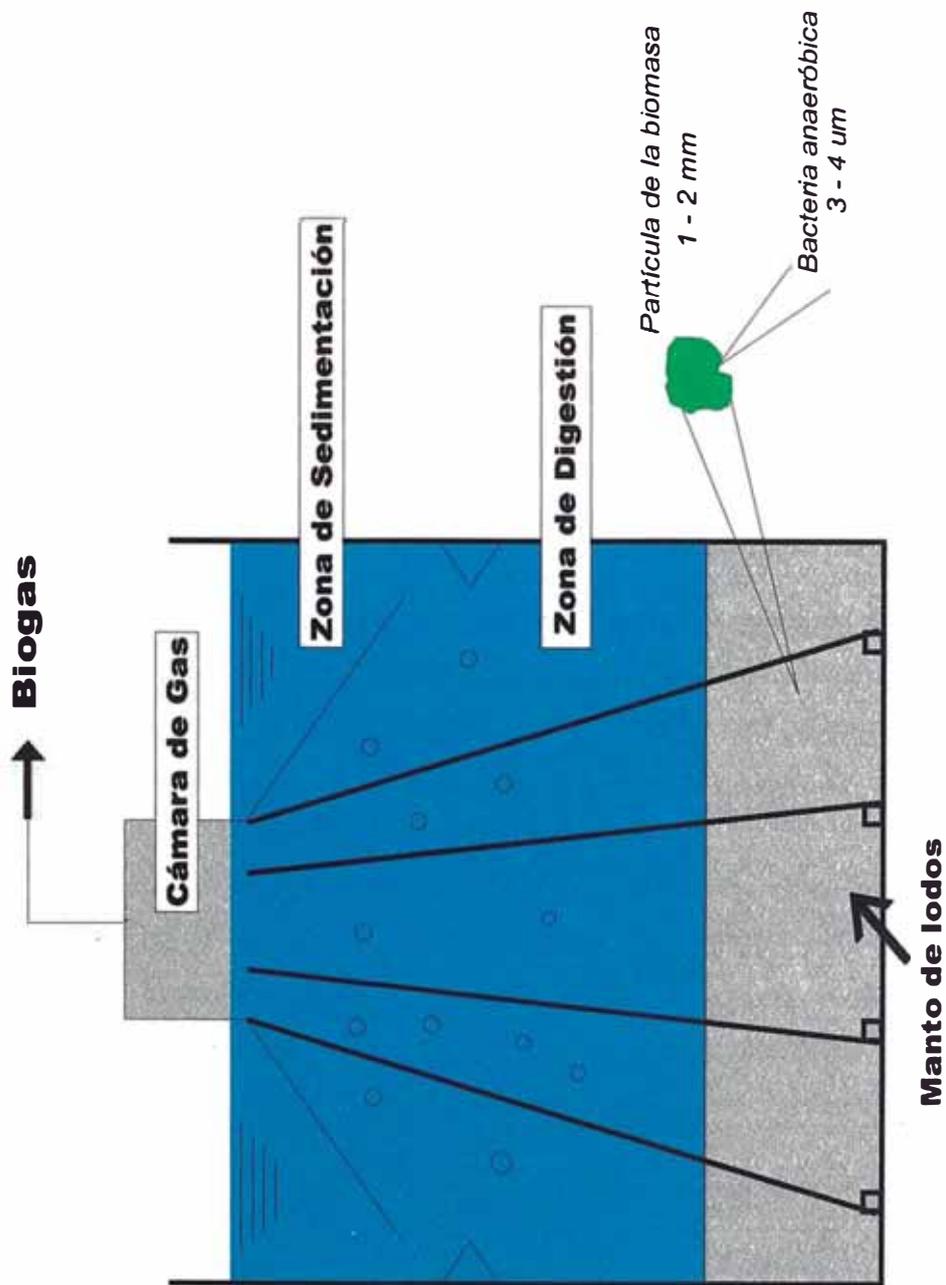
“Lo que sucede en el RAFA es un proceso de tratamiento anaeróbico, en el cual materia orgánica biodegradable (sedimentable y no sedimentable) es metabolizada por la masa

bacterial mientras que biogas es producido. La fracción no degradable de los sólidos se acumulan en el lodo”.

(Haskoning, 1996)

- El dispositivo más característico del reactor es el “Separador de Fases”. Este dispositivo es colocado en la parte alta del reactor dividiéndole en una parte más baja “La zona de digestión” y una parte superior “La zona de sedimentación”.
- El agua residual es distribuida uniformemente sobre el fondo del reactor, pasa a través del manto de lodos e ingresa a la zona de sedimentación vía la apertura del separador de fases.
- Debido a la inclinación de las paredes del separador de fases, el área para el flujo líquido en los sedimentadores se incrementa en la medida que el líquido se aproxima a la superficie del agua, de manera que la velocidad ascendente del líquido disminuye cuando fluye hacia el punto de descarga.
- Debido a la disminución de la velocidad del líquido, los flóculos del lodo que fueron arrastrados dentro de la zona de sedimentación pueden flocular y/o sedimentar. En algún momento el peso del lodo acumulado superará la fuerza friccional que los mantiene en la superficie inclinada y resbalará retornando a la zona de digestión para formar parte nuevamente de la masa de lodo que digiere la materia orgánica.
- La presencia del sedimentador encima de la zona de digestión permite mantener una gran masa de lodo en el RAFA, mientras se descarga un efluente libre de sólidos suspendidos.

- Baffles, colocados por debajo de las aperturas de la cámara colectora de gas, operan como deflectores y previenen el ingreso de burbujas de gas al sedimentador, donde crearían turbulencia y por lo tanto impedir la sedimentación de partículas del lodo. (Van Haandel, Lettinga)



**Gráfico 2. 2: Representación esquemática del Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente**

## **2.7 POST-TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DEL RAFA**

Es sabido que el RAFA resulta ser un proceso eficiente para la remoción de la materia orgánica y sólidos suspendidos del desagüe doméstico, en regiones con climas tropicales. Sin embargo, es tan bien sabido que el tratamiento anaeróbico tiene poco efecto en la concentración de macronutrientes (nitrógeno y fósforo), mientras que los organismos patógenos son removidos parcialmente. Dependiendo de la disposición final del efluente y de las legislaciones locales referidas a la calidad de efluente post-tratamiento puede requerirse para remover DBO, SST remanentes y para reducir la concentración de nutrientes y patógenos. (Cavalcanti et al., 1994)

### **2.7.1 CONCENTRACIÓN DE PATÓGENOS EN EL AGUA RESIDUAL**

Los patógenos son un gran grupo de organismos que incluye virus, bacterias, protozoarios y helmintos, responsables de la transmisión de muchas enfermedades. Sería muy poco práctico sino imposible cuantificar todos los organismos patógenos posiblemente presentes en el desagüe.

Por tal razón, un grupo de bacterias han sido escogidas como el indicador más importante de la calidad sanitaria del agua. Este grupo está compuesto de coliformes termotolerantes también llamados coliformes fecales, entre los cuales *Escherichia Coli* es la más numerosa. Otros indicadores usados menos frecuentemente son los estreptococos fecales y los huevos de helmintos. (Cavalcanti et al., 1994)

### 2.7.2 CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES

Los nutrientes más importantes en el desagüe son el nitrógeno y fósforo. En el desagüe crudo estos nutrientes están presentes en compuestos orgánicos y como iones minerales :  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ .

En el reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA) las sustancias orgánicas son mineralizadas y sólo las formas inorgánicas permanecen. Ocasionalmente trazas de compuestos nitrogenados oxidados ( $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ) pueden estar también presentes.

La concentración de nutrientes en el desagüe varía de acuerdo a los diferentes orígenes. Esto no solo a los diferentes sistemas de alcantarillado (dilución del desagüe doméstico con el agua de lluvia), sino también a diferencias en los hábitos socioeconómicos de la población. (Cavalcanti et al., 1994)

## 2.8 POST-TRATAMIENTO EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION

Las lagunas de estabilización son estanques de tierra poco profundos en los cuales el agua residual es tratada por procesos biológicos que se desarrollan espontáneamente. Estas lagunas son ampliamente usadas para el tratamiento de desagüe crudo a fin de estabilizar la materia orgánica y remover los sólidos suspendidos.

“El proceso se caracteriza porque la descomposición de la materia orgánica se lleva a cabo en presencia de oxígeno, produciéndose compuestos inorgánicos que sirven de nutrientes a las algas, las cuales a su vez producen más oxígeno que facilita la actividad de las bacterias aeróbicas. Nos encontramos ante un caso de simbiosis : la materia orgánica muerta es desdoblada en compuestos inorgánicos por las bacterias “**respiración**”. Estos compuestos

inorgánicos son aprovechados por las algas para sintetizar materia orgánica viva “**fotosíntesis**”. Hay una reacción que produce el oxígeno que se consume y, como resultado final, tenemos que materia orgánica muerta es transformada en materia orgánica viva que pasa a formar parte del protoplasma de las algas”. (Sáenz, 1984)

A menos que se tomen precauciones estos estanques se cubrirán con algas. Especialmente en países tropicales la temperatura y el sol crean un ambiente perfecto para el crecimiento de algas. Se distinguen tres tipos de lagunas de estabilización :

1. **Laguna Anaeróbica** .- La concentración de materia orgánica es tan alta, que la tasa de consumo de oxígeno asociada será también alta y la capa superior aeróbica será por tanto delgada. La estabilización de materia orgánica es casi exclusivamente debido a la digestión anaeróbica.
2. **Laguna Facultativa** .- Durante el día, la producción de oxígeno por las algas será suficiente para crear una zona aeróbica. Durante la noche esta zona llegará a ser más pequeña.
3. **Laguna de Maduración** .- Debido a la producción de oxígeno por las algas y porque la carga orgánica es baja, estas lagunas serán principalmente aeróbicas.

De lo anterior es claro que la carga orgánica superficial es un parámetro de diseño fundamental para lagunas de estabilización. Como referencia, lagunas con carga por encima de los 600 Kg DBO/Ha/d son consideradas anaerobias, con cargas en el rango de 200 - 350 Kg DBO/Ha/d serán facultativas, mientras que cargas menores de 50 - 150 Kg caracterizan a las lagunas de maduración (Mara y Pearson, 1987).

### 2.8.1 DISEÑO CONVENCIONAL DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN

Cuando el desagüe crudo es tratado en un sistema de lagunas, el objetivo principal es estabilizar la materia orgánica. Los sistemas de lagunas son usualmente construidos como un sistema en serie con una laguna anaeróbica, una laguna facultativa y una o más lagunas de maduración.

En una laguna anaerobia el tiempo de retención es de 2 a 6 días y la reducción de DBO alcanzada es de 50 a 75 %. La tasa de remoción de DBO en una laguna anaerobia es mayor que en una laguna facultativa. La experiencia ha mostrado que una laguna anaeróbica secundaria es ineficiente para remoción de DBO y por tanto la carga orgánica superficial de la 2da laguna debe ser reducida suficientemente para asegurar condiciones facultativas, el tiempo de retención requerido es de 5 a 10 días dependiendo de la efectividad del pre-tratamiento. El efluente de la laguna facultativa puede tratarse en 1 ó más lagunas de maduración.

De acuerdo a J. Frijns y M. Lexmond, aparte de los olores desagradables y la proliferación de mosquitos que algunas veces ocurren en las lagunas anaeróbicas, en estas lagunas se necesitan largos períodos de retención comparados a un pre-tratamiento en reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA). Por lo tanto, y debido a que la temperatura es alta en países tropicales, el pre-tratamiento en reactores anaerobios (RAFAs) esta siendo introducido. El desempeño del reactor anaerobio de flujo ascendente es superior a aquel en una laguna anaerobia; además el pre-tratamiento en RAFAs resulta en una reducción del área requerida.

De acuerdo a van Haandel, si las lagunas de estabilización son utilizadas para el post-tratamiento del efluente del RAFA, la concentración de materia orgánica será tan baja que las lagunas adquirirán las características de lagunas de maduración. En tal caso el principal objeto de estas lagunas no será la

reducción adicional de la DBO y SST, sino la remoción de patógenos y/o nutrientes.

En un sistema de lagunas en serie el período de retención es suficientemente largo que conduce a una alta eficiencia remocional de patógenos y por tanto una buena calidad de efluente final.

Es posible que al final de la serie de lagunas el pH alcance valores entre 8 - 9. Es el caso cuando la fotosíntesis empieza a prevalecer sobre la oxidación bacterial, por lo que  $\text{CO}_2$  es removido biológicamente. Un mayor pH puede conducir a una remoción parcial de nutrientes, es decir el amonio puede escapar a la atmósfera como  $\text{NH}_3$  y el fosfato puede precipitar.

### 2.8.2 REMOCIÓN DE NUTRIENTES

El alto valor de pH favorece la remoción de nitrógeno amoniacal y fósforo. En lo que respecta al nitrógeno, para valores de pH mayores de 9.3 a 20 °C, el nitrógeno amoniacal está presente en la forma de  $\text{NH}_3$  y puede ser removida físicamente de la fase líquida, este proceso es acelerado cuando se desprenden burbujas de oxígeno de la laguna debido a la sobresaturación. El Fosfato puede precipitar como un mineral al formarse apatita y estruvita. (Lettinga, van Haandel, Cavalcanti, 1994)

### 2.8.3 REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS

Debido a la alta eficiencia remocional de materia orgánica y sólidos suspendidos alcanzada en el reactor anaerobio de flujo ascendente, estos parámetros no varían significativamente en las lagunas de estabilización. Aún puede encontrarse en el efluente concentraciones más o menos altas de DBO y SST, el cual puede atribuirse a la alta concentración de algas en las lagunas.

## ***2.9 REMOCION DE PATOGENOS EN SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES***

### 2.9.1 REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE (RAFA)

La remoción de coliformes fecales en el reactor anaerobio de flujo ascendente es bajo, similar a la encontrada en otros sistemas de tratamiento anaerobio de alta tasa. Aparentemente el manto de lodos no actúa como un sistema de filtro con respecto a los organismos coliformes. Además las condiciones anaerobias y el corto tiempo de retención resulta en una remoción de coliformes fecales de sólo 80%.

Por otro lado, los huevos de helmintos son capturados en el manto de lodos. La remoción requerida de 99% de huevos de helmintos como *Ascaris*, *Trichuris*, puede ser alcanzada en el reactor, (Alaerts et al., 1990). Desde que los helmintos son muy resistentes, cuando se vacíe el reactor, el lodo el cual contienen grandes cantidades de estos parásitos, debe ser manejado con cuidado.

## 2.9.2 LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN

El desempeño de lagunas de estabilización en la remoción de organismos patógenos es muy satisfactoria. Un período de retención de 10 a 25 días es usualmente suficiente para eliminar casi todos los patógenos (Van Buuren, 1991).

En el caso de huevos de helmintos y quistes de protozoarios la sedimentación durante los relativos largos períodos de retención es el mecanismo clave de remoción. La remoción de virus es también eficiente en lagunas, se asume que la adsorción en los sólidos sedimentables es el principal mecanismo de remoción.

En el caso de las bacterias fecales, principalmente por mortalidad natural en lagunas de maduración, las cuales tienen largos períodos de retención y condiciones aeróbicas debido a la actividad fotosintética de las algas.

Para la remoción de bacterias una estimación conservativa es asumir un modelo cinético de mortandad de primer orden y condiciones de mezcla completa. En general la tasa de mortalidad en lagunas está relacionado al tiempo de retención, las condiciones hidráulicas y la profundidad. Estos factores determinan la extensión de la radiación solar, predación, pH diurno y fluctuaciones de oxígeno disuelto afectando así la reducción efectiva de coliformes fecales a niveles aceptables.

Reducciones de hasta 3 - 5 unidades logarítmicas en coliformes fecales pueden alcanzarse, mientras que el número de huevos de helmintos muestran una alta tasa de remoción o aun completa eliminación. (Veenstra et al., 1995)

### 3. La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la UNI

#### 3.1 DESCRIPCIÓN GENERAL

La planta de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Nacional de Ingeniería: UNI - TRAR, está localizada al norte del campus universitario, sector T, en el límite de los distritos de Independencia y del Rimac de la ciudad de Lima.

La planta fue construida en el período 1994 - 1995, el período de puesta en marcha fue de Agosto a Diciembre de 1995, y entró en operación en Enero de 1996. Fue diseñada para tratar un caudal de hasta 10 l/s de los desagües de las zonas de El Angel y el Milagro, estimándose una población beneficiada de 8000 habitantes. La carga contaminante considerada en el diseño fue de 500 mg/l de DQO total y 250 mg/l de DBO total. El área total que rodea a las unidades de tratamiento es de aproximadamente 4.5 Ha.

En la planta pueden distinguirse 3 etapas del proceso :

ETAPA	UNIDADES
PRE-TRATAMIENTO	Dispositivo de captación y regulación de caudales Cámara de Rejas Desarenador Medidor de caudal Palmer - Bowlus
TRATAMIENTO BIOLÓGICO	Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente: <b>RAFA</b> Lagunas de estabilización facultativas
APROVECHAMIENTO	Lecho de Secado de lodos Estanques de peces Vivero forestal

### 3.2 DESCRIPCIÓN DE LAS UNIDADES DE TRATAMIENTO

#### ***Cámara de captación y regulación de caudales***

Es una cámara interconectada al sistema de alcantarillado. Diseñada para captar hasta 10 l/s; el caudal excedente retorna al sistema de alcantarillado a través de un vertedero de rebose permitiendo así regular el caudal de ingreso a la planta.



**Ilustración 1: Cámara de captación del desagüe crudo**

#### ***Cámara de Rejas***

Está conformado por barras paralelas inclinadas, hechas de metal y diseñadas para retener el material flotante que arrastra el desagüe como trapos, basura y

otro objetos grandes. El material retenido de naturaleza orgánica es removido manualmente y depositado en un silo.

La planta cuenta con dos sistemas de rejas - gruesas y finas. Las rejas gruesas están ubicadas a continuación de la cámara de captación, tienen una inclinación de  $30^\circ$  y 25 mm de separación. Las rejas finas se ubican aguas abajo del sistema de rejas gruesas tienen una inclinación de  $56^\circ$  y 15 mm de separación.



**Ilustración 2: Cámara de rejas finas**

### ***Desarenador***

Es un desarenador de flujo horizontal y de sección rectangular, con una tolva de sección trapezoidal para la acumulación de arenas.

La velocidad de paso por esta estructura se controla mediante la instalación, aguas abajo, de un vertedero Sutro. El canal desarenador tiene 10.8 m de

largo; existen dos unidades de manera que es posible limpiar uno de ellos mientras que el otro esta en operación.

Es muy importante evitar la acumulación de sólidos inorgánicos. De otro modo estos sólidos no biodegradables se acumularan en las unidades de tratamiento a tal punto de reducir el volumen útil.



**Ilustración 3: Canal desarenador**

El desarenador es diseñado de tal modo que la velocidad del flujo es suficiente para mantener las partículas orgánicas en suspensión, mientras que los sólidos inorgánicos que son más pesados sedimentan y se acumulan en el fondo del canal. La característica de diseño más importante es mantener la velocidad líquida en el sistema en un valor aproximadamente constante (0.3 m/s), independiente del caudal que pasa a través del canal. Mayores velocidades arrastrarían los sólidos inorgánicos que lograron sedimentar, mientras que velocidades menores propiciarían la sedimentación del material orgánico.

**Medidor de Caudal Palmer - Bowlus**

El caudal de agua residual, de ingreso al sistema de tratamiento, se determina a través de la medición continua del nivel de agua en el medidor de régimen crítico Palmer-Bowlus.

El registro continuo del nivel de agua en el canal, puede realizarse mediante un limnógrafo o en forma manual, aguas arriba del medidor. El nivel de agua ( $Y_n$ ) registrado en el canal y el caudal correspondiente ( $Q$ ) que atraviesa el canal se relacionan de acuerdo a la siguiente expresión: (Ver apéndice 3)



**Ilustración 4: Medidor de caudal Palmer-Bowlus**



**Ilustración 5: Limnógrafo instalado para la medición continua del nivel de agua en el canal**

***Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente: RAFA***

El desagüe es conducido hasta el RAFA en donde el caudal es dividido en dos partes equitativas, cada uno de estos flujos llega a una cámara de entrada.

Cada flujo ingresa al reactor a través de 12 tuberías que distribuyen el desagüe en el fondo del reactor. La superficie del fondo es de  $65 \text{ m}^2$  consecuentemente cada tubería cubre una superficie de  $2.7 \text{ m}^2$ . Ya en el fondo del reactor, por propia carga hidráulica el flujo asciende atravesando el manto de lodos en donde los microorganismos estabilizan la materia orgánica y como resultado se produce biogás, a la vez que se obtiene un efluente más clarificado.

El reactor tiene una longitud de 11.4 m, un ancho de 5.65 m y una altura total de 5.5 m; los sedimentadores tienen una altura de 1.5 m , por lo tanto la parte más baja una altura de 4.0 m.

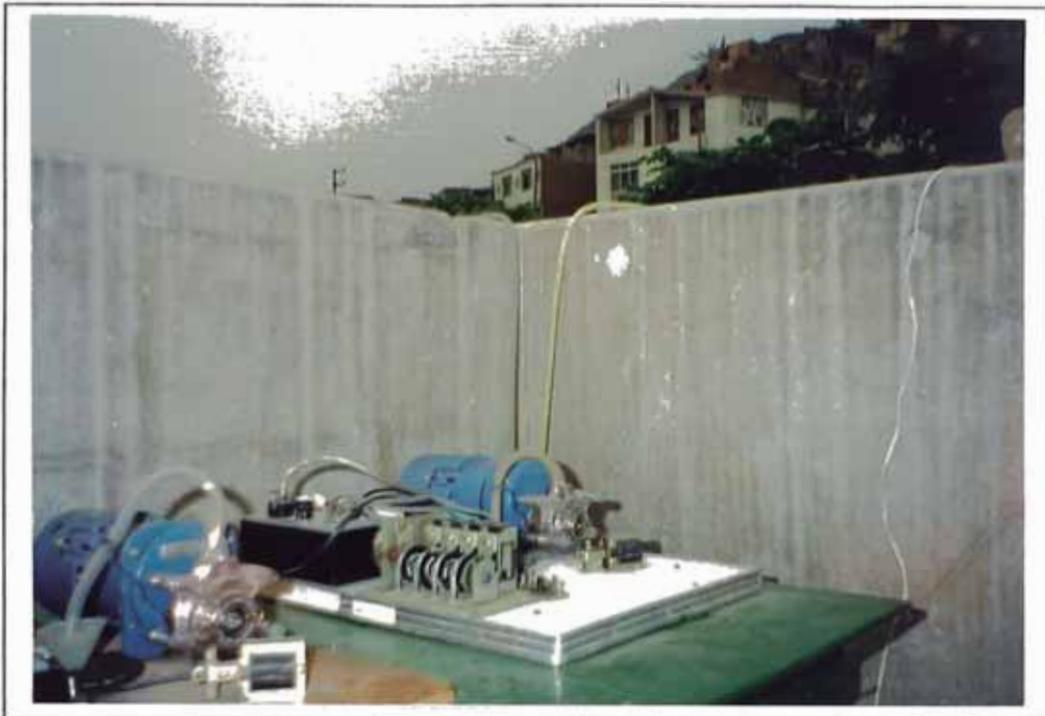


**Ilustración 6: Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente de 356 m<sup>3</sup>**

El RAFA fue construido con un sistema de tuberías para descargar el exceso de lodo y para tomar muestras a 1, 1.5, 2 y 2.5 m de altura. A la altura de 1.5 m está la tubería de descarga de lodos el cual conducirá el lodo al lecho de secado de lodos próximo al reactor.

El volumen del reactor es aproximadamente 356 m<sup>3</sup>. El biogas producido es recolectado en la cámara de gas y liberado a través de un quemador en la parte superior del reactor. El agua residual tratada deja el reactor a través de los sedimentadores para continuar el tratamiento en dos lagunas de estabilización.

VOLUMEN TOTAL RAFA	ZONA DE DIGESTIÓN	SEDIMENTADORES	CÁMARA DE GAS
356 m <sup>3</sup>	263 m <sup>3</sup>	37 m <sup>3</sup>	56 m <sup>3</sup>



**Ilustración 7: Instalación de muestreadores automáticos para la toma de muestras del afluente y efluente del reactor**

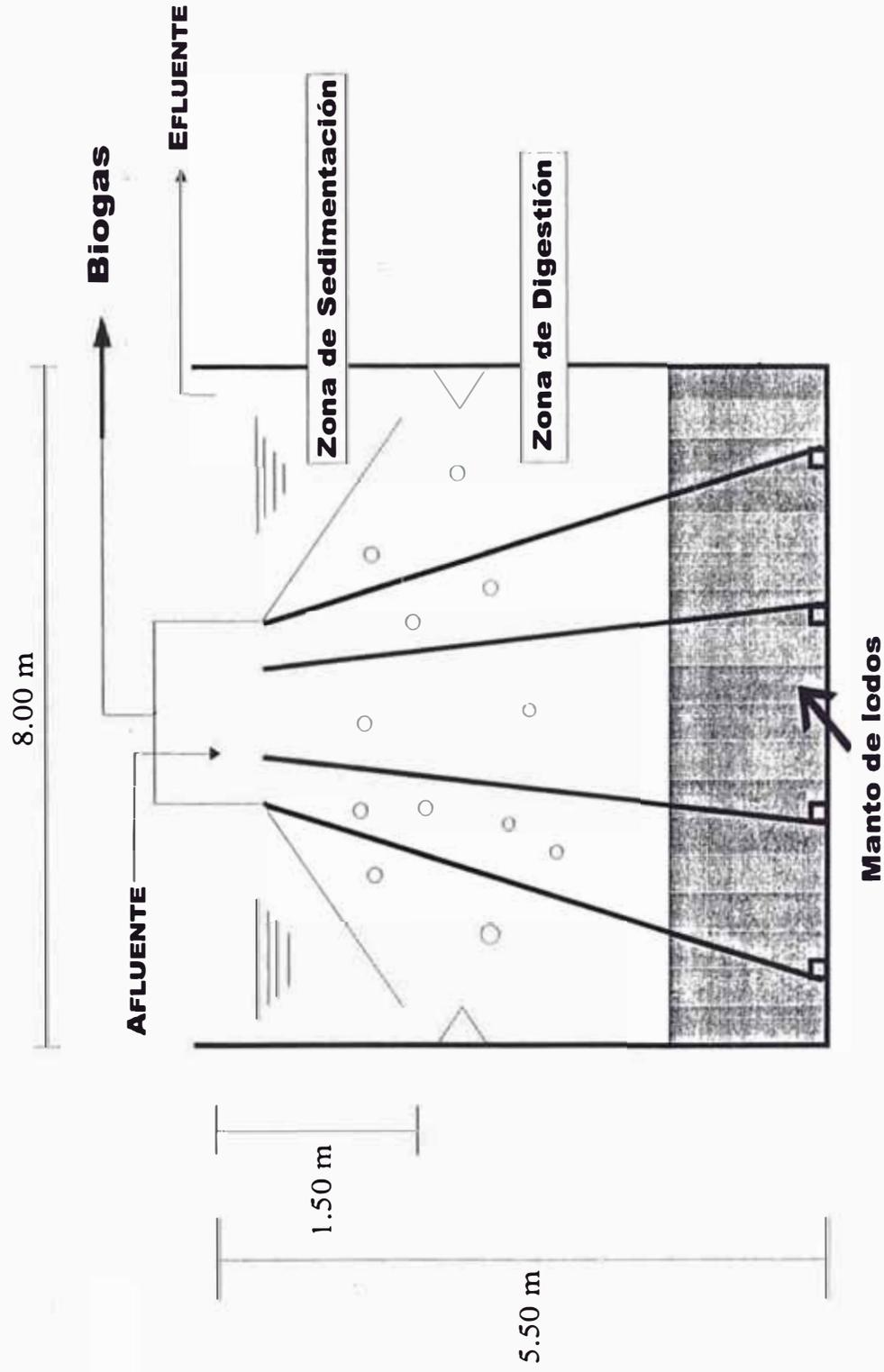


Gráfico 3. 1: Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente de 356 m<sup>3</sup>, en la Planta UNI - TRAR

### ***Lecho de Secado de Lodos***

Es el lugar de disposición del exceso de lodos que se retirarán periódicamente del RAFA. En el lecho de secado se distribuirán uniformemente los lodos sobre toda su superficie, para hacer eficiente el proceso de deshidratación de los mismos. La reducción del contenido de humedad se realizará por evaporación natural y por infiltración. Esta unidad cuenta con un medio filtrante (arena y grava) y un sistema de drenaje, los líquidos percolados serán evacuados hacia el sistema de desagüe.



**Ilustración 8: Lecho de secado de lodos**

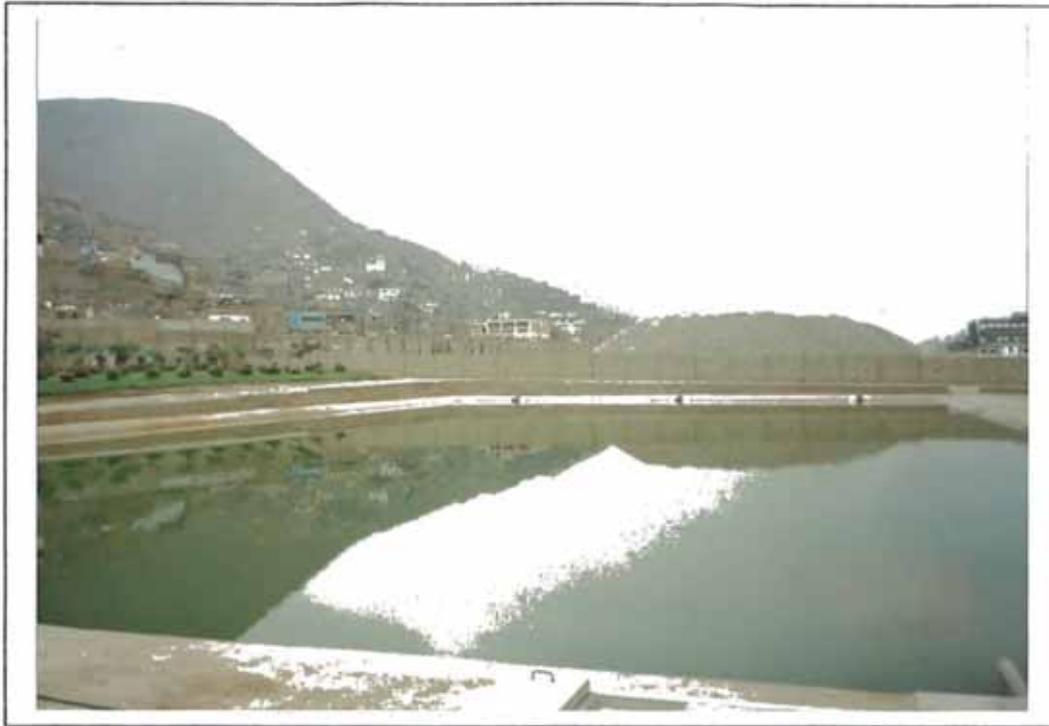
**Lagunas de Estabilización Facultativas**

El sistema esta constituido por dos lagunas del tipo facultativas y dispuestas en serie. Consisten básicamente en dos estanques. La primera laguna es rectangular y la segunda laguna es cuadrada, la primera tiene el doble de volumen que la segunda.

El agua tratada en el reactor anaerobio, ingresa a la primera laguna a través de tres dispositivos de entrada distanciados proporcionalmente a lo ancho de la laguna, descargando por encima del nivel de agua diseñado.

A la salida de esta laguna se cuenta con tres dispositivos de repartición de caudales en los que se puede realizar la medición de caudales a través de vertederos triangulares. De este dispositivo se reparten nuevamente hacia tres dispositivos de ingreso a la segunda laguna que tienen las mismas características de entrada y salida que la primera. El período de retención en las lagunas, es de 10 días en la primera laguna y 6 días en la segunda.

