

01177  
9



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**FACULTAD DE INGENIERÍA**  
**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO**

**INFLUENCIA DE LA TEMPERATURA SOBRE LA  
FERMENTACIÓN ÁCIDA DE AGUAS RESIDUALES  
MUNICIPALES**

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRO EN INGENIERÍA (AMBIENTAL)**

PRESENTA EL

**I.Q.I. JAIME HERRERA DOMÍNGUEZ**

DIRECTOR DE TESIS:

M. en I. ÓSCAR GONZÁLEZ BARCELÓ

29961



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

## AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento a DGAPA, UNAM, por su apoyo financiero por medio del convenio número IN109300.

Al Dr. Oscar Monroy Hermosillo y a la M. en C. Carmen Fajardo Ortiz, profesor titular y responsable del laboratorio de análisis de la UAM-I, respectivamente, por su gran apoyo para la utilización del cromatógrafo de gases.

Ing. Juan Hilario Garcia Gil, superintendente de la PTAR de Ciudad Universitaria (UNAM), por las facilidades proporcionadas en planta para la realización de la presente tesis.

A mis sinodales: Dra. Georgina Fernández Villagómez, M. en I. Francis Irene Soler Anguiano, Dra. Gabriela Moeller Chávez y Dr. Germán Buitrón Méndez por sus valiosas sugerencias a la presente tesis.

Muy especialmente al M. en I. Óscar González Barceló y al Dr. Simón González Martínez.

# CONTENIDO

Capítulo	Página
<b>Resumen</b>	VIII
<b>1. Introducción</b>	1
1.1 Objetivos y alcances	3
1.1.1 Objetivo general	3
1.1.2 Objetivos específicos	3
1.1.3 Alcances	3
<b>2. Fundamentos teóricos</b>	4
2.1 Reactor discontinuo	4
2.1.1 Descripción	4
2.1.2 Ventajas y desventajas	6
2.2 Fermentación	7
2.2.1 Fundamentos básicos	7
2.2.2 Bioquímica de la fermentación	8
2.2.3 Características de la fermentación	10
2.3 Fermentación de las aguas residuales	11
2.3.1 Desarrollo histórico	12
2.3.2 Alternativas a la fermentación	13
2.3.3 Ventajas y desventajas	14
2.3.4 Variables que afectan la fermentación de las aguas residuales	15
2.3.5 Configuración de fermentadores	18
2.4 Clasificación de los microorganismos de acuerdo a su temperatura de proliferación	18
<b>3. Metodología</b>	20
3.1 Desarrollo experimental	20
3.1.1 Reactor experimental	21
3.1.1.1 Equipamiento	22
3.1.1.2 Operación	24
3.1.2 Tipos de muestreos efectuados	25
3.1.3 Experimentación	26
3.1.4 Análisis y cálculos	29
3.1.4.1 Análisis de rutina	29
3.1.4.2 Análisis fisicoquímicos	30
3.1.4.3 Estandarización de las unidades de concentración de los AGV	32

3.2	Diseño del experimento	33
3.2.1	Limitaciones para la experimentación	33
3.2.2	Consideraciones para elegir el modelo experimental	33
3.2.3	Propuesta del modelo experimental	34
<b>4.</b>	<b>Resultados</b>	<b>36</b>
4.1	Parámetros registrados diariamente durante el periodo experimental	36
4.1.1	Temperatura	36
4.1.2	DQO total del influente compuesto	37
4.1.3	Sólidos suspendidos totales en el reactor (SSTr)	38
4.1.4	Carga orgánica (CO)	39
4.1.5	Índice volumétrico de lodos (IVL)	40
4.1.6	Tiempo de retención celular (TRC)	42
4.2	Resultados correspondientes a ciclos de reacción representativos	45
4.2.1	Nitrógeno amoniacal (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	45
4.2.2	pH	46
4.2.3	Ácidos grasos volátiles (AGV)	47
4.2.3.1	DQO soluble (DQOs) y DQO debida a los AGV (DQO <sub>agv</sub> )	47
4.2.3.2	Tasa de producción promedio de AGV durante la etapa de reacción	50
4.2.3.3	Especies de AGV producidos	51
4.2.3.4	Por ciento de acidificación	57
4.3	Resultados obtenidos de influentes y efluentes compuestos	58
4.3.1	DQO total (DQOt) y soluble (DQOs)	58
4.3.2	Ácidos grasos volátiles (AGV)	61
4.3.3	Compuestos nitrogenados	63
4.3.4	Fósforo de ortofosfatos (P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ) y sólidos suspendidos totales (SST)	66
4.4	Idoneidad del modelo experimental	68
4.4.1	Comprobación de las suposiciones hechas por la elección del modelo experimental	68
4.4.2	Aclaración sobre la idoneidad del modelo experimental	68
4.5	Determinación de la influencia de la temperatura en la producción de AGV	69
<b>5.</b>	<b>Conclusiones y propuestas</b>	<b>70</b>
5.1	Conclusiones	70
5.1.1	Conclusiones generales	70

5.1.2	Referentes a la etapa de reacción	71
5.1.3	Comparación de influentes y efluentes	71
<b>Bibliografía</b>		<b>73</b>
<b>Anexos</b>		<b>77</b>

## FIGURAS

Número		Página
2.1	Ciclo de operación del reactor discontinuo	6
2.2	Fermentación láctica	10
2.3	Fermentación de los compuestos presentes en las aguas residuales	12
3.1	Esquema del sistema discontinuo utilizado en la experimentación	23
4.1	Temperatura diaria promedio durante la experimentación	37
4.2	DQO total diaria en los influentes compuestos durante la experimentación	38
4.3	Concentración diaria de los sólidos suspendidos totales en el reactor durante la experimentación	39
4.4	Carga orgánica diaria durante el periodo de experimentación	40
4.5	Índice volumétrico de lodos durante la experimentación	41
4.6	Tiempo de retención celular durante el periodo experimental	43
4.7	Nitrógeno amoniacal durante el tiempo de reacción	45
4.8	Comportamiento del pH durante diferentes ciclos del reactor	46
4.9	DQOs, DQOagv y por ciento teórico con que la DQOagv contribuye a la DQOs durante el tiempo de reacción	48
4.10	Tasas promedio de producción de AGV durante el tiempo de reacción	50
4.11	Producción de cada AGV presente durante la reacción y en efluentes puntuales	52
4.12	Comparación de la concentraciones del ácido acético y ácido propiónico obtenidas de 0.5 a 6 horas de reacción	53
4.13	Por ciento con que cada AGV producido contribuye a la DQOagv durante la reacción y en los efluentes puntuales	55
4.14	Por ciento promedio con que el ácido acético y el ácido propiónico contribuyeron a la composición de la DQOagv durante la reacción (0.5 h a 6 h)	56
4.15	Por ciento de acidificación durante el tiempo de reacción	57
4.16	DQO total en muestras compuestas influentes (IC) y compuestas efluentes (EC)	58
4.17	DQO soluble en muestras compuestas influentes (IC) y compuestas efluentes (EC)	59
4.18	Efecto de la fermentación en las fracciones solubles y no solubles de la DQO en influentes y efluentes compuestos	60
4.19	DQO total, soluble y debida a los AGV en los efluentes compuestos	61
4.20	Relación DQOagv/DQOs y DQOagv/DQOt en los efluentes compuestos	62

4.21	Distribución y composición de los AGV en los efluentes compuestos	63
4.22	Nitrógeno total (Kjeldahl), orgánico y amoniacal en las muestras influentes compuestas (IC) y efluentes compuestas (EC)	64
4.23	Concentración del nitrógeno de nitratos en influentes y efluentes compuestos	65
4.24	Fósforo de ortofosfatos en influentes compuestos (IC) y efluentes compuestos (EC)	66
4.25	Sólidos suspendidos totales en influentes compuestos (IC) y efluentes compuestos (EC)	67
A1	Comportamiento de la DQO <sub>agv</sub> en la etapa de reacción (0.5 a 6 h) de un ciclo por cada temperatura probada	81
A2	Comportamiento de la DQO <sub>agv</sub> en los efluentes compuestos	82
A3	Residuos e <sub>ij</sub> de las correspondientes DQO <sub>agv</sub> durante la reacción (A) y en los efluentes compuestos (B)	83



## TABLAS

Número		Página
3.1	Complemento alimenticio	21
3.2	Características principales del reactor	22
3.3	Programación de los ciclos de operación	24
3.4	Notación de las muestras compuestas tomadas en la semana de análisis	28
3.5	Análisis efectuados a las distintas muestras obtenidas para evaluar el efecto de la temperatura	28
3.6	Muestreos efectuados durante el periodo experimental	29
3.7	Cálculo de otros parámetros de interés	30
3.8	Análisis realizados	31
3.9	Factores para calcular la DQO teórica de cada AGV	32
3.10	Resultados a obtener para evaluar el efecto de la temperatura en la etapa de reacción	35
3.11	Resultados a obtener para evaluar el efecto de la temperatura en los efluentes	35
4.1	Carga orgánica promedio a la temperatura indicada	39
4.2	Índice volumétrico de lodos promedio a la temperatura indicada	41
4.3	Tiempo de retención celular promedio a la temperatura indicada	43
A1	DQO <sub>agv</sub> (mg/l) durante la etapa de reacción en un ciclo por cada temperatura probada	81
A2	DQO <sub>agv</sub> (mg/l) en los efluentes compuestos por cada temperatura probada	82
A3	Resultados de la prueba de normalidad aplicada a la DQO <sub>agv</sub> durante el tiempo de reacción (0.5 a 6 h) y para los efluentes compuestos	84
A4	Resultados de la prueba de Bartlett para comprobar homocedasticidad de los resultados	85
A5	Análisis de variancia del modelo factorial	86
A6	Resultados de la prueba de medias para determinar la influencia de la temperatura en la producción de los AGV	87

## NOMENCLATURA

ADP	Adenosin difosfato
AGV	Ácidos grasos volátiles
ATP	Adenosin trifosfato
CH <sub>3</sub> COOH	Ácido acético
CO	Carga orgánica
CO <sub>2</sub>	Bióxido de carbono
DQO	Demanda química de oxígeno
DQO <sub>AC AC</sub>	Demanda química de oxígeno debida al ácido acético
DQO <sub>agv</sub>	Demanda química de oxígeno debida a los AGV
DQO <sub>AC PR</sub>	Demanda química de oxígeno debida al ácido propiónico
DQOs	Demanda química de oxígeno soluble
DQOt	Demanda química de oxígeno total
EBPR	Siglas en Inglés de Remoción Biológica de Fósforo Mejorada
Fe <sup>+2</sup>	Hierro ferroso
H <sub>2</sub>	Hidrógeno
H <sub>2</sub> S	Ácido sulfhídrico
IVL	Índice volumétrico de lodos
N <sub>2</sub>	Nitrógeno molecular
NTK	Nitrógeno Kjeldahl
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrógeno amoniacal
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrógeno de nitratos
N <sub>2</sub> O	Óxido nitroso
NAD <sup>+</sup>	Nicotinamida adenindinucleótido
NADH <sub>2</sub>	Forma reducida del NAD <sup>+</sup>
PVH	Proteína vegetal hidrolizada
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	Fósforo de ortofosfatos
r	Tasa promedio de producción de AGV durante la reacción
RBN	Remoción biológica de nutrientes
SST	Sólidos suspendidos totales
SSTr	Sólidos suspendidos totales en el reactor
TRC	Tiempo de retención celular
TRH	Tiempo de retención hidráulico

## RESUMEN

Se analizó el grado en que cinco temperaturas (21.9°C, 24.8°C, 28.6°C, 30.1°C y 31.3°C) afectaron el proceso fermentativo de las aguas residuales municipales en un reactor discontinuo. Se experimentó siguiendo un diseño de bloques con efectos fijos teniendo como variable respuesta a la DQO teórica ejercida por los ácidos grasos volátiles (AGV), llamada DQO<sub>agv</sub>. Como fermentador, se acondicionó un reactor discontinuo para que trabajase con lodos activados en suspensión con un volumen de operación de 1.785 m<sup>3</sup>. Un día de operación del reactor fue dividido en 3 ciclos de 8 horas cada uno. El ciclo de operación fue dividido en 5 fases: llenado, reacción, sedimentación, vaciado y fase inactiva con una duración de 12 min, 6 h, 1.5 h, 15 min y 15 min, respectivamente. El agua residual alimentada fue la originada en la Ciudad Universitaria de la UNAM a la que se dosificó un complemento alimenticio. El reactor operó a una carga orgánica de 0.65 a 0.85 mg DQO/mg SST·d, intervalo encontrado previamente como el que mayormente favorece la fermentación de las aguas residuales municipales. Por cada temperatura analizada se tuvieron dos semanas de experimentación, la primera con el objeto de estabilizar el reactor a la temperatura de interés y la segunda para efectuar los análisis correspondientes para evaluar el efecto de dicha temperatura. Con base en la producción de AGV, los resultados revelaron que la temperatura influyó en la etapa de reacción de la fermentación: las temperaturas de 21.9, 24.8 y 30.1°C fueron las que menos favorecieron el proceso, mientras que 28.6 y 31.3°C, fueron las que mayormente lo favorecieron. En cambio, los efluentes no fueron influenciados por la temperatura. En los efluentes se obtuvieron cuatro tipos de AGV: ácido acético, ácido propiónico, ácido butírico y ácido isovalérico, sin un efecto aparente de la temperatura en cuanto a su distribución. En todos los casos los AGV más importantes fueron el ácido acético con 61 % de participación y el ácido propiónico con un 34 %, en promedio. El grado de acidificación se vio favorecido con la temperatura, habiéndose registrado hasta 74 % a 31.3°C. De acuerdo a estos resultados, en este trabajo no es posible hablar de un rango óptimo de temperatura hallado para el proceso fermentativo de las aguas residuales municipales.

## **1. Introducción**

La digestión anaerobia es un proceso mediante el cual un consorcio de bacterias convierte compuestos orgánicos solubles y no solubles del agua residual municipal o cualquier otro compuesto orgánico en biogás, una mezcla de metano y bióxido de carbono principalmente (Dugba y Zhang, 1999). Esta ocurre en dos etapas: la fermentación o fase acidogénica donde se producen ácidos grasos volátiles (AGV) y la metanogénesis en la cual se da el consumo de los AGV producidos en la primera etapa (von Münch *et al.*, 1999).