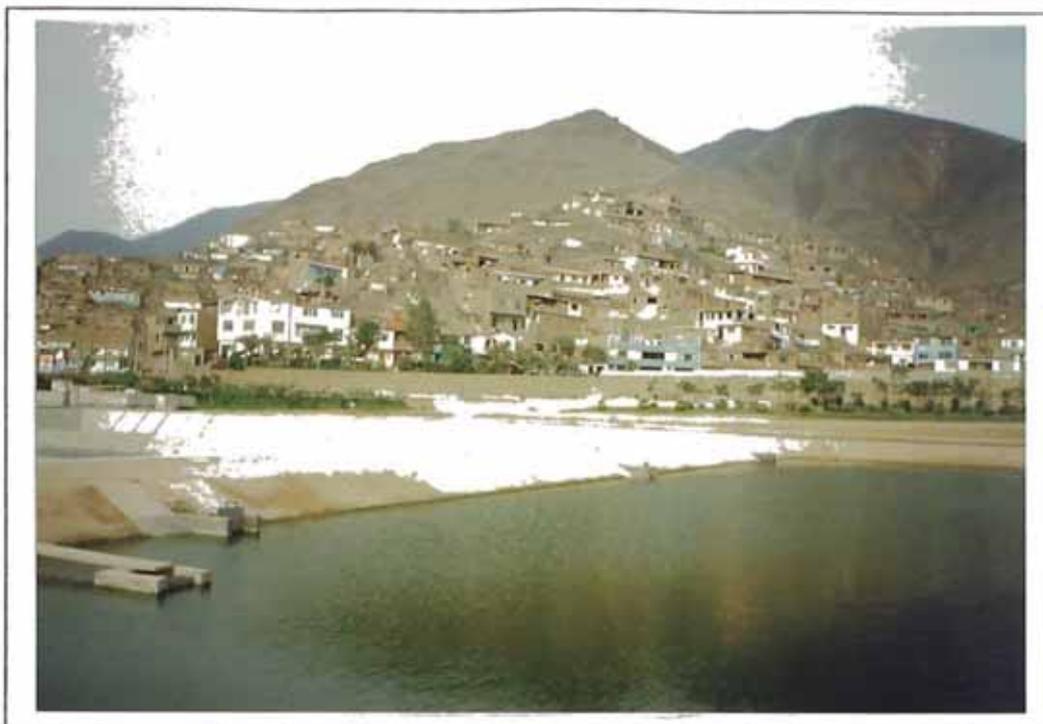
	<b>1ra Laguna</b>	<b>2da Laguna</b>
Area	0.52 ha.	0.26 ha.
Largo	102 m	51 m
Ancho	52 m	51 m
Profundidad	1.68 m	1.68



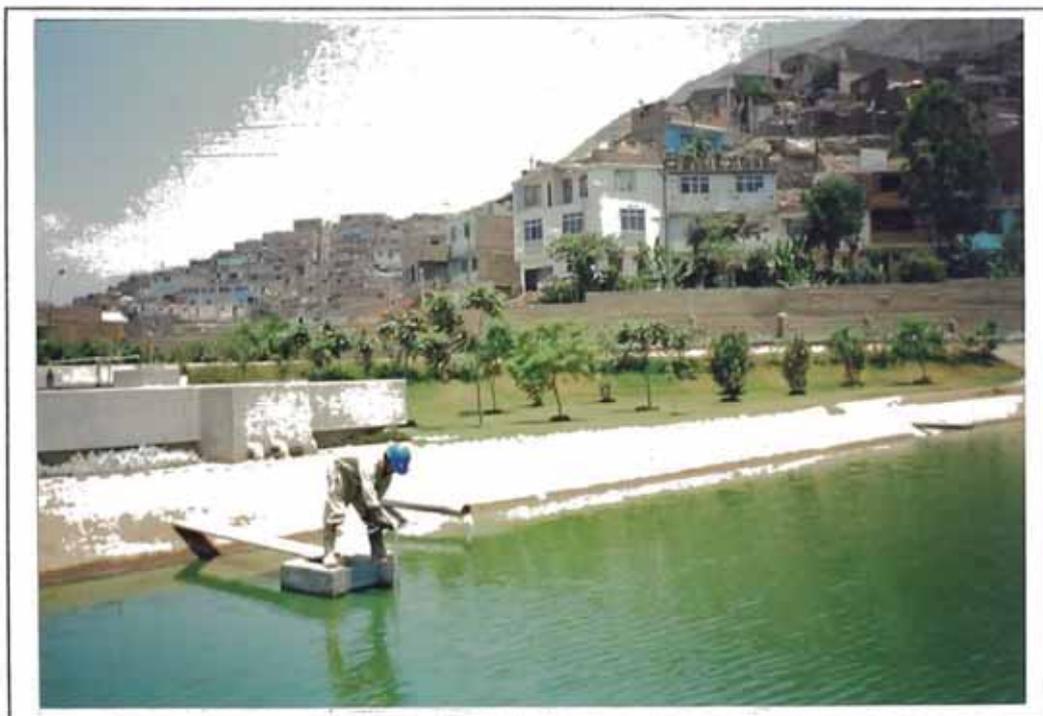
**Ilustración 9: Laguna de estabilización secundaria**

Ambas lagunas cuentan con arquetas de descarga, dispositivos que permiten evacuar cualquier rebose o vaciar la laguna para su mantenimiento, dichas arquetas están conectadas a la red de desagüe.

El flujo de agua en las lagunas es un flujo disperso. Los procesos que se llevan a cabo son sedimentación, digestión de lodos, estabilización aeróbica de la materia orgánica con consumo de  $O_2$  y producción de  $CO_2$ , fotosíntesis con formación de algas con producción de  $O_2$  y consumo de  $CO_2$  y remoción de organismos patógenos.



**Ilustración 10: Laguna de estabilización terciaria**



**Ilustración 11: Mediciones en la laguna de estabilización**

***Estanque de Peces***

Se cuenta con tres estanques de sección trapezoidal, cuyos taludes están recubiertos con hormigón y el fondo se ha impermeabilizado con una capa de arcilla. En los estanques se crían peces de la especie Tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*).

	<b>Estanque de Peces</b>
Area	0.18 ha. <sup>1</sup>
Largo	42 m
Ancho	14 m
Profundidad	1 m



**Ilustración 12: Estanques de peces**

## Planta Piloto UNI-TRAR

Se cuenta con un sistema de distribución que alimenta cada estanque con los efluentes de la laguna terciaria. El nivel de agua en cada estanque es de 0.90 m. No se cuenta con dispositivos de salida continua. Cada estanque cuenta con arquetas de desagüe que mantienen el nivel constante y favorecen el vaciado en los momentos de cosecha de peces y mantenimiento. Estas arquetas tienen las mismas características que las existentes en las lagunas facultativas.



**Ilustración 13: Crianza de peces**



**Ilustración 14: Areas verdes en la planta de tratamiento**

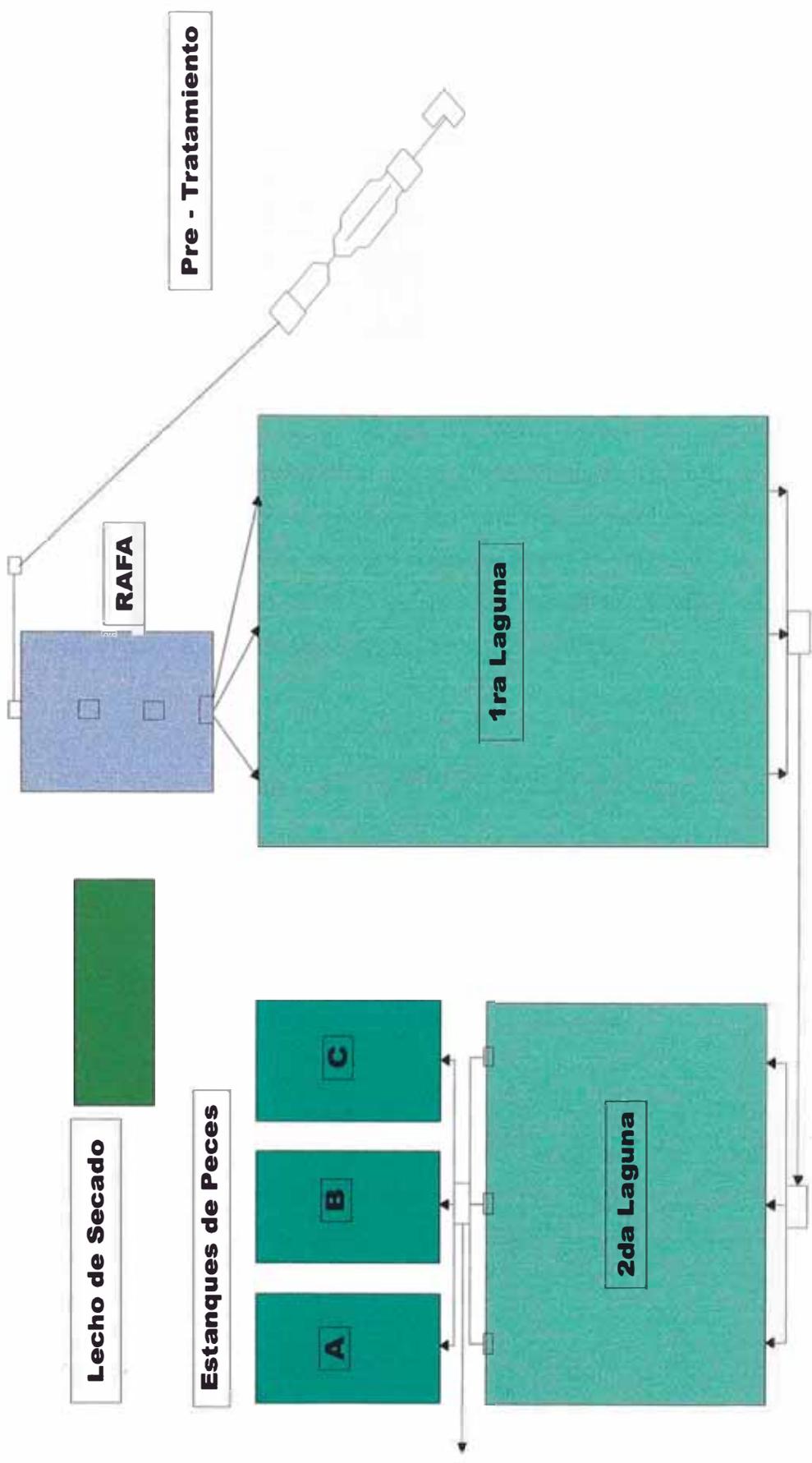


Gráfico 3. 2: Esquema General de la Planta de Tratamiento UNI-TRAR

## **4. PRIMERA ETAPA DEL PROGRAMA DE MONITOREO, NOVIEMBRE 96 - FEBRERO 97**

### **4.1 INTRODUCCION**

Este capítulo describe la primera etapa del programa de monitoreo realizado en la planta de tratamiento de aguas residuales UNI-TRAR durante el período Noviembre 1996 hasta Febrero 1997. Al inicio de este trabajo de investigación, la información existente referida a los parámetros del proceso de tratamiento era escasa. Por lo tanto, el objetivo más urgente era desarrollar e implementar un programa de monitoreo que permitiera obtener la deseada información a la vez que evaluar y controlar el proceso de tratamiento.

### **4.2 MATERIALES Y METODOS**

#### **4.2.1 IMPLEMENTACION DEL PROGRAMA**

El propósito principal de este programa de monitoreo fue obtener información de aquellos parámetros fisicoquímicos, bioquímicos y microbiológicos que permitan evaluar y controlar el proceso de tratamiento.

Considerando el costo y/o la necesidad de equipos automáticos que representaba la toma de un gran número de muestras al día o la preparación de muestras compuestas, el programa de monitoreo en esta primera etapa se desarrolló bajo el régimen de "muestras instantáneas de mediana frecuencia".

### **MUESTRAS INSTANTÁNEAS DE MEDIANA FRECUENCIA**

(frecuencia: 1 ó 2 veces/semana)

Definimos como muestra instantánea aquella que representa la calidad del desagüe en un momento dado; se denomina de mediana frecuencia por la frecuencia moderada - 1 ó 2 veces por semana - .

Esta frecuencia de muestreo se adecua para las lagunas debido a que el período de retención es largo en estas unidades (días); pero ese no es el caso del reactor anaeróbico de flujo ascendente donde el período de retención es más corto (horas), de manera que la calidad del efluente corresponde a un afluente que ingreso al reactor anaerobio, en promedio, hace un tiempo igual al período de retención.

Por lo tanto, para el caso del reactor anaerobio no sería posible calcular tasas de degradación de materia orgánica, remoción de sólidos y organismos patógenos. Pues la muestra del efluente no tiene relación con la muestra del afluente tomada al mismo momento (forma en que fueron tomadas las muestras). Los resultados sólo proporcionarían niveles referenciales de calidad del afluente y efluente del reactor anaerobio de flujo ascendente.

### **EQUIPO EMPLEADO**

- 01 potenciómetro portátil, modelo 50050 de HACH, para la medición de pH y temperatura en campo en los puntos de muestreo.
- Cono Imhoff para la medición de sólidos sedimentables ml//hora.

### **MUESTREO**

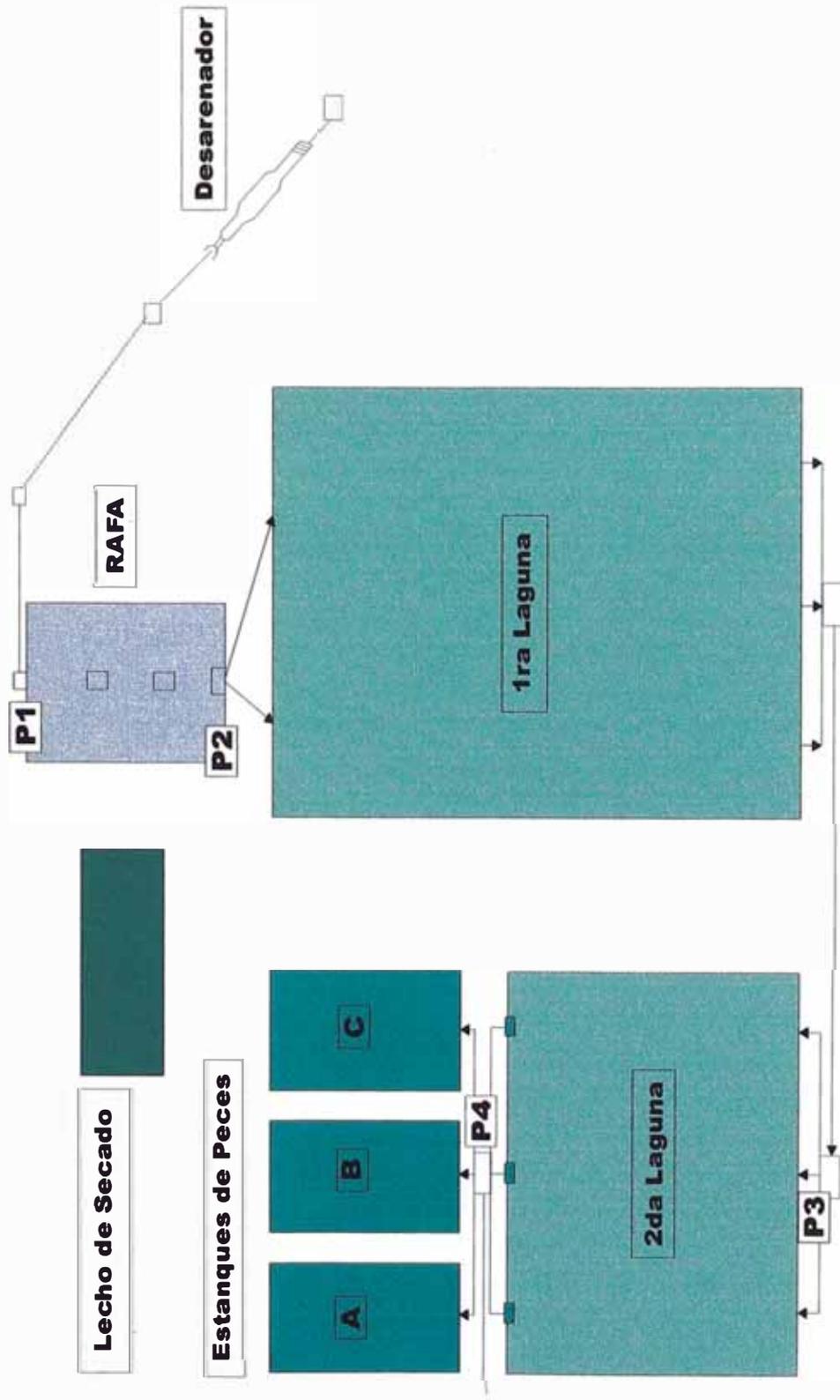
## **1ra Etapa - Programa de Monitoreo**

---

La toma de muestras se realizó entre las 8 a.m. y 10 a.m. El agua residual cruda se tomo en la cámara de ingreso del reactor anaerobio, mientras que los efluentes en la cámara de salida del reactor anaerobio y en los dispositivos de salida de las lagunas. Las muestras se tomaron siempre en el mismo lugar y a la misma hora de manera que puedan ser comparadas. Los puntos de muestreo fueron codificados como se detalla a continuación y pueden ser ubicados en el Gráfico 4.1.

Ingreso al RAFA	:	<b>P1</b>
Salida del RAFA	:	<b>P2</b>
Salida laguna secundaria (o Laguna Nro.1)	:	<b>P3</b>
Salida laguna terciaria (o Laguna Nro.2)	:	<b>P4</b>

En todos los puntos las muestras se tomaron en forma manual. Las muestras para los análisis microbiológicos fueron tomadas instantáneamente en frascos previamente esterilizados. Todas las muestras se almacenaron en recipientes con hielo par su conservación durante el transporte.



**Gráfico 4. 1: Ubicación de los puntos de monitoreo durante el programa**

## 1ra Etapa - Programa de Monitorco

A continuación se detallan los parámetros medidos indicando la frecuencia, lugar y régimen de muestreo:

Régimen : MUESTRAS INSTANTÁNEAS DE MEDIANA FRECUENCIA  
Parámetros : FÍSICOQUÍMICOS, BIOQUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS  
Lugar : INGRESO Y SALIDA DEL REACTOR ANAERÓBICO  
Duración : NOVIEMBRE 96 - FEBRERO 97

**Tabla 4. 1: Frecuencia de muestreo de los parámetros determinados al ingreso y salida del reactor anaeróbico**

PARÁMETRO	FRECUENCIA
DBO <sub>TOTAL</sub>	1/semana
SST <sup>1</sup>	1/semana
SSV	1/semana
pH	diario
Temperatura	diario
Coliformes Fecales	2/mes

<sup>1</sup> SST y SSV se determinaron 3/semana en Febrero 97

## 1ra Etapa - Programa de Monitoreo

Régimen : MUESTRAS INSTANTÁNEAS DE MEDIANA FRECUENCIA  
Parámetros : FÍSICOQUÍMICOS, BIOQUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS  
Lugar : LAGUNAS  
Duración : NOVIEMBRE 96 - FEBRERO 97

**Tabla 4. 2: Frecuencia de muestreo de los parámetros determinados en las lagunas**

PARÁMETRO	FRECUENCIA
DBO <sub>TOTAL</sub>	1/semana
DBO <sub>FILTRADA</sub> <sup>2</sup>	2/mes
SST <sup>3</sup>	1/semana
SSV	1/semana
pH	2/día
Temperatura	2/día
Coliformes Fecales	2/mes
Fitoplancton <sup>4</sup>	1/mes
Zooplancton	1/mes

<sup>2</sup> DBO<sub>FILTRADA</sub> se determinó semanalmente en Feb 97

<sup>3</sup> SST y SSV se determinaron 3/semana en Feb 97

<sup>4</sup> Plancton se determinó solamente en el mes de Febrero

## **4.2.2 MEDICIONES DE CAMPO**

### **4.2.2.1 VOLUMEN DE AGUA RESIDUAL**

El volumen de agua residual que ingresa al sistema de tratamiento se determinó a través de la medición del nivel de agua en el medidor de régimen crítico Palmer-Bowlus. Ver apéndice III

El registro de la altura de agua en el canal aguas arriba del medidor se realizó en forma horaria entre las 8 a.m. y 5 p.m., correspondiente al horario de trabajo de la planta.

### **4.2.2.2 PH Y TEMPERATURA**

Las mediciones de pH y temperatura se registraron diariamente mediante el empleo de un potenciómetro portátil 50050 de HACH.

En el reactor anaerobio las mediciones se realizaron una vez al día, al ingreso y salida del reactor. Para el sistema de lagunas, las mediciones se realizaron dos veces al día: 8 a.m. y 4 p.m. para registrar la variación del pH durante el día debido a la actividad fotosintética; las mediciones se realizaron en los dispositivos de salida de las lagunas. Ver Gráfico 4.1

### **4.2.2.3 SÓLIDOS SEDIMENTABLES**

Determinaciones de sólidos sedimentables se realizaron a la entrada y salida del desarenador (ver Gráfico 4.1) mediante el empleo del cono Imhoff.

**Programas de computación** usados para el procesamiento de datos e información son :

Microsoft Word versión 7.0

Microsoft Excel versión 7.0

Coreldraw versión 5.0

4.2.3 ANALISIS

**Tabla 4. 3: Método analítico de los parámetros determinados durante el programa de monitoreo**

PARÁMETRO	UNIDADES	MÉTODO ANALÍTICO
DBO TOTAL	mg/l	Incubación (sin filtrar)
DBO FILTRADA	mg/l	Incubación
SST	mg/l	Gravimétrico
SSV	mg/l	Gravimétrico
Sólidos sedimentables	ml/l/hora	Cono Imhoff
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	Standard
pH		Del electrodo de cristal
Temperatura	°C	Del electrodo de cristal
Fitoplancton Composición de la muestra	%	Contaje directo al microscopio
Zooplancton	organismos/l	Contaje directo al microscopio

5.2.4 CÁLCULOS

El caudal de ingreso al sistema de tratamiento se calculó en base a la medición del nivel de agua en el canal Palmer-Bowlus, de acuerdo a la siguiente expresión: (ver apéndice III para mayores detalles)

$$Q \left( \frac{l}{s} \right) = 0.358 (h - 5)^{1.5}$$

Donde :

Q = caudal (l/s)

h = nivel de agua medido en el canal Palmer - Bowlus (cm)

### **4.3 RESULTADOS Y DISCUSION**

#### **4.3.1 CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL**

La Tabla 4.4 muestra los valores promedio de los parámetros medidos en las diferentes etapas del tratamiento durante el período: Noviembre 96 - Febrero 97. Estos valores deben considerarse como referenciales, pues representan la calidad del agua residual correspondiente al momento de toma de muestra y para aguas residuales domésticas es variable en el tiempo.

#### **4.3.2 VOLUMEN DE AGUA RESIDUAL**

El volumen de agua residual que ingresa al sistema de tratamiento se registró diariamente entre las 8 a.m. y 5 p.m. En la Tabla 4.5 se resume la variación horaria del caudal promedio de ingreso durante el período Setiembre 96 - Febrero 97.

**Tabla 4. 4: Valores promedio de los parámetros medidos en el sistema de tratamiento durante el periodo**

**Noviembre 96 - Febrero 97, en mg/l**

PARÁMETRO	INGRESO RAFA	SALIDA RAFA	1RA LAGUNA	2DA LAGUNA
SST	249	43	91	101
SSV	152	28	NA	NA
DBO TOTAL	173	46	41	48
DBO FILTRADA	NA	NA	31	28
Coliformes Fecales [NMP/100 ml]	4.3 E+08	9.4 E+06	6.6 E+05	6.1 E+04
T máxima [°C]	23.5 ± 0.4	23.9 ± 0.4	25.2 ± 0.5	25.6 ± 0.5
pH	7.6 ± 0.1	6.9 ± 0.1	7.9 ± 0.1	8.2 ± 0.3

NA: NO SE ANALIZO

**Tabla 4. 5 : Caudal promedio horario de agua residual que ingresa al sistema de tratamiento, en l/s**

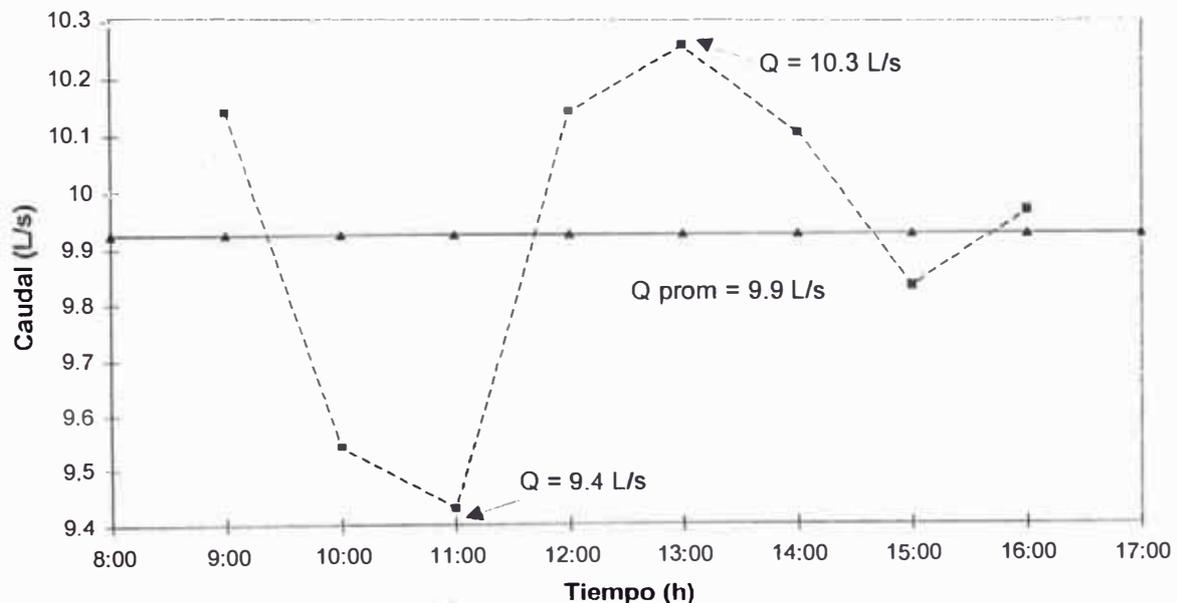
	8:00	9:00	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	15:00	16:00	17:00
Setiembre		10.1	9.5	9.4	10.1	10.3	10.1	9.8	10.0	
Octubre		8.5	8.2	8.6	9.2	8.8	8.9	8.3	8.1	5.0
Noviembre		3.7	2.5	2.2	3.0	4.4	5.1	5.2	5.7	5.9
Diciembre	4.2	1.0	0.7	0.7	0.8	1.5	2.3	3.0	4.7	5.8
Enero	7.0	5.7	5.6	5.1	5.0	5.2	5.1	5.2	5.4	5.4
Febrero	6.5	6.0	6.1	6.1	5.8	5.7	6.1	6.0	6.2	6.0

## Ira Etapa - Programa de Monitoreo

Durante esta primera etapa, no se registro el volumen de ingreso de agua residual durante la noche. Sin embargo, la información obtenida permite observar la disminución progresiva del volumen de agua residual durante los meses Setiembre 96 a Febrero 97. La planta de tratamiento se vio afectada durante estos meses, debido a la poca disponibilidad de agua en las zonas "El Angel" y "El milagro", que abastecen a la planta.

Los resultados de las mediciones mensuales se ilustran en los gráficos siguientes.

En el gráfico 4.2 se muestran los valores de caudal correspondientes al mes de Setiembre. Durante este mes la variación horaria no es significativa; por el contrario permanece casi constante durante las 8 horas de medición, el caudal promedio es de 9.9 l/s.

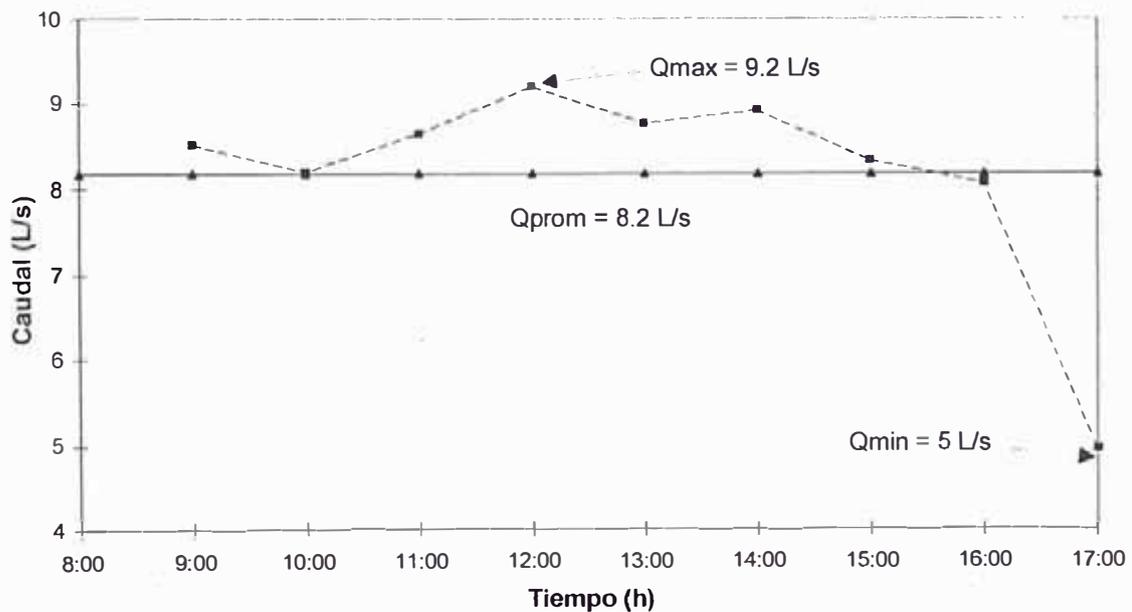


**Gráfico 4. 2 : Variación horaria del caudal de ingreso durante el mes de Setiembre**

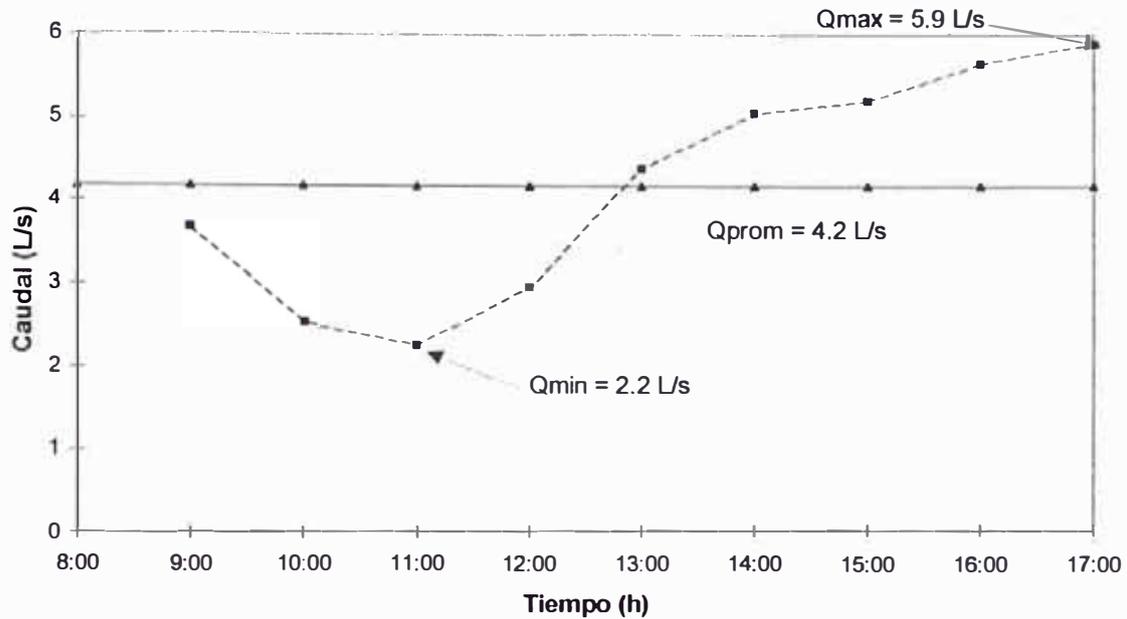
## 1ra Etapa - Programa de Monitoreo

En el Gráfico 4.3 se ilustran los resultados del mes de Octubre, el caudal promedio es de 8.2 l/s. Se aprecia una diferencia entre el caudal máximo (9.2 l/s) y el caudal mínimo (5 l/s); se observa que la disminución repentina del caudal de ingreso ocurre a partir de las 4 p.m.

Los Gráficos 4.4 y 4.5 muestran la variación horaria del caudal de ingreso durante los meses de Noviembre y Diciembre. Los caudales promedio tienen un descenso significativo, siendo de 4.2 l/s para el mes de Noviembre. Para este mes la disponibilidad de agua empieza a partir de la 1 p.m., alcanzando un caudal máximo de sólo 5.9 l/s a la 5 p.m. (último registro del día).



**Gráfico 4. 3 : Variación horaria del caudal de ingreso durante el mes de Octubre**



**Gráfico 4. 4 : Variación horaria del caudal de ingreso durante el mes de Noviembre**

El mes de Diciembre se uno de los más críticos de este período. El servicio de agua se restringía a partir de las 8 a.m. y sólo se reiniciaba en horas de la tarde, alrededor de las 4 p.m. El caudal promedio fue de 2.5 l/s y el caudal máximo registrado llegó a 5.8 l/s.

Para los meses de Enero y Febrero el caudal de ingreso a la planta aumentó respecto a los meses anteriores, manteniéndose casi constante entre las 9 a.m. y 5 p.m. El caudal promedio para el mes de Enero fue de 5.5 l/s y de 6 l/s para el mes de Febrero. Ver Gráficos 4.6 y 4.7

## 1ra Etapa - Programa de Monitoreo

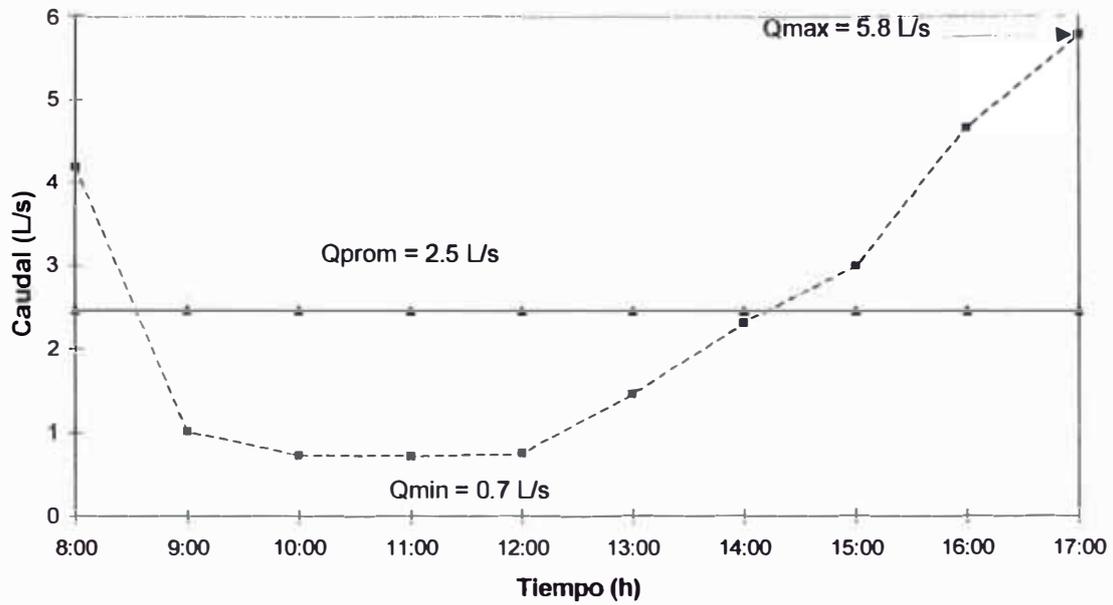


Gráfico 4. 5 : Variación horaria del caudal durante el mes de Diciembre

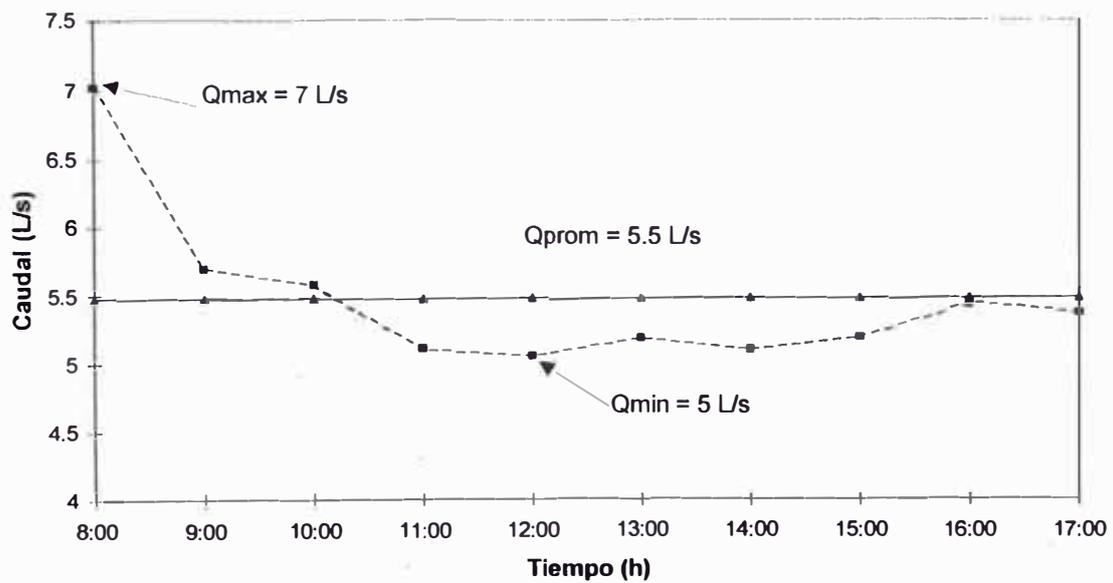
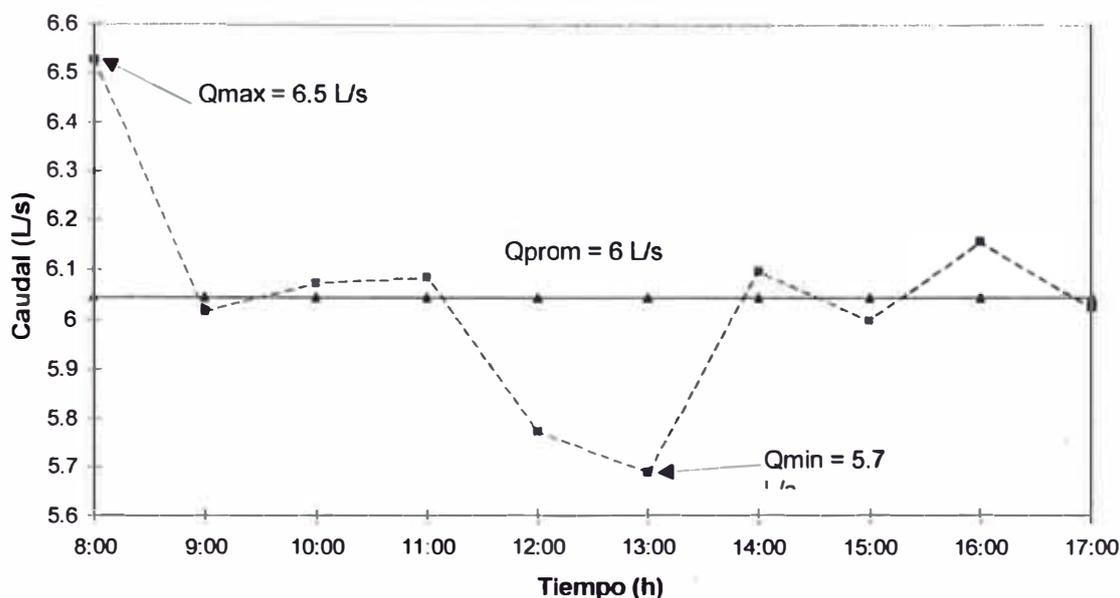
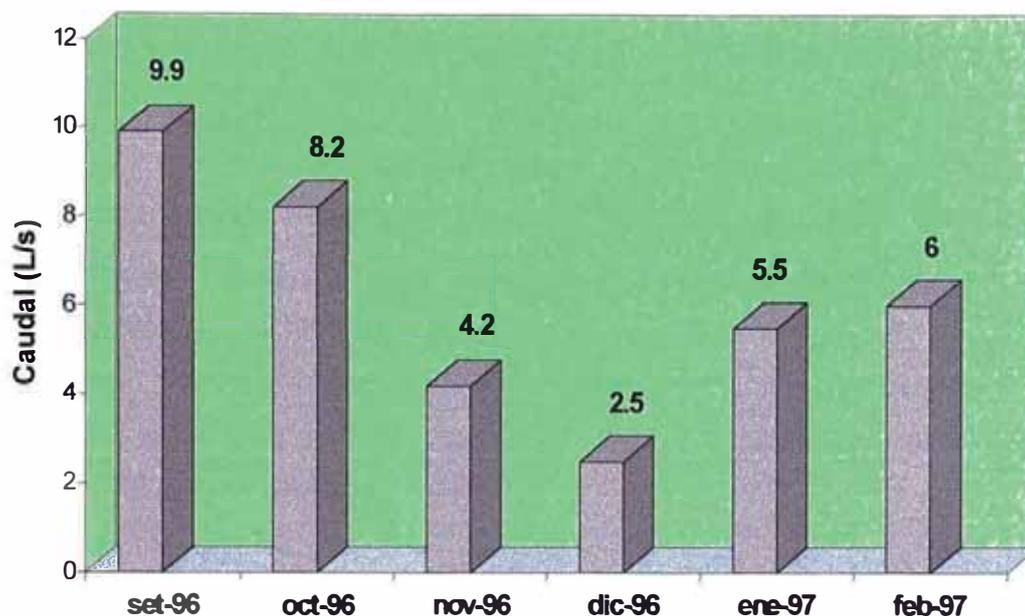


Gráfico 4. 6 : Variación horaria del caudal durante el mes de Enero



**Gráfico 4. 7 : Variación horaria del caudal de ingreso durante el mes de Febrero**

En el Gráfico 4.8 se compara el caudal promedio mensual respecto al caudal de diseño, como se puede observar el volumen de agua residual que ingresa al sistema disminuye progresivamente a partir del mes de Octubre, mostrando cierta recuperación durante los meses de Enero y Febrero. La disminución del volumen obedece a la poca disponibilidad de agua en las zonas "El Angel" y "El Milagro" que abastecen a la planta.



**Gráfico 4. 8 : Variación del caudal promedio mensual durante el período Setiembre 96 - Febrero 97**

#### 4.3.3 REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE

##### CONCENTRACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

La concentración de materia orgánica fue calculada como DBO total. La concentración promedio es de 173 mg/l al ingreso del reactor anaerobio y de 46 mg/l a la salida del reactor anaerobio.

Los valores obtenidos proviene de muestras puntuales y por tanto sólo señalan la calidad del desagüe para el momento del muestreo, durante el período de monitoreo.

## 1ra Etapa - Programa de Monitoreo

Las muestras fueron tomadas simultáneamente, al ingreso y a la salida del reactor anaerobio. Por consiguiente debido al período de retención no será posible calcular la tasa de degradación de materia orgánica o eficiencia remocional de sólidos y organismos patógenos. Los resultados se ilustran en el Gráfico 4.9

### SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

La concentración promedio de SST hallada en el agua residual que ingresa al reactor anaerobio es de 249 mg/l, mientras que en el efluente es de 43 mg/l (Gráfico 4.10). También se determinó la concentración de SSV, encontrándose que del total de sólidos suspendidos contenidos en el agua que ingresa al reactor, el 70% es de naturaleza orgánica.

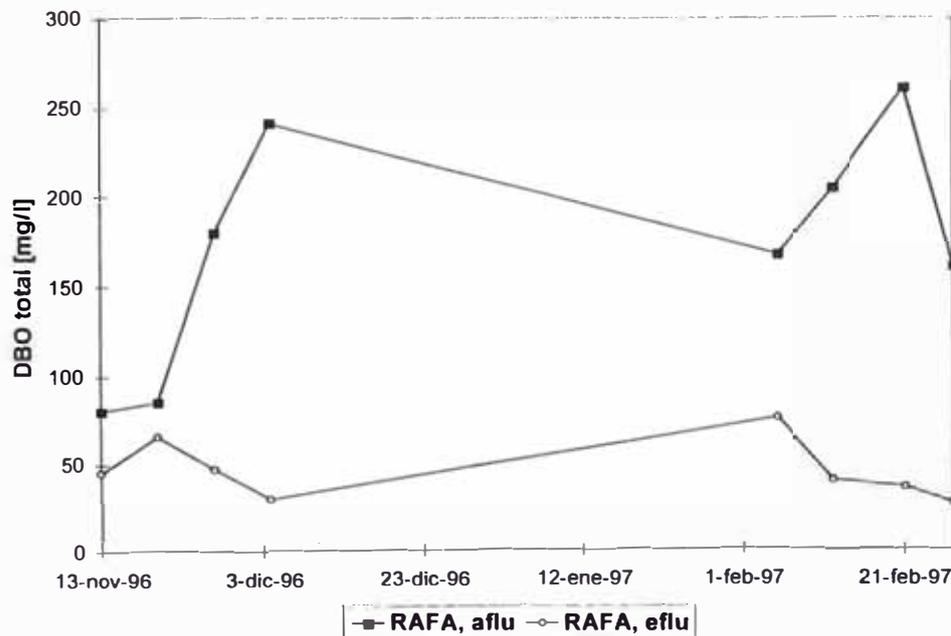
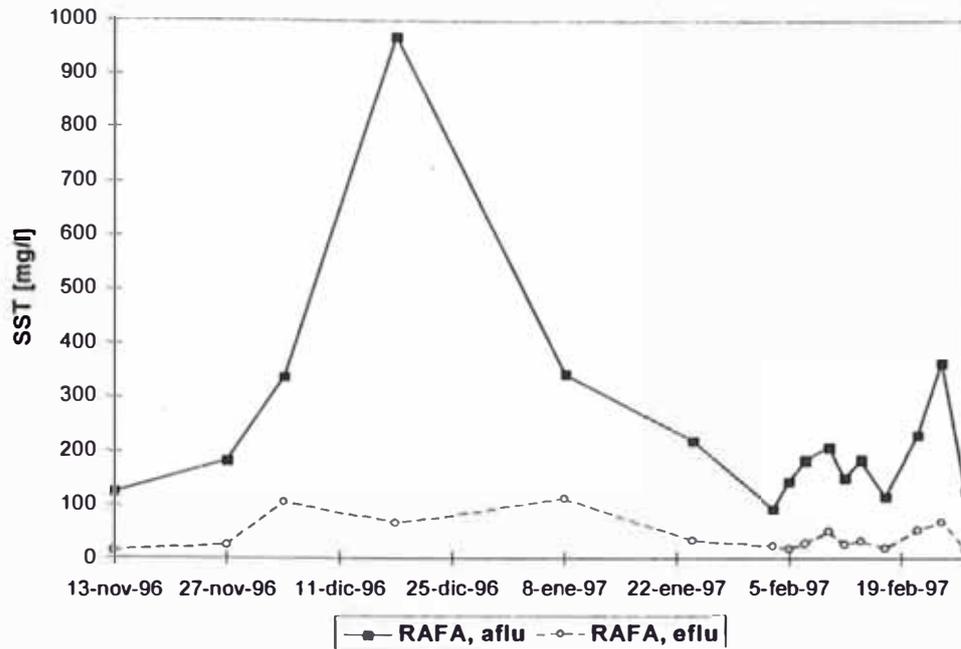


Gráfico 4. 9 : Concentración de materia orgánica al ingreso y salida del RAFA



**Gráfico 4. 10: Concentración de sólidos suspendidos totales en el RAFA**

**ORGANISMOS PATÓGENOS**

La concentración promedio de coliformes fecales hallada en el desagüe crudo es de  $4.3 \times 10^8$  NMP/100 ml, en el efluente del reactor anaerobio la concentración promedio es de  $9.4 \times 10^6$  NMP/100 ml, alcanzándose así una remoción de 2 unidades logarítmicas en el tratamiento anaerobio. Ver Gráficos 4.15 y 4.16

Los niveles de coliformes fecales hallados en el efluente del reactor anaerobio coincide con la remoción esperada para un tratamiento anaerobio, donde sólo es posible una remoción parcial siendo necesario un post-tratamiento aerobio para disminuir la concentración de organismos patógenos a niveles que posibiliten su reuso.

**PH Y TEMPERATURA**

Las mediciones de pH al ingreso y salida del reactor anaerobio muestran que el pH del afluente es siempre mayor que del efluente, esto es resultado de la actividad bacteriana durante el proceso de digestión anaerobia que tiende a disminuir el valor de pH. Sin embargo, el valor de pH se mantiene en un rango neutro y estable lo que verifica la capacidad amortiguadora del agua residual doméstica. Los resultados de las mediciones de pH se muestran en las Tablas 4.6 y 4.7 y se ilustran en los Gráficos 4.11 y 4.12.

Respecto a la temperatura, Lettinga y van Haandel señalan que el tratamiento anaerobio de las aguas residuales domésticas sólo se desarrollará en el rango mesofílico [20 - 45 °C], siendo el rango óptimo 30 - 40 °C. Siendo así, el tratamiento de desagües domésticos solamente será apropiado para climas tropicales (mayores a 20 °C) y sub-tropicales (mayores de 15 °C). Las mediciones de temperatura al ingreso y salida del reactor anaerobio indican que esta fue de 23 - 24 °C durante los meses de Enero y Febrero. Ver Tablas 4.6 y 4.7

**Tabla 4. 6 : Valores promedio de pH y Temperatura medidos al ingreso y salida del RAFA, mes de Enero (mañanas)**

	<b>pH</b>	<b>T °C</b>
<b>AFLUENTE</b>	7.7 ± 0.2	23 ± 0.4
<b>EFLUENTE</b>	7.0 ± 0.1	23.5 ± 0.6

1ra Etapa - Programa de Monitoreo

Tabla 4. 7 : Valores promedio de pH y Temperatura medidos al ingreso y salida del RAFA, mes de Febrero (en las mañanas)

	pH	T °C
AFLUENTE	7.6 ± 0.1	23.5 ± 0.4
EFLUENTE	6.9 ± 0.1	23.9 ± 0.4

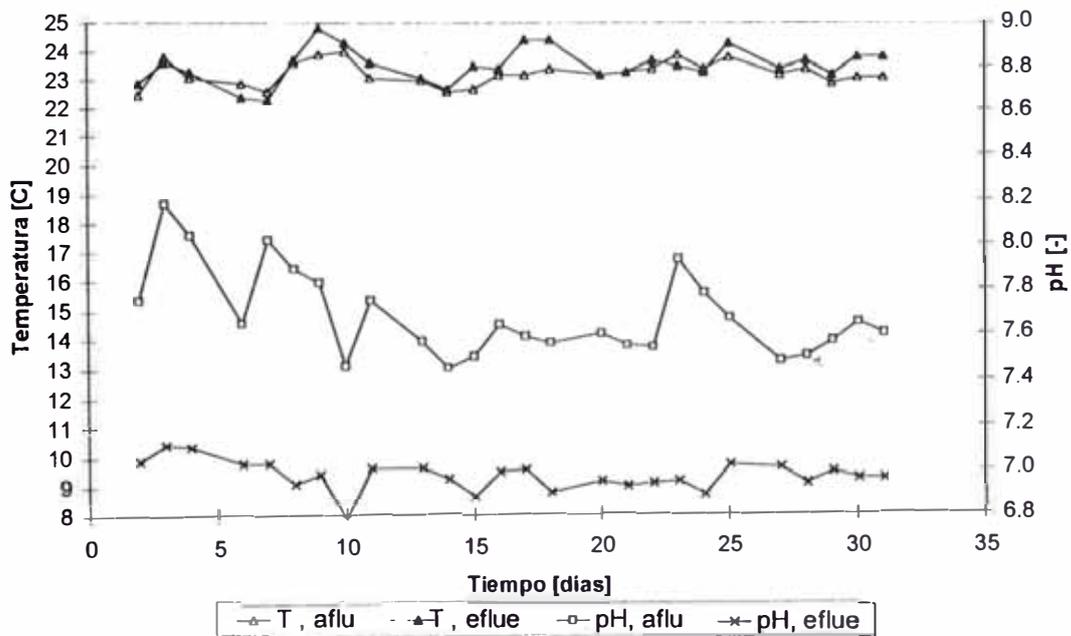
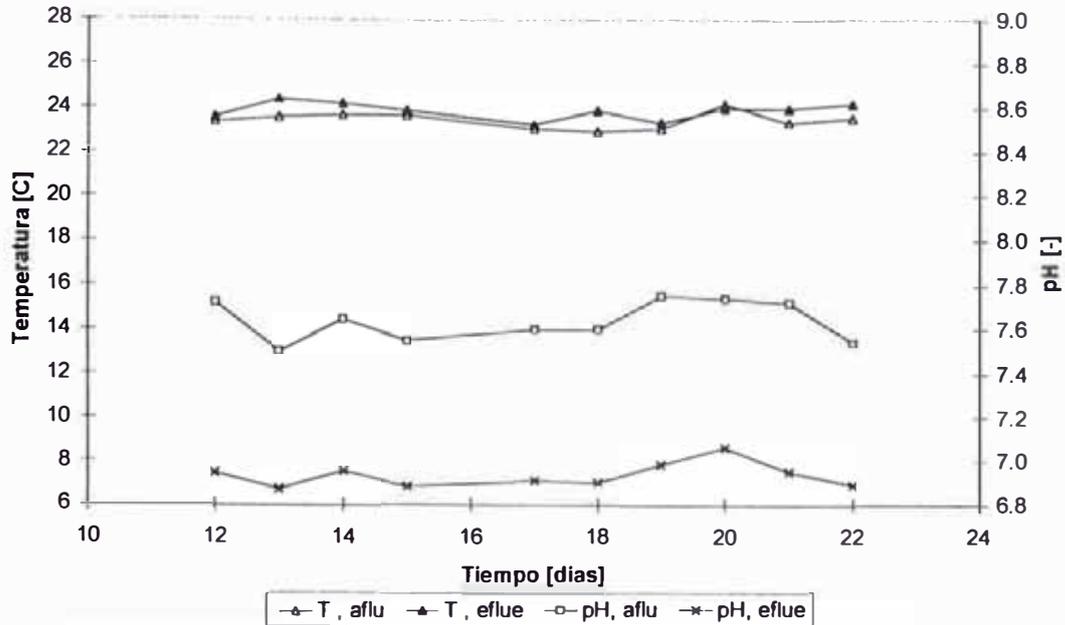


Gráfico 4. 11 : Valores de pH y Temperatura medidos en el RAFA, a las 8 a.m. Mes de Enero



**Gráfico 4. 12 : Valores de pH y Temperatura medidos en el RAFA, a las 8 a.m. Mes de Febrero**

#### 4.3.4 LAGUNAS

##### CONCENTRACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

La concentración promedio de DBO total que ingresa al sistema de lagunas es de 41 mg/l y, en el efluente de la 2da laguna la concentración hallada es de 48 mg/l. El incremento de DBO total puede ser causado por la interferencia de las algas en las determinaciones de DBO total. Ver Gráfico 4.13

##### SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

En el Gráfico 4.14, se observa un incremento significativo de la concentración de SST, respecto a la concentración hallada en el efluente del reactor anaerobio. Esta situación es ocasionada por la producción de algas durante el proceso aerobio en las lagunas.

## 1ra Etapa - Programa de Monitoreo

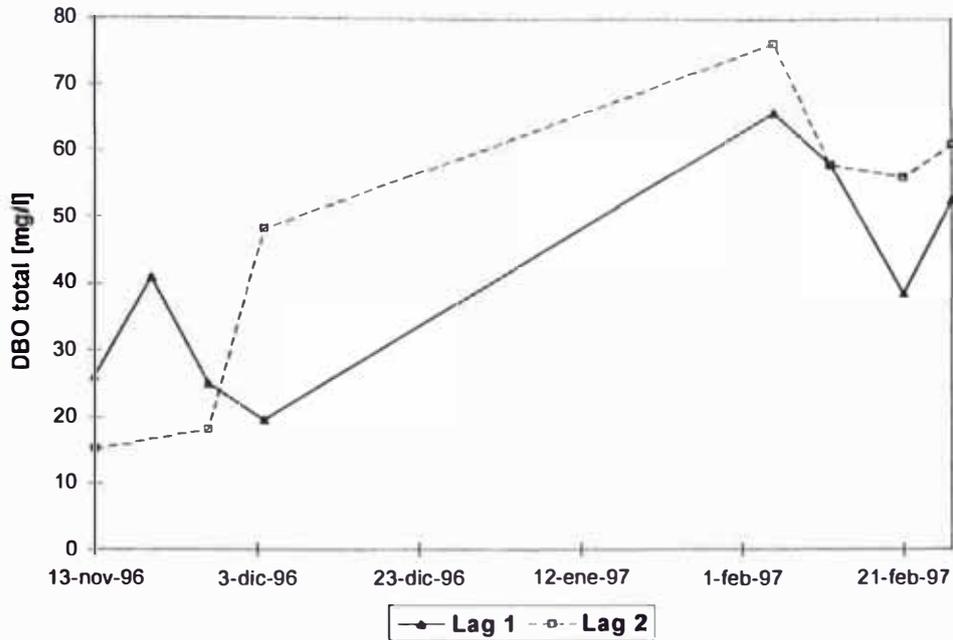


Gráfico 4. 13: Concentración de DBO total en las lagunas

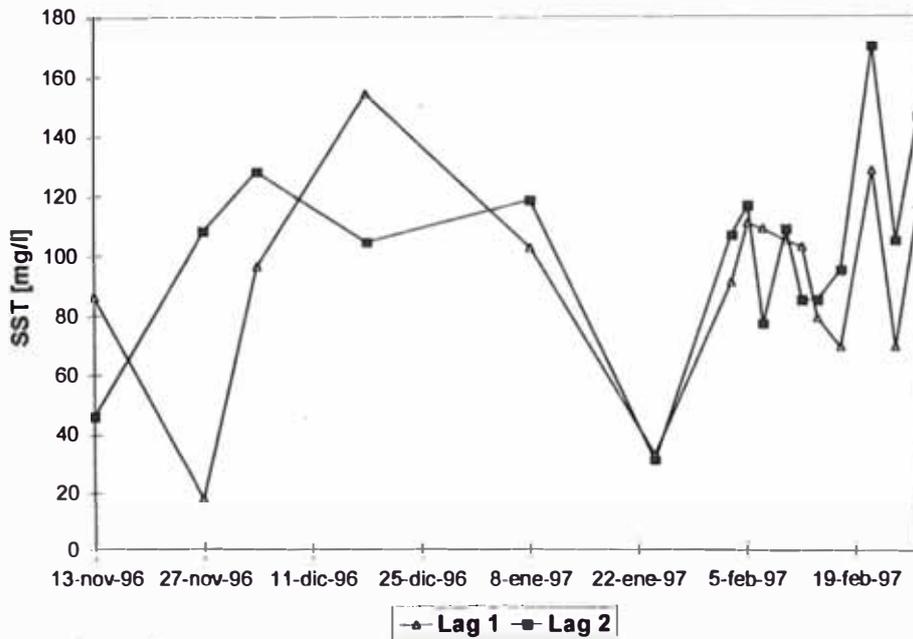


Gráfico 4. 14: Concentración de SST en las lagunas

**REMOCIÓN DE ORGANISMOS PATÓGENOS**

La concentración promedio de coliformes fecales del agua residual que ingresa a la primera laguna es de  $9.4 \times 10^6$  NMP/100 ml (efluente del reactor anaerobio). A la salida de la primera laguna, la concentración promedio es de  $6.6 \times 10^5$  NMP/100 ml y de  $6.1 \times 10^4$  NMP/100 ml en el efluente de la segunda laguna. De manera que se logra una remoción de 2 unidades logarítmicas en el sistema de lagunas. Ver Gráficos 4.14 y 4.15

Respecto a la calidad de efluentes para su aprovechamiento, la OMS en 1989 recomienda una media geométrica de 1000 CF/100 ml para el riego irrestricto. Sin embargo, también declara que los valores de las directrices se deben interpretar con cuidado y, de ser necesario, modificar según los factores epidemiológicos, socioculturales y ambientales de cada lugar.

Respecto a la calidad del agua que alimenta a los estanques, la OMS recomienda con carácter provisional, una concentración de coliformes fecales de  $10^4$  CF/100 ml. Pero se necesita trabajar más antes de establecer una norma definitiva.

En 1990, el CEPIS reportó que una concentración de  $10^5$  CF/100 ml en el agua que alimenta a los peces era aceptable, en la medida que ocurre una remoción adicional de una unidad logarítmica en el propio estanque.

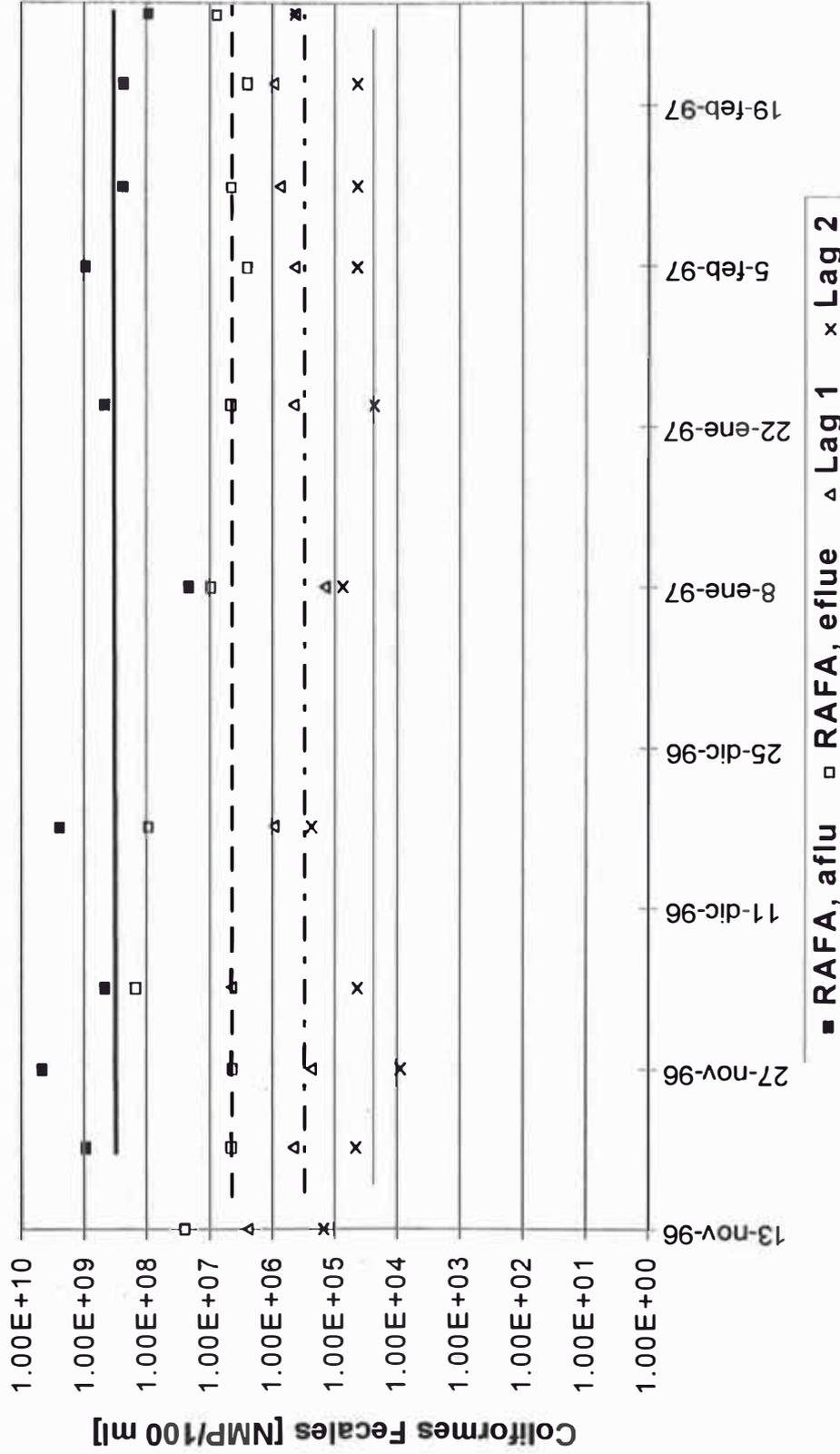
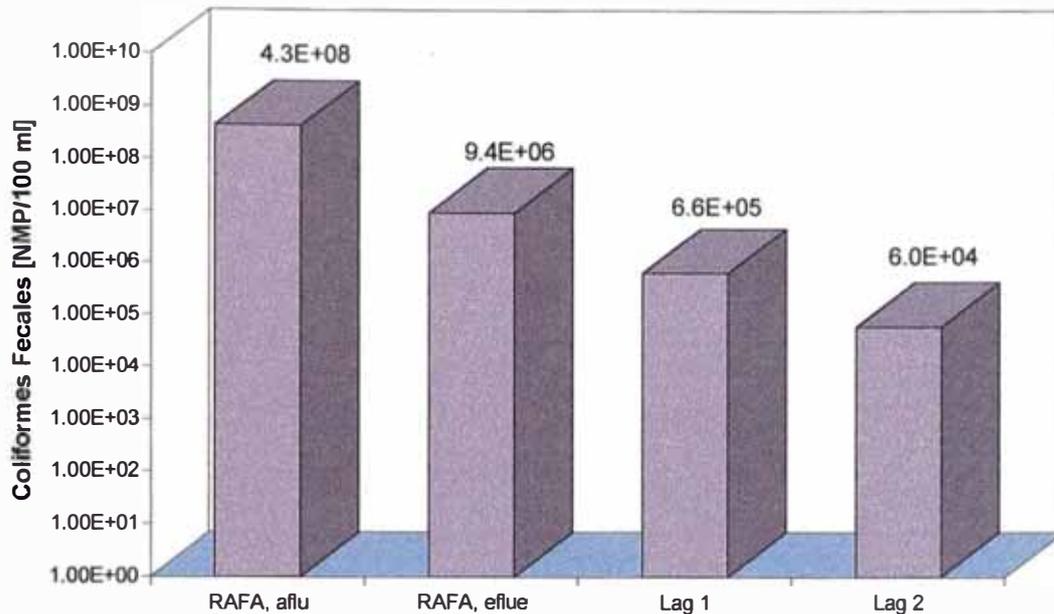


Gráfico 4. 15 : Calidad microbiológica del agua residual en cada una de las etapas del tratamiento



**Gráfico 4. 16 : Media geométrica de la concentración de coliformes fecales del agua residual**

### **PH Y TEMPERATURA**

En los Gráficos 4.17 y 4.18 se muestra la tendencia típica del pH en el sistema de lagunas. Debido a la actividad fotosintética el valor del pH se incrementa.

En la Tabla 4.8 se observa que el pH de las lagunas se incrementa en horas de la tarde, esto ocurre debido a que la actividad fotosintética desarrollada durante el día consume CO<sub>2</sub>. En las Tablas 4.8 y 4.9 se muestran los valores promedio.

Respecto a la temperatura, en el sistema de lagunas se alcanzaron valores de 24 - 25 °C en las mañanas y alrededor de 29 - 30 °C durante las tardes. En las Tablas 4.8 y 4.9 se presentan los valores promedio registrados durante los meses de Enero y Febrero. En el Gráfico 4.19 se aprecia el incremento de temperatura durante el día registrado en el mes de Enero.