La mayoría de las investigaciones en esta área han sido dirigidas a la fase metanogénica por ser la etapa de producción de energía y en cambio, poca atención ha sido puesta a la fase acidogénica (Banerjee *et al.*, 1998). El estudio de la fermentación de las aguas residuales es un campo relativamente nuevo (STI, 2001).

A pesar de que la digestión anaerobia ha sido uno de los más antiguos y comunes métodos para la estabilización de lodos (Banerjee *et al.*, 1998; Gaudy y Gaudy, 1980), apenas recientemente la fermentación ha adquirido importancia ya que se ha encontrado que es capaz de suministrar AGV de manera suficiente, los cuales, son esenciales en los

procesos de remoción biológica de nutrientes (RBN) (von Münch *et al.*, 1999).

No obstante que el estudio de la fermentación ha sido desarrollado utilizando diversos sustratos orgánicos y varios tipos de reactores con diferentes condiciones operacionales, puede generalizarse que: los AGV más importantes producidos, en este orden, son el ácido acético y el ácido propiónico.

En lo referente al estudio de la fermentación por efecto de la temperatura utilizando agua residual municipal, son varios los trabajos que se han elaborado aunque en la bibliografía revisada la alimentación ha consistido de combinaciones de ella con aguas sintéticas o industriales.

Es sabido que la fermentación es fuertemente influenciada por la temperatura (Guerrero *et al.*, 1999). Las investigaciones indican, en general, que la fermentación se favorece a temperaturas dentro del rango termofílico pues incrementan la solubilización de la materia orgánica en suspensión y la producción de AGV. Sin embargo, tiene ciertas desventajas (Penaud *et al.*, 1997; Guerrero *et al.*, 1999):

- El alto gasto de energía requerido.
- Dificultad y largo tiempo necesario para el establecimiento de la población bacteriana
- Mayor sensibilidad del sistema a variaciones de temperatura, carga orgánica e interrupciones de alimentación.

En el rango mesofílico de temperatura, investigaciones muestran que la temperatura óptima de fermentación puede encontrarse entre 25°C y 35°C (Penaud *et al.*, 1997; Maharaj y Elefsiniotis, 2001).

La presente tesis fue elaborada para tener una mejor comprensión del proceso fermentativo en las aguas residuales municipales influenciado por la temperatura.

Un mejor entendimiento de la fermentación permitirá mejorar la estabilidad de la digestión anaerobia, incrementar la concentración de compuestos orgánicos solubles y optimizar la remoción biológica de nutrientes (Banerjee *et al.*, 1998).

## **1.1 Objetivos y alcances**

### **1.1.1 Objetivo general**

Determinar la influencia de la temperatura sobre la fermentación ácida de aguas residuales municipales considerando como variable respuesta la producción de ácidos grasos volátiles en un ámbito mesofílico.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

- Establecer el diseño estadístico experimental considerando las condiciones operacionales del tipo de reactor seleccionado.
- De las temperaturas a probar, determinar la que más favorece la fermentación de las aguas residuales municipales en las fases de reacción y efluentes del reactor discontinuo, con base a la producción de AGV.
- Determinar el efecto de la fermentación al variar la temperatura sobre la DQO, IVL y SST.
- Evaluar el efecto de la fermentación en la especiación de los AGV en función de la temperatura.

### **1.1.3 Alcances**

- El trabajo se desarrollará a nivel piloto en un reactor discontinuo alimentado con el agua residual generada en Ciudad Universitaria de la UNAM, enriquecida con un complemento orgánico.
- Se estudiará el efecto de cinco diferentes temperaturas, iniciando con la temperatura ambiente del agua evaluada en 22°C y las siguientes en incrementos de 2°C. Parte importante del análisis se basa en la producción de AGV como principal producto de la fermentación anaerobia.

## **2. Fundamentos teóricos**

### **2.1 Reactor discontinuo**

Un reactor discontinuo opera de una forma simple, introduciendo el agua residual al reactor, dando un tiempo adecuado para su tratamiento y una subsecuente descarga de un volumen de agua tratada más lodo residual. Los reactores discontinuos operan bajo una serie de fases de operación cuya duración depende de las características específicas del agua residual y de la calidad del efluente deseada (Kolarski, 1996).

Una característica de este tipo de reactor es que la composición de la mezcla reaccionante va variando con el tiempo, aunque en cada instante, es uniforme en todos los puntos del reactor (Levenspiel, 1998).

#### **2.1.1 Descripción**

Un reactor discontinuo, como su nombre lo indica, es un reactor que funciona de forma intermitente, por lotes. Su funcionamiento está basado en la ejecución, de forma consecutiva y ordenada, de una serie de fases (llamadas fases de operación) dentro de un lapso de tiempo

predeterminado. El conjunto de esta serie de fases recibe el nombre de ciclo de reacción u operación y todas ellas toman lugar en el mismo reactor (Kolarski, 1996; Tchobanoglous y Burton, 1996).

Las fases que componen a cada ciclo de reacción son las siguientes:

1. Llenado: Al inicio del ciclo, el reactor se encuentra en el nivel mínimo dejado por el anterior ciclo y el agua residual es adicionada al reactor hasta su nivel de operación, resuspendiendo los sólidos que entran en contacto con el agua influente.
2. Reacción: El mezclado debe continuar durante esta fase y se da un tiempo de reacción cuyo propósito es completar, hasta cierto grado establecido, las reacciones que se iniciaron durante la etapa de llenado.
3. Sedimentación: Finalizado el tiempo de reacción, sigue la etapa de sedimentación de lodos para permitir su separación y obtener un sobrenadante clarificado. El agua del reactor, para ello, debe estar en absoluto reposo, sin ningún mezclado del contenido.
4. Vaciado: El agua sobrenadante es desalojada del reactor hasta un nivel predeterminado.
5. Fase inactiva: Durante esta fase, el reactor queda fuera de cualquier actividad y dura solo el tiempo requerido hasta que es conveniente iniciar con el siguiente ciclo. Esta fase se conoce también como fase de tiempo muerto.
6. Purga de lodos: Será necesario en ocasiones descargar ciertas cantidades de sólidos para mantener una concentración adecuada de los mismos durante la reacción. Este exceso de materia se debe al crecimiento de lodos y a la materia inerte proveniente del agua residual. Esta etapa ocurre dentro del ciclo simultáneamente con la fase de vaciado o la fase inactiva.

La figura 2.1 muestra las etapas del ciclo de operación para el reactor discontinuo.

Durante el ciclo, el único influente se da en la fase de llenado y el único efluente se da en la fase de vaciado o en la purga de lodos, o bien, en ambos. En cualquier otra parte del ciclo no entra ni sale ningún flujo de agua del reactor.



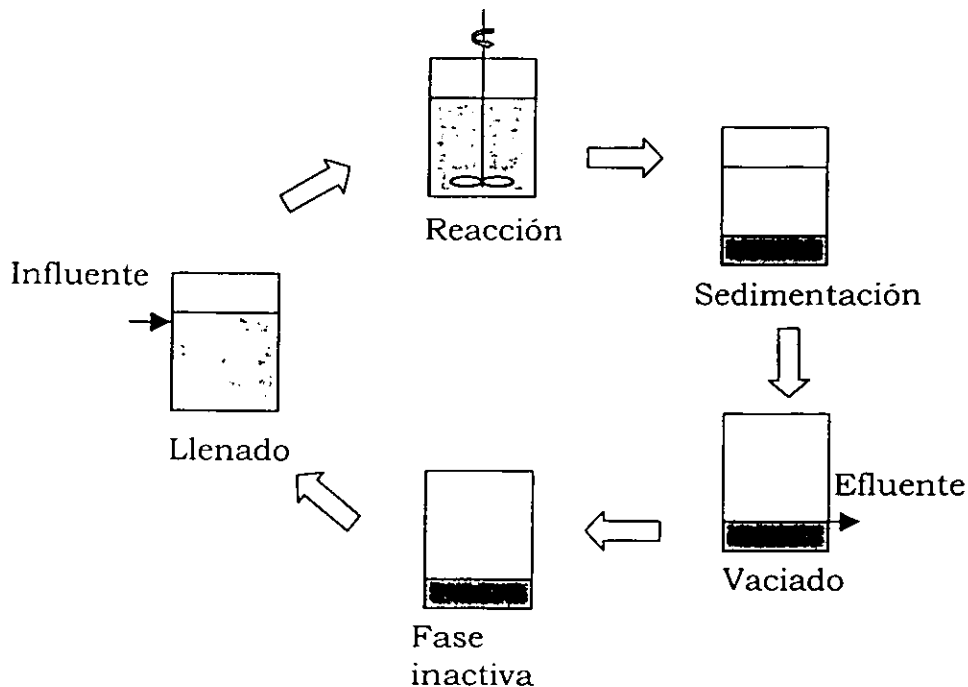


Figura 2.1. Ciclo de operación del reactor discontinuo.

### 2.1.2 Ventajas y desventajas

Kolarski (1996) y Tchobanoglous y Burton (1996) citan las siguientes ventajas:

- El espacio requerido para su instalación es mínimo.
- Su construcción es económica.
- Ya que todo el ciclo se lleva a cabo en el mismo reactor, no hay necesidad de construcciones adicionales como podría ser un clarificador.
- Es de fácil operación.
- Es de gran flexibilidad. Permite operar a cargas actuales o futuras y permite detener su operación de un modo fácil y rápido. El tiempo dedicado a cada fase puede ser fácilmente variado. Además, durante cualquiera de las fases, pueden llevarse a cabo diferentes funciones dependiendo de los requerimientos del tratamiento.

Según McWhorter (1992) las desventajas de este tipo de reactores son:

- Gran pérdida de carga hidráulica debido al nivel variable del agua tratada.
- La tasa de transferencia de oxígeno requerida es mayor que para el sistema de flujo continuo.

- Para aguas residuales diluidas, el volumen total de un reactor discontinuo podría exceder al de un sistema continuo.
- Para que el reactor discontinuo sea efectivo, se requiere de un control completamente automatizado.

Además,

- El tiempo invertido para la carga, descarga y limpieza podría llegar a ser considerablemente grande (Levenspiel, 1998).
- Este tipo de reactores es más susceptible a variaciones de carga orgánica, comparados con reactores continuos bien mezclados (Tchobanoglous y Burton, 1996).

## 2.2 Fermentación

La fermentación es un proceso regenerador de ATP por la oxidación incompleta de sustratos orgánicos que no requiere de oxígeno. Utiliza moléculas orgánicas provenientes del sustrato original que sirven a la vez como receptores y donadores finales de electrones para formar el producto (Schlegel, 1997).

La fermentación de las aguas residuales produce ácidos grasos volátiles (AGV) de los cuales el ácido acético y ácido propiónico son los principales productos (Randall, 1994; Banerjee *et al.*, 1998; Dionicio *et al.*, 1997; Lim *et al.*, 2000).

Los AGV mejoran la operación de las plantas que efectúan remoción biológica de nutrientes (RBN) por lo que la fermentación de las aguas residuales para los procesos RBN ha ido en aumento (von Münch *et al.*, 1999). Además, los AGV también sirven de sustrato a las bacterias metanogénicas en la última etapa de la digestión anaerobia.

### 2.2.1 Fundamentos básicos

Las células para su mantenimiento, crecimiento y síntesis de nuevos componentes celulares, requieren de una constante aportación de energía, la cual, es obtenida mediante el catabolismo de las sustancias nutritivas que se toman del medio. Es indispensable que estos nutrientes se encuentren disueltos en el medio donde se encuentran los microorganismos ya que, solo así, podrán ser metabolizados.

Las vías mediante las cuales los compuestos orgánicos son degradados para la producción de energía en forma de ATP, puede dividirse en dos grupos principales (Brock y Madigan, 1993):

- Fermentación, en la que la degradación de los nutrientes se efectúa con la ausencia de cualquier receptor final de electrones externo.
- Respiración, en la que el oxígeno molecular (respiración aerobia) o algún otro oxidante externo (respiración anaerobia) actúa como receptor final de electrones.

De ellos, la fermentación es el proceso más sencillo para la obtención de energía; no involucra una cadena transportadora de electrones y no requiere de receptores externos de electrones.

Las bacterias capaces de efectuar fermentación como el mecanismo para la obtención de energía, pueden ser del tipo de bacterias anaerobias estrictas y bacterias facultativas (Schlegel, 1997).

La respiración anaerobia es el proceso que involucra una cadena transportadora de electrones siendo los receptores finales de electrones compuestos inorgánicos distintos al oxígeno molecular, tales como el nitrato, sulfato, azufre, carbonato, hierro férrico, bióxido de carbono, entre otros. Estas bacterias utilizan, como fuente de carbono, a los productos de las bacterias fermentadoras o a los sustratos no utilizados por ellas (Schlegel, 1997).

El nitrato se reduce a óxido nitroso ( $N_2O$ ) y nitrógeno molecular ( $N_2$ ), el sulfato y azufre a ácido sulfhídrico ( $H_2S$ ), el dióxido de carbono y carbonatos a ácido acético ( $CH_3COOH$ ) o metano ( $CH_4$ ) y el hierro férrico a hierro ferroso ( $Fe^{+2}$ ) (Schlegel, 1997).

La respiración aerobia es el proceso metabólico que involucra una cadena transportadora de electrones siendo el oxígeno molecular el receptor final de electrones. En este proceso la fuente orgánica de energía se oxida completamente a  $CO_2$  y agua con una liberación de energía mucho mayor que en la fermentación (Brock y Madigan, 1993; Cheremisinoff, 1995).

Según el producto de excreción prioritario en cantidad, o más característico, se diferencia entre fermentación alcohólica, láctica, propiónica, acética, butírica y fórmica (Schlegel, 1997).

### **2.2.2 Bioquímica de la fermentación**

Los nutrientes que se encuentran en el medio comprenden macromoléculas de sustratos orgánicos como polisacáridos, proteínas y lípidos. Los sustratos, para ser metabolizados deben ser introducidos a la célula pero, ya que las macromoléculas no pueden entrar a la célula, estos deben ser hidrolizados a moléculas más simples (monosacáridos, aminoácidos y AGV de cadena larga), suficientemente pequeñas como para

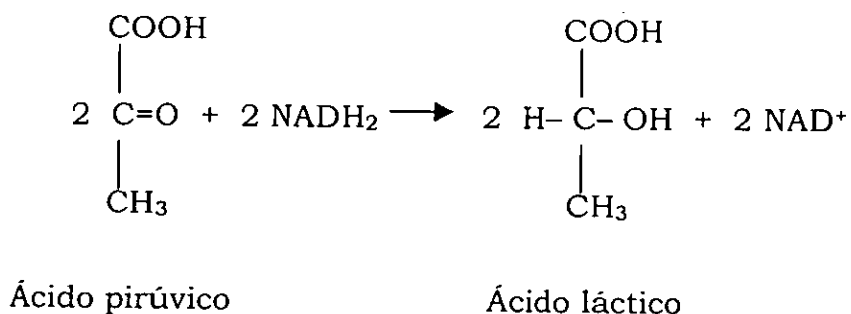
poder atravesar la pared celular. Este es el inicio del catabolismo. La hidrólisis es efectuada por exoenzimas que secreta la propia célula.