1ra Etapa - Programa de Monitoreo

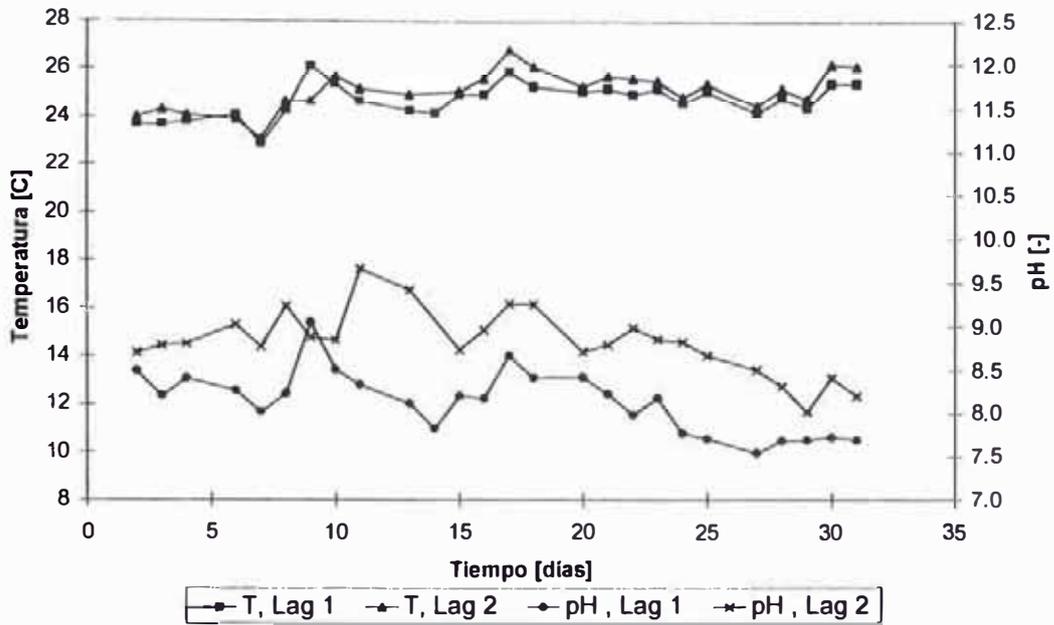


Gráfico 4.17: pH y Temperatura en las lagunas en las mañanas, mes de Enero

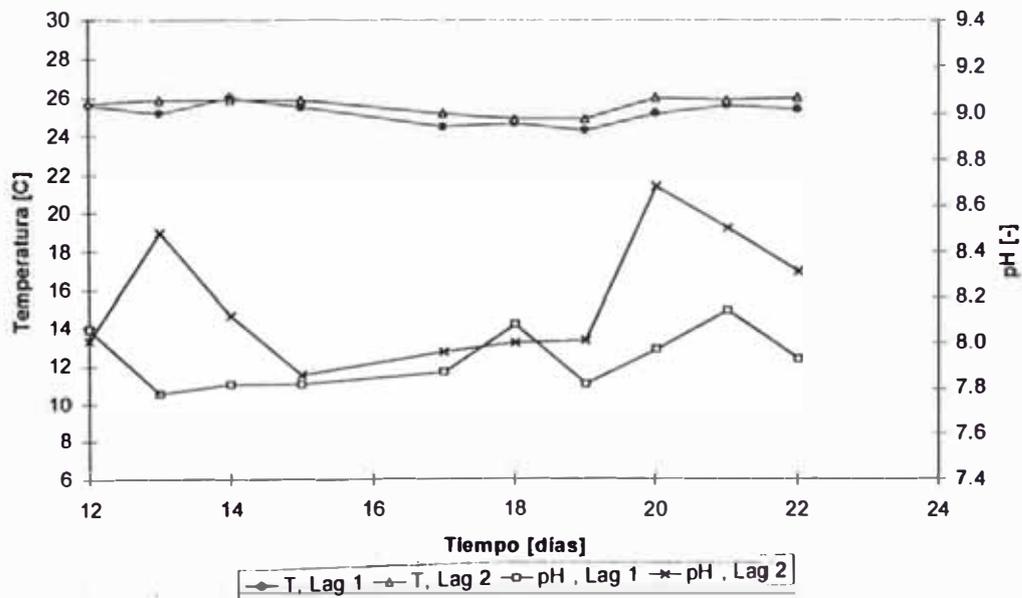


Gráfico 4.18: pH y Temperatura en las lagunas en las mañanas, mes de Febrero

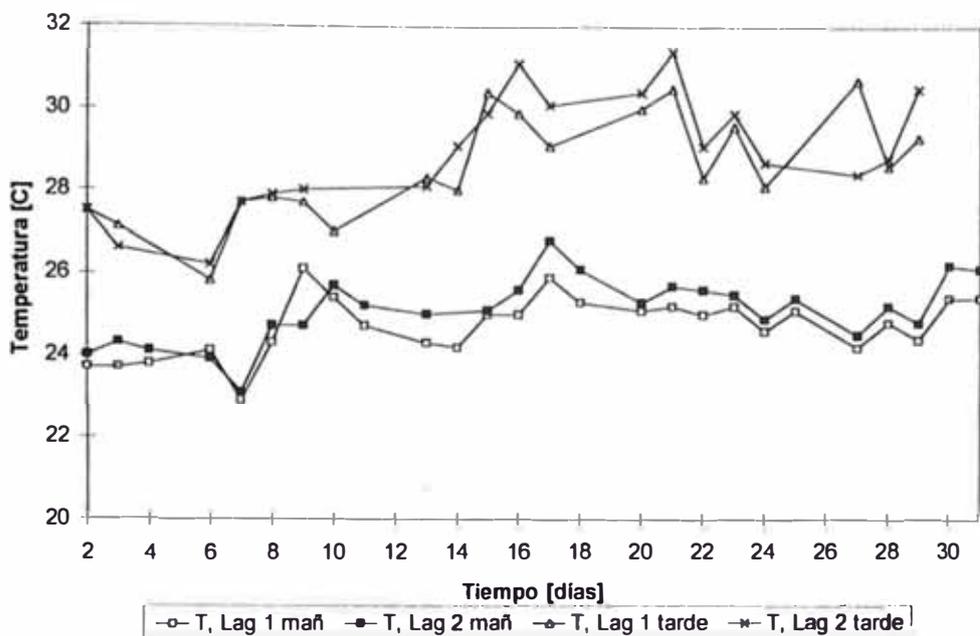


Gráfico 4. 19 : Incremento de la temperatura de las lagunas durante el día, mes de Enero

Tabla 4. 8 : Valores promedio de pH y Temperatura en las lagunas, Enero

	Hora	pH	T °C
1RA LAGUNA	8:00	8.1 ± 0.4	24.7 ± 0.7
	16:00	9 ± 0.5	29 ± 1
2DA LAGUNA	8:00	8.8 ± 0.4	25 ± 0.8
	16:00	10 ± 0.5	29 ± 2

Tabla 4. 9 : Valores promedio de pH y Temperatura en las lagunas, Febrero

	Hora	pH	T °C
1RA LAGUNA	8:00	7.9 ± 0.1	25.2 ± 0.5
	16:00	9 ± 0.3	29 ± 1
2DA LAGUNA	8:00	8.2 ± 0.3	25.6 ± 0.5
	16:00	10 ± 0.4	30 ± 1

#### PLANCTON

El análisis de fitoplancton en las lagunas determinó que alrededor del 50-55% de la composición total de algas son algas verdes, propio de lagunas secundarias, le siguen en proporción las algas verdiazules (30-40%). Finalmente las algas flageladas sólo representan el 5-15%.Tabla 4.10 y Gráfico 4.20

Los resultados del análisis de zooplancton muestran que la mayor proporción de organismos se comparte entre flagelados, rotíferos y ciliados. Tabla 4.11 y Gráfico 4.21

Tabla 4. 10 : Composición porcentual de algas

<b>Algas</b>	<b>Lag 1</b>	<b>Lag 2</b>
<b><u>Flageladas</u></b>		
Euglena	10%	5%
Chlamydomonas	5%	
<b><u>Verdes</u></b>		
Ankistrodesmus	40%	20%
Chlorella	10%	30%
Scenedesmus		5%
<b><u>Azul verdes</u></b>		
Merismopedia	20%	
Aphanocapsa	10%	10%
Phormium		30%
<b><u>Diatomeas</u></b>		
Stauroneis	5%	
<b><u>Conteo Total : [algas/ml]</u></b>	4.82 E+06	3.8 E+06

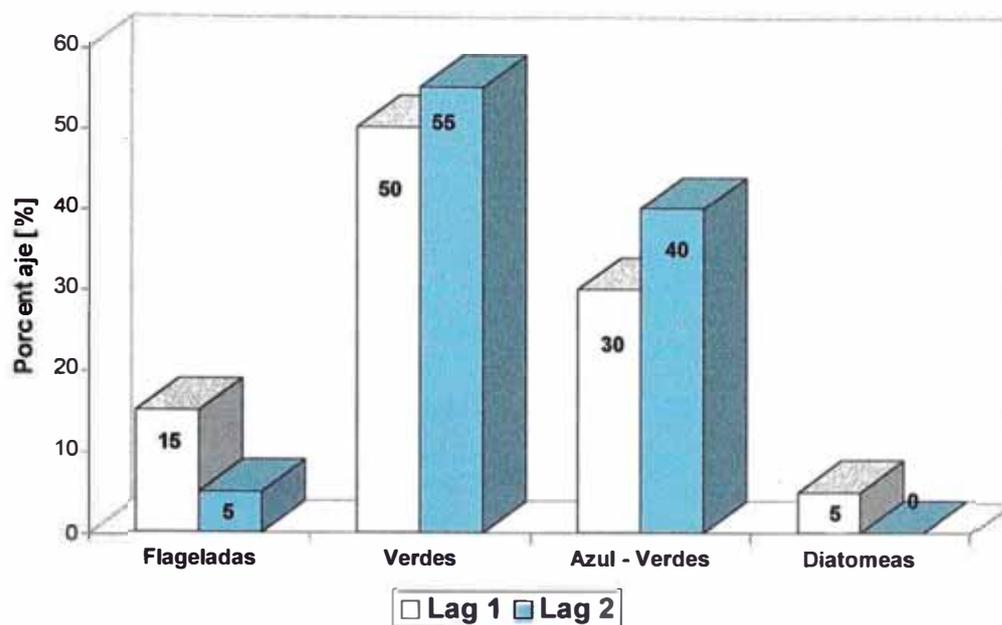


Gráfico 4. 20 : Composición porcentual de algas en las lagunas

Tabla 4. 11 : Resultados del análisis de zooplancton

Organismo	Lag 1	Lag 2
<b><u>Flagelados</u></b>		
Oikomonas	1000/l	4000/l
<b><u>Rotíferos</u></b>		
Brachionus	1000/l	1000/l
<b><u>Copepodos</u></b>		
Diaptomus	15/l	7/l
<b><u>Cladoceros</u></b>		
Daphnia	2/l	
<b><u>Ciliados</u></b>		
Coleps	1000/l	1000/l
<b><u>Total :</u></b>	<b>3017/l</b>	<b>6007/l</b>

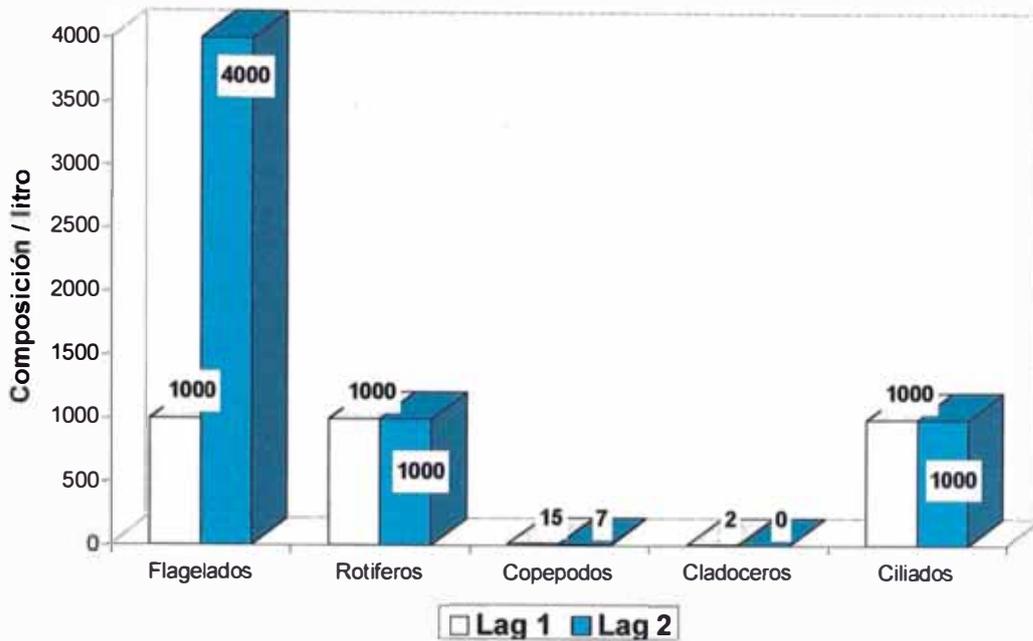


Gráfico 4. 21 : Contenido de zooplancton en las lagunas

#### 4.4 CONCLUSIONES

Durante el período Noviembre 96 - Febrero 97, se tomaron muestras en las diferentes etapas del proceso de tratamiento efectuado en la planta UNI-TRAR. Determinándose parámetros fisicoquímicos, bioquímicos y microbiológicos, también se realizaron mediciones de campo de pH y temperatura, así como el registro de la cantidad de agua residual que ingresa al sistema de tratamiento. Los resultados que se obtuvieron fueron:

1. Se observó una disminución, a partir del mes de Octubre, del volumen de agua residual que ingresaba al sistema; debido al problema de racionamiento de agua en Lima que afectó a la zona que abastece a la planta.

## 1ra Etapa - Programa de Monitoreo

La situación fue crítica durante los meses de Noviembre y Diciembre, mostrando cierta recuperación durante los meses de Enero y Febrero. Habría que determinar, cómo afecta esta situación al proceso biológico del tratamiento.

2. Las mediciones de pH en el reactor anaerobio de flujo ascendente, indican que se mantiene en un rango neutro y estable, lo que verifica la capacidad amortiguadora del agua residual doméstica.

En el sistema de lagunas, por su parte, el valor de pH se incrementa debido a la actividad fotosintética.

3. La temperatura, si bien no es la óptima, los valores registrados aseguran que sea aplicable el empleo de reactores anaerobios de flujo ascendente para el tratamiento de agua residual doméstica.
4. Debido a los grandes cambios en el flujo y composición del agua residual, la toma de muestras 1 ó 2 veces por semana no proporcionó una información confiable sobre el desempeño del reactor anaerobio. Por lo tanto, los resultados obtenidos de DBO total y SST fueron asumidos como indicadores referenciales de la estabilización de materia orgánica alcanzada en el sistema de tratamiento. Hallándose una disminución de la carga contaminante a medida que progresa el tratamiento.
5. La concentración de coliformes fecales en el desagüe crudo es de  $4.3 \times 10^8$  NMP/100 ml, en el reactor anaerobio sólo se logra una remoción parcial, hallándose una concentración en el efluente de  $9.4 \times 10^6$  NMP/100 ml. El tiempo de permanencia en el sistema de lagunas reduce la concentración de coliformes fecales hasta  $6.1 \times 10^4$  NMP/100 ml (efluente de la segunda laguna).

## **5. SEGUNDA ETAPA DEL PROGRAMA DE MONITOREO, MAYO - JUNIO 1997**

### **5.1 INTRODUCCION**

Este capítulo describe las actividades realizadas y resultados obtenidos durante la segunda etapa del programa de monitoreo realizado en la planta piloto UNITRAR por un período de 5 semanas. Las experiencias descritas en el capítulo 4 permitieron perfeccionar el programa de monitoreo de manera que fue desarrollado como a continuación se describe:

La toma de 1 ó 2 muestras al día no proporcionaría una buena información acerca del funcionamiento del reactor anaerobio de flujo ascendente, debido a las variaciones de volumen y concentración de materia orgánica del agua residual durante el día.

Únicamente la toma de un gran número de muestras durante el día "muestras instantáneas de alta frecuencia" o la preparación de "muestras compuestas" permitirían obtener una buena información. Ambas alternativas fueron desarrolladas simultáneamente: la primera durante períodos cortos de 1 ó 2 días, mientras que la segunda durante los 32 días que duró el programa. Para ello fue necesario instalar: un limnigrafo para la medición continua del nivel de agua y dos muestreadores automáticos.

Para el caso de las lagunas y estanques, debido a que el período de retención es mayor se realizó un muestreo de "mediana frecuencia" de 1 ó 2 veces por semana.

## **5.2 MATERIALES Y METODOS**

### **5.2.1 IMPLEMENTACION DEL PROGRAMA**

El propósito principal del programa de monitoreo fue evaluar el funcionamiento del reactor anaeróbico, mediante la medición de parámetros fisicoquímicos, bioquímicos y microbiológicos. Prestando especial atención a la tasa de degradación de materia orgánica, y a la remoción de sólidos y de organismos patógenos alcanzada en esta unidad.

De igual forma, siendo el reactor anaerobio componente de un sistema integral de tratamiento era importante evaluar el desempeño de las lagunas de estabilización como post-tratamiento de los compuestos orgánicos y organismos patógenos remanentes del proceso anterior (en el reactor anaeróbico). La medición de los parámetros fisicoquímicos, bioquímicos y microbiológicos tenían por finalidad establecer la tasa de degradación de materia orgánica, la eficiencia remocional de sólidos y organismos patógenos, así como los mecanismos de nitrificación-denitrificación que ocurren en las lagunas.

El programa fue realizado bajo tres regímenes de frecuencia : Muestras instantáneas de alta frecuencia y muestras compuestas proporcionales al flujo para la evaluación del funcionamiento del reactor; para el caso de las lagunas se desarrollo un programa de mediana frecuencia debido a que el período de retención es mayor.

Para los parámetros microbiológicos se tomaron muestras instantáneas al ingreso y salida del reactor, salida de lagunas y estanque de peces.

#### **1. MUESTRAS INSTANTÁNEAS DE ALTA FRECUENCIA**

(frecuencia: 12 muestras/día)

Definimos como muestra instantánea aquella que representa la calidad del agua residual en un momento dado; la denominación de alta frecuencia se refiere al número de muestras tomadas en un período dado, en nuestro caso fueron 12 muestras diarias.

Este régimen de muestreo es costoso y requiere de mano de obra y/o sistemas automáticos para la toma de muestras; pero con él se obtiene la mejor información acerca del funcionamiento del reactor, es posible calcular tasas de degradación y además da información de los cambios registrados en el reactor durante el día.

Al final del periodo de muestreo de 24 horas se seleccionaron 12 muestras (correspondientes a las 2, 4, 6...22 y 24 horas del día) con un intervalo de dos horas entre la hora de muestreo. Las muestras fueron tomadas mediante el muestreador automático.

### **2. MUESTRAS COMPUESTAS PROPORCIONALES AL CAUDAL**

(frecuencia: 1 muestra/día)

Definimos como "muestra compuesta" aquella que por su preparación y/o composición refleja las variaciones de caudal y concentración de materia orgánica del agua residual durante el día. Para su preparación a cada hora del día se toma una muestra y se determina el caudal en ese instante; la "muestra compuesta" estará conformada por volúmenes extraídos de cada una de las 24 muestras del día, la cantidad extraída de cada muestra es proporcional al caudal instantáneo. (Ver apéndice III para detalles de preparación de muestras compuestas)

La preparación de muestras compuestas resulta mas económica por el número de muestras enviadas a analizar - sólo una muestra por día - para el afluente y

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

efluente del reactor anaeróbico respectivamente, proporciona una buena información sobre el funcionamiento de la unidad y permite calcular tasas de degradación; pero requiere de mano de obra y/o sistemas automáticos para la toma de muestras preliminares (24 muestras al día, a partir de las cuales se conforma la muestra compuesta), además no da información de los cambios registrados durante el día.

### **3. MUESTRAS INSTANTÁNEAS DE MEDIANA FRECUENCIA**

(frecuencia: 1 ó 2 veces/semana)

En este caso las muestras instantáneas representan la calidad del agua residual en un momento dado (el del muestreo). Se denomina de mediana frecuencia por la frecuencia moderada - 1 ó 2 veces por semana - . El muestreo fue en las lagunas y estanques en forma manual.

Esta también fue la frecuencia para la medición de coliformes fecales, al ingreso y salida del reactor anaeróbico, salida de las lagunas y estanques.

### **EQUIPO EMPLEADO**

- 02 muestreadores automáticos para el afluente y efluente del reactor anaeróbico respectivamente. Los muestreadores son dispositivos mecánico - eléctricos con un sistema de reloj incorporado que permite la toma de muestras en forma horaria durante las 24 horas del día.

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

- 01 limnógrafo para el registro continuo del nivel de agua en el canal Palmer-Bowlus durante las 24 horas del día.
- 01 medidor de gas Dehm Zinkeisen - Dreieich para el registro continuo 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 potenciómetro portátil, modelo 50050 de HACH, para la medición de pH y temperatura en campo en los puntos de muestreo.
- 01 medidor portátil de oxígeno disuelto
- 01 cono Imhoff para la medición de sólidos sedimentables ml/hora.

### MUESTREO

La toma de muestras se realizó entre las 9 - 11 am, estableciéndose como puntos de muestreo: la cámara de ingreso al reactor anaeróbico para el caso del agua residual cruda, la cámara de salida del reactor anaeróbico para el efluente y en los dispositivos de salida de cada laguna; los puntos de muestreo fueron codificados como se detalla a continuación y pueden ser ubicados en el Gráfico 5.1.

Ingreso al RAFA	:	P1
Salida del RAFA	:	P2
Salida laguna secundaria (o Laguna Nro.1)	:	P3
Salida laguna terciaria (o Laguna Nro.2)	:	P4
Estanque C donde no habían peces al momento del programa.	:	P5
Punto de salida de la cámara de gas	:	P-GAS

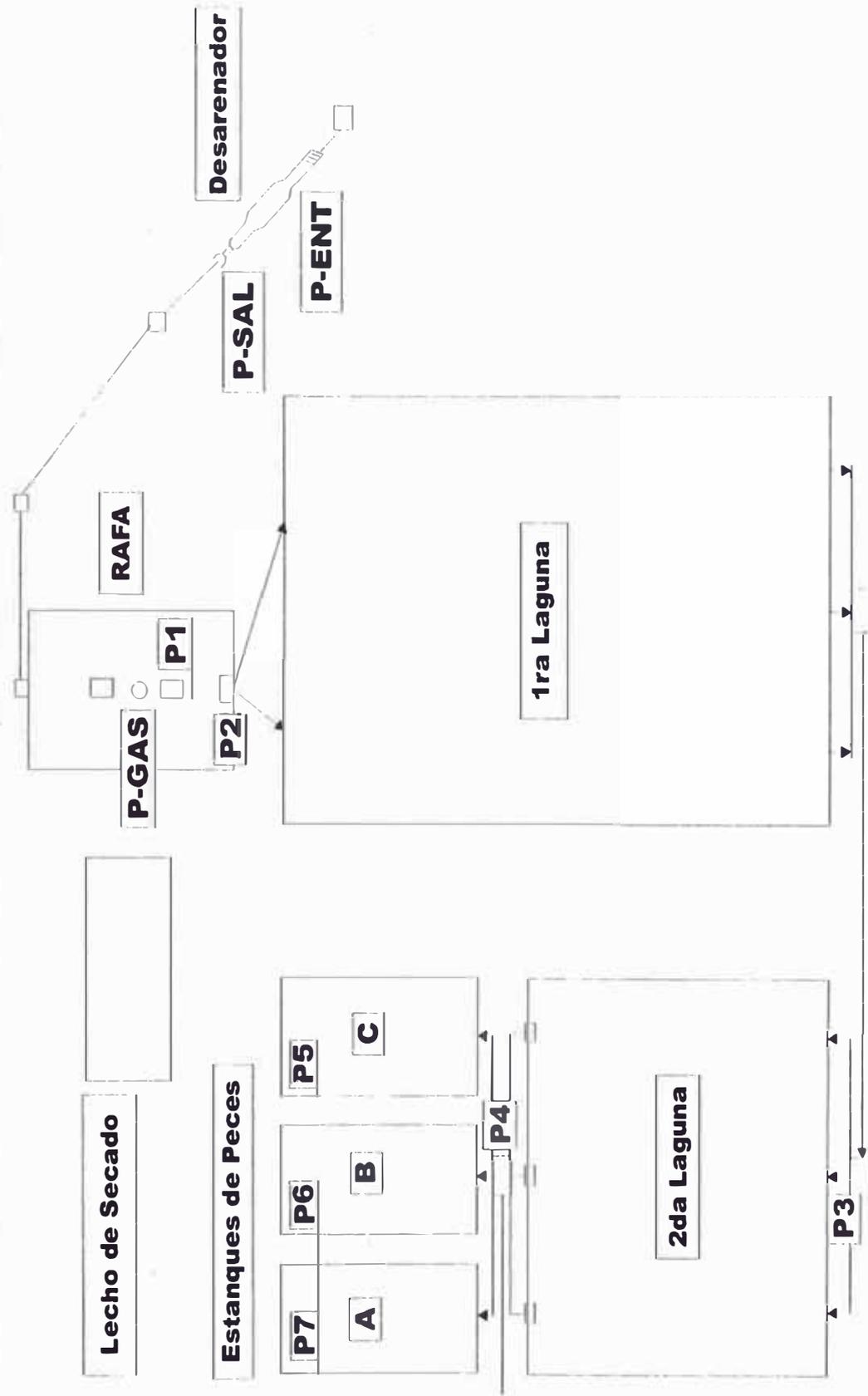


Gráfico 5. 1. Ubicación de los puntos de monitoreo durante el programa

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

Eventualmente se considero :	
Entrada del desarenador :	<b>P-ENT</b>
Salida del desarenador :	<b>P-SAL</b>
Estanque "B" :	<b>P6</b>
Estanque "A" :	<b>P7</b>

En el reactor anaerobio las muestras se tomaron mediante los muestreadores automáticos. En los otros puntos de muestreo se tomaron manualmente.

Las muestras para determinación de DQO a alta frecuencia se preservaron con 0.8 ml H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/l para inhibir la actividad microbológica. Las muestras para determinar sulfuros se acondicionaron con acetato de Zinc. Las muestras para los análisis microbiológicos se tomaron instantáneamente en frascos previamente esterilizados. Todas las muestras se almacenaron en recipientes con hielo para su conservación durante el transporte.

A continuación se detallan los parámetros medidos indicando la frecuencia, lugar y régimen de muestreo

Régimen	: MUESTRAS INSTANTÁNEAS DE ALTA FRECUENCIA
Parámetro	: FISICOQUÍMICO
Lugar	: INGRESO Y SALIDA DEL REACTOR ANAERÓBICO
Duración	: 02 DÍAS

PARÁMETRO	FRECUENCIA
DQO <sub>TOTAL</sub>	C/2 horas

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

Régimen : MUESTRAS COMPUESTAS  
Parámetros : FISICOQUÍMICOS Y BIOQUÍMICOS  
Lugar : INGRESO DEL REACTOR ANAERÓBICO  
Duración : 5 SEMANAS (32 DÍAS)

**Tabla 5. 1 : Frecuencia de muestreo de los parámetros determinados al ingreso del reactor anaeróbico**

PARÁMETRO	FRECUENCIA
DQO TOTAL	diario
DQO SOLUBLE	2/semana
DBO TOTAL	2/semana
DBO SOLUBLE	semanal
SST	diario
SSV	diario
Nitrógeno total de Kjeldahl	diario
$\text{NH}_4^+$ - N	diario
Fósforo total	2/semana
Fosfatos	2/semana
Sulfato	2/semana
Alcalinidad	semanal
pH	diario
Temperatura	diario

Régimen : MUESTRAS COMPUESTAS  
 Parámetros : FISICOQUÍMICOS Y BIOQUÍMICOS  
 Lugar : SALIDA DEL REACTOR ANAERÓBICO  
 Duración : 5 SEMANAS (32 DÍAS)

**Tabla 5. 2 : Frecuencia de muestreo de los parámetros determinados a la salida del reactor anaeróbico**

PARÁMETRO	FRECUENCIA
DQO TOTAL	diario
DQO SOLUBLE	2/semana
DBO TOTAL	2/semana
DBO SOLUBLE	semanal
SST	diario
SSV	diario
Nitrógeno total de Kjeldahl	diario
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N	diario
Fósforo total	2/semana
Fosfatos	2/semana
Sulfato	2/semana
Sulfuro <sup>5</sup>	diario
Alcalinidad	semanal
pH	diario
Temperatura	diario

<sup>5</sup> Las muestras para determinar s<sub>2</sub>- fueron tomadas separadamente

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

Régimen : MUESTRAS INSTANTÁNEAS DE MEDIANA FRECUENCIA  
Parámetros : FISICOQUÍMICOS Y BIOQUÍMICOS  
Lugar : LAGUNAS Y ESTANQUES  
Duración : 5 SEMANAS (32 DIAS)

**Tabla 5. 3 : Frecuencia de muestreo de los parámetros determinados en las lagunas y estanques**

PARÁMETRO <sup>6</sup>	FRECUENCIA
DQO TOTAL	semanal
DQO SOLUBLE	semanal
DBO TOTAL	semanal
DBO SOLUBLE	semanal
Sólidos Totales	semanal
Sólidos Volátiles	semanal
Nitrógeno total de Kjeldahl	semanal
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N	semanal
Nitritos	semanal
Nitratos	semanal
Fósforo total	semanal
Fosfatos	semanal
pH	diario
Temperatura	diario
Oxígeno disuelto	eventual

<sup>6</sup> Exceptuando la DQO y DBO soluble, los demás parámetros fueron medidos 2/semama durante las dos primeras semanas.

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

Parámetro : MICROBIOLÓGICO - COLIFORMES FECALES

Duración : 5 SEMANAS (32 DIAS)

**Tabla 5. 4 : Frecuencia de muestreo de los parámetros microbiológicos**

LUGAR	FRECUENCIA
Ingreso RAFA	3/semana
Salida RAFA	3/semana
Salida 1ra laguna	semanal
Salida 2da laguna	semanal
Estanque "C"	semanal

### 5.2.2 MEDICIONES DE CAMPO

#### 5.2.2.1 VOLUMEN DE AGUA RESIDUAL

El volumen de agua residual que ingresa al sistema de tratamiento se determinó a través de la medición continua del nivel de agua en el medidor de régimen crítico Palmer-Bowlus. El registro continuo de la altura de agua en el canal aguas arriba del medidor se realizó empleando un limnígrafo. Ver apéndice III

#### 5.2.2.2 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 5.1). El registro continuo de gas producido se realizó durante los 32 días de duración del programa empleando un medidor de gas.

### 5.2.2.3 TEMPERATURA, PH Y O.D

Las mediciones de temperatura y pH se registraron diariamente mediante el empleo de un potenciómetro portátil 50050 de HACH al ingreso y salida del reactor anaerobio y en los dispositivos de salida de las lagunas y estanques. Ver Gráfico 5.1.

Las mediciones de oxígeno disuelto se realizaron mediante el empleo de un oxímetro en las lagunas y estanques.

### 5.2.2.4 SÓLIDOS SEDIMENTABLES

Determinaciones de sólidos sedimentables se realizaron en la entrada y salida del desarenador (ver Gráfico 5.1) mediante el empleo del cono Imhoff, eventualmente se tomaron muestras para evaluar sólidos totales y volátiles.

**Programas de computación** usados para el procesamiento de datos e información son :

Microsoft Word versión 7.0

Microsoft Excel versión 7.0

Coreldraw versión 5.0

5.2.3 ANÁLISIS

Tabla 5. 5 : Método analítico de los parámetros determinados durante el programa de monitoreo

PARÁMETRO	UNIDADES	MÉTODO ANALÍTICO
DQO TOTAL	mg/l	Volumétrico (dicromato de potasio)
DQO SOLUBLE	mg/l	Volumétrico (dicromato de potasio)
DBO TOTAL	mg/l	Incubación (sin filtrar)
DBO SOLUBLE	mg/l	Incubación
ST	mg/l	Gravimétrico
SV	mg/l	Gravimétrico
SST	mg/l	Gravimétrico
SSV	mg/l	Gravimétrico
Sólidos sedimentables	ml/l/hora	Cono Imhoff
Nitrógeno total	mg/l	Kjeldahl
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N	mg/l	Electrodo específico
Nitritos	mg/l	Spectrofotométrico
Nitratos	mg/l	Spectrofotométrico
Fósforo total	mg/l	Spectrofotométrico (sin filtrar)
Fosfatos	mg/l	Spectrofotométrico
Alcalinidad	mg CaCO <sub>3</sub> /l	Volumétrico
Sulfato	mg/l	Turbimétrico, BaCl <sub>2</sub>
Sulfuro	mg/l	Iodométrico
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	Standard
pH		Electrodo de cristal
Temperatura	°C	Electrodo de cristal
Oxígeno disuelto	mg/l	Electrodo

### 5.2.4 CÁLCULOS

El caudal de ingreso al sistema de tratamiento se calculó en base a la medición del nivel de agua en el canal Palmer-Bowlus de acuerdo a la siguiente expresión (ver apéndice III para mayores detalles):

$$Q \left( \frac{l}{s} \right) = 0.358 (h - 5)^{1.5}$$

Donde :

Q = caudal (l/s)

h = nivel de agua medido en el canal Palmer - Bowlus (cm)

La masa de materia orgánica por unidad de tiempo (Carga Orgánica) ha sido calculado de acuerdo a la expresión :

$$C.O \left( \frac{Kg}{d} \right) = C \times Q \times \frac{86.4}{1000}$$

Donde :

C.O = carga orgánica (Kg/día)

C = concentración de materia orgánica expresada como DQO (mg/l)

Q = caudal (l/s)

La remoción de carga orgánica lograda en el reactor anaeróbico se calculó a partir de :

$$C.O_{REMOVIDA} = C.O_{AFLENTE} - C.O_{EFLENTE}$$

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

Donde :

$C.O_{\text{AFLUENTE}}$  = carga orgánica en el afluente (Kg/día)

$C.O_{\text{EFLUENTE}}$  = carga orgánica en el efluente (Kg/día)

La tasa de producción de biogas en el reactor anaeróbico se calculó a partir de :

$$\text{Tasa de prod. de biogas (m}^3\text{/Kg DQO}_{\text{removida}}) = \frac{\text{Vol}_{\text{prod}}}{C.O_{\text{REMOVIDA}}}$$

Donde :

$\text{Vol}_{\text{prod}}$  = volumen de biogas producido al día (m<sup>3</sup>/día)

$C.O_{\text{REMOVIDA}}$  = carga orgánica removida (Kg/día)

La eficiencia remocional de materia orgánica y de sólidos alcanzada durante el proceso de tratamiento se calculó de acuerdo a :

$$\text{Eficiencia remocional (\%)} = \left[ 1 - \frac{C_{\text{EFLUENTE}}}{C_{\text{AFLUENTE}}} \right] \times 100$$

Donde :

$C_{\text{AFLUENTE}}$  = concentración de materia orgánica como DBO o DQO (mg/l)

$C_{\text{EFLUENTE}}$  = concentración de materia orgánica como DBO o DQO (mg/l)

para el caso de sólidos :

$C_{\text{AFLUENTE}}$  ,  $C_{\text{EFLUENTE}}$  = expresa la concentración de sólidos para el afluente y efluente respectivamente

### **5.3 RESULTADOS Y DISCUSION**

#### **5.3.1 CALIDAD DEL AGUA RESIDUAL**

La Tabla 5.6 muestra la calidad del desagüe en las diferentes etapas del sistema de tratamiento, señalando las concentraciones promedio de algunos de los parámetros más importantes. Estos valores deben considerarse sólo como referenciales pues el rango de variación es bastante amplio para muchos de los parámetros. Sin embargo, proporciona una idea general de la calidad de agua residual que es aplicada al sistema de tratamiento, así como la que se obtiene al final de cada etapa del tratamiento.

**Tabla 5. 6 : Valores promedio de los parámetros medidos en el sistema de tratamiento durante Mayo - Junio 1997, en mg/l**

PARÁMETRO	INGRESO RAFA	SALIDA RAFA	1RA LAGUNA	2DA LAGUNA
DQO TOTAL	434	115	176	158
DQO SOLUBLE	208	64	55	37
SST	149	37	NA	NA
SSV	124	29	NA	NA
Nitrógeno Total (TKN)	40	36	30	26
NH <sub>4</sub> - N	17	22	15	13
Nitrito	NA	NA	0.04	0.03
Nitrato	NA	NA	0.94	1.15
P TOTAL	7	6	4	5
PO <sub>4</sub> - P	4	4	0.17	0.73
SO <sub>4</sub>	228	149	NA	NA
Sulfuro	NA	17	NA	NA
DBO TOTAL	154	47	36	37
DBO SOLUBLE	51	39	12	10
Coliformes Fecales [NMP/100 ml]	3.0E+08	7.2E+06	3.5E+06	2.3E+05
Temperatura [°C]	23 ± 0.5	23 ± 0.6	23 ± 0.8	23 ± 0.8
pH	7.8 ± 0.3	7.2 ± 0.1	7.9 ± 0.3	8 ± 0.4

NA: no analizado

### 5.3.2 PRE-TRATAMIENTO

En el desarenador la remoción de sólidos sedimentables es cerca del 70 % para caudales menores de 1 l/s, que fue el régimen de operación de la planta de 8 a.m. a 5 p.m., por lo que no fue posible evaluar el desarenador para caudales mayores.

### 5.3.3 REACTOR ANAEROBIO DE FLUJO ASCENDENTE

#### 5.3.3.1 MUESTRAS COMPUESTAS

##### **VOLUMEN DE AGUA RESIDUAL Y CARGA ORGÁNICA**

En el Gráfico 5.2 se observa que el volumen de agua residual que ingresa al sistema se mantiene en un rango constante alrededor de 380 m<sup>3</sup>/d. La mayor parte del volumen es suministrado en horas de la noche.