La fermentación de estos compuestos más sencillos conlleva a la transferencia de electrones, por la oxidación del sustrato, hacia un compuesto acarreador de electrones, destacando  $\text{NAD}^+$ , obteniéndose su forma reducida  $\text{NADH}_2$  (Brock y Madigan, 1993).

La reoxidación del  $\text{NADH}_2$  a  $\text{NAD}^+$  se efectúa a través de reacciones que incluyen la reducción de algún producto orgánico intermedio de la fermentación como lo es el piruvato obteniéndose de esta forma los productos finales de fermentación que son excretados por la célula. Solo con la reoxidación del  $\text{NADH}_2$  de esta forma, es posible que la fermentación continúe (Brock y Madigan, 1993).

La energía en forma de ATP es obtenida por fosforilación de moléculas de ADP a nivel sustrato (Brock y Madigan, 1993).

Como ejemplo típico del mecanismo de la fermentación, se tiene a la fermentación láctica de la glucosa. En esta fermentación, una molécula de glucosa origina dos moléculas de piruvato mediante el proceso de glucólisis. Los electrones donados en este proceso, son transportados en dos moléculas de  $\text{NADH}_2$ . La reoxidación del  $\text{NADH}_2$  procede de la manera siguiente (Pelczar *et al.*, 1998):



El producto de esta fermentación es el ácido láctico más la obtención de 4 moléculas de ATP, pero, ya que son requeridas dos moléculas de ATP para efectuar la glucólisis, la ganancia neta energética es de dos moléculas de ATP por cada molécula de glucosa (Brock y Madigan, 1993; Pelczar *et al.*, 1998). La figura 2.2 esquematiza la fermentación láctica.

Para los microorganismos el producto crucial es el ATP, el cual utilizan en una gran variedad de reacciones que requieren energía. Los productos de la fermentación, son meramente productos de desecho para ellos (Brock y Madigan, 1993).

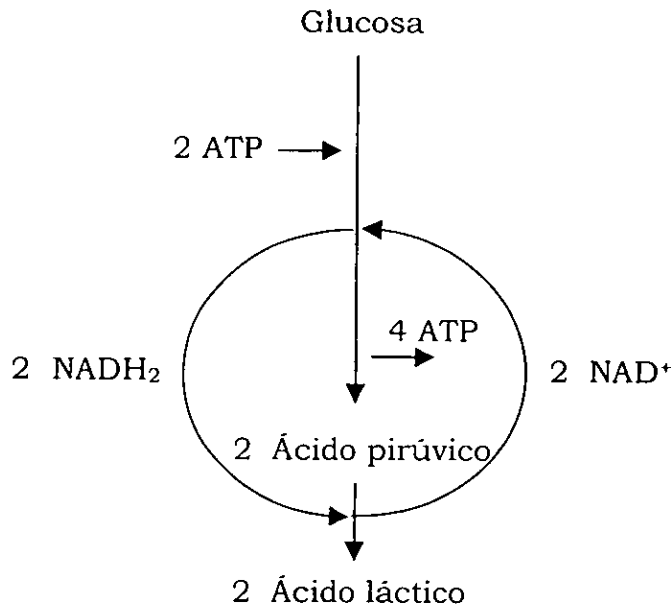
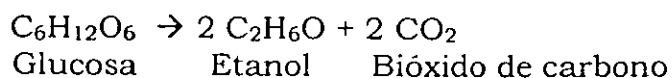


Figura 2.2. Fermentación láctica.  
(Pelczar *et al.*, 1998. Modificado)

### 2.2.3 Características de la fermentación

A continuación, se citan algunas de las características más relevantes del proceso fermentativo según Brock y Madigan (1993):

- La oxidación en una fermentación está acoplada a una posterior reducción de un compuesto orgánico generado por la propia célula mediante el catabolismo del sustrato inicial. Solo de esta manera no se necesita de un receptor final de electrones suministrado externamente. El compuesto orgánico finalmente reducido es el producto orgánico que excreta la célula.
- En la mayoría de las fermentaciones, los receptores de hidrógeno se producen a partir del piruvato y de la acetil-coenzima A.
- En la fermentación solo se efectúa una oxidación parcial de los átomos de carbono del compuesto orgánico, por lo que solo puede obtenerse una pequeña cantidad de energía. La mayor parte de la energía permanece almacenada en el producto de fermentación reducido.
- La energía liberada por la fermentación se conserva por fosforilaciones a nivel de sustrato que producen ATP.
- En la fermentación, algunos átomos del sustrato inicial quedan reducidos mientras que otros quedan más oxidados. Un ejemplo es la fermentación de la glucosa a etanol.



Nótese que los átomos de carbono de los productos, provienen del sustrato inicial. En el etanol, los átomos de carbono quedan más reducidos, esto es, tienen más hidrógenos y electrones por átomo de carbono, en cambio, en el bióxido de carbono el átomo de carbono queda más oxidado.

### 2.3 Fermentación de las aguas residuales

La fermentación es utilizada para producir ácidos grasos volátiles (AGV) de las aguas residuales industriales como las procesadoras de alimentos, aguas residuales municipales y como primera etapa de la digestión anaerobia de lodos activados.

Los AGV son ácidos de cadena corta producidos por bacterias acidogénicas por fermentación de la materia orgánica soluble y suspendida contenida en las aguas residuales (Lie y Welander, 1997; STI, 2001). Constituyen una fuente de carbono para cualquier tipo de microorganismo presente en tratamientos biológicos para remoción de material carbonoso, RBN (desnitrificación y remoción de fósforo) y metanogénesis (última etapa de la digestión anaerobia) (Doria *et al.*, 1992).

Diversos estudios realizados han encontrado que el ácido acético es el producto mayormente producido por la fermentación, seguido del ácido propiónico (Randall, 1994; Penaud *et al.*, 1997; Banerjee *et al.*, 1998; Dionicio *et al.*, 1997; Lim *et al.*, 2000), aunque también se ha reportado la presencia en menor cantidad de ácido butírico (Penaud *et al.*, 1997; Banerjee *et al.*, 1998; Lim *et al.*, 2000).

Actualmente, la fermentación de las aguas residuales está adquiriendo gran popularidad ya que es capaz de suministrar AGV de manera abundante los cuales mejoran notablemente los procesos de RBN (Lie y Welander, 1997; von Münch *et al.*, 1999; Moser-Engeler *et al.*, 1998; Maharaj y Elefsiniotis, 2001; STI, 2001).

Por fortuna, ya que es el principal producto de la fermentación, el ácido acético es el AGV más efectivo para la RBN (Randall, 1994; Danesh y Oleszkiewicz, 1995; Danesh y Oleszkiewicz, 1996; Lim *et al.*, 2000), aunque, también el ácido propiónico es de gran importancia (Rabinowitz y Crowther, 1994; Banerjee *et al.*, 1998; Moser-Engeler *et al.*, 1998).

La figura 2.3 presenta los productos de fermentación de los sustratos presentes en las aguas residuales municipales.

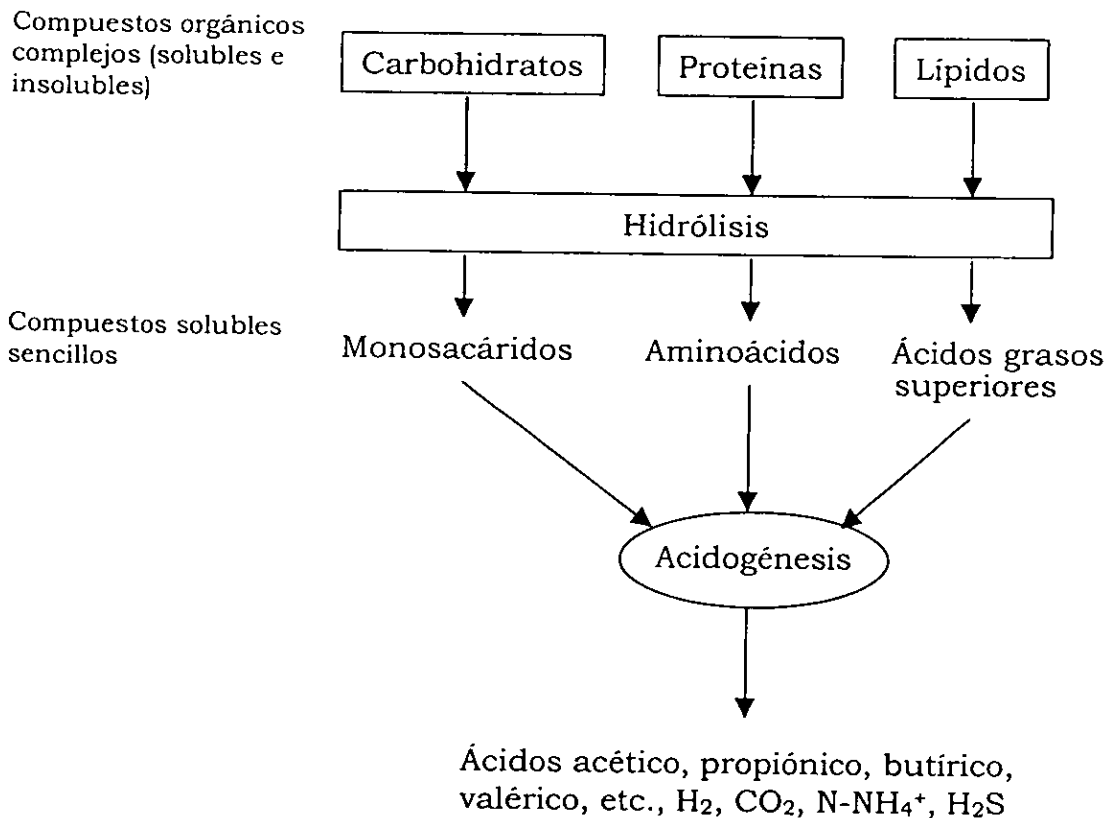


Figura 2.3. Fermentación de los compuestos presentes en las aguas residuales (Massé y Droste, 2000; STI, 2001. Modificados)

En la fermentación de aguas residuales existe muy poca eliminación de la materia orgánica (DQO), ya que simplemente se da su transformación a productos más sencillos, como los AGV, que también provocan una DQO.

### 2.3.1 Desarrollo histórico

STI (2001) da la siguiente semblanza del desarrollo de la fermentación de las aguas residuales municipales:

Cerca de los Años 70 del siglo pasado, cuando el tratamiento de las aguas residuales estaba enfocada a la remoción carbonosa, la producción de AGV era vista sin ninguna ventaja en particular.

A mediados de los setentas, cuando se estaban llevando a cabo investigaciones para la remoción biológica de fósforo en Sudáfrica, fue entonces observado que las condiciones anaerobias eran benéficas para la

remoción biológica mejorada de fósforo (EBPR, por sus siglas en Inglés, Enhanced Biological Phosphorous Removal).

Tomó cerca de cinco años para que la comunidad científica relacionada concluyera que una de las razones por la que las condiciones anaerobias eran benéficas para la EBPR es que durante ésta, los sustratos del agua residual eran transformados a una forma preferida por las bacterias removedoras de fósforo, los AGV.

Durante la última década, las investigaciones se han enfocado a dos principales áreas:

1. Demostrar cómo los productos de fermentación mejoran la EBPR y la desnitrificación. Por ejemplo, determinar cuál de los sustratos es benéfico y a qué concentración.
2. Optimizar el proceso de la fermentación.

En muchas partes del mundo no esperaron por los resultados de las investigaciones y empezaron la construcción de fermentadores para operación en planta. La primera planta para la remoción biológica de nutrientes que fue construida con un fermentador fue la planta de Kelowna en Columbia Británica, Canadá, en 1982. El fermentador construido fue del tipo estático. Desde entonces se han construido otros fermentadores para uso en planta, principalmente en Sudáfrica y Canadá, pero también en Australia, EUA, Reino Unido y Escandinavia.

### **2.3.2 Alternativas a la fermentación**

La fermentación de las aguas residuales puede llevarse a cabo por tres diferentes formas: por fermentación del agua residual en las alcantarillas, si el tiempo de residencia es suficientemente largo; en la zona anaerobia de la planta de tratamiento de aguas residuales si ésta es lo suficientemente grande o utilizando un fermentador por separado (Randall, 1994; STI, 2001).

Por otra parte, el agua residual podría no contener suficiente materia orgánica como para producir la cantidad de AGV requerida para los procesos RBN (Danesh y Oleszkiewicz, 1995; STI, 2001).

En cualquier caso, puede encontrarse que hay en general dos principales alternativas a la fermentación (Randall, 1994):



- a) Adicionar fuentes externas de carbono.

Las ventajas de adicionar una fuente externa de carbono son que su dosificación puede ser muy bien controlada y que no se necesita de un fermentador. La desventaja consiste en el costo mismo de la fuente que provocaría un aumento en los gastos de operación y a que representa una carga adicional de carbono para la planta de tratamiento lo que provocaría el incremento de los requerimientos de oxigenación y aumentaría la producción de lodos.

Las fuentes alternas de carbono más frecuentemente usadas como fuentes para la RBN son el etanol, metanol y el acetato de sodio. Otra alternativa es la adición de agua residual con altas concentraciones de DQO soluble como por ejemplo, de una fábrica procesadora de alimentos.

- b) Usando otros mecanismos para efectuar la hidrólisis.

Pueden ser químicos, térmico, enzimáticos o ultrasónicos

### **2.3.3 Ventajas y desventajas**

Randall (1994) menciona las siguientes ventajas y desventajas que se pueden originar por el uso de la fermentación como proceso previo a la RBN:

#### **Ventajas de la fermentación**

- a) La generación de AGV a partir de sólidos suspendidos elimina la necesidad de comprar compuestos químicos como sales de aluminio o hierro para la remoción de fósforo. Es posible obtener concentraciones menores a 0.1 mg/l de fósforo cuando se adicionan AGV como sustratos en la zona anaerobia de los sistemas RBF. Además, el exceso de AGV puede ser utilizado para la desnitrificación.
- b) Con el uso de un fermentador, se reduce el tamaño requerido para la zona anaerobia debido a que la toma de AGV por los organismos removedores de fósforo es rápida en relación a la fermentación.
- c) La fermentación garantiza el suministro adecuado para la RBN.
- d) Altas concentraciones de AGV en la zona anaerobia generalmente mejora la sedimentabilidad de los lodos, debido a que tales condiciones propician la selectividad de las bacterias acumuladoras de fósforo, las cuales presentan la característica de ser buenas formadoras de flóculos.

## **Desventajas de la fermentación**

- a) Los AGV generados de sólidos orgánicos suspendidos incrementan la carga orgánica lo que provoca tanto el aumento de la demanda de oxígeno como la producción de lodos. Ambos incrementan los costos de operación.
- b) La construcción de una unidad de fermentación puede contribuir de manera importante al costo total de la planta.

### **2.3.4 Variables que afectan la fermentación de las aguas residuales**

Existen varios factores que afectan a la fermentación. Se incluyen: parámetros operacionales como carga orgánica, tiempo de retención hidráulico (TRH) y tiempo de retención celular (TRC), factores ambientales como pH, temperatura y configuración del reactor (Banerjee *et al.*, 1998; Lim *et al.*, 2000).

#### **Carga orgánica (CO)**

El agua residual podría no contener suficiente materia orgánica como para satisfacer adecuadamente una demanda de AGV para la RBN o para la digestión anaerobia. Este tipo de agua residual es considerada, por lo tanto, como un agua “débil” en cuyo caso, como ya se mencionó, sería necesaria la adición de fuentes externas de carbono (Danesh y Oleszkiewicz, 1995; STI, 2001).

Por otra parte, es conocido que el tipo y concentración del sustrato contenido en el agua residual tiene un efecto directo sobre la producción y distribución de los AGV, esto es, afectará tanto a los tipos de AGV producidos así como a los tipos predominantes (Banerjee *et al.*, 1998; Dionicio *et al.*, 1997).

Pérez (2000) encontró que la fermentación de las aguas residuales municipales es mayormente favorecida en un intervalo de carga orgánica de 0.65 a 0.85 mg DQO/mg SST·d.

#### **Tiempo de retención hidráulico (TRH)**

Se han realizado diferentes estudios destinados a determinar la influencia del TRH en la fermentación. Los resultados son variables, ya que se utilizan diversos sustratos y condiciones operativas.

Según Guerrero *et al.* (1999), este es el parámetro más importante en la operación de un reactor fermentador ya que determina la eficiencia de solubilización de sólidos y el grado de acidificación del influente.

Maharaj y Elefsiniotis (2001) realizaron un estudio del efecto del TRH y bajas temperaturas sobre la acidogénesis de aguas residuales municipales e industriales, con 25°C y temperaturas menores y TRH de 30, 48 y 60 h, aunque incluyeron resultados de otro estudio (Banerjee *et al.*, 1998) que realizó un experimento similar con TRH de 18 y 30 h. Concluyeron que aparentemente las condiciones óptimas para la producción de AGV eran a 25°C y un TRH de 30 horas.

Sin embargo, otro estudio realizado por von Münch *et al.* (1999), probó un modelo aplicado a la fermentación de lodos y aguas residuales municipales, donde obtuvo que el mejor TRH podía ser menor a cinco horas.

Por su parte, Dionicio *et al.* (1997), reportan que la máxima acidificación por la fermentación de aguas residuales municipales, fue obtenida con un TRH de 6 h (se probaron TRH de 2, 4 y 6 h), aunque, no se tuvo control sobre la carga orgánica, lo que pudo haber influido en el resultado.

Desde un punto de vista económico, el menor TRH para el diseño de un digestor se traduce en el más pequeño del mismo y por lo tanto, en el más económico (Dugba y Zhang, 1999).

### **Tiempo de retención celular (TRC)**

En el estudio efectuado por Dugba y Zhang (1999), el TRC varió con la temperatura de manera inversamente proporcional.

Danesh y Oleszkiewicz (1995) encontraron que la producción de AGV tiene una relación directamente proporcional con el TRC ya que altos TRC aseguran la presencia y crecimiento de diversas bacterias requeridas para la fermentación de los diferentes compuestos presentes en el agua residual. Los TRC analizados fueron de 4, 8 y 13 días.

### **pH**

El pH es una variable que también afecta la cantidad y tipo de AGV formados (Danesh y Oleszkiewicz, 1995; Lim *et al.*, 2000).

Es un factor que no solo afecta a los microorganismos, sino también a la solubilidad de la materia orgánica y al equilibrio de componentes orgánicos e inorgánicos relacionados al proceso (Stover, 1994).

Debido a la fermentación del agua residual, la producción y acumulación de AGV provocara que el pH baje, pero, dependiendo de la capacidad buffer del agua residual el pH podría variar entre 5 y 7 (Guerrero *et al.*, 1999).

Danesh y Oleszkiewicz (1995), encontraron que el decremento del pH provoca un decremento en la producción de AGV afectando también su distribución. En su estudio realizado concluyeron que la fermentación se realiza mejor a pH entre 7.1 y 7.6, el pH natural del agua.

En el estudio realizado por Penaud *et al.* (1997), concluyen que la solubilización de la materia orgánica es óptima a pH de 8.5 y el pH óptimo para la acidogénesis es de 8, en términos de concentración de AGV.

### **Temperatura (T)**

Guerrero *et al.* (1999) encontraron que la fermentación a 55°C de aguas residuales ricas en sólidos orgánicos tiene la ventaja de que la acidificación así como la solubilización de la materia orgánica en suspensión son mayormente favorecidas que a 37°C. El inconveniente a temperaturas termofilicas es que el sistema se vuelve más sensible a cambios de temperatura, carga orgánica e interrupciones de la alimentación.

Otros trabajos, que reflejan el impacto directo de la temperatura en la fermentación, son los estudios realizados en la fermentación de lodos primarios por Dawson *et al.* (1994) y Skalsky y Daigger (1995), donde se demostró que la producción de AGV aumenta con la temperatura hasta los 21°C y 28°C, las cuales, fueron las máximas temperaturas utilizadas en los dos estudios, respectivamente.

En el estudio realizado por Penaud *et al.* (1997) en agua residual farmacéutica en un rango de 25°C a 65°C, concluyen que la temperatura que optimizó la solubilización y acidificación está en el rango mesofilico (35°C), debido a que el proceso en el rango termofilico es más inestable dada la dificultad y al largo tiempo necesario para la selección de la población bacteriana. El rango mesofilico tiene la ventaja adicional al termofilico por el ahorro de energía.

En el rango mesofílico, entre temperaturas de 8°C y 35°C, los estudios de Banerjee *et al.* (1998) y Maharaj y Elefsiniotis (2001) encontraron que la fermentación de lodos primarios municipales y aguas residuales industriales ricas en compuestos orgánicos se favorece mayormente a 25°C.

### **2.3.5 Configuración de fermentadores**

Según STI (2001) las configuraciones más usadas son:

- Tanque primario activado: Es un clarificador primario en donde la producción de AGV toma lugar en la capa de lodos. El lodo es recirculado a la entrada lo que permite inocular con los organismos fermentadores.
- Fermentadores de una etapa: Pueden ser mezclados o no. Los no mezclados, fermentadores estáticos, son básicamente una extensión del potencial fermentador del clarificador primario. Se diferencia del Tanque Primario Activado en que no tiene un retorno de lodos.
- Fermentadores de dos etapas: El lodo primario se alimenta a un fermentador completamente mezclado y después se pasa a un clarificador para remover el sobrenadante rico en AGV y para control del TRC.

### **2.4 Clasificación de los microorganismos de acuerdo con su temperatura de proliferación**

La temperatura es uno de los factores ambientales que más afectan el crecimiento de los microorganismos. Conforme la temperatura aumenta, las reacciones químicas y enzimáticas en la célula tienen lugar a velocidades cada vez más altas, al igual que el crecimiento. Sin embargo, más allá de cierta temperatura, los componentes celulares tales como las proteínas, ácidos nucleicos y otros componentes, se vuelven sensibles a temperaturas elevadas pudiendo inactivarse de forma irreversible, por lo que, por encima de dicho punto las funciones celulares caen drásticamente a cero (Brock y Madigan, 1993).

Así, para cada microorganismo, existe una temperatura mínima por debajo de la cual no tiene lugar el crecimiento celular, una temperatura óptima en la que el crecimiento es máximo y una temperatura máxima por encima de la cual el crecimiento cesa de manera irreversible. La temperatura óptima se encuentra entre la temperatura mínima y la máxima y siempre esta más cercana a esta última (Brock y Madigan, 1993).

De acuerdo al rango de temperatura donde la proliferación de los microorganismos tiene lugar, se pueden distinguir de forma general tres grupos:

- Psicrófilos, con temperatura óptima muy baja.
- Mesófilos, con temperatura óptima dentro de límites regulares.
- Termófilos, con temperaturas óptimas altas.

No se tiene un rango de temperaturas bien definido para clasificar a los microorganismos y más aún, existen sub-clasificaciones para colocar a los microorganismos que no caen exactamente dentro de la clasificación arriba mencionada.

Por ello, se da el rango de temperaturas según Schlegel (1997): Los organismos psicrófilos (o criófilos) tienen su tasa óptima de crecimiento por debajo de los 20°C; los organismos mesófilos tienen su tasa máxima de crecimiento entre los 20°C y 42°C y los termófilos crecen a temperaturas superiores a 40°C y tienen su límite superior a 70°C.

Cabe mencionar que existen microorganismos capaces de crecer aun por encima de los 80°C y 100°C y son llamados hipertermófilos (Schlegel, 1997).

### **3. Metodología**

#### **3.1 Desarrollo experimental**

Dado el objetivo de analizar la influencia de la temperatura en la fermentación de las aguas residuales municipales, se dispuso en un principio para ello, experimentar con 5 diferentes valores de temperaturas comenzando con la temperatura ambiente del agua estimada en 22°C y las restantes fijadas en intervalos de 2°C hasta los 30°C. Estas fueron probadas en un orden ascendente.

Su efecto sobre la fermentación fue evaluado a través de la producción de ácidos grasos volátiles (AGV).

En un trabajo previo sobre fermentación de aguas residuales municipales (Pérez, 2000), se halló que el intervalo de carga orgánica (CO) de 0.65 a 0.85 mg DQO/mg SST·d es el que más favorece la producción de AGV en dicho proceso.

Por esta razón en la presente tesis se decidió operar el reactor en este mismo intervalo de CO.

Pérez (2000) también halló los tiempos requeridos para cada una de las etapas del ciclo de operación del reactor además de los volúmenes de operación y de recambio, valores que también fueron utilizados en el presente trabajo (tabla 3.2).

El agua residual municipal alimentada fue la originada en Ciudad Universitaria (C.U.) de la UNAM, cuya DQO fue enriquecida con un complemento alimenticio.

El complemento alimenticio consistió de dos componentes: maltodextrina, y proteína vegetal hidrolizada. Para su dosificación, se preparó una solución con agua potable que contenía a ambos componentes a una concentración tal, que tras la dosificación de un litro de ésta en el agua residual influente, se obtuviesen las concentraciones que se muestran en la tabla 3.1.

Tabla 3.1. Complemento alimenticio.

Componente del complemento alimenticio	Concentración a la que eran preparadas para su dosificación (g/l)	Concentración a la que debían encontrarse tras su dosificación en el agua residual influente (mg/l)
Maltodextrina	159.6	120
Proteína vegetal hidrolizada	286.0	215

Esta dosificación fue calculada para que cada uno de los componentes aportara 100 mg/l de DQO al agua residual influente.

### 3.1.1 Reactor experimental

Se utilizó un reactor fermentador discontinuo cuyas características principales se muestran en la tabla 3.2. En la figura 3.1 se muestra un diagrama del mismo.

Se consideró que la etapa de reacción inicia junto con la etapa de llenado.

El volumen de llenado es el mismo al desalojado en la etapa de vaciado y que corresponde al volumen de agua que es tratada en cada ciclo. Este es el llamado volumen de recambio.



Tabla 3.2. Características principales del reactor.

Material de construcción	Mampostería	
Dimensiones	Profundidad	2.20 m
	Base	0.94 m X 0.945 m
Volúmenes y niveles	Nivel mínimo	0.51 m
	Nivel máximo	2.01 m
	Bordo libre	0.19 m
	Volumen de operación	1.785 m <sup>3</sup>
	Volumen de recambio	1.330 m <sup>3</sup>
Etapas del ciclo	Ciclos por día	3
	Duración de cada ciclo	8 horas
	Llenado	12 min
	Reacción	6 horas
	Sedimentación	1.5 horas
	Vaciado	15 min
	Tiempo muerto	15 min

### 3.1.1.1 Equipamiento

A continuación se enlistan los elementos que equiparon al reactor y cuyo funcionamiento estuvo controlado mediante un temporizador (figura 3.1):

- a) En la etapa de llenado:
  - Bomba de llenado.
  - Bomba peristáltica para dosificación del complemento alimenticio.
  - Bomba peristáltica para muestreo del influente.
- b) En la etapa de reacción:
  - Elementos de agitación: bomba sumergible y bomba de recirculación.
  - Controlador de temperatura.
  - Elementos calefactores: Resistencias externa e interna.
- c) En la etapa de vaciado:
  - Bomba de vaciado.
  - Bomba peristáltica para muestreo de efluente.

La resistencia interna tenía forma de “U” y se fijó dentro del reactor de tal forma que la sección que proporcionaba el calentamiento quedase completamente sumergida al término de la etapa de llenado.