Aunque la carga orgánica que ingresa al sistema es variable, la carga orgánica del efluente se mantiene en un valor constante. La carga orgánica promedio COMO DQO<sub>TOTAL</sub> es de 157 Kg/d para el afluente y 44 Kg/d para el efluente lográndose una eficiencia remocional del 72%.

##### **INSTALACIÓN DE MALLA PROTECTORA**

El tamaño del material particulado contenido en el agua residual obstruía el dispositivo de toma de muestra del muestreador de la cámara de ingreso del reactor anaerobio. Por ello se decidió instalar una malla de 2.5 mm de abertura en la cámara de ingreso; esta medida soluciono el problema pero como resultado disminuyó la concentración de materia orgánica (500 - 600 mg/l DQO antes de la instalación de la malla, 300 - 400 mg/l DQO después de la instalación. Ver Tabla 5.6). Respecto a los sólidos suspendidos totales no se observa una disminución apreciable. Ver Gráfico 5.4, Gráfico 5.6

**Tabla 5. 7 : Valores promedio en mg/l de DQO, SST y SSV del afluente antes y después de la instalación de la malla.**

	ANTES	DESPUÉS
DQO <sub>TOTAL</sub>	500 - 600	300 - 400
SST	100 - 200	100 - 150
SSV	155	101.3
SSV/SST	0.81	0.87

En el Gráfico 5.4 se observa claramente la influencia de la instalación de la malla en los valores de DQO del afluente. Antes de la instalación de la malla la eficiencia remocional alcanzada fue del 80%, después de su instalación es de sólo 60%. Esto último debido a que la DQO del afluente disminuye y simultáneamente la DQO del efluente se incrementa. Ver Tabla 5.8.

**Tabla 5. 8 : DQO en mg/l y Tasa Remocional antes y después de la instalación de la malla.**

	ANTES	DESPUÉS
DQO <sub>TOTAL, AFLUENTE</sub>	550	350
DQO <sub>TOTAL, EFLUENTE</sub>	90	130
Tasa remocional	0.8	0.6

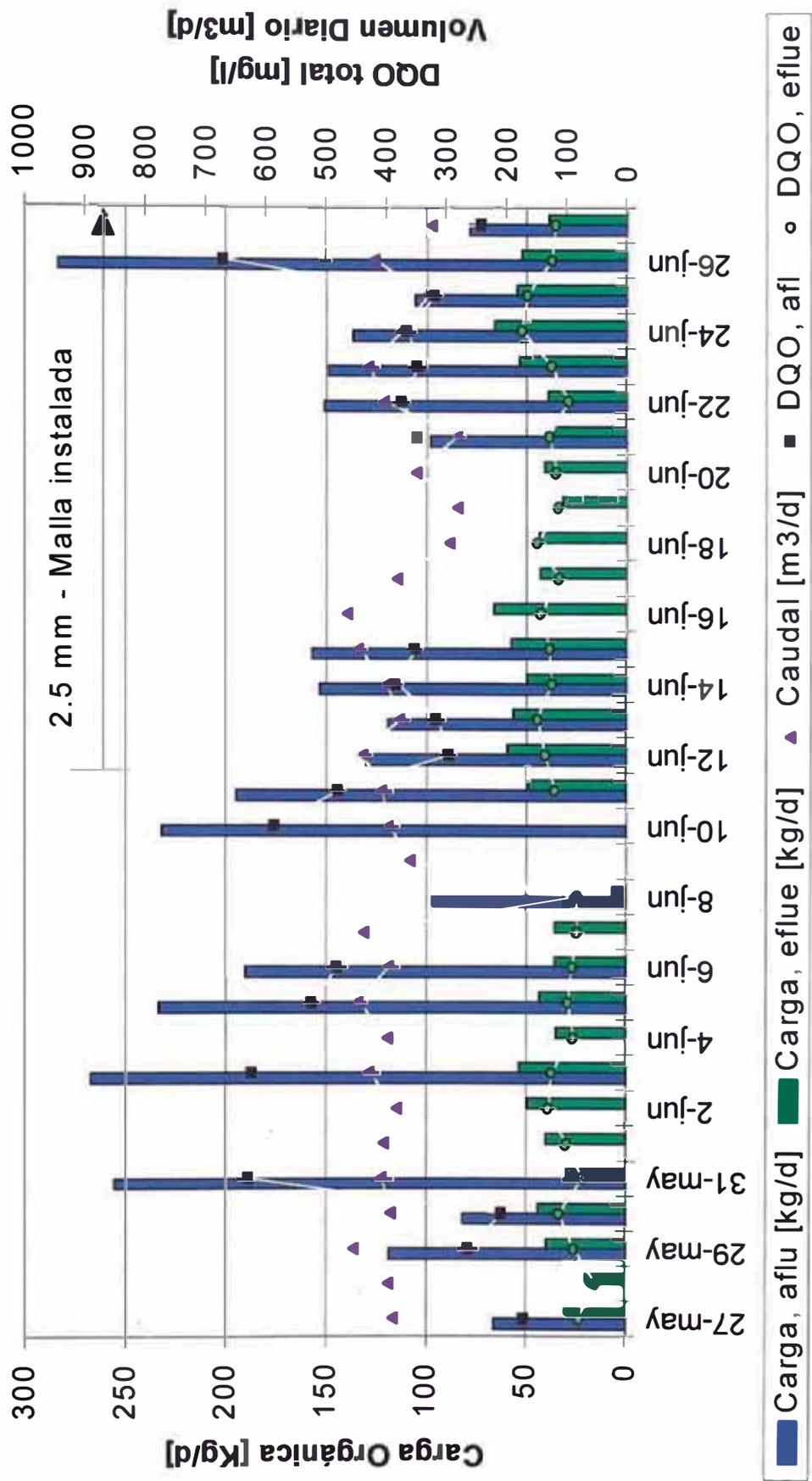


Gráfico 5. 2 : Volumen de agua residual de ingreso y carga orgánica durante el programa de monitoreo.

### CONCENTRACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

La concentración de materia orgánica puede expresarse como DQO o DBO. En el Gráfico 5.4 se muestra la  $DQO_{TOTAL}$  del agua residual que ingresa y sale del reactor anaerobio. Como se observa la concentración en el afluente varía entre 300 - 600 mg/l, mientras que en el efluente es siempre menos de 150 mg/l.

El comportamiento es más o menos similar cuando la concentración de materia orgánica es expresada en términos de DBO. Los valores de DBO del afluente y efluente del reactor anaerobio se muestran en el Gráfico 5.5. La  $DBO_{TOTAL}$  promedio en el afluente es de 154 mg/l y en el efluente 47 mg/l.

Los resultados obtenidos permiten concluir que se logra una alta degradación de la materia orgánica en el reactor anaerobio. La eficiencia alcanzada es de 60- 80% para la DQO y de 65% para la DBO.

### SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

El contenido de SST en el afluente no se ve afectado por la instalación de la malla (Gráfico 5.6, Tabla 5.7). La remoción de sólidos suspendidos en el reactor anaerobio es del 70%. La concentración promedio de SST en el afluente es de 150 mg/l mientras que en el efluente es de menos de 40 mg/l.

### NUTRIENTES

El agua residual contiene nutrientes, entre ellos el nitrógeno y fósforo. El nitrógeno es determinado mediante el nitrógeno total de Kjeldahl (TKN). El tratamiento anaerobio no afecta la concentración de nutrientes, tal es así que durante el programa de monitoreo se halló una concentración de nitrógeno total de 40 mg/l en el afluente y de 36 mg/l en el efluente del reactor anaerobio (Gráfico 5.7). La concentración de fósforo permanece invariable (7-6 mg/l).

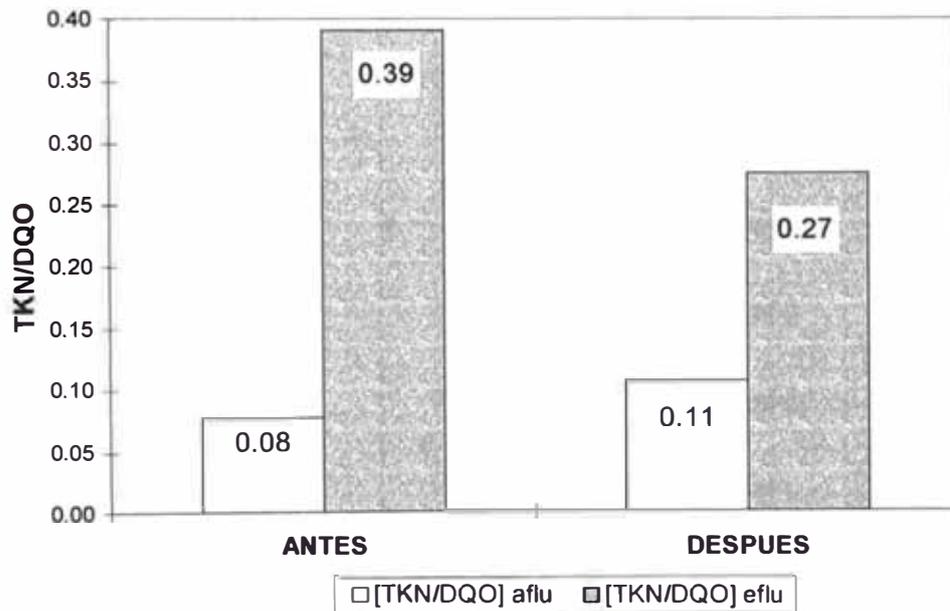
Por otro lado, la concentración de materia orgánica expresada como DQO o DBO se reduce como resultado del proceso anaerobio. Por lo tanto, ha de

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

esperarse que la tasa [TKN/DQO] se incrementa luego del tratamiento en el reactor anaerobio. Debido a que la DQO se vio afectada por la instalación de la malla durante el desarrollo del programa de monitoreo, se calculó la tasa [TKN/DQO] para los valores de DQO hallados antes y después de la instalación de la malla (Graf 5.3). En ambos casos siempre se halló un incremento de la tasa del efluente respecto al del afluente, por lo explicado anteriormente.

**Tabla 5. 9 : Tasa [TKN/DQO] para el afluente y efluente del reactor**

	ANTES	DESPUÉS
[TKN/DQO] AFLUENTE	0.08	0.11
[TKN/DQO] EFLUENTE	0.39	0.27



**Gráfico 5. 3 : Variación de la Tasa TKN/DQO antes y después de la instalación de la malla.**

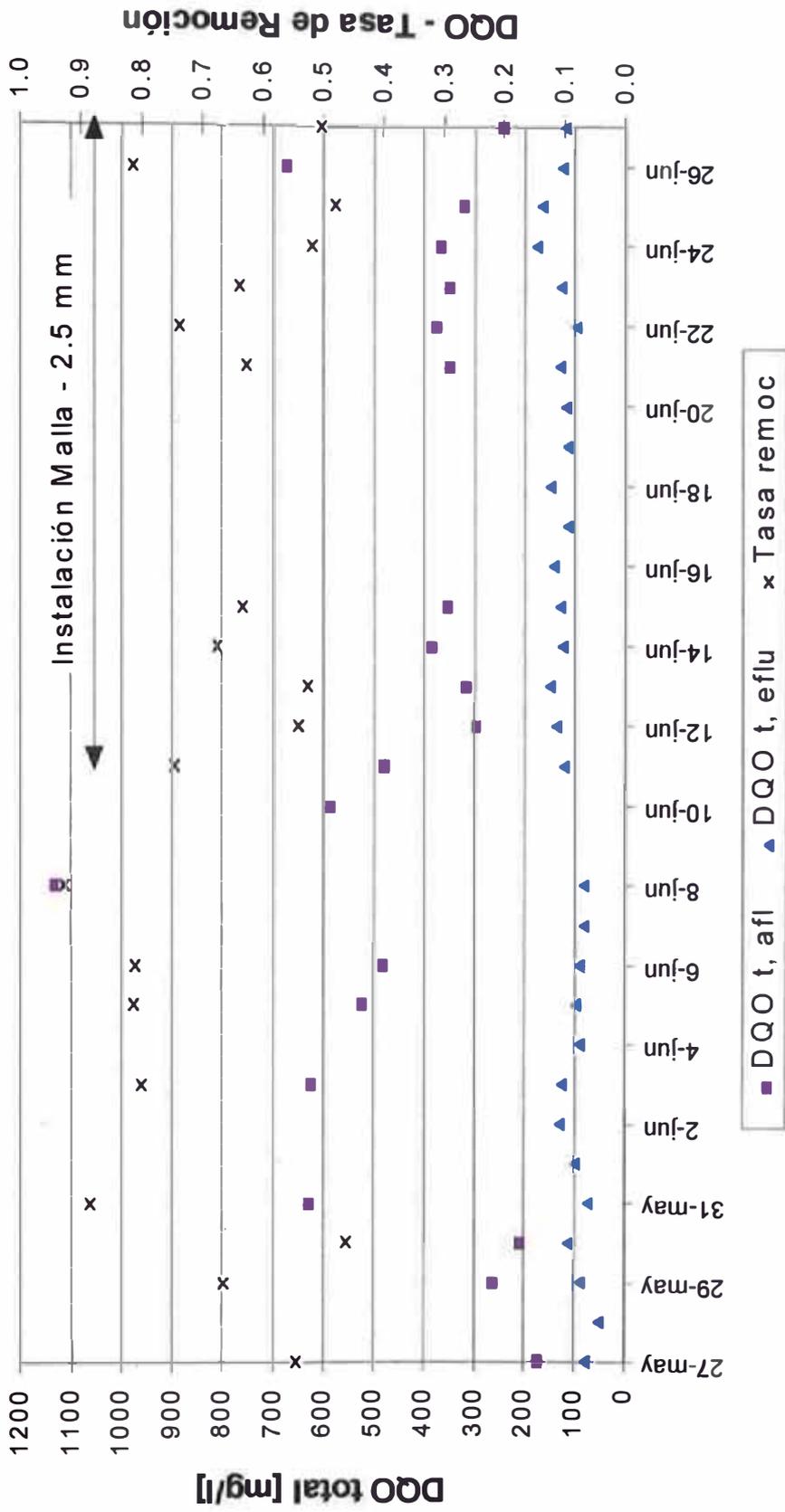


Gráfico 5. 4 : Demanda Química de Oxígeno al ingreso y salida del reactor y Tasa Remocional.

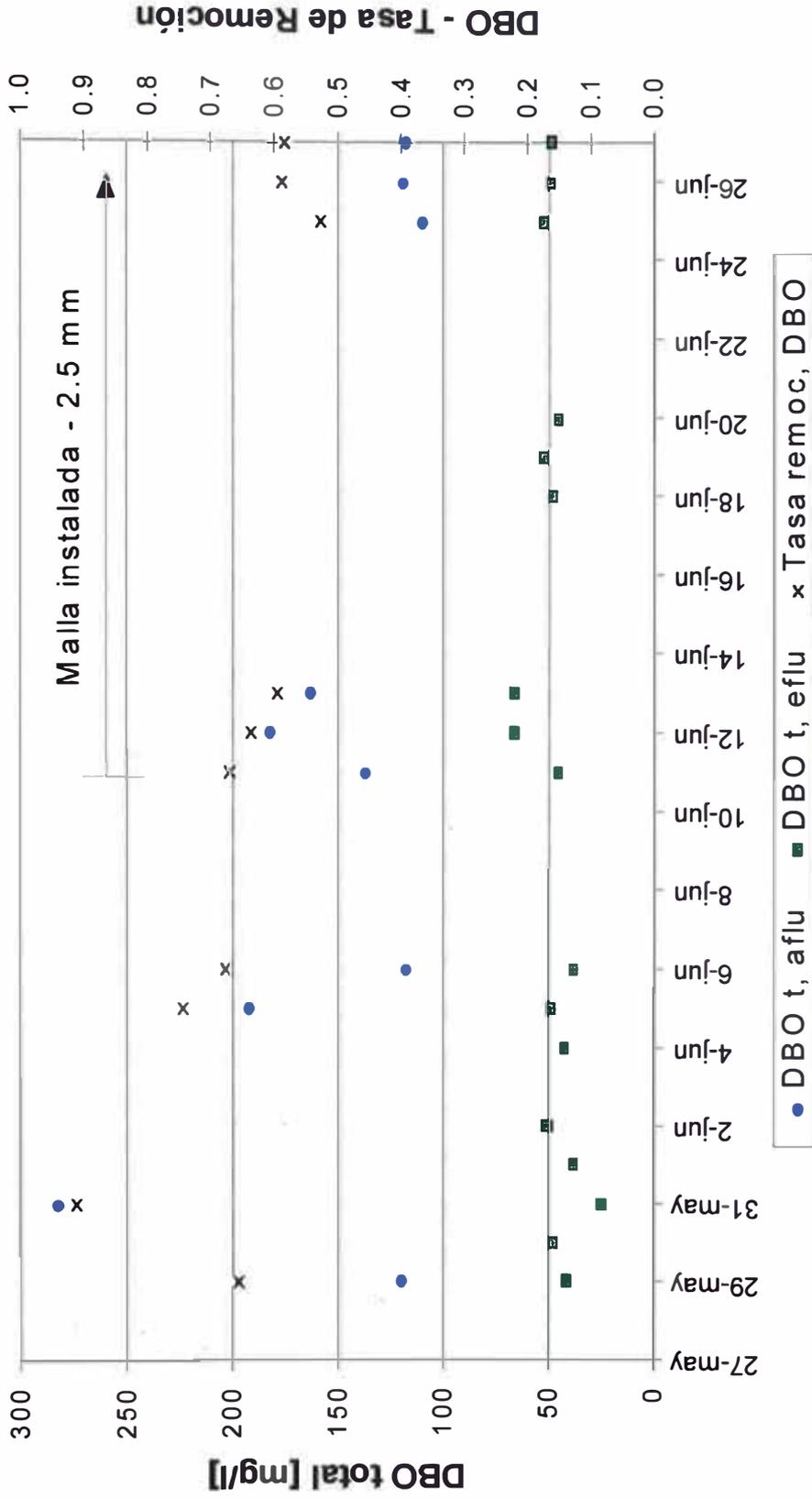


Gráfico 5. 5 : Demanda Bioquímica de Oxígeno al ingreso y salida del reactor y Tasa Remocional.

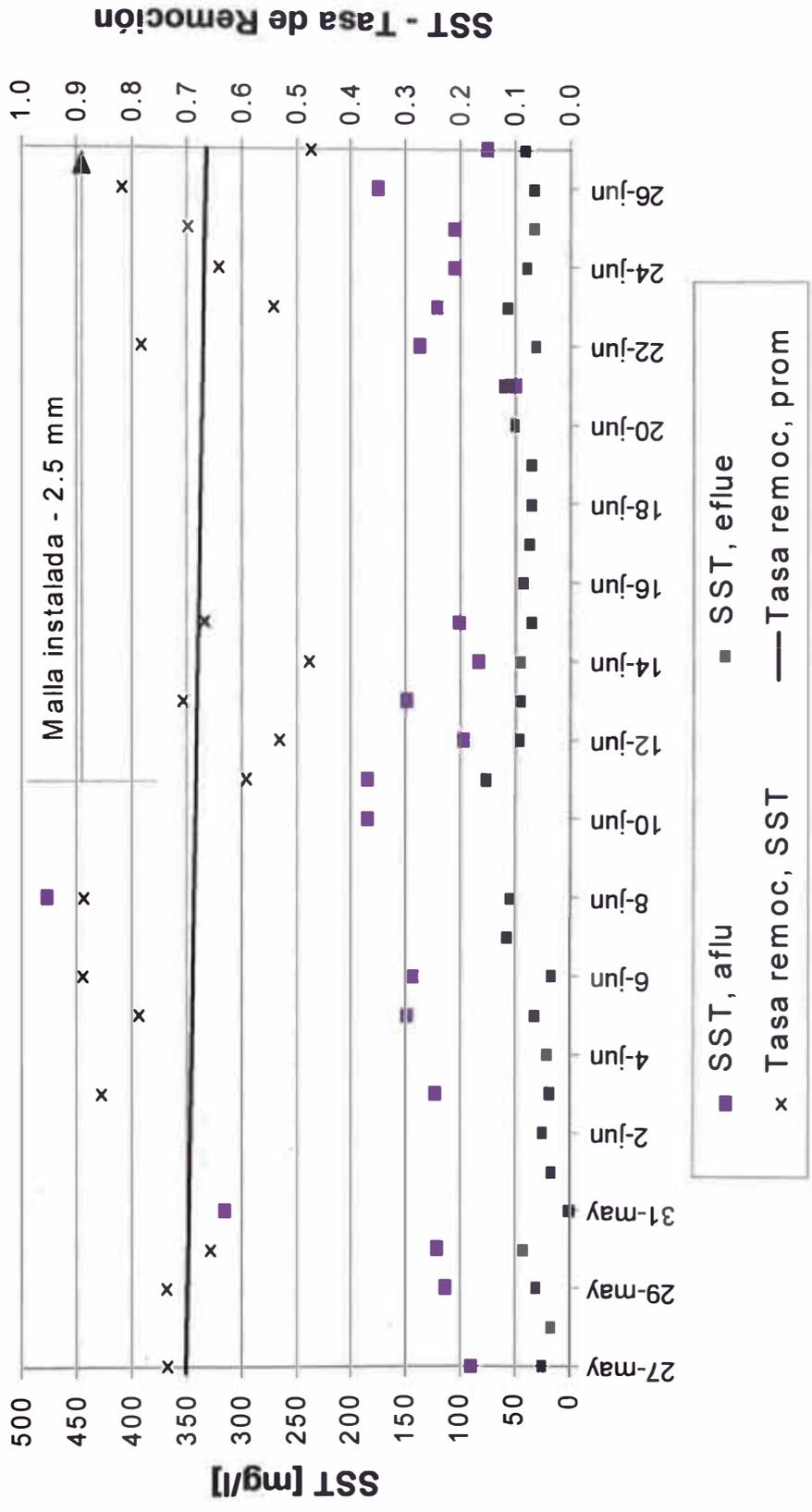


Gráfico 5. 6 : Contenido de SST en el afluente y efluente del reactor - Tasa de remoción.

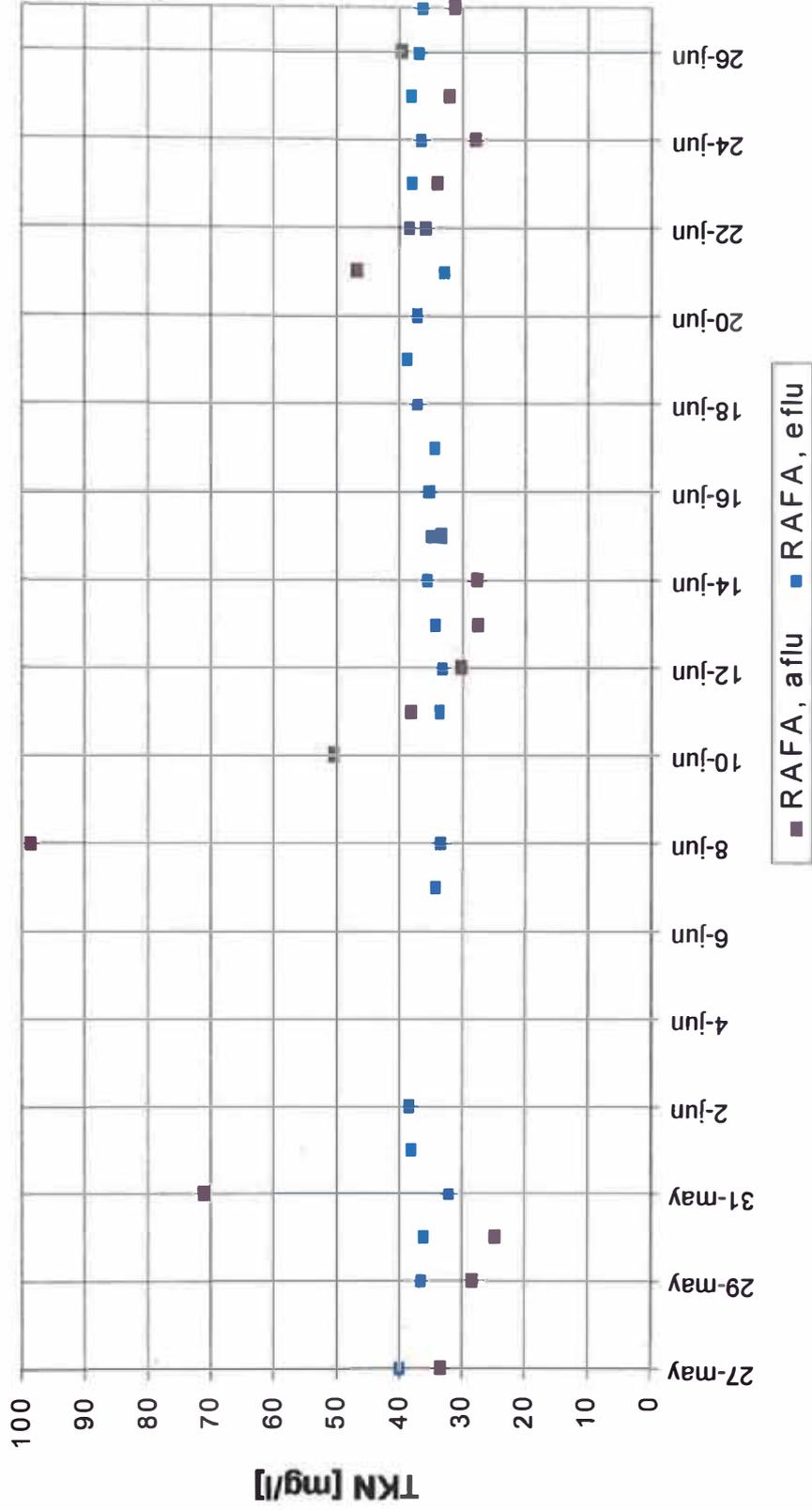


Gráfico 5. 7 : Concentración de nitrógeno total antes y después del tratamiento anaeróbico.

### MINERALIZACIÓN DEL NITRÓGENO ORGÁNICO

Las aguas residuales usualmente contienen nitrógeno sólo en formas orgánicas (N-orgánico) como proteínas y aminoácidos. El N-orgánico es degradado durante la digestión y el nitrógeno es liberado en la forma inorgánica como  $\text{N-NH}_4^+$ . Esta transformación es llamada mineralización, donde la mayor parte del N-orgánico original del afluente es convertido a  $\text{N-NH}_4^+$  y sólo un pequeño porcentaje es utilizado para la producción de nuevas células.

El grado de mineralización puede ser calculado midiendo el nitrógeno total (TKN) y el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) de ambos el afluente y efluente. El N-orgánico puede ser calculado por diferencia entre las concentraciones de TKN y  $\text{NH}_4^+$ . El porcentaje de mineralización de la muestra puede ser calculada de la relación  $[\text{NH}_4^+/\text{TKN}] \times 100$  (Hulshoff Pol, 1994).

Anteriormente se mencionó que la concentración de TKN del afluente y efluente permanecerá invariable en el tratamiento anaeróbico, entonces la variación de la concentración de  $\text{NH}_4^+$  nos indica cuánto del N-orgánico original del afluente ha logrado ser mineralizado

En el Gráfico 5.8 se muestra la variación de la tasa de mineralización del nitrógeno  $[\text{NH}_4^+/\text{TKN}]$  en cada una de las etapas del tratamiento. La tasa  $[\text{NH}_4^+/\text{TKN}]$  para el afluente es de 0.43 mientras que en el efluente del reactor es de 0.59, resulta extraño el poco incremento considerando el porcentaje de mineralización que habría de ocurrir en el reactor anaerobio.

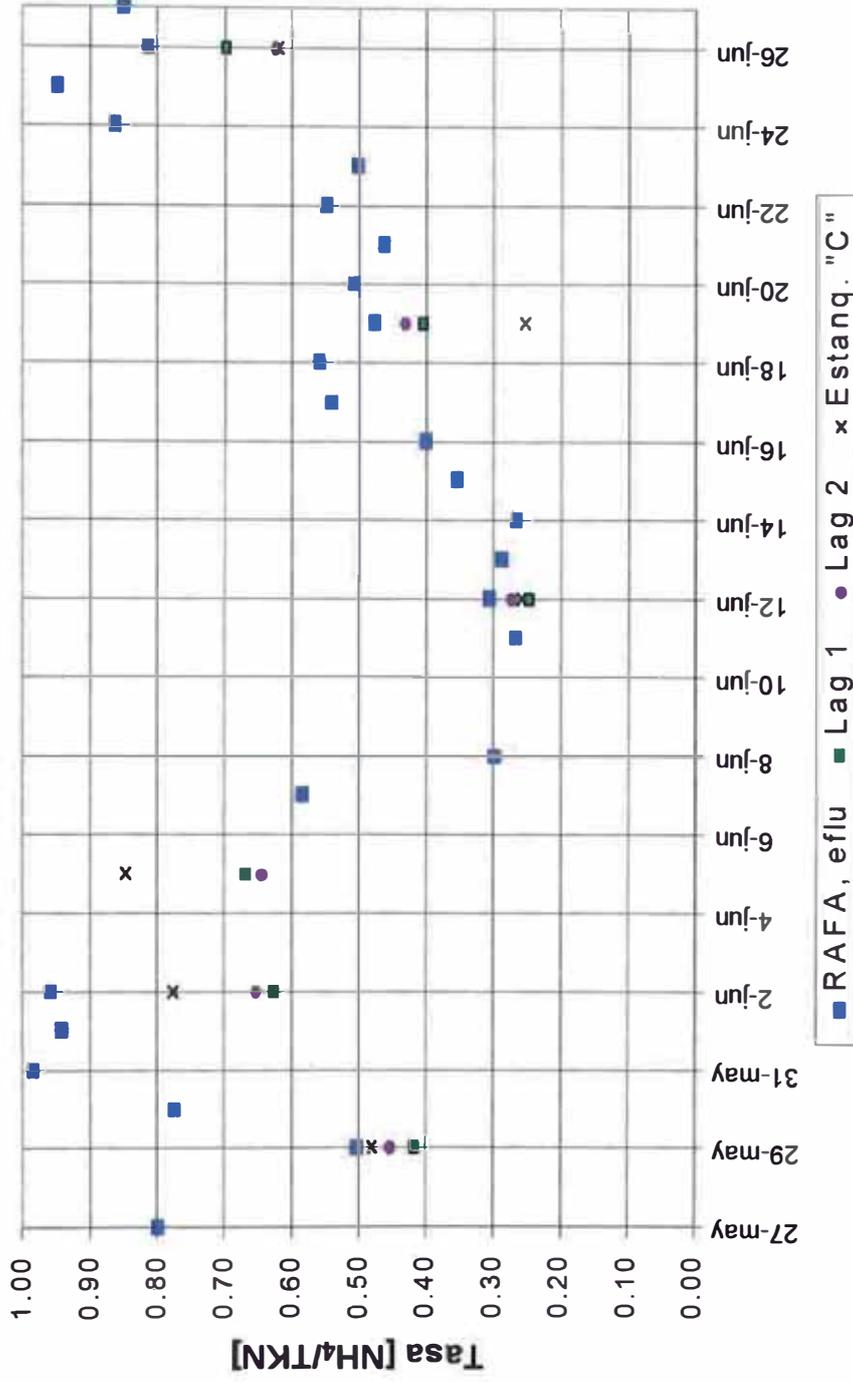


Gráfico 5. 8 : Variación de la Tasa [NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/TKN] de acuerdo a las etapas del tratamiento

## **SULFATO-SULFURO**

Cuando las aguas residuales contienen sulfatos el proceso anaerobio puede ser afectado mediante 02 mecanismos:

### **1. Toxicidad del H<sub>2</sub>S**

En el proceso anaerobio parte del sulfato es reducido por las bacterias sulfato-reductoras a sulfuro el cual puede causar inhibición, dependiendo del pH y temperatura.

El sulfuro esta presente como H<sub>2</sub>S, HS<sup>-</sup> y S<sup>2-</sup>. La cantidad presente de cada una de estas disociaciones depende del pH. Para un pH de 7, 50% es H<sub>2</sub>S y 50% HS<sup>-</sup>. El H<sub>2</sub>S es tóxico y para una concentración constante de sulfuro la toxicidad dependerá del pH. En general el grado de inhibición dependerá de la concentración de H<sub>2</sub>S, de la concentración del substrato y del sistema biológico.

La máxima cantidad de sulfuro que puede ser producida a partir de la reducción de sulfato (valor teórico) se puede calcular por estequiometría y es igual a la tercera parte de la concentración inicial de sulfato.

La concentración promedio de sulfatos hallada en el agua residual afluyente es de 228 mg/l, entonces la máxima cantidad de sulfuro que puede ser producida es 76 mg/l, más o menos 80 mg/l. Para un pH de 7 la máxima concentración posible de H<sub>2</sub>S será el 50%, eso es 40 mg/l. Esa concentración aparentemente no causará inhibición.

### **2. Competición por el substrato**

Las bacterias sulfato-reductoras compiten con las bacterias metanogénicas por el substrato. Las bacterias sulfato-reductoras necesitan DQO, estas bacterias crecen más rápido que las bacterias metanogénicas. Entonces, ellas tomaran parte de la DQO y las bacterias metanogénicas no podrán

producir metano de aquella fracción de la DQO. Consecuentemente, se observará una disminución de la producción de metano.

### **5.3.3.2 MUESTREO DE ALTA FRECUENCIA**

Para conocer la variación horaria de la carga orgánica se enviaron a analizar muestras tomadas cada 2 horas por un período de 2 días del 25 - 27 Junio. Paralelamente se registró en forma continua el volumen de agua residual que ingresa al reactor anaerobio y el volumen de gas producido. Los resultados obtenidos se muestran en los Gráficos 5.9, 5.10 y 5.11

#### **VARIACIÓN HORARIA DEL VOLUMEN DE AGUA RESIDUAL Y DE LA CONCENTRACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA**

El reactor anaerobio es sometido a grandes cambios de caudal y de concentración de materia orgánica, durante el día el caudal es de menos de 1l/s conteniendo altas concentraciones de DQO (3g/l), mientras que en las noches el caudal es de 7-9 l/s con concentraciones de DQO muy bajas (menores de 150 mg/l). Ver Gráfico 5.9

Los altos caudales registrados durante la noche conteniendo bajas concentraciones de materia orgánica señalan grandes volúmenes de pérdidas de agua, pues si el incremento de agua obedeciera al uso por parte de la población, los valores de DQO no deberían ser tan bajos.