Abreviaturas

- BLL Bomba de llenado
- BS Bomba sumergible
- BR Bomba de recirculación
- BV Bomba para vaciado y purga
- BCA Bomba peristáltica para dosificación del complemento alimenticio
- BMI Bomba peristáltica para toma de muestra influente
- BME Bomba peristáltica para toma de muestra efluente
- CT Controlador de temperatura
- T Registrador digital de temperatura
- R1 Resistencia interna
- R2 Resistencia externa
- Tp Termopar
- Nm Nivel mínimo
- NM Nivel máximo
- [---] Bajo refrigeración

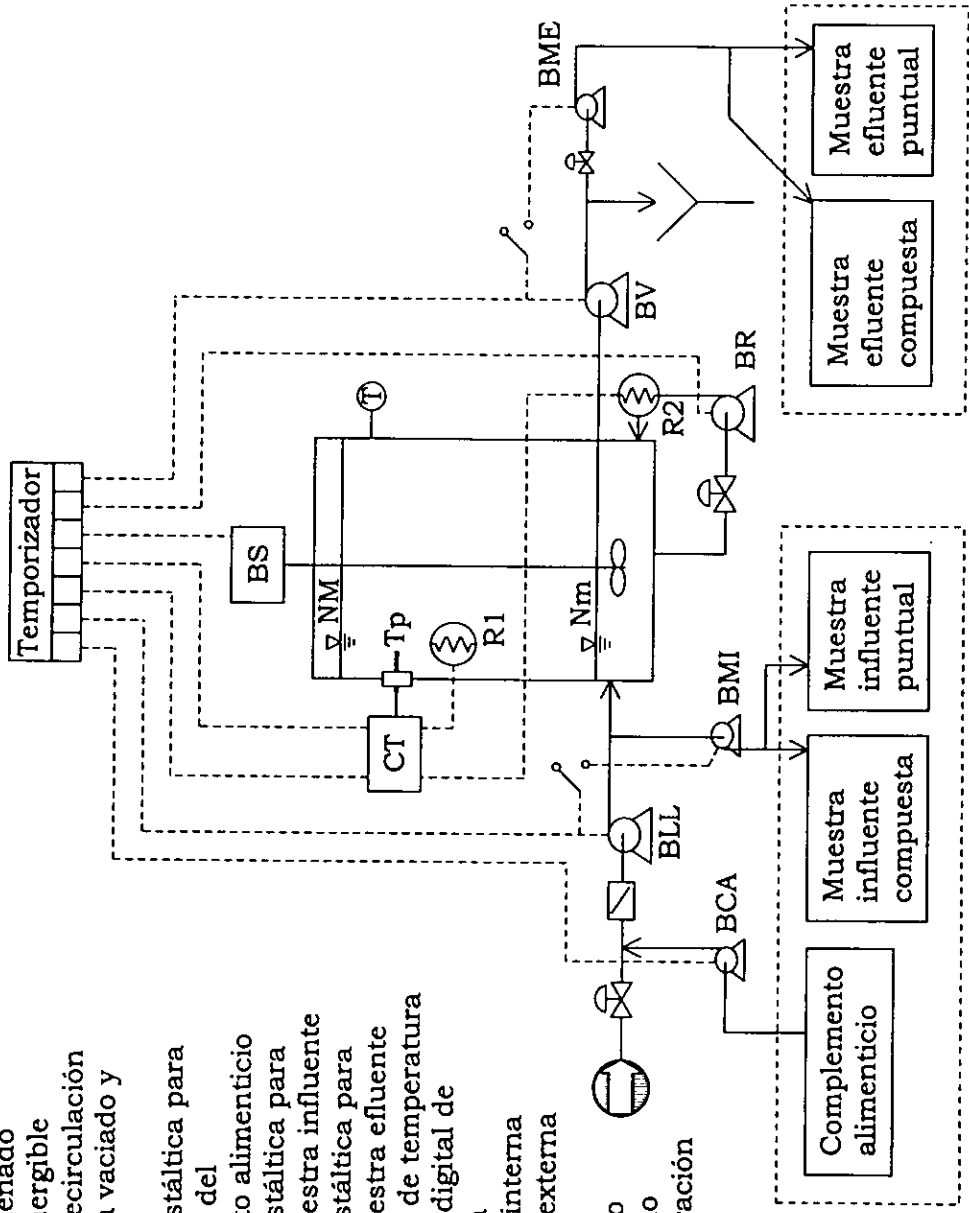


Figura 3.1. Esquema del sistema discontinuo utilizado en la experimentación.

A la tubería de descarga de la bomba de recirculación se le acopló una resistencia en forma de serpentín, que la envolvía por una sección. Esta resistencia es la llamada resistencia externa, la cual calentaba el agua en recirculación como se explica en el siguiente subcapítulo.

Como su nombre lo indica, el controlador de temperatura controlaba el funcionamiento de ambas resistencias en función de la temperatura programada.

### **3.1.1.2 Operación**

Se decidió programar los ciclos de operación de la siguiente forma:

Tabla 3.3. Programación de los ciclos de operación.

Ciclo del día	Inicio	Término
1er. Ciclo	23:00 h	7:00 h
2º Ciclo	7:00 h	15:00 h
3er. Ciclo	15:00 h	23:00 h

Dado que ya se ha explicado el objetivo de cada una de las etapas del ciclo del reactor discontinuo, solo se detallan a continuación los aspectos operativos efectuados más importantes en cada una de ellas:

#### **Llenado**

El llenado se efectuó dosificando al mismo tiempo el complemento alimenticio mediante una bomba peristáltica.

También al inicio de la etapa, se ponían en funcionamiento la bomba de recirculación junto con la resistencia externa. Con esto se buscaba que la homogenización de los lodos y la estabilización de la temperatura en cuestión fuesen más rápidas.

#### **Reacción**

Al final de la etapa de llenado se accionaban la resistencia interna con la que la temperatura del agua era también controlada y la bomba sumergible para una adecuada suspensión de los lodos. El tiempo de reacción empezaba a contabilizarse a partir del inicio de la etapa de

llenado. Durante esta etapa continuaron en operación la bomba de recirculación junto con la resistencia externa.

### **Sedimentación**

Se desactivaban ambas resistencias y las bombas de recirculación y sumergible. Ningún equipo fue operado durante esta etapa.

### **Vaciado**

Se ponía en funcionamiento la bomba de vaciado.

### **Fase inactiva**

Inactividad completa en el reactor solo por el tiempo necesario hasta completar las 8 horas de duración del ciclo.

### **Purga de lodos**

Esta operación se realizaba al final de la etapa de reacción del segundo ciclo del día y solo cuando era necesario ajustar la carga orgánica.

Para ello, justo al final de la etapa de reacción se accionaban manualmente las bombas sumergible y de recirculación para evitar la sedimentación de los lodos y la bomba de vaciado hasta haber desalojado el volumen necesario de agua con los lodos en suspensión.

A este volumen de agua desalojado se le llamó volumen de purga y para su cálculo (tabla 3.7) debía determinarse previamente la concentración de sólidos suspendidos totales en el reactor (SSTr) y la DQOt compuesta del día.

La purga era efectuada en este momento del ciclo para no interferir de ningún modo con las características del efluente.

### **3.1.2 Tipos de muestreos efectuados**

Los muestreos fueron de dos tipos: puntuales y compuestos.

Los muestreos puntuales fueron aplicados al análisis de un solo ciclo de operación. Comprendieron el muestreo del influente, de varios muestreos

durante su etapa de reacción y finalizando con el muestreo del efluente. A las muestras tomadas de esta manera se les llamaron muestras puntuales.

Otro tipo de muestreo efectuado se aplicó solamente a los influentes y efluentes de días específicos de operación.

Como se mostró en la tabla 3.2, un día de operación del reactor fue dividido en tres ciclos de 8 horas cada uno, por lo tanto, habían tres influentes y tres efluentes diferentes al día. Se muestreó de manera automática un mismo volumen de cada uno de los tres influentes y estos fueron almacenados en un solo recipiente en donde se mezclaban. El mismo procedimiento fue aplicado a los efluentes que fueron recibidos a su vez en otro recipiente. A este tipo de muestreo se le llamó muestreo compuesto y a las muestras tomadas mediante este método se les llamo muestras influentes compuestas y muestras efluentes compuestas, según el caso. Las muestras así tomadas se conservaron bajo refrigeración hasta el siguiente día para su análisis.

Los muestreos puntuales durante la etapa de reacción fueron los únicos hechos de forma manual. El resto de los muestreos fueron realizados con el uso de bombas peristálticas cuyo funcionamiento fue automatizado con un temporizador.

### **3.1.3 Experimentación**

Como se detalla más adelante, para la experimentación se requirió efectuar diversos muestreos compuestos por lo que es pertinente aclarar que estos se realizaron los días martes, miércoles y jueves. Se consideró a estos días como los de más alta actividad dentro de CU lo que resultaría en una DQOt más estable en el agua influente y lo cual permitiría observar una respuesta más clara del efecto de la temperatura.

Para cada temperatura analizada, el periodo de experimentación tuvo una duración de dos semanas y se dividió en dos partes:

- Semana de estabilización del reactor.
- Semana de análisis del efecto de la temperatura en la fermentación de las aguas residuales.

Como su nombre lo indica, la semana de estabilización tuvo la finalidad de estabilizar el reactor a la temperatura de interés. Por otra parte, la semana de análisis del efecto de la temperatura, se dedicó a efectuar los análisis correspondientes para determinar el efecto de ésta en la fermentación.

## **Semana de estabilización**

La semana de estabilización comenzó ajustando el reactor a la temperatura de interés y la cual fue mantenida durante las dos semanas programadas del periodo experimental.

Los muestreos efectuados en esta semana fueron:

- Muestras compuestas  
Influentes: 3 (martes a jueves).

Solamente se determinó DQOt a éstas muestras para el control de la carga orgánica.

## **Semana de análisis del efecto de la temperatura en la fermentación**

En esta semana como parte de la estrategia para analizar el efecto de la temperatura, se decidió además de efectuar varios análisis a los influentes y efluentes compuestos, analizar uno de los ciclos de operación.

El ciclo analizado fue el segundo del día miércoles. Este día fue elegido porque fue considerado como el de mayor actividad en CU y la elección del ciclo solo fue por conveniencia del horario.

Se recordará que mientras mayor actividad en CU, se esperaba una DQOt influente más estable lo que permitiría observar más claramente el efecto de la temperatura en la fermentación de las aguas residuales.

Entonces, para evaluar el efecto de la temperatura en cuestión se efectuaron los siguientes muestreos:

- Muestras compuestas (una muestra diaria de martes a jueves):  
Influentes: 3  
Efluentes: 3
- Muestras puntuales (en el segundo ciclo del día miércoles):  
Influente: 1  
Durante la etapa de reacción: 12 (muestreos con intervalos de 30 minutos de 0.5 h a 6 h de reacción).  
Efluente: 1

Los muestreos compuestos de esta semana, dedicados a analizar el efecto de la temperatura, se denotaron de acuerdo a la tabla 3.4.

Tabla 3.4. Notación de las muestras compuestas tomadas en la semana de análisis.

Muestra compuesta	Martes	Miércoles	Jueves
Influyente	IC1	IC2	IC3
Efluente	EC1	EC2	EC3

En la tabla 3.5 se detallan los análisis efectuados a las muestras tomadas en esta semana de evaluación del efecto de la temperatura.

Tabla 3.5. Análisis efectuados a las distintas muestras obtenidas para evaluar el efecto de la temperatura.

Parámetro	Muestra puntual (influyente y efluente)	Muestras compuestas (influyentes y efluentes)	Muestras puntuales durante la reacción (**)
ph	✓		✓
DQOt	✓	✓	
DQOs	✓	✓	✓
AGV (*)	✓	✓	✓
SST	✓	✓	
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	✓	✓	✓
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	✓	✓	
NTK	✓	✓	
P-(PO <sub>4</sub> ) <sup>-3</sup>	✓	✓	

(\*) Fue comprobado que no había presencia de AGV en el influente. Su registro fue por especies obtenidas.

(\*\*) A intervalos de 30 minutos de 0.5 h a 6 h de reacción.

En el siguiente subcapítulo (3.1.4) se detallan las técnicas utilizadas para medir estos parámetros y el modo en que se calcularon otras variables de interés.

Finalmente, la tabla 3.6 resume el tipo y número de muestreos efectuados durante el periodo experimental por cada temperatura.

Tabla 3.6. Muestreos efectuados durante el periodo experimental.

Semana del periodo experimental	Día	Muestras compuestas		Muestras puntuales
		Influyente	Efluente	
Semana de estabilización	Martes	1	--	--
	Miércoles	1	--	--
	Jueves	1	--	--
Semana de análisis del efecto de la temperatura	Martes	1	1	0
	Miércoles	1	1	14
	Jueves	1	1	0

### 3.1.4 Análisis y cálculos

#### 3.1.4.1 Análisis de rutina

En este subcapítulo se describen los análisis de rutina efectuados durante toda la experimentación.

Los parámetros que se registraron fueron:

- Temperatura: registrada durante la etapa de reacción de todos los ciclos con intervalos de 15 minutos.
- IVL: Medido diariamente en el reactor al final de la etapa de reacción del segundo ciclo del día.
- DQOt: De los influentes compuestos (de martes a jueves).
- SSTR: Registrado diariamente del segundo ciclo del día.

Con la DQOt y SSTR se calculó además: carga orgánica, volumen de lodos a purgar, masa de lodos purgada y tiempo de retención celular.

La tabla 3.7 muestra el modo en que estos fueron calculados, incluyendo el grado de acidificación.



Tabla 3.7. Cálculo de otros parámetros de interés.

Parámetro	Cálculo	Unidades
Carga orgánica (CO)	$\frac{3 \cdot V_r \cdot DQO_t}{V_{op} \cdot SSTR}$	mg DQO/mg SST·d
Índice volumétrico de lodos (IVL)	$1000 \cdot \frac{V_{ls}}{SSTR}$	ml/g SST
Volumen de purga (Vp)	$V_{op} \cdot \left(1 - \frac{(SSTR)_R}{SSTR}\right)$	l
Masa de lodos purgada	$\frac{V_p \cdot SSTR}{1000}$	g
Tiempo de retención celular (TRC)	$\frac{V_{op}}{V_p}$	d
Grado de acidificación	$100 \cdot \frac{DQO_{agv}}{(DQO)_i}$	%

Donde:

- $V_r$  Volumen de recambio, en litros.
- $DQO_t$  Demanda química de oxígeno total del influente compuesto, en mg DQO/l.
- $V_{op}$  Volumen de operación del reactor, en litros.
- $V_{ls}$  Volumen de los lodos sedimentados tras media hora de reposo en una probeta de un litro, en mililitros.
- $SSTR$  Concentración de sólidos suspendidos totales en el reactor, en mg SST/l.
- $(SSTR)_R$  Concentración de sólidos suspendidos totales en el reactor, a la que se interesaba empezara a operar el siguiente ciclo, en mg SST/l.
- $DQO_{agv}$  Demanda química de oxígeno teórica que producirían los AGV presentes en la correspondiente muestra.
- $(DQO)_i$  Demanda química de oxígeno soluble en el influente puntual.

### 3.1.4.2 Análisis fisicoquímicos

En la tabla 3.8 se muestran los parámetros por medir así como la técnica utilizada para su determinación.

Para el análisis de los ácidos grasos volátiles (AGV) se utilizó un cromatógrafo de gases HP-5890 serie II con detector de ionización de flama (FID). La columna fue la AT-1000 (Alltech) de 10 m y diámetro interior de 0.53 mm con una película de 1.2  $\mu$ m de polietilenglicol modificado al ácido, como fase estacionaria. El gas de arrastre fue nitrógeno.

Tabla 3.8. Análisis realizados.

Parámetro	Técnica utilizada
pH	Potenciometro Conductronic ph120
Temperatura	Termómetro digital Cole Parmer modelo 91100-50
DQO	Reflujo cerrado con soluciones A y B <sup>1</sup>
AGV	Cromatográfica
SST	Sólidos secados a 103-105 °C <sup>1</sup>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Kit Merck spectroquant 1.14752 de 0.03 a 3 mg/l
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Kit Merck spectroquant 1.14773 de 1 a 90 mg/l
NTK	Macro-Kjeldahl según Wieninger <sup>2</sup>
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	Kit Merck spectroquant 1.14842 de 0.25 a 25 mg/l

1. APHA-AWWA-WPCF, 1992; 2. Deutsche Einheitsverfahren, 1983.

Las condiciones del cromatógrafo fueron:

- Temperatura del horno : 120°C
- Temperatura del inyector : 130°C
- Temperatura del detector : 150°C

y la presión de los gases:

- Nitrógeno : 40 PSI
- Hidrógeno : 20 PSI
- Aire : 40 PSI

El estándar de referencia fue el Sp-6133-10AMZ de Chem Service.

Las muestras recolectadas debieron recibir un tratamiento previo dependiendo del análisis a efectuar.

- Para analizar la DQOt, SST, NTK y el pH, las muestras eran homogenizadas perfectamente para primero medir el pH y después, tomar el volumen necesario para el resto de estos análisis.
- Para analizar los parámetros solubles, DQOs, AGV, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>, las muestras fueron filtradas con membrana de nitrocelulosa Millipore de 0.45 µm.

En el caso particular de los AGV, las muestras además de filtradas debían ser acidificadas a pH 3 con ácido clorhídrico 0.1 N. Esto con el fin de llevar los AGV a su forma molecular (Gaudy y Gaudy, 1980). Se tomó la precaución de congelarlas para garantizar su conservación hasta el momento de su análisis.

### 3.1.4.3 Estandarización de las unidades de concentración de los AGV

Con el análisis cromatográfico de los AGV se pudo conocer las especies producidas y la concentración a la que estaban presentes cada una de ellas.

Para el análisis de estos resultados primero fue necesario estandarizar las unidades de concentración de cada uno de los AGV a una unidad por medio de la cual fuese posible efectuar comparaciones directas y claras entre ellos.

Randall *et al.* (1997), Ince (1998) y Yilmazer y Yenigün (1999) proponen estandarizar estas unidades a unidades de la demanda química de oxígeno teórica que provocarían cada uno de estos AGV. Para ello, calcularon los respectivos factores de conversión estequiométricamente.

A manera de ejercicio estos factores fueron verificados. Los resultados son los mostrados en la tabla 3.9 y los cuales fueron finalmente utilizados en el presente trabajo.

Tabla 3.9. Factores para calcular la DQO teórica de cada AGV.

AGV	Factor
Ácido acético	1.0657
Ácido propiónico	1.5118
Ácido butírico	1.8159
Ácido isovalérico	2.0364
Ácido valérico.	2.0364

Para calcular la DQO teórica en mg/l que provocaría una concentración X en mg/l del AGV, simplemente se multiplicó el valor X por el factor correspondiente.

Se llamo DQO<sub>agv</sub> a la suma de las DQO teóricas que aportaban todos los AGV producidos en una muestra dada, esto es, la DQO producida por los AGV presentes en una muestra.

## **3.2 Diseño del experimento**

### **3.2.1 Limitaciones para la experimentación**

Una de las limitantes fue que se dispuso de un solo reactor, por cuestiones económicas y prácticas, por lo que la experimentación tuvo que desarrollarse probando las temperaturas una por una y en un orden predeterminado.

Otra limitante se encontró en el tiempo de reacción cuya participación hizo imposible realizar la experimentación de forma aleatorizada la cual es necesaria para minimizar el error experimental (Montgomery, 1991).

Por lo tanto, el modelo experimental a elegir debió ser aquel que mejor conviniera de acuerdo con las restricciones mencionadas.

Cabe mencionar que para minimizar el inconveniente de la falta de aleatorización, se verificaron todas las mediciones de AGV por triplicado pues como ya se mencionó, esta fue la variable con la que se determinó la influencia de la temperatura en la fermentación de las aguas residuales municipales.

### **3.2.2 Consideraciones para elegir el modelo experimental**

Los comportamientos esperados en la producción de AGV por fermentación de las aguas residuales variando la temperatura fueron los siguientes:

- Comportamiento esperado por temperatura: Dentro del intervalo de temperaturas a probar en este estudio, se esperaba que la producción de AGV fuese mayor conforme aumentara la temperatura.
- Comportamiento esperado durante la reacción a cualquier temperatura: Se esperaba que la concentración de AGV aumentara con el tiempo de reacción.

Dado el último punto, la elección del modelo experimental tuvo que tomar en cuenta además el efecto del tiempo de reacción para poder obtener conclusiones influenciadas únicamente por la participación de la temperatura.

### 3.2.3 Propuesta del modelo experimental

El modelo experimental que mejor se acopló a las condiciones anteriormente mencionadas, fue el modelo de bloques con efectos fijos (anexo A). Dicho modelo divide en bloques el tiempo de reacción, por lo que, cada tiempo predeterminado para hacer un muestreo durante la etapa de reacción constituye un bloque.

La elección de este modelo conlleva a suponer ciertas propiedades estadísticas de los resultados experimentales:

- Independencia: Que los resultados sean independientes entre si por cada temperatura y que la población de resultados por cada temperatura sea independiente con las poblaciones de otras temperaturas. Dicho de otra forma, que cada observación no se relacione con las restantes.
- Normalidad: El conjunto de datos de todas las poblaciones se distribuye normalmente.
- Homocedasticidad: La variancia, una medida de dispersión, es la misma para todos los tratamientos.

Este modelo permite aislar la influencia del tiempo de reacción pues su efecto no interesa, consiguiendo de esta manera que los cálculos estadísticos evalúen solamente la influencia de la temperatura. Esta estrategia en el diseño permite incrementar la precisión en la comparación entre las diferentes temperaturas probadas (Villarreal, 1996).

Dada la necesidad de experimentar con temperaturas predeterminadas y en un orden también predeterminado, se espera que su efecto fuese fijo y de ahí el nombre del modelo de efectos fijos.

Lo que se pretende conseguir con este modelo experimental es saber si la temperatura tiene efecto o no en la fermentación de las aguas residuales.

Para ello, el modelo se aplicará por separado a dos conjuntos de resultados:

- a) Las concentraciones de DQO<sub>agv</sub> en la etapa de reacción (tabla 3.10).
- b) Los resultados de DQO<sub>agv</sub> en los efluentes compuestos (tabla 3.11).

Para conocer el efecto de la temperatura en estos dos conjuntos de resultados, se aplicará a cada uno de ellos, una prueba de igualdad de medias cuya elección dependerá de la verificación de los supuestos estadísticos arriba mencionados. Esta prueba se realiza a un nivel de significancia del 5% considerado como el más conveniente para decidir la aceptación o rechazo de la hipótesis en cuestión (Villarreal, 1996).

Tabla 3.10. Resultados a obtener para evaluar el efecto de la temperatura en la etapa de reacción.

Tiempo (h)	Temperatura (°C)				
	22	24	26	28	30
0.5	DOO <sub>agv</sub> *				
1.0					
1.5					
2.0					
2.5					
3.0					
3.5					
4.0					
4.5					
5.0					
5.5					
6.0					

\* Valores promedio

Tabla 3.11. Resultados a obtener para evaluar el efecto de la temperatura en los efluentes.

Efluente compuesto	Temperatura (°C)				
	22	24	26	28	30
EC1	DOO <sub>agv</sub> *				
EC2					
EC3					

\* Valores promedio

La independencia es la primer prueba que los resultados experimentales deben satisfacer, ya que de no hacerlo, se considera que el experimento no obtuvo resultados útiles. La prueba de normalidad determina si la prueba de medias se realiza con el empleo de un método paramétrico o uno no paramétrico. De la homocedasticidad de los resultados también depende la elección del método estadístico para realizar la prueba de medias.

## **4. Resultados**

### **4.1 Parámetros registrados diariamente durante el periodo experimental**

Para simplificar el análisis los resultados presentados en este subcapítulo se muestran de forma gráfica y cuando fue requerido, se presentaron tablas para mostrar los resultados más sobresalientes.

#### **4.1.1 Temperatura**

Cada punto de la figura 4.1 representa la temperatura promedio (de 72 lecturas) del día respectivo durante el periodo de experimentación. Estos valores promedio fueron obtenidos exclusivamente de los registros de temperatura durante la etapa de reacción.

Puede observarse que entre el tercero y el cuarto control de temperatura se tuvieron problemas debido a un desperfecto eléctrico del sistema calefactor.

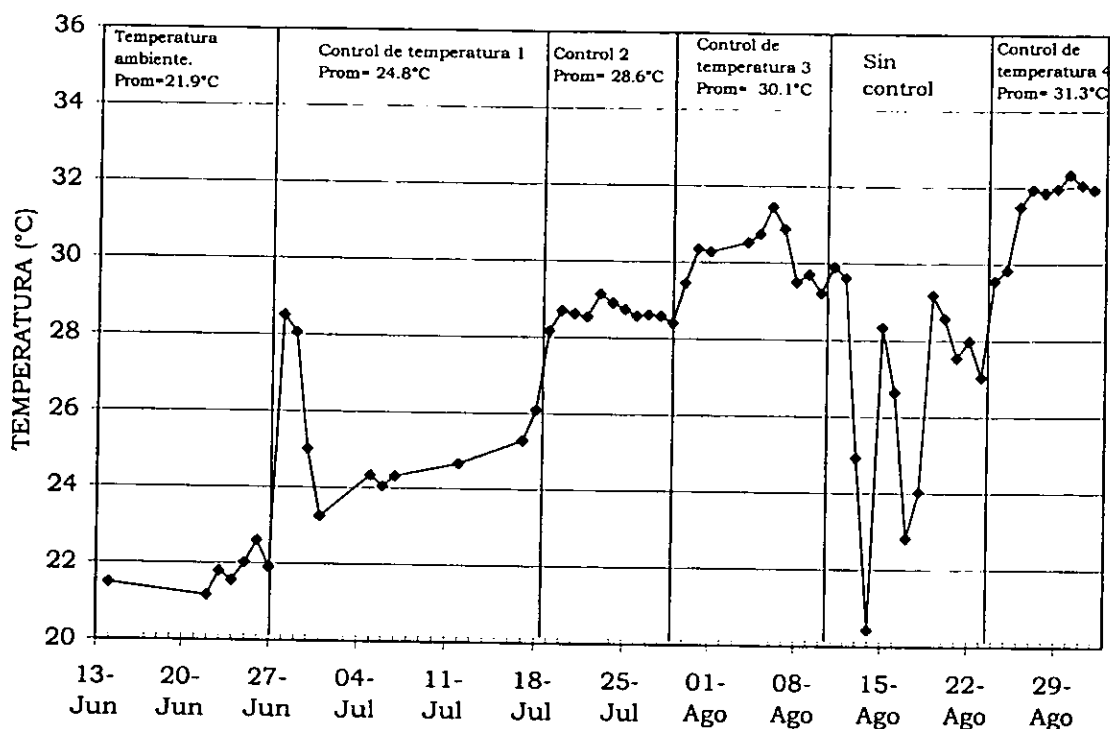


Figura 4.1. Temperatura diaria promedio durante la experimentación.

La figura 4.1 también muestra la temperatura promedio obtenida por cada ajuste de temperatura. De esta manera, se puede decir que el primer tratamiento (temperatura ambiente del agua) se llevó a cabo a 21.9°C, el segundo a 24.8°C, el tercero a 28.6°C, el cuarto a 30.1°C y el quinto tratamiento fue a una temperatura de 31.3°C.

#### 4.1.2 DQO total del influente compuesto

La DQOt de los influentes compuestos durante la experimentación se presenta en la figura 4.2.

Como puede verse, la DQOt del influente se mantuvo en un intervalo de concentración relativamente uniforme dentro del periodo de experimentación. El complemento alimenticio que contribuyó a incrementar la DQOt, lo hizo en una magnitud constante (capítulo 3.1).

Puede también obtenerse de la figura 4.4 que la DQOt del agua residual con la que se alimentó al reactor fue en promedio de 310 mg/l, tomando los valores a partir del día 43.