Aunque la concentración de materia orgánica que ingresa es variable, la concentración de DQO en el efluente es constante (menos de 150mg/l).

En horas de la noche se observó que la DQO en el efluente se incrementaba ( $DQO_{\text{efluente, día}} = 85 \text{ mg/l}$  y  $DQO_{\text{efluente, noche}} = 143 \text{ mg/l}$ ), la causa podría ser el incremento de caudal. En el gráfico 5.9 puede observarse que el agua que ingresa al reactor a las 4 am con una DQO muy baja (41 mg/l) sale del reactor

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

alrededor de las 12 pm con una DQO mayor ( $DQO_{\text{efluente}} = 160\text{mg/l}$ ), lo que puede estar ocurriendo es que el ingreso de un **mayor** flujo en la madrugada arrastra consigo algunas partículas del manto de lodos.

### SUMINISTRO DE MATERIA ORGÁNICA Y PRODUCCIÓN DE BIOGAS

En el Gráfico 5.10 puede apreciarse que la mayor parte de la DQO es suministrada durante dos períodos picos, uno en la noche de 7pm a 11pm (11 - 10 Kg/h) y el otro en la mañana de 5 am a 9 am (28 - 29 Kg/h).

Se calculo el tiempo de retención hidráulico (TRH) de los períodos pico en el manto de lodos; debido a que el caudal es inconstante el TRH también será inconstante.

Se identifico el momento en que el inicio o final de cada pico alcanzaba el fondo y la superficie del manto de lodos, obteniéndose:

PICO	INICIO FONDO	INICIO SUPERFICIE	FINAL FONDO	FINAL SUPERFICIE
1	7 pm	11 pm	11 pm	3 am
2	5 am	9 am	9 am	10 pm

⇒ El primer pico permanece en el manto de lodos de 7 pm a 3 am.

⇒ El segundo pico desde las 5 am hasta 10 pm.

⇒ Entonces no hay DQO en el manto de lodos de 3 am a 5 am y ese es el tiempo sin producción de gas.

La DQO al ser atrapada en el manto de lodos si fuera degradada (convertida en biogas) con cierto tiempo de retraso deberia haber una producción continua de biogas; ese no es el caso, entonces la DQO es degradada pronto al ingresar al manto de lodos.

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

---

La producción de biogas presenta un comportamiento típico. A partir de las 8 pm la producción comienza a descender tal que entre las 4 a 6 a.m. - **NO HAY PRODUCCION DE BIOGAS** -, a partir de las 8 am vuelve a incrementarse hasta que alcanza su máxima tasa de producción (1.4 m<sup>3</sup>/h) entre las 2 pm y 8 pm

Al observar la NO PRODUCCION de gas entre las 4 y 6 de la mañana, suponemos que en ese intervalo de tiempo el contacto entre la masa de agua que ingresa y la biomasa no se ve favorecida, ello significaría que los compuestos orgánicos no son degradados completamente y por consecuencia la calidad del efluente se ve perjudicada (recordar la concentración de DQO de salida de un flujo que ingresó a las 4 a.m. es mayor que la concentración de DQO con la cual ingreso).

Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

Fecha	Q [l/s]	Vol	Vol.acum	tacum	t.V [h]	Vol.acum	tacum.lodo	t.V.lodo
25/6/97 18:00	0.27		261.99	26/6/97 5:00	11.00	86.99	25/6/97 22:00	4.00
25/6/97 20:00	7.65	28.49	303.95	26/6/97 6:00	10.00	58.50	25/6/97 23:00	3.00
25/6/97 22:00	8.60	58.50	315.29	26/6/97 8:00	10.00	57.96	26/6/97 1:00	3.00
26/6/97 0:00	7.50	57.96	294.35	26/6/97 18:00	18.00	56.23	26/6/97 3:00	3.00
26/6/97 2:00	8.12	56.23	310.55	26/6/97 22:00	20.00	60.80	26/6/97 4:40	2.67
26/6/97 4:00	8.77	60.80	302.09	27/6/97 0:00	20.00	70.45	26/6/97 6:30	2.50
26/6/97 6:00	10.80	70.45	323.91	27/6/97 3:00	21.00	69.84	26/6/97 9:00	3.00
26/6/97 8:00	8.60	69.84	311.77	27/6/97 6:00	22.00	59.77	26/6/97 21:00	13.00
26/6/97 10:00	0.31	32.08	279.69	27/6/97 7:00	21.00	77.37	26/6/97 22:30	12.50
26/6/97 12:00	0.27	2.08	322.22	27/6/97 7:00	19.00	75.29	26/6/97 22:30	10.50
26/6/97 14:00	0.09	1.28	320.94	27/6/97 7:00	17.00	74.02	26/6/97 22:30	8.50
26/6/97 16:00	0.09	0.65	320.29	27/6/97 7:00	15.00	73.37	26/6/97 22:30	6.50
26/6/97 18:00	0.17	0.94	319.36	27/6/97 7:00	13.00	72.43	26/6/97 22:30	4.50
26/6/97 20:00	6.15	22.75	296.60	27/6/97 7:00	11.00	49.68	26/6/97 23:20	3.33
26/6/97 22:00	7.65	49.68						
27/6/97 0:00	6.89	52.34						
27/6/97 2:00	6.15	46.94						
27/6/97 4:00	6.44	45.32						
27/6/97 6:00	9.59	57.71						
27/6/97 8:00	2.80	44.60						
27/6/97 10:00	0.27	11.03						

t.V [h]: TRH en el reactor (300 m3)      t.V. lodo [h]: TRH en el manto de lodos (75 m3)

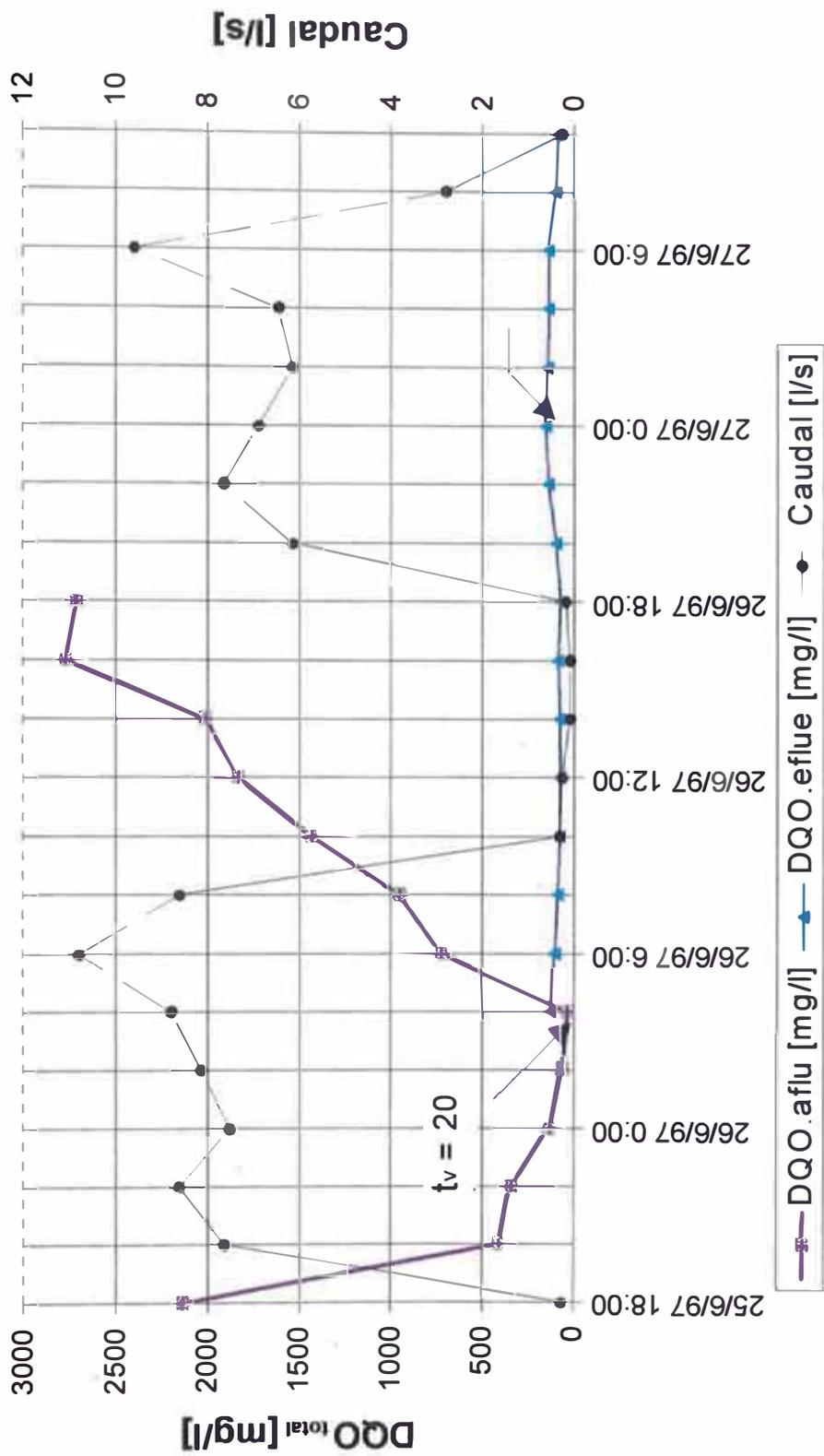


Gráfico 5. 9 : Variación horaria del caudal de ingreso y de la DQO del afluente y efluente del reactor

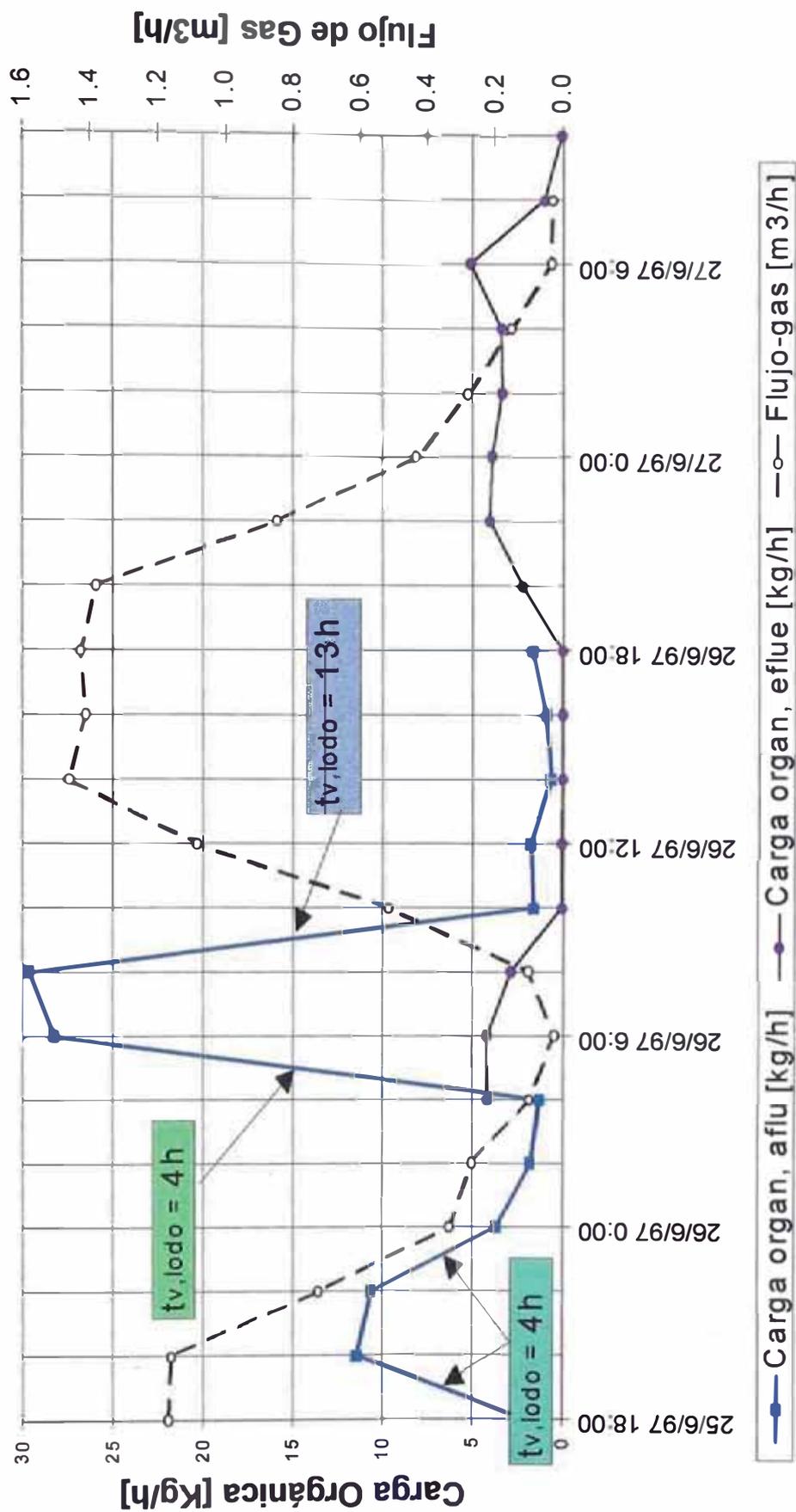


Gráfico 5. 10 : Variación horaria de la carga orgánica del afluente y efluente, así como producción de biogas

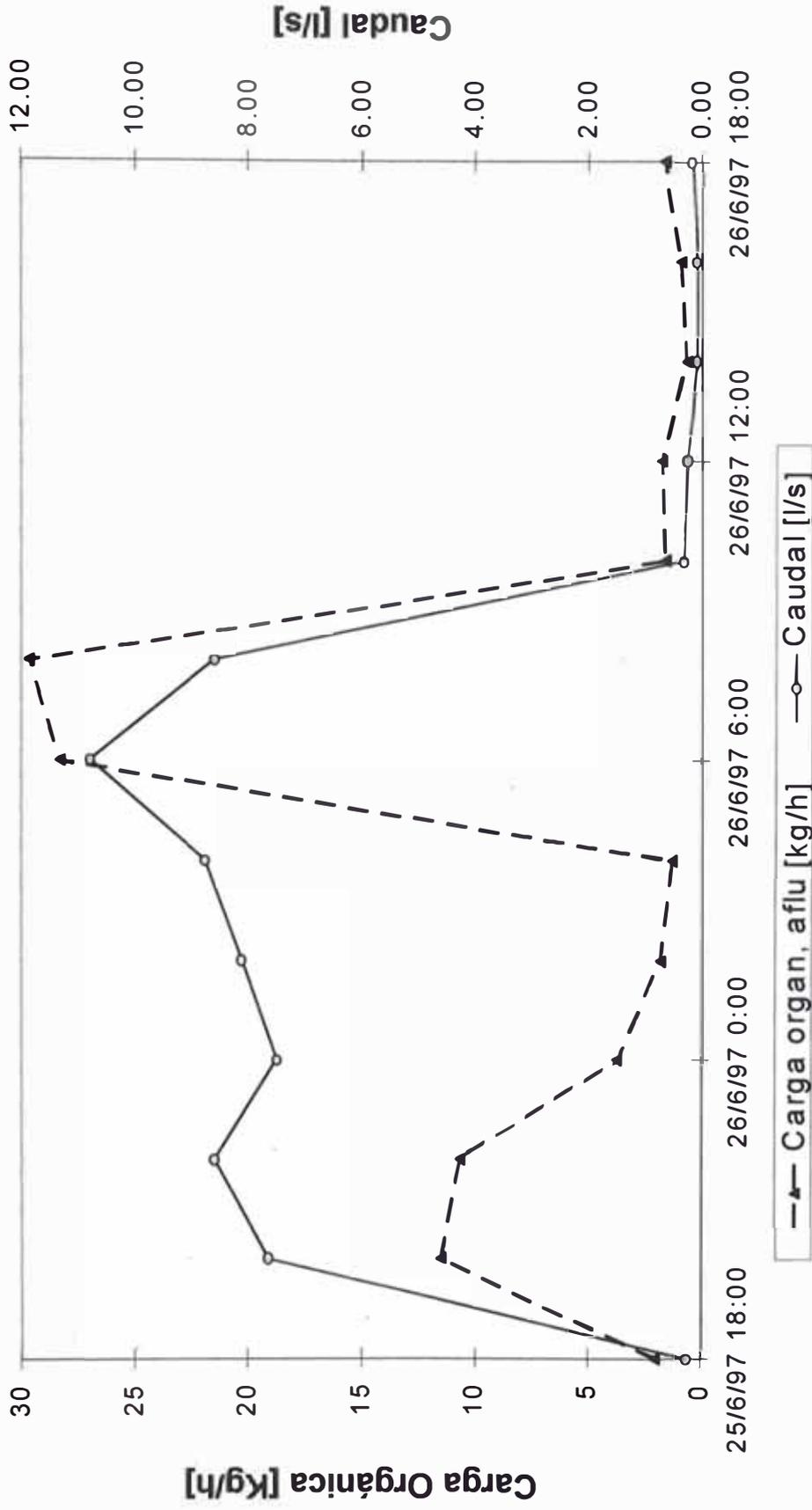


Gráfico 5. 11 : Variación horaria del caudal y carga orgánica

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

En el Gráfico 5.11 se muestra la variación del caudal de ingreso y de la carga orgánica, como puede observarse EL MAYOR FLUJO y LA MAYOR CARGA ORGANICA suceden al mismo tiempo.

Los bajos caudales no se pueden medir exactamente, los errores son muy altos. Por tanto la concentración de DQO en la "muestra compuesta" tendrá también un error muy alto, ya que toda la DQO era proveída a bajos caudales.

La carga orgánica (C.O.) es el producto (Q x DQO), durante el monitoreo para el período de un día se presentaron 3 situaciones:

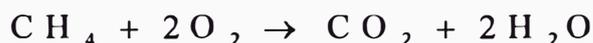
- (1) Q muy bajo y DQO alta: resulta BAJA C.O. (durante el día)
- (2) Q alto y DQO media: ALTA C.O. (durante las noches y temprano en la mañana)
- (3) Q alto y DQO baja: BAJA C.O. (durante la madrugada)

⇒ Los pequeños volúmenes de (1) no producen gran error

⇒ Importante para la carga-DQO de la muestra compuesta es (2)

### **5.3.3.3 PRODUCCIÓN DE BIOGAS**

La máxima cantidad de metano que se puede obtener durante el tratamiento anaerobio es  $0.35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Kg. DQO}_{\text{DEGRADADA}}$  (valor teórico) que se calcula a partir de la siguiente expresión:



Como se observa, se necesitan 2 moles de oxígeno para oxidar 1 mol de metano. Además:

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

---

1 mol O<sub>2</sub>: 32 g (peso molar)

1 mol de CH<sub>4</sub>: 22.4 l (volumen molar)

Entonces, se necesitan 64 g O<sub>2</sub> para 22.4 l de CH<sub>4</sub>. Por tanto la DQO del metano es 2.86 g/l. Consecuentemente en el tratamiento anaerobio se conseguirá una cantidad máxima de  $(1/2.86 = 0.35)$  0.35 m<sup>3</sup> de CH<sub>4</sub> por un kilogramo de DQO<sub>DEGRADADA</sub>.

Como 40% del metano producido esta disuelto en el efluente, sólo el 60% del metano se obtendrá como gas. Eso viene a ser 0.21 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/Kg. DQO<sub>DEGRADADA</sub>. Asumiendo un 70% de contenido de metano en el biogas, el rendimiento de gas producido será 0.30 m<sup>3</sup> GAS/Kg. DQO<sub>DEGRADADA</sub>. (valores teóricos)

Los valores reales se obtendrán de los registros de biogas producido en el reactor y de la cantidad de carga orgánica removida. Es necesario tener en claro dos conceptos, la DQO degradada debe entenderse como aquella fracción de la DQO removida que es transformada a metano. La DQO removida puede ser calculada de la diferencia entre los valores de carga orgánica del afluente y efluente. Por lo tanto, la DQO degradada será menor que la DQO removida.

Durante el programa de monitoreo se registro una producción diaria de gas de 18.2 m<sup>3</sup>/d. La carga orgánica removida es de 95 Kg DQO/día, entonces el volumen de gas producido por kilogramo de DQO removida será 0.2. Ver Tabla 5.10 y Gráfico 5.12. Como la cantidad de DQO removida es mayor que la cantidad de DQO degradada la tasa 0.2 m<sup>3</sup> GAS/Kg. DQO<sub>REMOVIDA</sub> calculada a partir de las mediciones registradas en el reactor de la planta (producción diaria de gas y la carga orgánica removida diariamente) debería estar bien.

**Tabla 5. 10 : Carga orgánica removida (como DQO) al día y la producción diaria de biogas**

<b>Fecha</b>	<b>Carga Orgánica, AFLUENTE [kg/d]</b>	<b>Carga Orgánica, EFLUENTE [kg/d]</b>	<b>Carga Orgánica REMOVIDA [kg/d]</b>	<b>Producción Gas [m<sup>3</sup>/d]</b>
14-jun	153.45	49.95	103.50	
15-jun	157.13	57.59	99.55	16.23
16-jun		66.41		15.13
17-jun		43.12		14.89
18-jun		43.69		20.10
19-jun		32.01		20.42
20-jun		41.21		18.81
21-jun	98.22	36.69	61.53	21.42
22-jun	150.80	39.51	111.28	18.34
23-jun	149.08	53.98	95.10	17.67
24-jun	136.66	65.89	70.76	17.57
25-jun	105.65	54.98	50.67	18.49
26-jun	283.05	52.65	230.40	19.12
27-jun	78.58	38.97	39.62	18.21

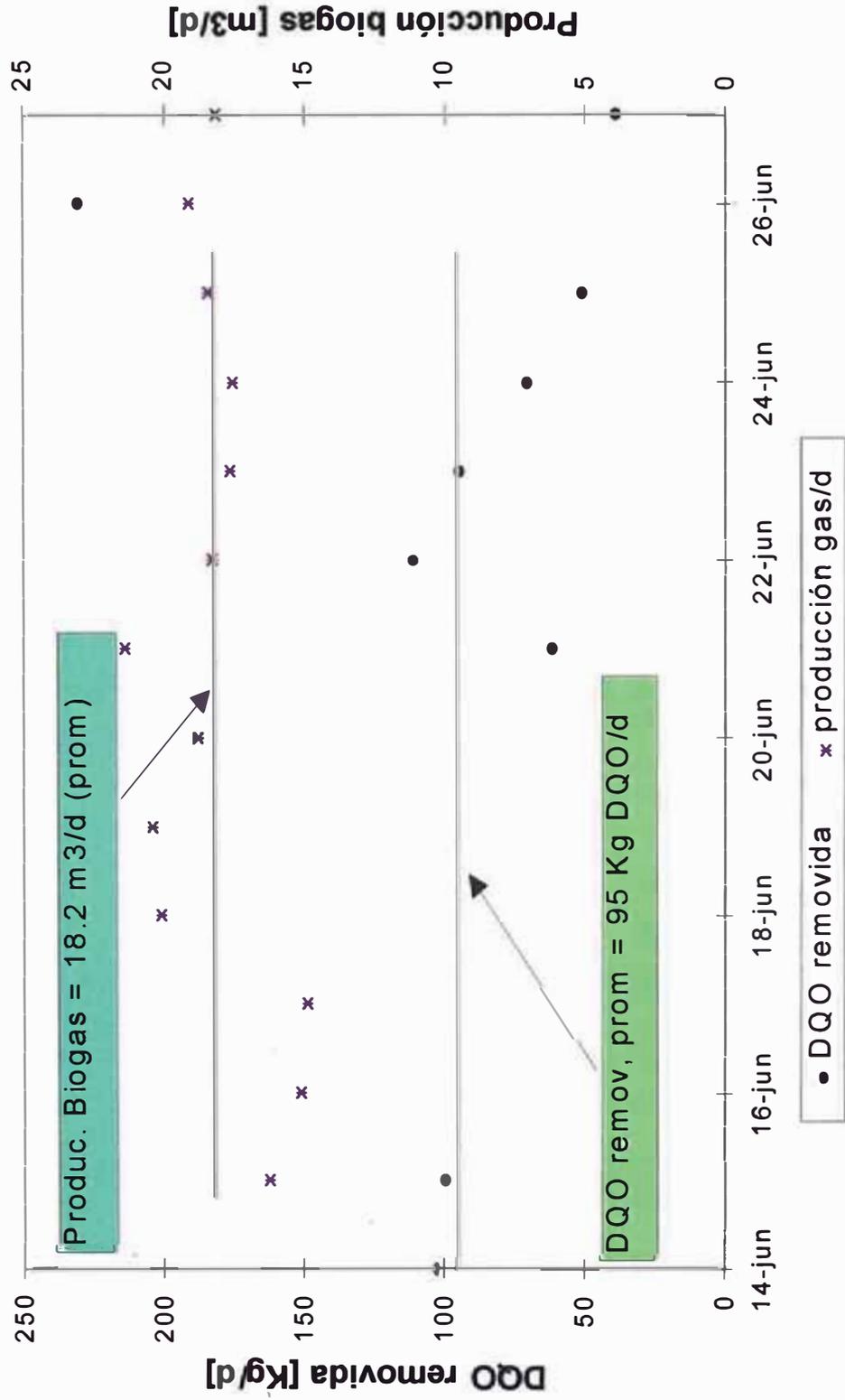


Gráfico 5. 12 : Carga Orgánica removida [Kg/d] y producción diaria de biogas

### 5.3.3.4 ORGANISMOS PATÓGENOS

La concentración promedio de coliformes fecales hallada en el desagüe crudo es de  $3 \times 10^8$  NMP/100 ml, a la salida del reactor anaerobio la concentración promedio es de  $7.2 \times 10^6$  NMP CF/100 ml. Demostrándose así que en el reactor anaerobio se alcanzó una remoción de 2 unidades logarítmicas. Ver Gráficos 5.16 y 5.17.

Los niveles de coliformes fecales hallados en el efluente del reactor coinciden con los esperados después de un tratamiento anaerobio, donde sólo será posible una remoción parcial siendo necesario un post-tratamiento aerobio para remover los organismos patógenos a niveles adecuados para su reuso.

Los resultados obtenidos sólo son referenciales. Las muestras del afluente y del efluente del reactor se tomaron simultáneamente; en realidad la calidad del efluente corresponde a una calidad de agua residual que ingreso al reactor, en promedio, un tiempo atrás igual al del período de retención. Sin embargo los niveles hallados durante el programa coinciden con los resultados obtenidos por otros investigadores (Kooijmans et al., 1986).

	Ingreso del Reactor NMP CF/100 ml	Salida del Reactor NMP CF/100 ml
Cali - Colombia, 1986	$2.2 \times 10^7$	$3.8 \times 10^6$
Lima - Perú, 1997	$3 \times 10^8$	$7.2 \times 10^6$

### 5.3.3.5 pH Y TEMPERATURA

En el Gráfico 5.13 y Tabla 5.11 se muestran los valores de pH y temperatura al ingreso y salida del reactor anaerobio. El pH se mantiene en un rango neutro favoreciendo la producción de metano pues es el rango óptimo para las bacterias metanogénicas. Para valores de pH menores de 6.3 o mayores que

7.8 la tasa metanogénica disminuye, las poblaciones acidogénicas son menos sensibles a bajos o altos valores de pH por lo tanto la fermentación ácida prevalecerá sobre la fermentación metanogénica, pudiendo resultar en la acidificación del reactor (Lettinga et al., 1994).

Las mediciones realizadas en el afluente y efluente señalan que la temperatura promedio del sistema es 23 °C; la digestión anaerobia como cualquier proceso biológico depende grandemente de la temperatura. Para el caso de desagües domésticos sólo la digestión mesofílica es importante siendo el rango óptimo 30 a 40 °C.

**Tabla 5. 11 : Valores promedio de pH y Temperatura a la salida e ingreso del RAFA**

	pH	T °C
AFLUENTE	7.8 ± 0.3	23 ± 0.5
EFLUENTE	7.2 ± 0.1	23 ± 0.6

### 5.3.4 LAGUNAS Y ESTANQUES

#### DEGRADACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

La mayor parte del contenido orgánico del agua residual es degradado en el reactor anaerobio (65% de DBO total), en el sistema de lagunas esta degradación se incrementa hasta un 80% de DBO total. Por lo tanto, sólo una fracción de la remoción de DBO total se logra en el sistema de lagunas. La concentración de DBO total en el efluente final del sistema de lagunas es de 37 mg/l. Ver Gráfico 5.14

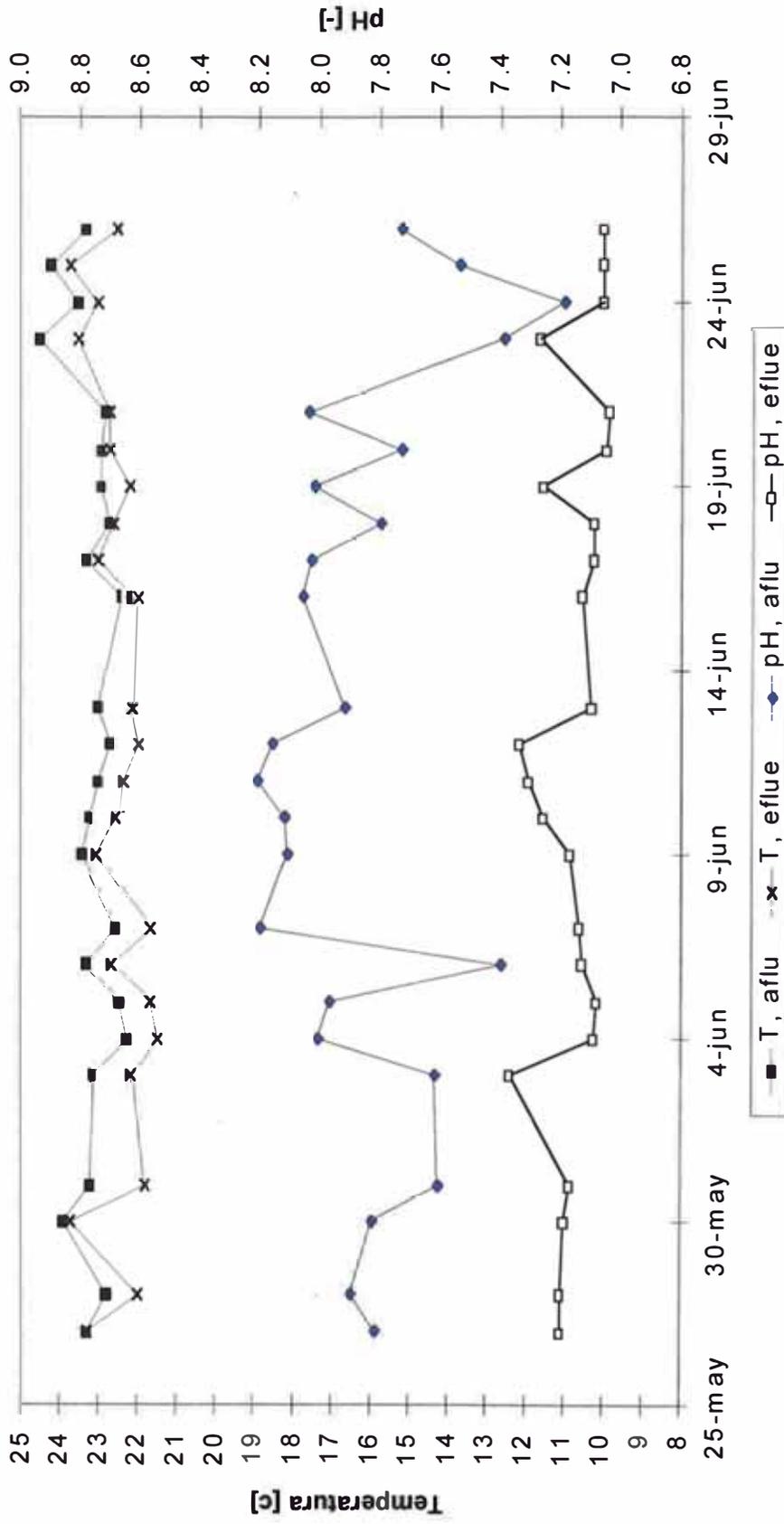


Gráfico 5. 13 : pH y Temperatura al ingreso y salida del RAFA (en la mañana).

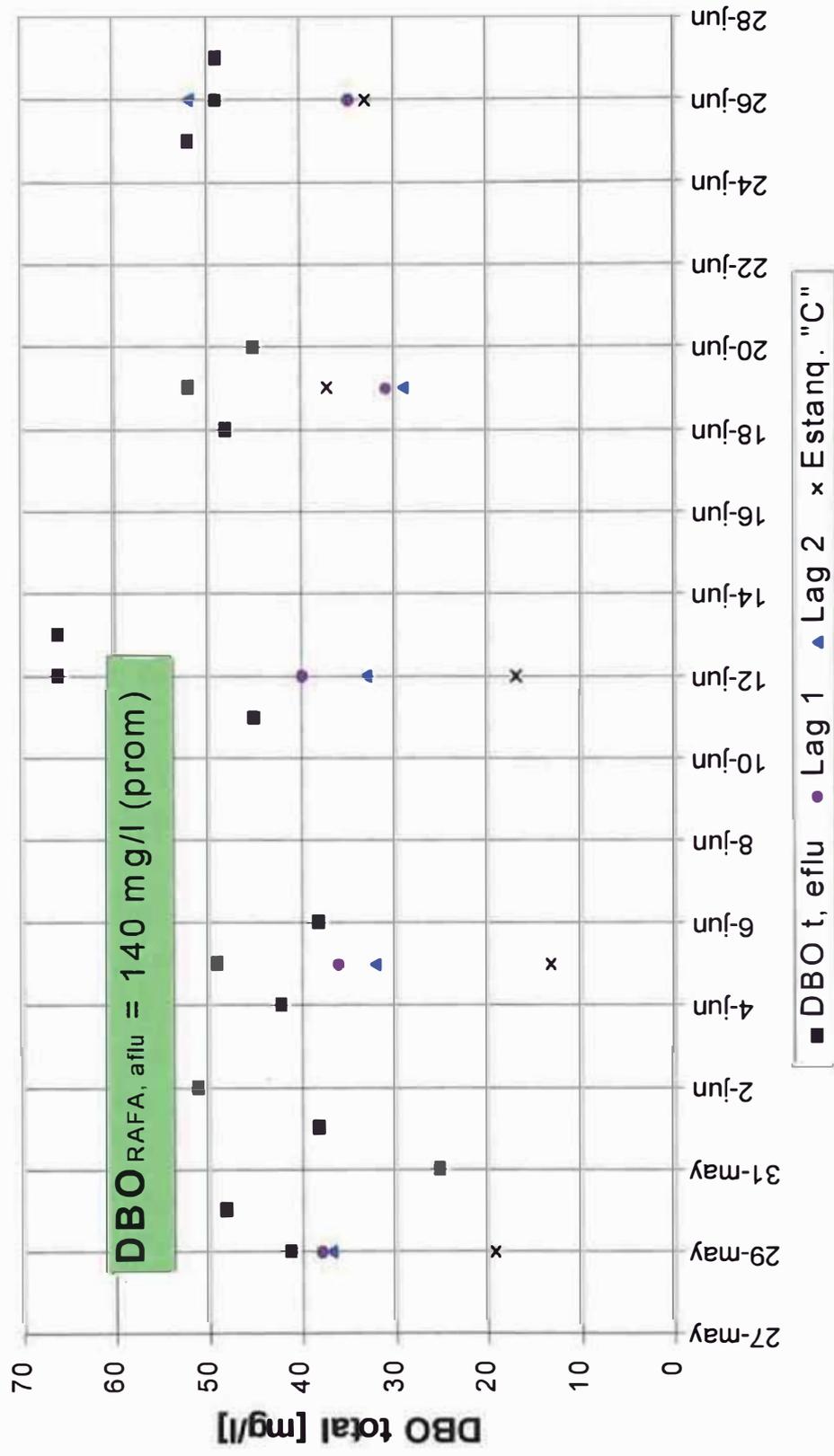


Gráfico 5. 14: Concentración de DBO TOTAL en cada una de las etapas del tratamiento

### REMOCIÓN DE NUTRIENTES

La remoción de nutrientes en el sistema de lagunas se ve favorecida por el incremento de pH. A altos valores de pH, el nitrógeno escapa a la atmósfera como  $\text{NH}_3$  y el fósforo precipita.