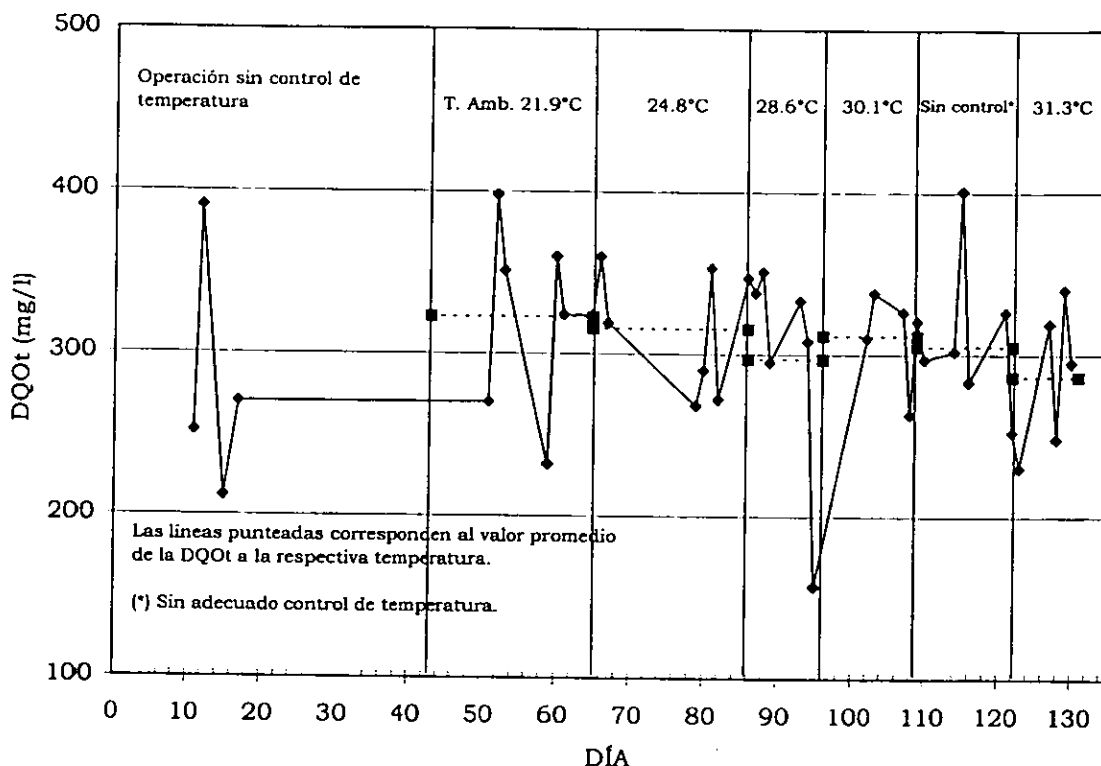


Figura 4.2. DQO total diaria en los influentes compuestos durante la experimentación.

#### 4.1.3 Sólidos suspendidos totales en el reactor (SSTr)

La figura 4.3 muestra la concentración de sólidos suspendidos totales en el reactor (SSTr), registrados durante la experimentación. Ya que como se procuró mantener una carga orgánica entre 0.65 y 0.85 mg DQO/mg SST·d y la DQOt del influente no tuvo variación significativa, era de esperarse que la concentración de SSTr tampoco tuviese demasiada dispersión, tal y como se aprecia en la figura 4.3.

La concentración promedio de los SSTr mantenida durante la experimentación, promediando los datos a partir del día 43, fue de 1100 mg/l.

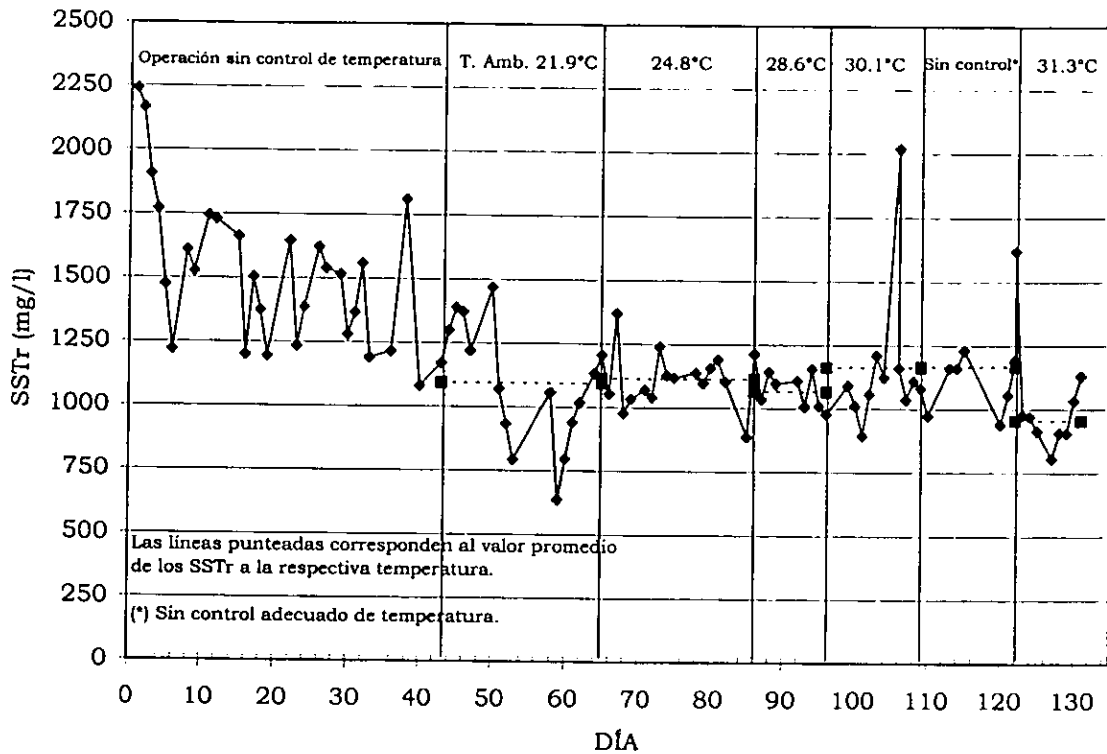


Figura 4.3. Concentración diaria de los sólidos suspendidos totales en el reactor durante la experimentación.

#### 4.1.4 Carga orgánica (CO)

La CO promedio para cada temperatura probada y la CO diaria obtenida durante la experimentación se muestran en la tabla 4.1 y figura 4.4, respectivamente.

Tabla 4.1. Carga orgánica promedio a la temperatura indicada.

Temperatura	Carga orgánica (mg DQO/mg SST·d)
21.9°C	0.81
24.8°C	0.61
28.6°C	0.62
30.1°C	0.64
31.3°C	0.70

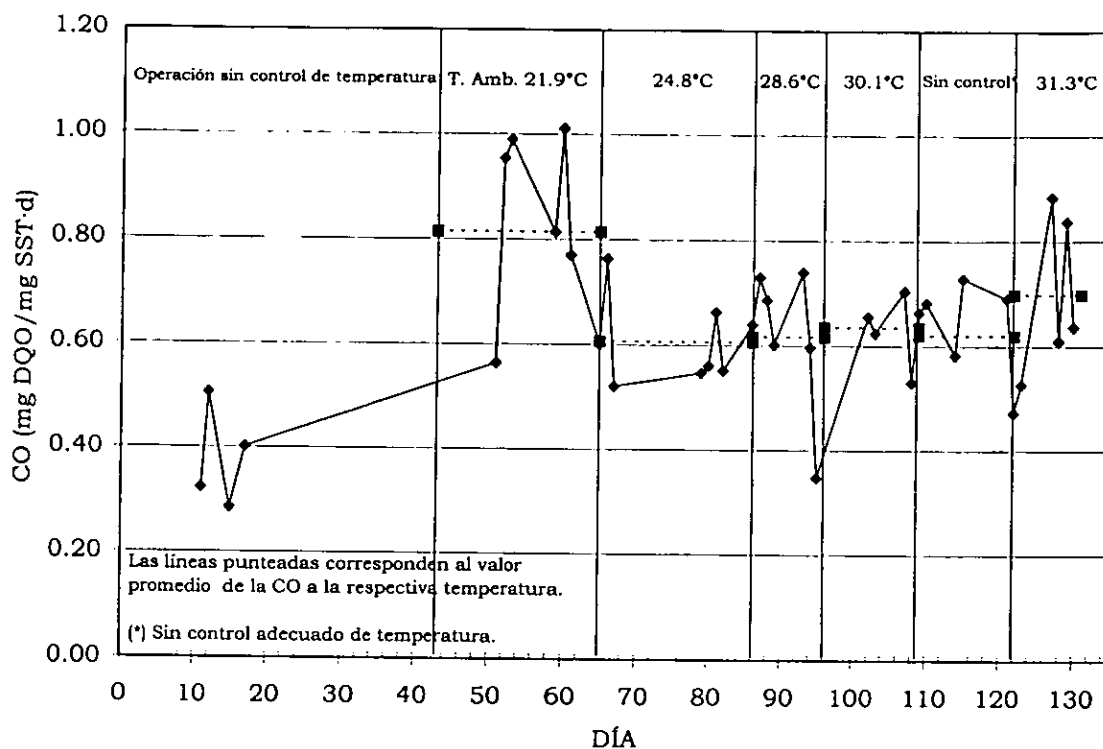


Figura 4.4. Carga orgánica diaria durante el periodo de experimentación.

Como se explicó en el capítulo 3.1, se procuró controlar el sistema biológico a una carga orgánica de 0.65 a 0.85 mg DQO/mg SST·d.

El promedio de la carga orgánica obtenida durante la experimentación fue de 0.67 mg DQO/mg SST·d, tomando en cuenta los datos a partir del día 43. Sin embargo, analizando el valor correspondiente a cada temperatura probada, puede observarse que algunos de los valores quedaron escasamente fuera del intervalo por lo que para fines prácticos pudo considerarse que la carga orgánica fue controlada dentro del intervalo requerido.

#### 4.1.5 Índice volumétrico de lodos (IVL)

Los resultados obtenidos para IVL durante la experimentación se muestran en la figura 4.5 y los valores promedios respectivos a cada temperatura probada se muestran en la tabla 4.2.

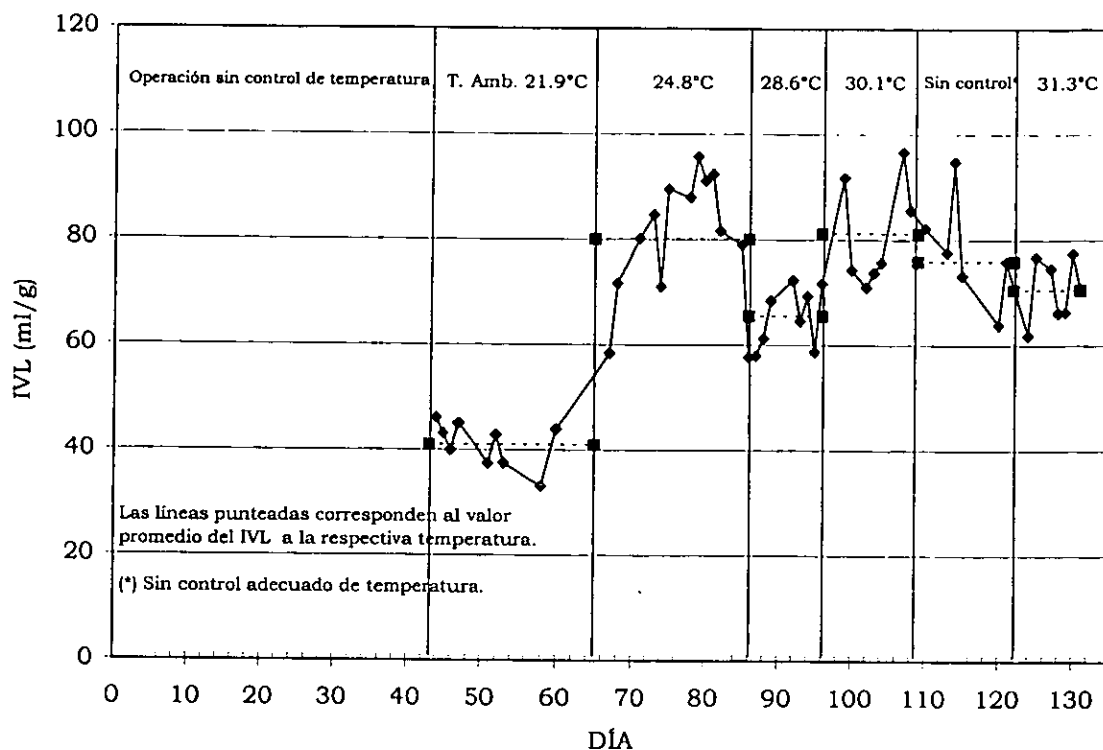


Figura 4.5. Índice volumétrico de lodos durante la experimentación.

Tabla 4.2. Índice volumétrico de lodos promedio a la temperatura indicada.

Temperatura	IVL (ml/g SST)
21.9°C	41
24.8°C	80
28.6°C	65
30.1°C	81
31.3°C	70

De la figura 4.5, puede observarse que el IVL para cualquier temperatura no sobrepasa los 100 ml/g por lo que puede decirse que bajo las condiciones experimentales establecidas el IVL obtenido fue excelente.

El mejor IVL obtenido fue a la temperatura ambiente del agua (41 ml/g SST), es decir, en la experimentación a 21.9°C. El IVL aumentó con las demás temperaturas analizadas entre las que no se aprecia una diferencia significativa, por lo que según el comportamiento observado, aparentemente el IVL tuvo un comportamiento homogéneo alrededor de 75 ml/g SST a partir de la experimentación a 24.8°C.

Cabe mencionar que se tuvo el problema de flotación de los lodos durante la etapa de sedimentación a partir de la temperatura a 24.8°C y fue empeorando conforme aumentó la temperatura. Este fenómeno viene a sustentar la observación, dado el comportamiento del IVL, que aparentemente el aumento de la temperatura causa un efecto negativo en la sedimentabilidad de los lodos.

#### **4.1.6 Tiempo de retención celular (TRC)**

Los resultados obtenidos durante la experimentación se muestran en la figura 4.6 y los valores promedios respectivos a cada temperatura en la tabla 4.3.

En la figura 4.6 puede notarse que la mayoría de los puntos caen entre los valores de 2 días a 8 días y los promedios respectivos a las diferentes temperaturas se colocan en un intervalo todavía más cerrado.

A pesar de la gran dispersión de los resultados, los promedios en la figura 4.8 permiten notar el impacto de la temperatura sobre el TRC. Así, el TRC fue aumentando con la temperatura hasta los 28.6°C (la temperatura intermedia probada) alcanzando un valor máximo promedio de 8.25 días y después de ese punto empezó un descenso.

Ya que el TRC es uno de los parámetros del que depende el tipo de microorganismos presentes en la biomasa microbiana, su variación respecto a la temperatura podría ser una muestra indirecta del efecto de la temperatura en la fermentación de las aguas residuales municipales.

Sin embargo, cabe aclarar que aunque la tendencia del TRC haga pensar en la posibilidad de que a diferentes temperaturas pudiera haber un mismo valor de TRC, esto no significa que las poblaciones sean las mismas pues es un hecho que el tipo de población biológica no solo depende del TRC del sistema, sino de otros parámetros de donde destaca de manera muy importante la temperatura (Gaudy y Gaudy, 1980) por lo que es de esperarse poblaciones diferentes a diferentes temperaturas aunque tengan el mismo valor de TRC.