Como la suma de las concentraciones de nitrito y nitrato en las lagunas no excedía los 2 mg/l, fue válido asumir que la concentración total de nitrógeno en las lagunas sea calculada a través del Nitrógeno total de Kjeldahl.

La concentración promedio de nitrógeno total que ingresa al sistema de lagunas es de 40 mg/l, y de 26 mg/l a la salida de la segunda laguna. Esto significa una remoción de 35% (Gráfico 5.15).

La relación  $[\text{NH}_4^+/\text{TKN}]$  hallada en las lagunas, señalan que aproximadamente el 50% del contenido de nitrógeno total esta conformado por  $\text{NH}_4^+$  (Gráfico 5.8). Entonces podría afirmarse que la nitrificación es incompleta en el sistema de lagunas, porque existe todavía  $\text{NH}_4^+$ ; pero también es cierto que aunque la nitrificación sea completa, las concentraciones halladas de nitritos y nitratos pueden ser pequeñas si la denitrificación ocurre simultáneamente, como es posible que ocurra en el fondo de la laguna donde la concentración de oxígeno disuelto es baja.

Considerando el reuso del agua residual tratada para la crianza de peces, especial atención merece la concentración de  $\text{NH}_4^+$  en el agua que alimenta a los estanques. El agua que alimenta a los estanques tiene un contenido de  $\text{NH}_4^+$  de 13 mg/l, sólo las condiciones Batch en que se desarrolla la crianza favorecería su reducción a niveles adecuados para la crianza.

Por otro lado, la concentración promedio de fósforo que ingresa al sistema de lagunas es de 7 mg/l y de 5 mg/l a la salida de la segunda laguna, esto nos indica una remoción del 28%.

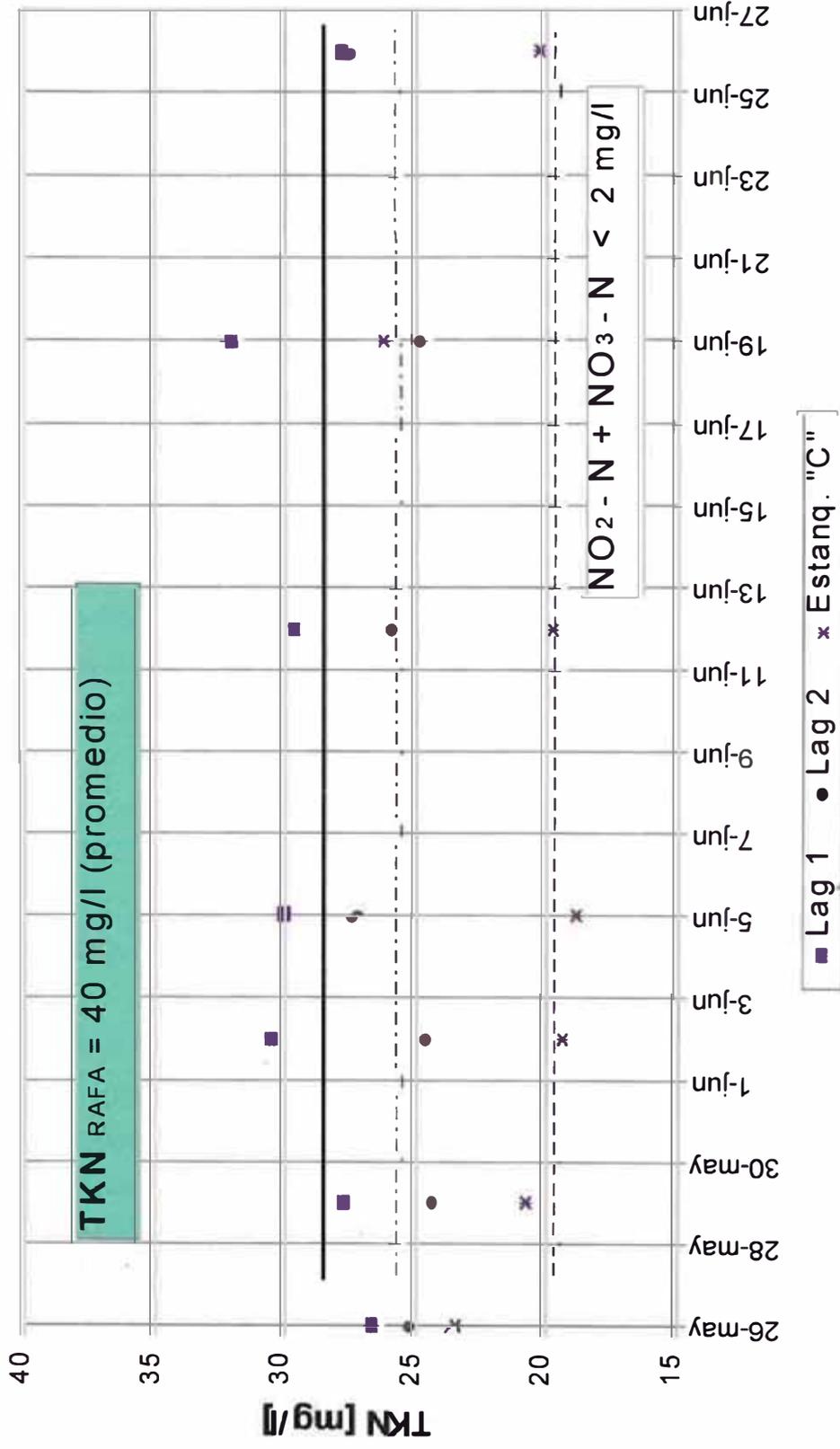


Gráfico 5. 15 : Concentración de Nitrógeno Total en las diferentes etapas del tratamiento

### REMOCIÓN DE ORGANISMOS PATÓGENOS

La concentración promedio de coliformes fecales del agua residual que ingresa a la primera laguna es de  $7.2 \times 10^6$  NMP/100 ml (efluente del reactor anaerobio). A la salida de la primera laguna la concentración promedio es de  $3.5 \times 10^6$  NMP/100 ml y de  $2.3 \times 10^5$  NMP/100 ml a la salida de la segunda laguna. Ver Gráficos 5.16 y 5.17.

La remoción de sólo una unidad logarítmica en las dos lagunas podría deberse a problemas de mezcla (especialmente en la primera laguna que es de mayores dimensiones) más que a tiempo de retención, pues dado los bajos caudales que ingresaron a la laguna durante el programa de monitoreo, el período de retención real en la laguna sería mayor al del diseño.

Respecto a la calidad de efluentes para su aprovechamiento, la OMS en 1989 recomienda una media geométrica de 1000 CF/100 ml para el riego irrestricto. Sin embargo, también declara que los valores de las directrices se deben interpretar con cuidado y, de ser necesario, modificar según los factores epidemiológicos, socioculturales y ambientales de cada lugar.

Respecto a la calidad del agua que alimenta a los estanques, la OMS recomienda con carácter provisional, una concentración de coliformes fecales de  $10^4$  CF/100 ml. Pero se necesita trabajar más antes de establecer una norma definitiva.

En 1990, el CEPIS reportó que una concentración de  $10^5$  CF/100 ml en el agua que alimenta a los estanques de peces era aceptable, en la medida que ocurre una remoción adicional de una unidad logarítmica en el propio estanque. Efectivamente durante el programa de monitoreo se determinó una concentración promedio de  $2.4 \times 10^4$  NMP de CF/100 ml en el estanque "C".

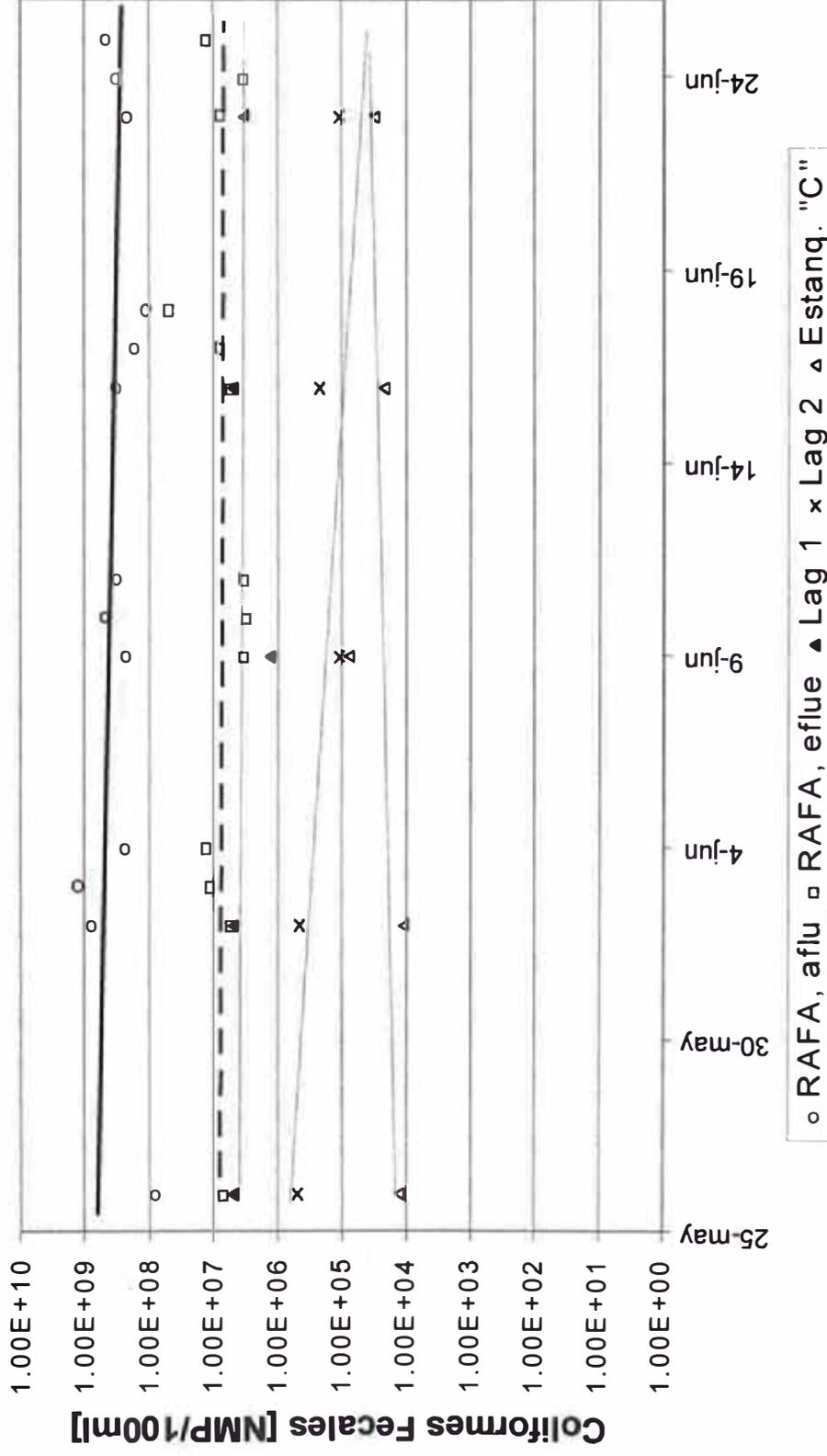


Gráfico 5. 16 : Calidad microbiológica del agua residual en cada una de las etapas del tratamiento

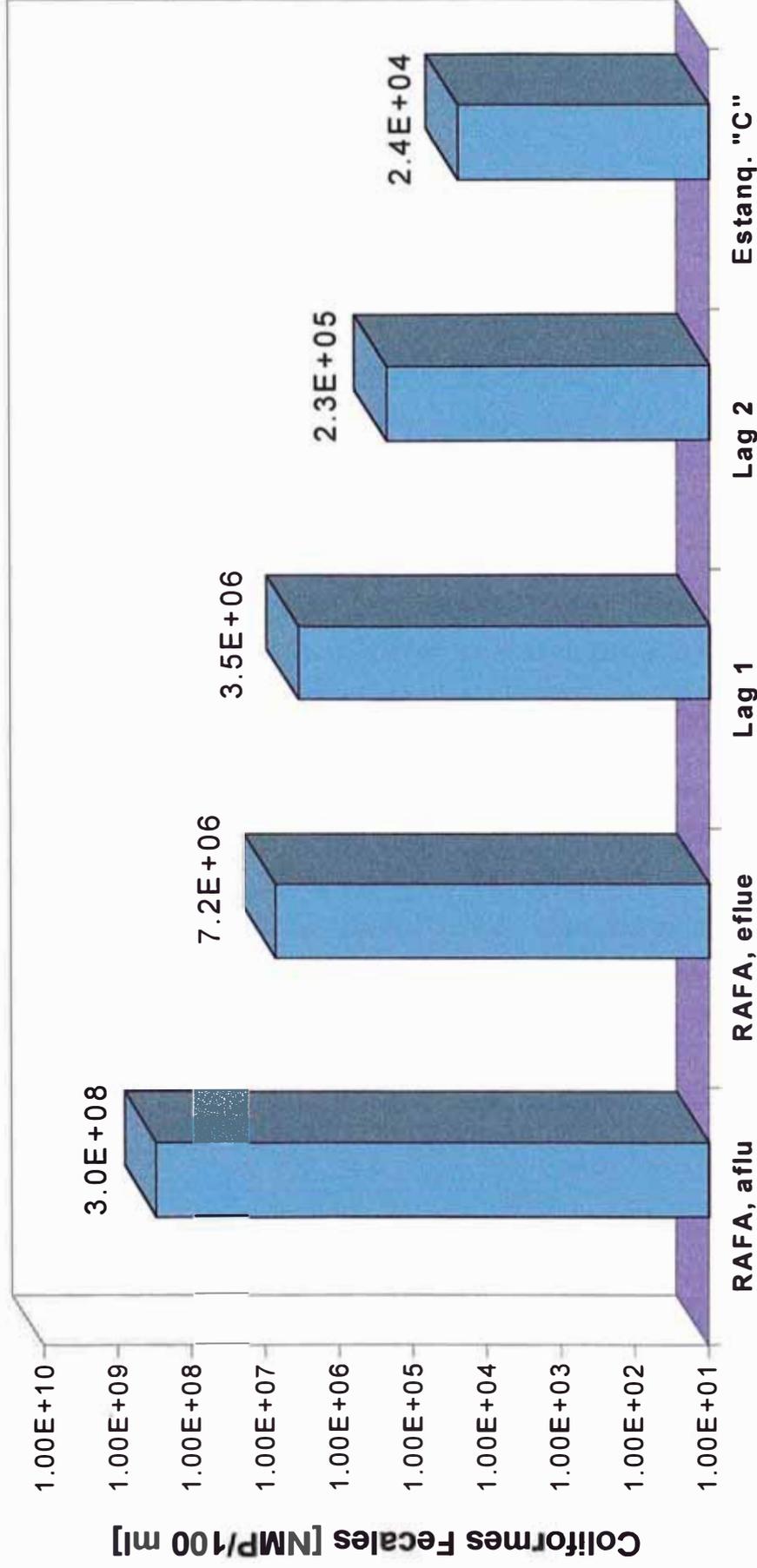


Gráfico 5. 17 : Promedio geométrico de la calidad microbiológica

### **pH, TEMPERATURA Y OXÍGENO DISUELTO**

Los resultados de las mediciones se detallan en la Tabla 5.12 y son representados gráficamente en los Gráficos 5.18 y 5.19.

De los resultados se observa que el pH en las lagunas se incrementa respecto al valor de pH medido a la salida del reactor anaerobio. La actividad fotosintética que se lleva a cabo en las lagunas puede ser la causa. También se observa un incremento progresivo del pH a medida que se avanza en el tratamiento. La temperatura se mantiene entre 23-24 °C.

Mayores comentarios respecto al incremento de pH en las lagunas se presentó en el Capítulo 4. Recordar que cuando se incrementa el pH, la remoción de nutrientes y de organismos patógenos puede verse favorecida.

Respecto a las mediciones de OD, estas se realizaron al mediodía en las lagunas y estanques. Se observa que la concentración de OD en la superficie de las lagunas es de 12-20 mg/l; mientras que en el fondo de las lagunas (zona anaerobia) es de sólo 0.5 mg/l. Se encontró también que en el estanque "B" de peces a condiciones Batch, la concentración de OD en el fondo del estanque es de 4 mg/l a diferencia del estanque "A" (régimen de flujo continuo) en donde se halló 1.2 mg/l.

**Tabla 5. 12 : Valores promedio de pH, Temperatura y O.D. en las lagunas y estanques de peces. Mayo - Junio 1997**

	pH	T °C	O.D. [mg/l] <sup>7</sup>
1ra laguna	7.9 ± 0.3	23 ± 0.8	> 20 en la superficie 0.5 en el fondo de la laguna
2da laguna	8 ± 0.4	23 ± 0.8	12 en la superficie 0.5 en el fondo de la laguna
Estanque "A" con peces Flujo continuo	8.4 ± 0.3	24 ± 1	12 en la superficie 1.2 en el fondo del estanque
Estanque "B" Con peces Flujo Batch	9.9 ± 0.5	24 ± 1	13 en la superficie 4 en el fondo del estanque
Estanque "C" Sin peces Flujo continuo	9 ± 0.3	24 ± 1	20 en la superficie 1.2 en el fondo del estanque

<sup>7</sup> Las mediciones fueron realizadas al mediodía

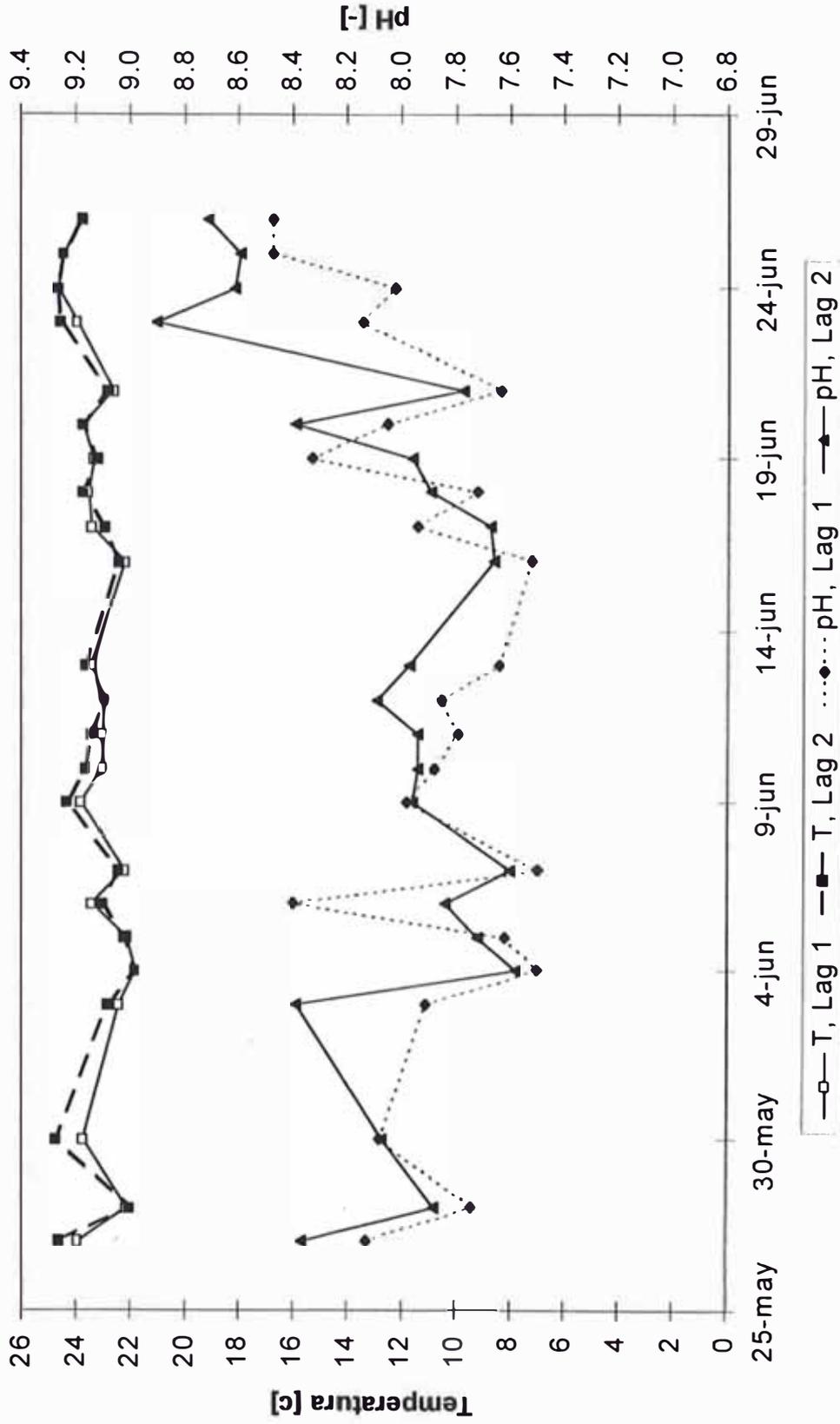


Gráfico 5. 18 : pH y Temperatura a la salida de las lagunas, medidos en horas de la mañana

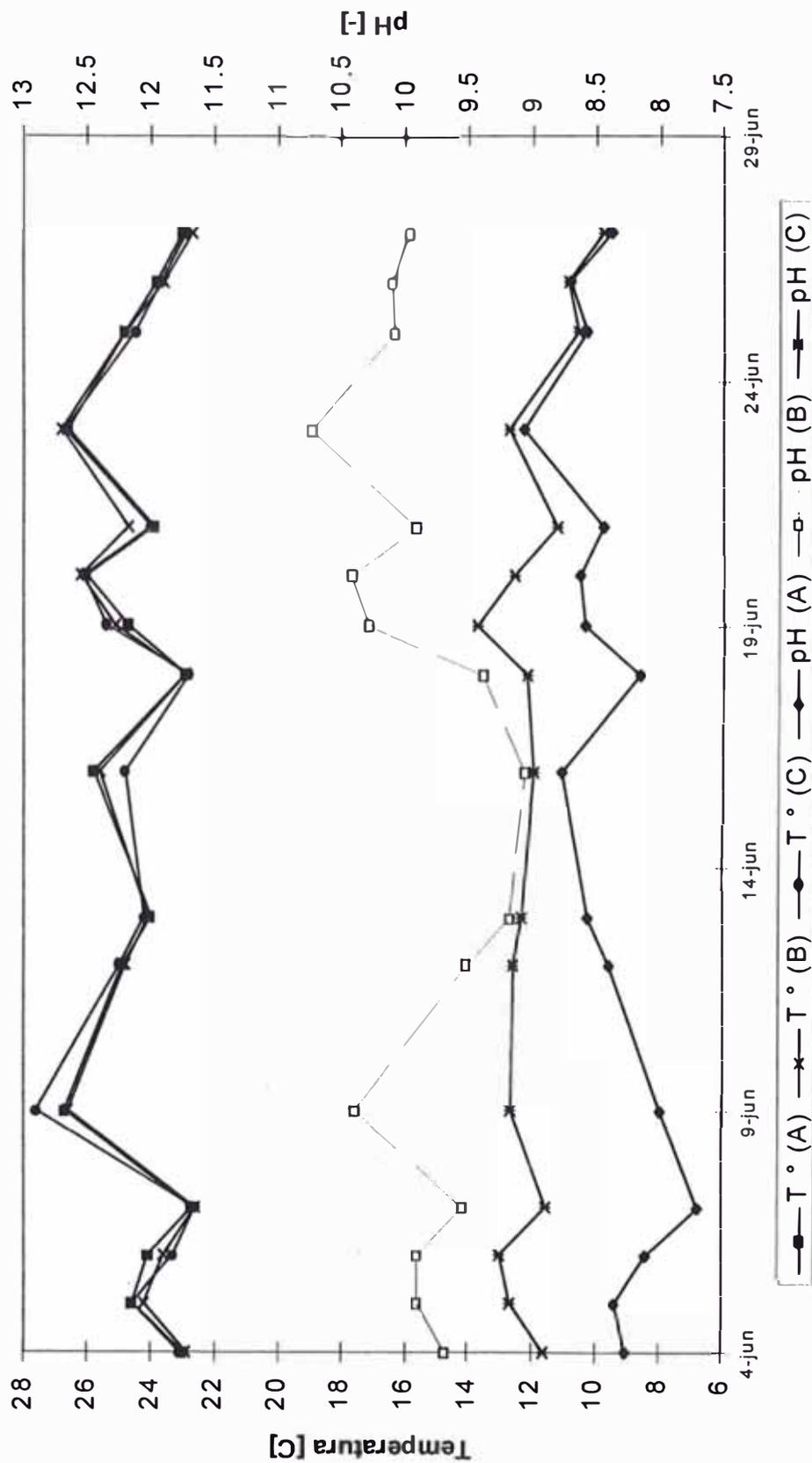


Gráfico 5. 19 : Valores de pH y Temperatura de los estanques de peces medidos después del mediodía

### 5.4 CONCLUSIONES

1. Debido a las variaciones en el volumen y composición del agua residual durante el día, para lograr una buena evaluación del funcionamiento del reactor anaerobio era necesario preparar "muestras compuestas" o tomar un gran número de muestras durante el día. Ambas alternativas fueron desarrolladas, la primera durante todo el período del programa de monitoreo y la segunda en cortos períodos de 1 ó 2 días.
2. El análisis de muestras compuestas mostró que el volumen promedio de aguas residuales que ingresa a la planta es de 380 m<sup>3</sup>/d, la mayor parte del cual ingresa durante la noche. La carga orgánica promedio como DQO total es de 157 Kg/d para el afluente y 44 Kg/d para el efluente, esto significa una eficiencia remocional del 72%.
3. En el reactor anaerobio de flujo ascendente se logró una buena reducción de DQO (60-80%), DBO (65%), y de SST (70%). Por su parte, la remoción de organismos patógenos sólo fue parcial. Respecto a la producción de gas el rendimiento fue de 0.2 m<sup>3</sup> de biogas por kilogramo de DQO removida; este valor no se aleja demasiado del valor estimado teóricamente de 0.3 m<sup>3</sup> biogas/Kg de DQO degradada.
4. El período de toma de muestras de alta frecuencia mostró que:
  - a) El reactor anaerobio es sometido a grandes variaciones, tanto de caudal como de concentración de materia orgánica. Durante el día el caudal es de 1 l/s conteniendo altas concentraciones de DQO (3 g/l), mientras que en las noches el caudal es de 7-9 l/s con concentraciones de DQO muy bajas.

## 2da Etapa - Programa de Monitoreo

---

- b) Los altos caudales registrados durante la noche, conteniendo bajas concentraciones de materia orgánica, señalan grandes volúmenes de pérdidas de agua.
  - c) La concentración de DQO en el efluente es constante (menos de 150 mg/l),
  - d) La mayor parte de la DQO es suministrada en dos períodos pico: uno en la noche (7 pm -11 pm) y el otro en la mañana (5 am - 9 am).
5. El reactor anaerobio de flujo ascendente, resultó apropiado para el pre-tratamiento del desagüe crudo, pero debe recibir un post-tratamiento aerobio para la remoción de los organismos patógenos, de manera que posibilite su reuso.
  6. Debido a la alta degradación de la materia orgánica en el reactor anaerobio, sólo una pequeña fracción de la remoción total de DBO ocurre en las lagunas.
  7. Las altas tasas  $\text{NH}_4/\text{TKN}$  en la segunda laguna indican que gran parte del contenido de nitrógeno total está en la forma amoniacal mientras que las concentraciones de nitritos y nitratos son muy bajas.
  8. La remoción alcanzada de nitrógeno y fósforo es del 35 y 28% respectivamente.
  9. La concentración de coliformes fecales en el efluente del sistema de lagunas es de  $2.3 \times 10^5$  NMP por 100 ml - efluente de la 2da laguna.

## 6. CONCLUSIONES FINALES

El Programa de Monitoreo permitió obtener información del proceso biológico que se desarrolla en el Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente y Lagunas de Estabilización, sentando las bases para la evaluación y un mejor control del sistema de tratamiento.

### **PRIMERA ETAPA**

1. Se registró una disminución del volumen de agua residual que ingresa al sistema de tratamiento a partir del mes de Octubre debido a problemas de racionamiento de agua en Lima que afectó a la zona que abastece a la planta.

Esta situación fue crítica durante los meses de Noviembre y Diciembre, mostrando cierta recuperación durante los meses de Enero y Febrero.

2. Las mediciones de pH en el reactor anaerobio de flujo ascendente, indican que se mantiene en un rango neutro y estable, lo que verifica la capacidad amortiguadora del agua residual doméstica.

En el sistema de lagunas, por su parte, el valor de pH se incrementa debido a la actividad fotosintética.

3. La temperatura, si bien no es la óptima, los valores registrados aseguran que sea aplicable el empleo de reactores anaerobios de flujo ascendente para el tratamiento de desagüe doméstico.
4. Debido a los grandes cambios en el flujo y composición del agua residual, la toma de muestras 1 ó 2 veces por semana no proporcionó una información confiable sobre el desempeño del reactor anaerobio. Por lo tanto, los

resultados obtenidos de DBO total y SST fueron asumidos como indicadores referenciales de la estabilización de materia orgánica alcanzada en el sistema de tratamiento. Hallándose una disminución de la carga contaminante a medida que progresa el tratamiento.

5. La concentración de coliformes fecales en el desagüe crudo es de  $4.3 \times 10^8$  NMP/100 ml, en el reactor anaerobio sólo se logra una remoción parcial, hallándose una concentración en el efluente de  $9.4 \times 10^6$  NMP/100 ml. El tiempo de permanencia en el sistema de lagunas reduce la concentración de coliformes fecales hasta  $6.1 \times 10^4$  NMP/100 ml (efluente de la segunda laguna).

### **SEGUNDA ETAPA**

Fue necesario tomar "muestras compuestas" proporcionales al caudal de ingreso y "muestras puntuales" de alta frecuencia, para obtener una mejor información sobre el funcionamiento del reactor anaerobio de flujo ascendente. La toma de muestras 1 ó 2 veces/semana en las lagunas fue suficiente debido a que el tiempo de retención es más largo.

Se necesitó instalar un medidor continuo del nivel de agua (limnógrafo) en el canal Palmer-Bowlus para registrar el caudal de ingreso y el empleo de dos muestreadores automáticos para la toma de muestras durante las 24 horas.

1. La evaluación del reactor anaerobio de flujo ascendente mostró que al disminuir la carga orgánica del agua residual que ingresa la eficiencia remocional del reactor disminuye; a mayores caudales la DQO del efluente aumenta por arrastre hidráulico de las partículas del manto de lodos.
2. Del análisis de "muestras compuestas" se determinó :

## Conclusiones Finales

---

- a) El volumen promedio de aguas residuales que ingresa a la planta es de 380 m<sup>3</sup>/d, la mayor parte del cual ingresa durante la noche.
  - b) La carga orgánica promedio como DQO total es de 157 Kg/d para el afluente y 44 Kg/d para el efluente, esto significa una eficiencia remocional en el reactor anaerobio del 72%.
  - c) En el reactor anaerobio de flujo ascendente se logra una alta remoción de DQO (60-80%), DBO (65%), y de SST (70%).
  - d) La remoción de coliformes fecales sólo fue parcial en el reactor anaerobio.
  - e) Respecto a la producción de gas el rendimiento fue de 0.2 m<sup>3</sup> de biogas por kilogramo de DQO removida; este valor no se aleja demasiado del valor estimado teóricamente de 0.3 m<sup>3</sup> biogas/Kg de DQO degradada.
2. La toma de muestras de alta frecuencia mostró grandes variaciones en el volumen y composición del agua residual que ingresa al reactor:
- a) Durante el día ingresan bajos caudales (1 l/s) conteniendo altas concentraciones de DQO (hasta 3 g/l), mientras que en las noches ingresan altos caudales (7-9 l/s) con concentraciones de DQO muy bajas (menos de 150 mg/l).
  - b) El racionamiento de agua en Lima afecta a la zona que abastece a la planta, observándose grandes volúmenes de pérdidas de agua durante la noche.
  - c) La concentración de DQO en el efluente del reactor anaerobio es constante (menos de 150 mg/l),
  - d) La mayor parte de la DQO es suministrada en dos períodos pico: uno en la noche y el otro en la mañana.
3. El reactor anaerobio de flujo ascendente, resultó apropiado para el pre-tratamiento del desagüe doméstico: requiere mucha menor área que una

laguna anaerobia, no requiere suministro de energía y sólo es necesario un mantenimiento simple. Aún más debido a la alta remoción de materia orgánica en el RAFA, el post-tratamiento puede ser optimizado para la remoción de organismos patógenos. A este respecto, nuevas investigaciones deben conducirse a determinar la profundidad óptima de lagunas que reciban un efluente pre-tratado en reactores anaerobios de alta tasa.

4. Debido a la alta degradación de la materia orgánica en el reactor anaerobio, sólo una pequeña fracción de la remoción total de DBO ocurre en las lagunas.
5. En el efluente de las lagunas la concentración de nitritos y nitratos es muy baja, además gran parte del contenido de nitrógeno total está en la forma amoniacal. Se alcanzó una remoción del 35% para el nitrógeno y del 28% para el fósforo.
6. La concentración de coliformes fecales en el efluente de la segunda laguna es de  $2.3 \times 10^5$  NMP por 100 ml

## 7. RECOMENDACIONES

1. Después de la experiencia obtenida durante la evaluación del proceso de tratamiento de aguas residuales en la planta UNI-TRAR, se recomienda un monitoreo continuo del proceso de tratamiento en el que se determine la carga orgánica como DQO y la concentración de SST en el reactor anaerobio de flujo ascendente. En las lagunas la carga orgánica puede ser determinada a partir de mediciones de la DBO, la concentración de coliformes fecales debe considerarse para evaluar la calidad microbiológica del efluente del proceso de tratamiento; así también determinaciones de nitrógeno amoniacal en el agua que alimenta a los estanques de peces.
2. Durante este trabajo de investigación no se ha podido determinar la eficiencia del reactor anaerobio en remover parásitos, en vista de la importancia para la salud pública ante la posibilidad de reuso de los lodos generados en el reactor se recomienda verificar la concentración de parásitos. De igual manera, investigaciones al respecto permitirán determinar la eficiencia de reactores anaerobios de alta tasa como el reactor de la planta UNI-TRAR en la remoción de parásitos.
3. En vista que la DQO del efluente del reactor anaerobio se incremento a mayores caudales se recomienda realizar algunas investigaciones en esta materia: determinando la concentración de SST a diferentes caudales.

## ABREVIATURAS

AGV	Acidos grasos volátiles
BSR	Bacterias sulfato reductoras
CF	Coliformes fecales
DQO	Demanda química de oxígeno
DQO <sub>TOTAL</sub>	Demanda química de oxígeno total
DQO <sub>SOL</sub>	Demanda química de oxígeno soluble
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DBO <sub>TOTAL</sub>	Demanda bioquímica de oxígeno total
DBO <sub>SOL</sub>	Demanda bioquímica de oxígeno soluble
GSL	Separador de fases gas/sólido/líquido
OD	Oxígeno disuelto
RAFA	Reactor anaerobio de flujo ascendente
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
ST	Sólidos totales
SV	Sólidos volátiles
TRH	Tiempo de retención hidráulica
TKN	Nitrógeno total Kjeldahl

## APENDICE I : PARAMETROS IMPORTANTES DE LAS AGUAS RESIDUALES

### **1. La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).-**

Estima la cantidad de oxígeno requerido por las bacterias para estabilizar la materia orgánica susceptible a degradación bajo condiciones aerobias, dando *una medida indirecta de la cantidad de materia orgánica biodegradable (Sawyer y Mc Carty, 1978)*. Este parámetro constituye el principal criterio usado en el control de la polución de los cuerpos receptores, donde la carga orgánica ha ser vertida debe restringirse, con el fin de mantener niveles de OD apropiados para no afectar la biota natural.

Gaudy (1972) discrepa de Sawyer y Mc Carty (1978) con respecto al significado de la DBO, señalando que es mejor considerarla como lo que es: un avalúo de la cantidad de oxígeno disuelto usado por la actividad respiratoria de los microorganismos para estabilizar la materia orgánica de un desecho. Cuando es considerada en este sentido el concepto coincide con el punto central del problema de la polución, pues cuantifica la cantidad de oxígeno que requerirán todas las reacciones metabólicas resultantes de la introducción en un cuerpo de agua de una cantidad particular de fuentes de carbono. Para este autor la DBO, como medida de la materia orgánica no puede compararse con la DQO y el Carbono Orgánico total.

### **2. La Demanda Química de Oxígeno (DQO).-**

Mide la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar la materia orgánica en presencia de un oxidante fuerte, bajo condiciones ácidas y permite *una estimación del contenido orgánico* en pocas horas, lo que representa una

ventaja sobre la DBO, pero no discrimina la materia orgánica biodegradable de la que no lo es (Cubillos, 1976; Sawyer y Mc Carty, 1978).

### **3. Sólidos.-**

- Permite obtener un índice de la materia orgánica presente.
- Los sólidos totales están constituidos por una fracción orgánica y una inorgánica e indican la cantidad de materia sólida en un desecho.
- Los sólidos disueltos miden la concentración de materia en solución.
- los sólidos suspendidos comprenden la fracción suspendida o que es susceptible a sedimentar en los cuerpos de agua.
- Los sólidos fijos constituyen la fracción mineral presente en un agua residual. se determina por ignición a 600°C durante una hora tiempo en el cual la materia orgánica presente se volatiliza.
- Los sólidos volátiles constituyen la fracción que se volatilizó a 600°C, constituidos principalmente por materia orgánica y por compuestos que se volatilizan a temperaturas menores.

### **4. Nitrógeno.-**

El nitrógeno junto con el fósforo y el carbono constituyen los nutrientes esenciales para el crecimiento de las algas y bacterias; cuando estos son descargados en cuerpos de agua ocasionan el desarrollo de vida acuática atípica (Metcalf y Eddy, 1979).

Sawyer y Mc Carty (1978) indican que limitando las cantidades de uno de estos dos nutrientes se limita el crecimiento de las algas.

- En las aguas residuales se encuentra en forma de compuestos orgánicos nitrogenados, úrea y amoníaco.

- El nitrógeno orgánico es transformado gradualmente en nitrógeno amoniacal y más tarde, si existen condiciones aerobias ocurre la oxidación del amonio a nitritos y nitratos.
- Las pruebas que se realizan a fin de determinar la concentración del nitrógeno en las aguas residuales comprenden: nitrógeno total, orgánico, amoniacal, nitritos y nitratos.
- Conocer la concentración total de este elemento, permite establecer su disponibilidad como nutriente y saber si hay deficiencias para la descomposición de la materia orgánica, se obtiene de la adición de los valores del nitrógeno orgánico y amoniacal.
- El nitrógeno orgánico es una medida de la porción de este elemento que se encuentra combinado en la materia orgánica (proteínas, ácidos nucleicos, etc.).
- El nitrógeno amoniacal, estima principalmente el amoniaco originado de la desaminación de los compuestos orgánicos nitrogenados y la úrea.
- Los nitritos y nitratos indican la proporción de nitrógeno de origen orgánico que ha sido oxidado a partir del amoniaco. El nitrógeno amoniacal puede ser asimilado por microorganismos y plantas superiores, aunque el nitrato es la forma de nitrógeno más fácilmente asimilable.

### **5. Fósforo.-**

Se encuentra en aguas residuales principalmente en la forma de fosfatos, siendo los más importantes los ortofosfatos, pudiendo encontrarse en menor proporción los polifosfatos y los fosfatos orgánicos. Los fosfatos provienen de fuentes variadas :

- a) Las formas condensadas (piro, meta y polifosfatos) son aportadas por lavanderías y otras actividades ligadas al uso de detergentes.

- b) Los fosfatos orgánicos se originan como residuos del metabolismo y son aportados por desechos humanos y alimenticios.
- c) Los ortofosfatos son utilizados como fertilizantes y llegan a los cuerpos receptores por escorrentía superficial (APHA - AWWA - WPCF, 1975). En las aguas residuales los ortofosfatos provienen de la hidrólisis de los polifosfatos presentes en los detergentes.

Los compuestos fosforados sufren la acción bacteriana, que los transforma en ortofosfatos, la forma biológicamente asimilable estos cambios ocurren a una velocidad lenta.

Los organismos involucrados en los procesos de tratamiento biológico de las aguas residuales, utilizan el fosfato para la síntesis de nuevo material celular y con fines de reproducción. (Metcalf y Eddy, 1979; Sawyer y Mc Carty, 1978).

#### **6. Oxígeno Disuelto (OD).-**

- Es muy importante en el desempeño de las lagunas, siendo el factor que determina si los cambios biológicos son llevados a cabo por organismos aerobios o anaerobios.
- En las lagunas de estabilización existen dos fuentes de oxígeno disuelto: reaeración superficial y oxigenación fotosintética, siendo esta última la más importante (Pipes, 1961; Oswald, 1963).
- Los procesos de autodepuración en los cuerpos de agua son llevados a cabo principalmente por microorganismos aerobios, por lo tanto la ausencia de OD es un indicativo de que el cuerpo de agua está recibiendo grandes cantidades de materia orgánica biodegradable; como consecuencia la biota natural se ve afectada y en la mayoría de los casos desaparece.
- En los efluentes de plantas de tratamiento, la presencia de altas concentraciones de oxígeno disuelto indican que se ha alcanzado la

estabilización de la materia orgánica (Sawyer y Mc Carty, 1978; González, 1980; Pérez y Rodríguez, 1974).

### **7. Temperatura.-**

Debe ser considerada en el estudio de aguas residuales y procesos de tratamiento pues afecta los procesos vitales de todos los microorganismos :

- Tasas de crecimiento
- Requerimientos de nutrientes
- Composición enzimática y bioquímica de las células
- Solubilidad de los gases, entre ellos el oxígeno

En lagunas de estabilización la temperatura constituye un factor ambiental muy importante y en gran medida determina la composición de especies. Las temperaturas que permiten el mejor crecimiento y actividad de las especies de algas más comunes de las lagunas son :

- 10 - 30°C para las diatomeas
- 30 - 35°C para las algas verdes
- 35 - 40°C para las algas verdi-azules

### **8. pH.-**

Es otro factor que junto con la temperatura influye en el crecimiento bacteriano y lo limita. Las bacterias pueden crecer en un intervalo de pH de 4 a 9 y el óptimo de la mayor proporción de bacterias acuáticas se encuentra entre 6.5 y 8.5. Cambios en el pH provocan modificaciones fisiológicas y morfológicas, se ha reportado que afecta marcadamente la actividad de enzimas biológicas. Lo antes expuesto señala la importancia de que este parámetro se encuentre dentro del rango óptimo para la vida bacteriana, por su efecto sobre las

comunidades bacterianas de un sistema de tratamiento biológico. (Rheinheimer, 1971)

### **9. Alcalinidad**

Es una medida de la capacidad del agua para neutralizar ácidos. En las aguas residuales la alcalinidad es el resultado, principalmente de la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de calcio, magnesio, sodio, potasio y amonio. En las lagunas de estabilización se ha observado que el pH y la alcalinidad son afectados por la actividad fotosintética de las algas que se desarrollan en las lagunas. La concentración de iones hidronio es controlado a través del sistema amortiguador de carbonatos. El equilibrio de este sistema es afectado por la fotosíntesis resultando en valores de pH altos en los efluentes de lagunas de estabilización cuando su contenido de algas es elevado. (Sawyer y Mc Carty, 1978)

## **APENDICE II : SOLIDOS Y MATERIA ORGANICA EN LAS AGUAS RESIDUALES**

Los parámetros más importantes en el desagüe son aquellos que cuantifican las propiedades físicas, químicas o biológicas indeseables.

Invariablemente, los objetivos del tratamiento de desagües incluyen la remoción de sólidos suspendidos y materia orgánica. Debido a su importancia, estos parámetros serán discutidos en algún detalle.

### **1. SOLIDOS**

De acuerdo al tamaño de las partículas pueden distinguirse 3 categorías : disueltos, coloidales y material particulado. Los dos últimos conforman los sólidos suspendidos, parte de ellos pero no todos pueden ser separados de la parte líquida por gravedad.

En general, puede considerarse que la tercera parte de los sólidos contenidos en el desagüe crudo son particulados y pueden sedimentar, otra tercera parte son particulados pero no pueden sedimentar y una tercera parte están disueltos en el agua. El contenido de sólidos puede cuantificarse mediante dos tipos de pruebas:

1. Aquella que determina el volumen de sólidos que pueden sedimentar, es expresado en mililitros de sólidos sedimentados por unidad de volumen de agua residual por unidad de tiempo (generalmente 0.5 - 1 hora).
2. Aquella prueba en que se pueden distinguir las diferentes fracciones de los sólidos individualmente (método gravimétrico). Inicialmente, puede distinguirse entre sólidos suspendidos y disueltos mediante la

determinación de sólidos en muestras filtradas y sin filtrar respectivamente. Una distinción adicional entre sólidos orgánicos e inorgánicos puede ser hecha calentando los sólidos hasta 550 °C. A esta temperatura los sólidos orgánicos se descompondrán mientras que la materia inorgánica permanece inalterable. Así la concentración de sólidos orgánicos o volátiles puede calcularse a partir de la disminución en peso después de la ignición a 550 °C de una muestra de sólidos totales, y los sólidos inorgánicos o fijos por el peso de los sólidos remanentes.

## **2. MATERIA ORGANICA**

Los compuestos orgánicos presentes en el agua residual son de interés particular para la ingeniería sanitaria : una gran variedad de microorganismos (presentes en el desagüe o cuerpo de agua receptor) interactúan con el material orgánico, utilizándolo como fuente de energía o de materiales (metabolismo). Para describir el metabolismo de la materia orgánica es necesario caracterizar cuantitativamente su concentración.

En vista de la enorme variedad de compuestos orgánicos no es práctico (si no imposible) determinarlos individualmente.

Así debe usarse un parámetro que caracterice una propiedad que todos tienen en común. En práctica, 2 propiedades de casi todos los compuestos orgánicos pueden utilizarse :

### **1. Los compuestos orgánicos pueden ser oxidados**

En la ingeniería sanitaria hay 2 análisis estándar basados en la oxidación de la materia orgánica : análisis de DBO y de DQO (APHA, 1989).

En ambos, la materia orgánica es oxidada y su concentración es evaluada a partir de la disminución de la concentración del oxidante durante la prueba.

Las diferencias esenciales entre ambas pruebas, están en el oxidante utilizado y las condiciones de la prueba.

## **2. Los compuestos orgánicos contienen carbón orgánico**

La concentración de carbón orgánico puede determinarse a través de la prueba de carbón orgánico total (COT).

### **2.1.1 LA PRUEBA DE DQO**

- En esta prueba una muestra de desagüe es mezclada con una solución de uno de los oxidantes más fuertes conocidos : una mezcla de dicromato y ácido sulfúrico.
- Sulfato de plata es utilizado como catalizador y la temperatura es incrementada al punto de ebullición de la mezcla (150 °C) para acelerar la reacción redox.
- El resultado es que después de un periodo de 2h (la duración de la prueba) la oxidación de casi todos los compuestos orgánicos presentes en el desagüe esta virtualmente completo.
- Así la concentración de la materia orgánica originalmente presente en la muestra puede calcularse de la disminución de la concentración de dicromato.

### **2.1.2 LA PRUEBA DE DBO**

- Es similar a la DQO en la medida que se mide el consumo del oxidante de la materia orgánica.

- Pero aquí el oxidante empleado es OD y para que tome lugar la reacción es necesario la participación de bacterias. Si el contenido de bacterias es insuficiente debe añadirse junto con nutrientes.
- Mientras que en la prueba de DQO es completada en 2 horas, la oxidación biológica de materia orgánica toma varias semanas, como esto lo hace poco práctico un período estándar de 5 días ha sido establecida.
- Para eliminar la influencia de la temperatura se en la tasa de oxidación, un valor constante de 20° C es mantenido.
- La tasa de oxidación de la materia orgánica depende de la naturaleza y tamaño de sus moléculas. El material disuelto es fácilmente asimilado por las bacterias, mientras que el material coloidal y particulado sólo puede ser metabolizado después de pasos preparatorios.
- No todos los compuestos orgánicos son susceptibles a oxidación bajo las condiciones que prevalecen durante la prueba de DBO. Algunos compuestos no ejercen demanda de oxígeno durante la prueba.
- Una distinción es hecha entre el material biodegradable (oxidado durante la prueba de DBO) y el material no-biodegradable ( el cual no es afectado por la prueba de DBO).
- La materia orgánica es una mezcla de material biodegradable y no biodegradable.

### **CONSIDERACIONES IMPORTANTES**

1. Para cuantificar las fracciones biodegradables y no-biodegradables, es de interés conocer los resultados de ambas pruebas DBO y DQO.

2. En la práctica es difícil llevar a cabo ambas pruebas.
3. La prueba de DQO es llevada a cabo rutinariamente porque : el resultado es más exacto y el análisis puede ser hecho en un período de tiempo más corto.
4. La prueba de DBO es realizada con menor frecuencia, mayormente para establecer una relación empírica entre DBO y DQO.
5. En el análisis de DBO la biodegradabilidad de la materia orgánica es establecido para el ambiente aerobio. El resultado no es necesariamente indicativo de la biodegradabilidad en un sistema de tratamiento anaeróbico de aguas residuales.<sup>8</sup>

---

<sup>8</sup> De "Anaerobic Sewage Treatment". Haandel and Lettinga, 1994

### APENDICE III : MEDICION DE CAUDALES Y PREPARACION DE MUESTRAS COMPUESTAS

El caudal de ingreso al sistema de tratamiento fue determinado a través de la medición continua del nivel de agua en el medidor de régimen crítico Palmer-Bowlus.

El registro continuo del nivel de agua fue realizado mediante un limnógrafo instalado en el canal, aguas arriba del medidor. El nivel de agua ( $Y_n$ ) registrado en el canal y el caudal correspondiente ( $Q$ ) que atraviesa el canal se relacionan de acuerdo a la siguiente expresión :

$$Q = C \times B \times (Y_n - t)^{1.5}$$

Donde :

- Q = Caudal en l/s
- $Y_n$  = nivel de agua medido en el canal Palmer-Bowlus (cm)
- C = Coeficiente que depende de "t" y de la relación "b/B"
- B, b = ancho del canal, indicado en el gráfico
- t = desnivel en el fondo del canal, indicado en el gráfico

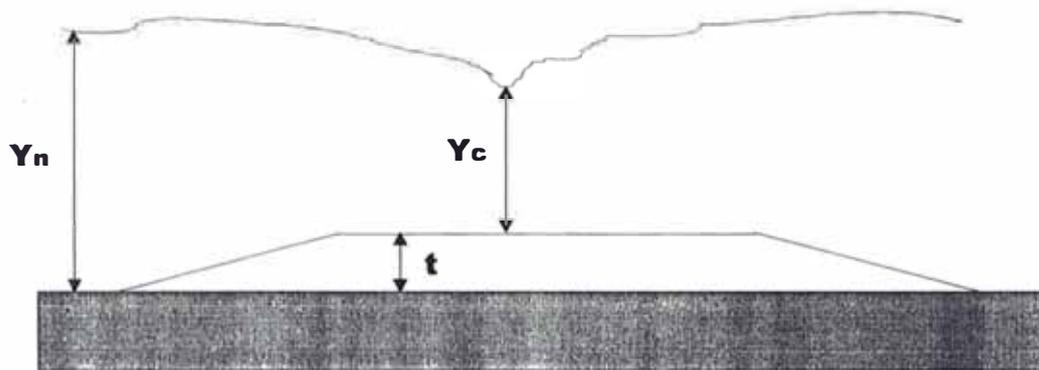
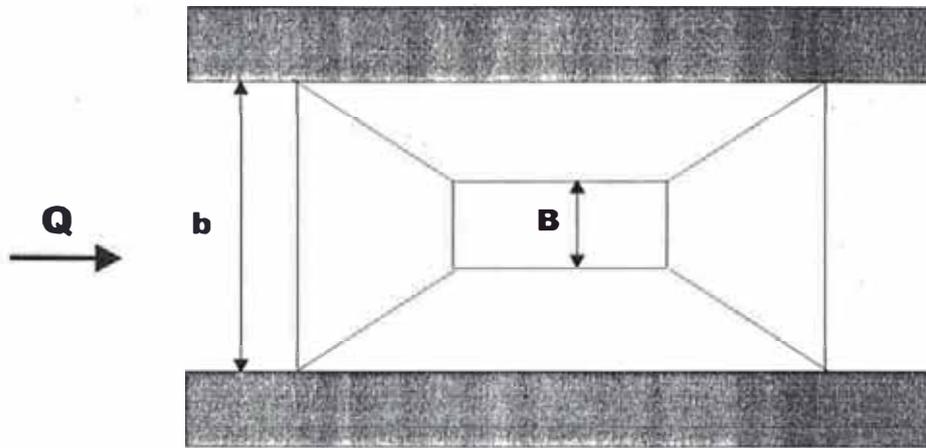


Tabla III - 1 : para  $t = 10$  cm

$b/B$	2	3	4
C	1.774	1.734	1.721

Tabla III - 2 : para  $t = 5 \text{ cm}$

<b>b/B</b>	2	3	4
<b>C</b>	1.79	1.741	1.725

Tabla III - 3 : para  $t = 0 \text{ cm}$

<b>b/B</b>	2	3	4
<b>C</b>	1.813	1.749	1.729

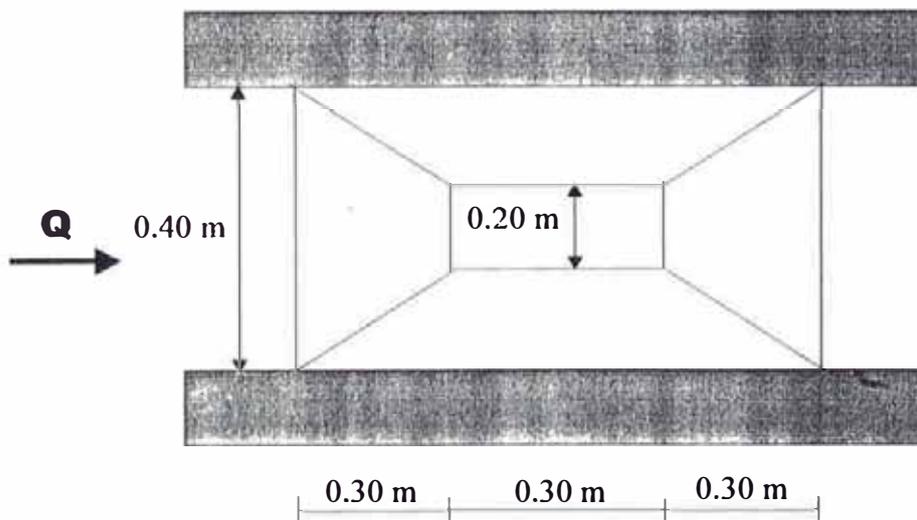
Para el Palmer-Bowlus de UNI-TRAR se tienen los siguientes valores :

**$B = 20 \text{ cm}$**

**$b = 40 \text{ cm}$**

**$l = 30 \text{ cm}$**

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



Por lo tanto :

$$b/B = 2 \text{ y como } t = 5 \text{ cm}$$

⇒ de la tabla III -2, el valor del coeficiente  $C = 1.79$

Luego , la formula que permite determinar el caudal es :

$$Q = 0.358 \times (Y_n - t)^{1.5}$$

Válido solamente para un medidor Palmer-Bowlus de dimensiones iguales a aquel de la planta UNI-TRAR

---

## PREPARACION DE MUESTRAS COMPUESTAS :

La cantidad y concentración del desagüe es variable durante el día. La toma de 1 ó 2 muestras puntuales por día no daría una buena información de lo que puede estar ocurriendo en el reactor anaerobio. Además debido al período de retención en el reactor no sería posible determinar tasas de degradación, porcentaje de remoción de sólidos, etc. porque el efluente de un determinado momento corresponde a un afluente que ingreso en promedio un tiempo igual al del período de retención.

La toma de un gran número de muestras puntuales "muestras instantáneas de alta frecuencia" proporcionaría una buena información, sería posible calcular tasas de degradación, porcentaje de remoción de sólidos, etc. Pero este régimen de muestreo es costoso, sólo fue realizado 1-2 veces durante el programa de monitoreo.

La preparación de "muestras compuestas proporcionales al caudal" proporcionaría una buena información del desempeño del reactor, sería posible determinar tasas de degradación de materia orgánica y el porcentaje de remoción de sólidos, debido a que una "muestra compuesta" por su preparación y/o composición refleja las variaciones de caudal y concentración de materia orgánica durante el día, aunque no es posible observar las variaciones horarias.

### PROCEDIMIENTO :

- A cada hora del día se toma una muestra (con empleo del muestreador automático) y simultáneamente se determina el caudal correspondiente (registro continuo del nivel de agua en el medidor Palmer-Bowlus) para conformar una "muestra compuesta". Se toma de cada muestra una cantidad proporcional al caudal instantáneo.
- El volumen total de una muestra depende del volumen requerido para el total de parámetros a analizar (en nuestro caso fue 2 l)

El volumen total de una “muestra compuesta” estará conformado por volúmenes parciales correspondientes a cada una de las 24 horas del día; estos volúmenes parciales no son iguales para todas las horas mas bien son proporcionales al caudal instantáneo correspondiente a cada hora, así :

$$V_i = \frac{Q_i}{Q_T}$$

Para  $i = 1, 2, \dots, 24$

Además :

$$Q_T = \sum Q_i$$

Donde :

$V_i$  : volumen correspondiente a las “i” horas

$Q_i$  : caudal correspondiente a las “i” horas

$Q_t$  : caudal total

Cuando se adicionan volúmenes proporcionales al caudal instantáneo, la concentración de materia orgánica contenida en la muestra total (correspondiente a una determinada hora) es proporcional al volumen de agua residual que ingreso al reactor en ese instante. De esa manera una “muestra compuesta” refleja las variaciones de caudal y concentración durante el día.

Botella N°	$Q_i$	$V_i$
1	$Q_1$	$\frac{Q_1}{Q_T} \times V_M$
2	$Q_2$	$\frac{Q_2}{Q_T} \times V_M$
3	$Q_3$	
⋮	⋮	⋮
⋮	⋮	⋮
n	$Q_n$	$\frac{Q_n}{Q_T} \times V_M$
	$\sum Q = Q_T$	$\sum V = V_M$

Para  $i = 1, 2, \dots, 24$

Donde :

$V_i$  : volumen a tomar de la muestra tomada a las "i" horas

$V_M$  : volumen de la muestra a preparar (2l)

$Q_i$  : caudal correspondiente a las "i" horas

$Q_T$  : caudal total

## APENDICE I V : MICROORGANISMOS IMPORTANTES EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION

### 1. ALGAS<sup>9</sup>

Las algas que se encuentran en lagunas de estabilización comprenden cuatro grupos principales: (1) Algas Azules, (2) Algas Verdes, (3) Diatomeas y (4) Flageladas

#### **1.1 Algas Azules**

- También llamadas cianofíceas
- Son organismos unicelulares o filamentosos, envueltos en una masa gelatinosa
- Poseen su clorofila asociada siempre a un pigmento azul
- Su coloración puede variar entre el verde azulado y el amarillo pardo.
- Se distinguen de las demás algas por no presentar cloroplastos (estructuras especiales para contener los pigmentos)
- No poseen almidón (que constituye la forma de reserva alimenticia)

#### **Microcystis :**

Algas unicelulares, formando colonias; pueden aglomerarse en masas mayores, visibles a simple vista en suspensión en el agua : “floración de las aguas”

Las células más viejas forman pseudovacúolas., esto es burbujas gaseosas que tienden a hacerlas subir a la superficie, donde pueden acumularse en grandes masas limitando la penetración de la luz, además que se descomponen originando olor séptico. No son muy frecuentes en las lagunas de estabilización.

#### **1.2 Algas Verdes**

- Son unicelulares o filamentosas
- Son de color verde o verde amarillo
- Su clorofila está contenida en cloroplastos
- Poseen almidón como sustancia de reserva

Géneros: *Colenkinia*, *Micractinium*, *Scenedesmus* (\*), *Ankistrodesmus* (\*), *Actinastrum*, *Chlorella* (\*)

(\*) Géneros hallados en el sistema de lagunas de la planta UNI-TRAR

### **1.3 Diatomeas**

- Son unicelulares
- Se distinguen porque sus células están encerradas en una concha de sílice y formado de dos mitades que se ajustan como las dos partes de una placa Petri
- Tienen color parduzco
- No contiene almidón

Géneros: *Nitsschia*, *Gomphonema*, *Stauroneis* (\*)

(\*) Género hallado en el sistema de lagunas de la planta UNI-TRAR

### **1.4 Flageladas**

- Son unicelulares : de vida independiente o formando colonias
- Se mueven por medio de apéndices filamentosos : flagelos

---

<sup>9</sup> De "Curso sobre Lagunas de Estabilización". OPS. Lima, 1967

- Poseen una mancha ocelar o estigma, de color rojo fotosensible, que indican la presencia o ausencia de luz
- Poseen cloroplastos, son de color verde brillante
- Algunas poseen almidón o no
- Son un grupo grandemente representado en lagunas de estabilización por su metabolismo intermediario entre el auto y el heterotrofismo.

Géneros: *Euglena* (\*), *Phacus*, *Lepocinclis*, *Chlamydomonas* (\*), *Eudorina*, *Pandorina*, *Pyrobotrys*

(\*) Géneros hallados en el sistema de lagunas de la planta UNI-TRAR

## 2. BACTERIAS

- Son protistas unicelulares
- La temperatura y pH juegan un papel vital : la velocidad de reacción aumenta con la temperatura, el rango óptimo de pH para el crecimiento es 6.5 - 7.5
- En base a su metabolismo se clasifican en heterótrofas y autótrofas
- Las autótrofas más comunes son quimiosintéticas pero sólo unas pocas son capaces de efectuar la fotosíntesis.
- Bacterias autótrofas fotosintéticas :
  - Bacterias purpúreas del azufre ( Thiorhodaceae)
  - Bacterias verdes del azufre (Chlorobiaceae)
- En el tratamiento de aguas residuales la bacterias heterótrofas son el grupo más importante por que son responsables de la degradación de la materia orgánica.

Destacan:

*Cromobacterium*, *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Enterobactereaceae*,  
*Aeromonas*, *Bacillus*, *Listeria*, *Actinobacillus*, *Streptococcus*

### 3. PROTOZOOS

- \* Son protistas móviles microscópicos, unicelulares
- \* La mayoría son heterótrofos aerobios aunque algunos son anaerobios
- \* Actúan como purificadores de los efluentes al consumir bacterias y partículas orgánicas

Grupos :

Sarcodina : *Endamoeba histolytica*

Mastigophora : *Euglena, Astasia*

Sporozoa : *Plasmodium*

Infusoria o Ciliata : *Paramecium, El Vorticella*

Suctoria

### 4. ROTIFEROS

- \* Es un animal aerobio, heterótrofo y multicelular
- \* Consumen bacterias dispersas y partículas orgánicas

Su presencia en un efluente indica un proceso de purificación biológica aerobio muy eficiente.

Géneros hallados en el sistema de lagunas de la planta UNI-TRAR: *oikomonas, brachionus, diaptomus, daphnia, coleps.*

## REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

APHA, AWWA, WPCF (1963) Métodos Estándar para el examen de Aguas y Aguas de Desecho. 11va Edición. Editorial Interamericana, S.A.

Arthur J. P. Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries. Technical paper N° 7 The World Bank. USA.

Frijns J. A. G. and Lexmond M. J. (1997). Removal of Pathogenic Organisms by Biological wastewater treatment pp 5-14, 23-47, In: International Course on Anaerobic Waste Water Treatment, 1-11 July 1997, The Netherlands

Haandel A. C. van and Lettinga G. (1994). Anaerobic sewage treatment. A practical guide for regions with a hot climate. Wiley Publishers, London.

Haskoning (1994) Four years experience with the 5 MLD UASB reactor for sewage treatment at Kanpur, India prepared by H. Draaijer, J.H.F. Pereboom, V.N. Sontakke.

Haskoning (1996) The Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) process for the treatment of domestic wastewater. Technical and economical information on relevant aspects for the introduction of the UASB technology in Vietnam.

Hulshoff Pol L. W., Lens P., and Lettinga G. (1994) Perspectives for anaerobic treatment of sulfate-rich wastewater en Memorias IV Seminario Taller Latinoamericano sobre Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales.

## Referencias

---

Hulshoff Pol L. W. (1997) Process factors, waste characterization and pH related toxicity pp 1-5, 16-24, In: International Course on Anaerobic Waste Water Treatment, 1-11 July 1997, The Netherlands

Hwu S. C. and Lettinga G. (1997) Anaerobic treatment under more complex situations ART-6 In: International Course on Anaerobic Waste Water Treatment, 1-11 July 1997, The Netherlands

Kelderman P. Chemical Aspects of Anaerobic Reactors In: International Course on AWWT, 1-11 July 1997, The Netherlands

Metcalf and Eddy (1985). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. Second Edition, Tata McGraw Hill, New Delhi.

Lettinga G. (1997) Sustainable Environmental Protection. pp 1-5, In: Int. Course on Anaerobic Waste Water Treatment, 1-11 July 1997, The Netherlands.

Lettinga G. and Hulshoff Pol L. W. Anaerobic waste water treatment technology with emphasis on UASB and EGSB reactor systems. ART 1, pp 1-10, In: Int. Course on Anaerobic Waste Water Treatment, 1-11 July 1997, The Netherlands

Lettinga G. and Hulshoff Pol L. W. (1991) UASB process design for various types of wastewater. Water Science and Technology, vol 24, 8, pp 87-107.

Lettinga G., Hulshoff Pol L. W. and Zecman G. (1996) Lecture Notes: Biological Wastewater Treatment. Part I : Anaerobic Wastewater Treatment pp 1-6, 64-75, 122-125. Edition January 1996. Wageningen Agricultural University.

Lubberding H. J. Microbiology of Anaerobic Systems pp 14-18, In: Int. Course on Anaerobic Waste Water Treatment, 1-11 July 1997, The Netherlands.

## Referencias

---

Organización Mundial de la Salud OMS (1989). Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture. Prepared by D. Mara and S. Cairncross. OMS in collaboration with the UNDP Environment Programme, Geneva.

Odegaard H. (1988). Treatment of anaerobically pretreated effluents. Proceedings of the International IAWPRC Conference on Anaerobic Digestion (eds, Hall E. R. and Hobson P. N.) pp 225 - 238, Italy.

Sáenz F. R. (1984) Lagunas de Estabilización y otros sistemas simplificados para el tratamiento de aguas residuales. Manual DTIAPA N° C-14. CEPIS OPS/OMS. Lima, 1984.

Veenstra S. (1997) Pre-treatment methods applicable in combination with anaerobic technology ART 2, pp 7-10, 21-22, In: Int. Course on Anaerobic Waste Water Treatment, 1-11 July 1997, The Netherlands

Veenstra S. (1997) Post-treatment methods of anaerobic effluents In: International Course on Anaerobic Waste Water Treatment, 1-11 July 1997, The Netherlands.