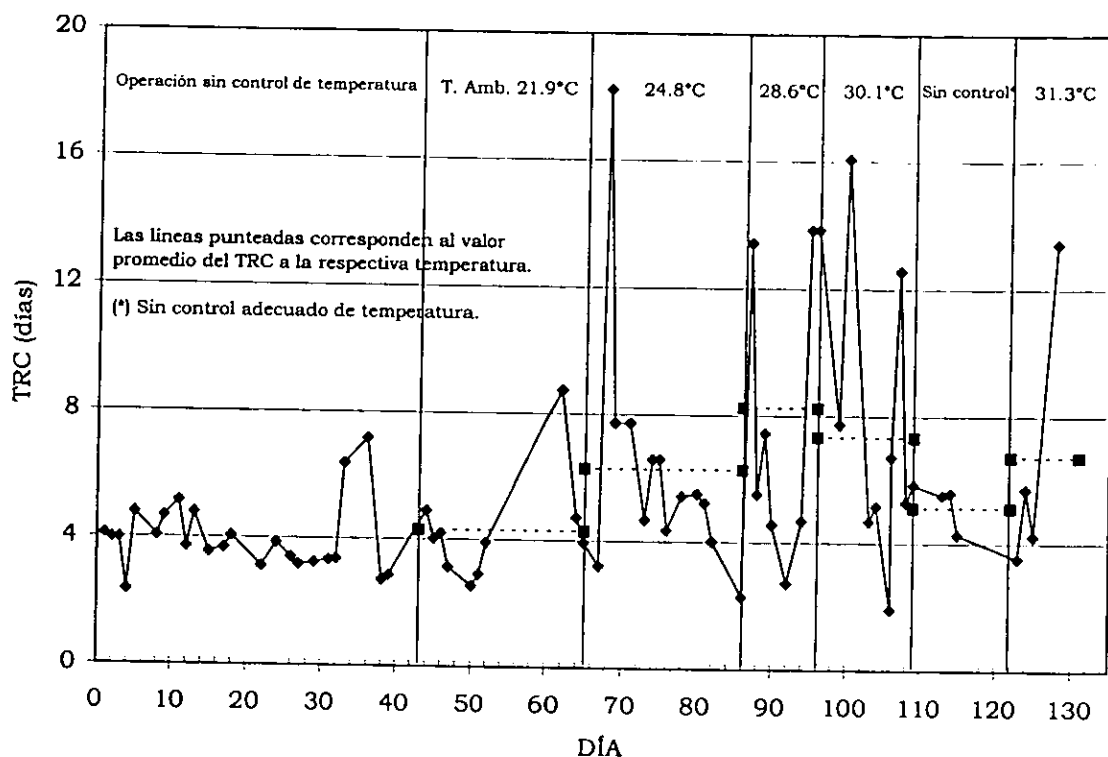


Figura 4.6. Tiempo de retención celular durante el periodo experimental.

Tabla 4.3. Tiempo de retención celular promedio a la temperatura indicada.

Temperatura	TRC promedio (días)
21.9°C	4.30
24.8°C	6.27
28.6°C	8.25
30.1°C	7.33
31.3°C	6.72

Otra observación se da a partir de que el TRC da idea del grado de la actividad de la masa microbiana. A TRC cortos, la actividad microbiana o velocidad con la que crece su población es alta y a TRC mayores su actividad es menor (Winkler, 1998).

Por lo tanto, de acuerdo con los TRC obtenidos, la velocidad de crecimiento debió haber sido máxima a la temperatura ambiente y debió disminuir con la temperatura hasta un mínimo a 28.6°C y con temperaturas mayores debió haber un ligero aumento.

Este es un resultado que no concuerda con lo esperado dado que la temperatura acelera el metabolismo celular así que se esperaba una disminución del TRC conforme aumentara la temperatura tal y como fue obtenido por Dugba y Zhang (1999) donde encontraron en su estudio que el TRC varió con la temperatura, generalmente, de manera inversamente proporcional.

## 4.2 Resultados correspondientes a ciclos de reacción representativos

### 4.2.1 Nitrógeno amoniacal ( $N-NH_4^+$ )

El comportamiento del nitrógeno amoniacal durante el tiempo de la reacción y en los efluentes puntuales puede observarse en la figura 4.7.

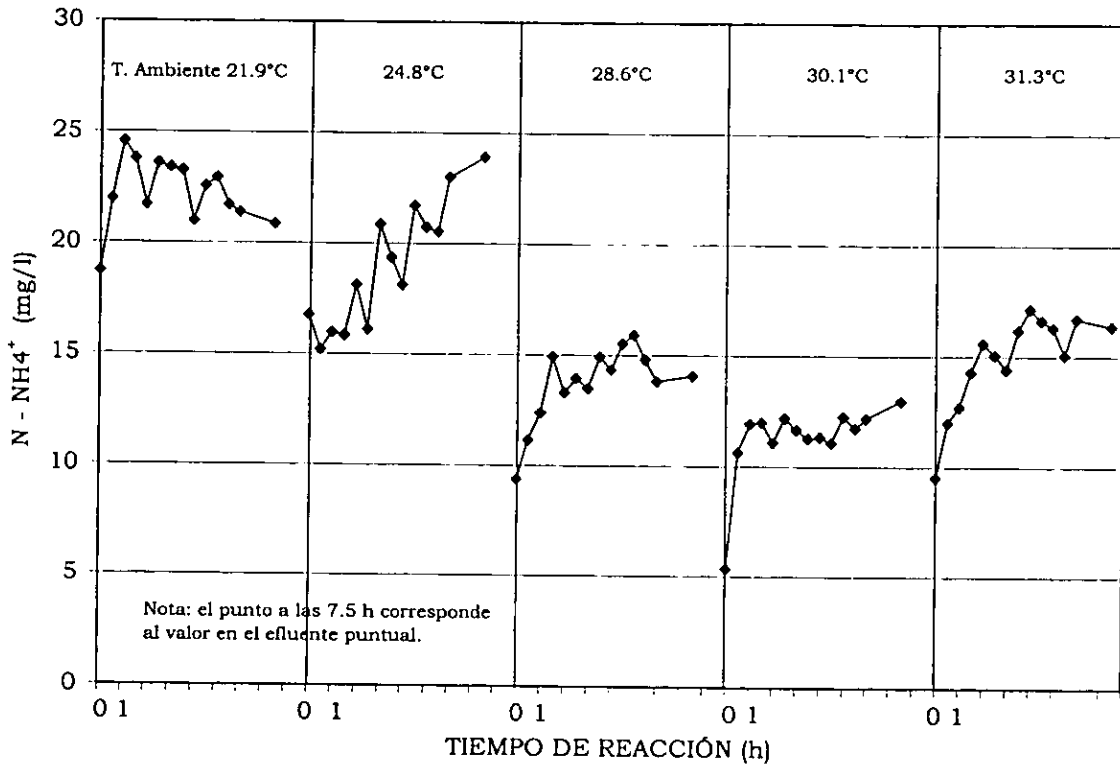


Figura 4.7. Nitrógeno amoniacal durante el tiempo de reacción.

La producción de amonio tiene dos orígenes. Primero, bajo condiciones anaerobias la hidrólisis de proteínas, produce amonio ( $NH_4^+$ ) (Maharaj y Elefsiniotis, 2001). Este punto es importante ya que el complemento alimenticio utilizado consistía en parte de proteína vegetal hidrolizada (PVH) por lo cual se esperaba que se produjera amonio durante la fermentación de las aguas residuales. Otra posible fuente de amonio es la amonificación del nitrato (Schlegel, 1997) por el proceso de respiración anaerobia del nitrato cuando estos están presentes en el agua.

De la figura 4.7 puede notarse que la concentración del nitrógeno amoniacal durante la reacción estuvo muy estrechamente relacionada con su concentración inicial, aunque de ella no puede establecerse claramente cuál fue la temperatura que más influencia tuvo sobre este parámetro. Sin



embargo, a temperatura ambiente después de un nivel máximo alcanzado a la primer hora de reacción, si fue claro que los niveles de amonio disminuyeron. Ya que los niveles de amonio, bajo condiciones anaerobias solo pueden disminuir por la asimilación de su nitrógeno (Gaudy y Gaudy, 1980), esta disminución puede ser una muestra indirecta que refuerza el resultado obtenido del TRC, donde se sugirió que a esta temperatura hubo mayor velocidad de crecimiento de la biomasa que a otras temperaturas.

#### 4.2.2 pH

El comportamiento del pH durante la etapa de reacción y en los efluentes puntuales a las diferentes temperaturas se muestra en la figura 4.8.

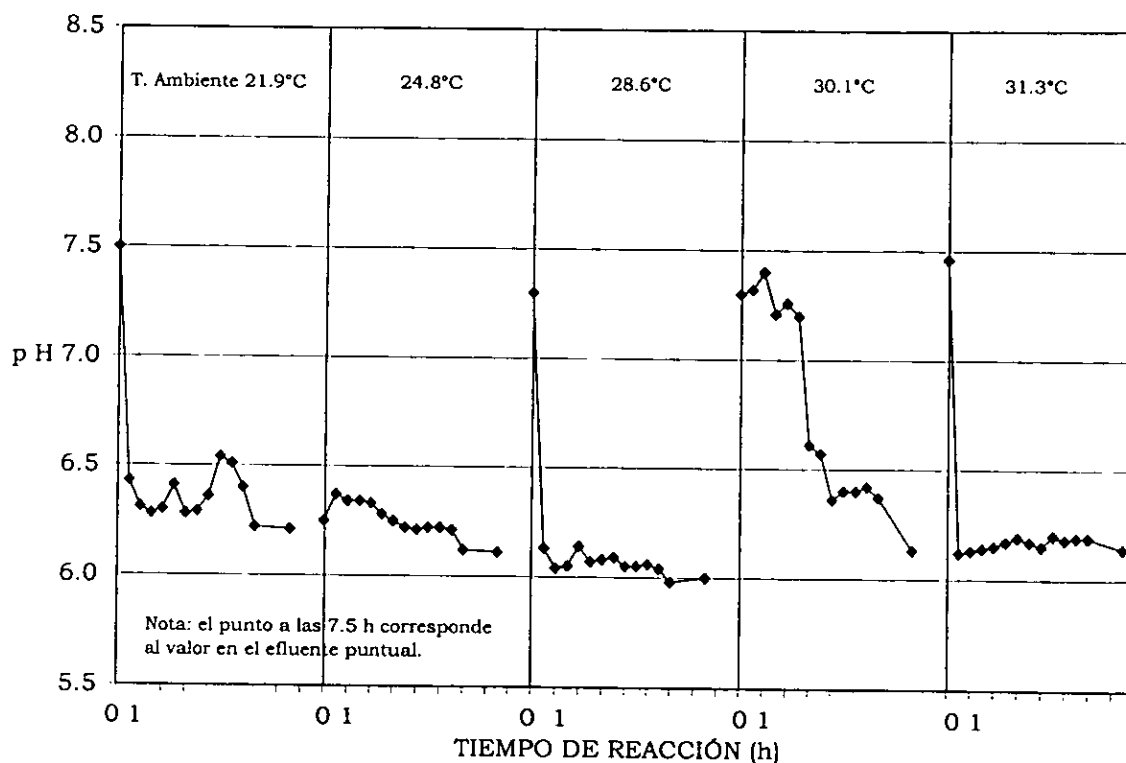


Figura 4.8. Comportamiento del pH durante diferentes ciclos del reactor.

Es de notarse que a todas las temperaturas probadas, a excepción de la experimentación a 30.1°C, el pH se estabilizó rápidamente a partir de la primera media hora de reacción. Además, en general puede verse que entre las experimentaciones el pH se mantuvo dentro de un intervalo muy estrecho con apenas unas décimas de diferencia durante prácticamente toda la reacción.

También de la figura 4.8 se puede observar que el pH del efluente puntual siempre estuvo en un intervalo estrecho, de 6.0 a 28.6°C a 6.21 a temperatura ambiente, sin importar el pH inicial del agua influente por lo que aparentemente bajo las condiciones operacionales establecidas el valor de pH del efluente no depende de la temperatura y se encuentra dentro del intervalo arriba mencionado. También es notorio que, en general, el pH del efluente puntual (t= 7.5 h) prácticamente no tuvo variación respecto al valor del pH registrado al final de la etapa de reacción (t= 6 h).

Cabe mencionar que a partir de la experimentación a 24.8°C, pudo percibirse la presencia de ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S) por su olor característico. Esto indica que, por lo menos a partir de la temperatura indicada, hubo presencia de bacterias sulfatorreductoras lo cual pudo haber también afectado el valor del pH.

### **4.2.3 Ácidos grasos volátiles (AGV)**

#### **4.2.3.1 DQO soluble (DQOs) y DQO debida a los AGV (DQOagv)**

En la figura 4.9 se muestran los resultados de estos dos parámetros y el porcentaje teórico con que los AGV contribuyeron a la DQOs durante el tiempo de reacción y en los efluentes puntuales. Los valores presentados a las 7.5 horas corresponden a los valores en los efluentes puntuales.

#### **Curva de DQOs**

En algunos casos (21.9°C, 24.8°C y 28.6°C) puede observarse que la concentración del influente disminuyó de manera importante desde el tiempo cero hasta la primera media hora de reacción mientras que en otros (30.1°C y 31.3°C), la concentración del influente disminuyó en menor proporción. Este fenómeno dependió fundamentalmente de la dilución de la que el influente fue objeto y de la metabolización de los componentes orgánicos del agua.

A partir de este punto se esperaba un incremento en la DQOs hasta que alcanzara un nivel estable, pero como puede observarse, los resultados fueron variables.

A temperatura ambiente y a 31.3°C la DQOs prácticamente se mantuvo constante. Una posible explicación a este fenómeno puede ser que hubo un equilibrio en la velocidad con la que se producían los AGV y la velocidad con la que estos mismos fueron consumidos por otros microorganismos que pudieron haber estado presentes en la biomasa tales como las bacterias sulfatorreductoras (Mizuno *et al.*, 1998).

El resto de las temperaturas si mostraron una tendencia a incrementar el valor de la DQOs durante la reacción, sin embargo, la experimentación efectuada a 24.8°C fue la que más lo favoreció. La temperatura de 24.8°C fue la que mayormente favoreció la solubilización de la materia orgánica en suspensión.

Sin embargo, la tendencia mostrada a 24.8°C, 28.6°C y 30.1°C sugiere que el tiempo de reacción requerido pudiera ser mayor a 6 horas puesto que no se nota en ningún momento que el valor de la DQOs se estabilice, e inclusive, éste se incrementa aún en el efluente puntual.

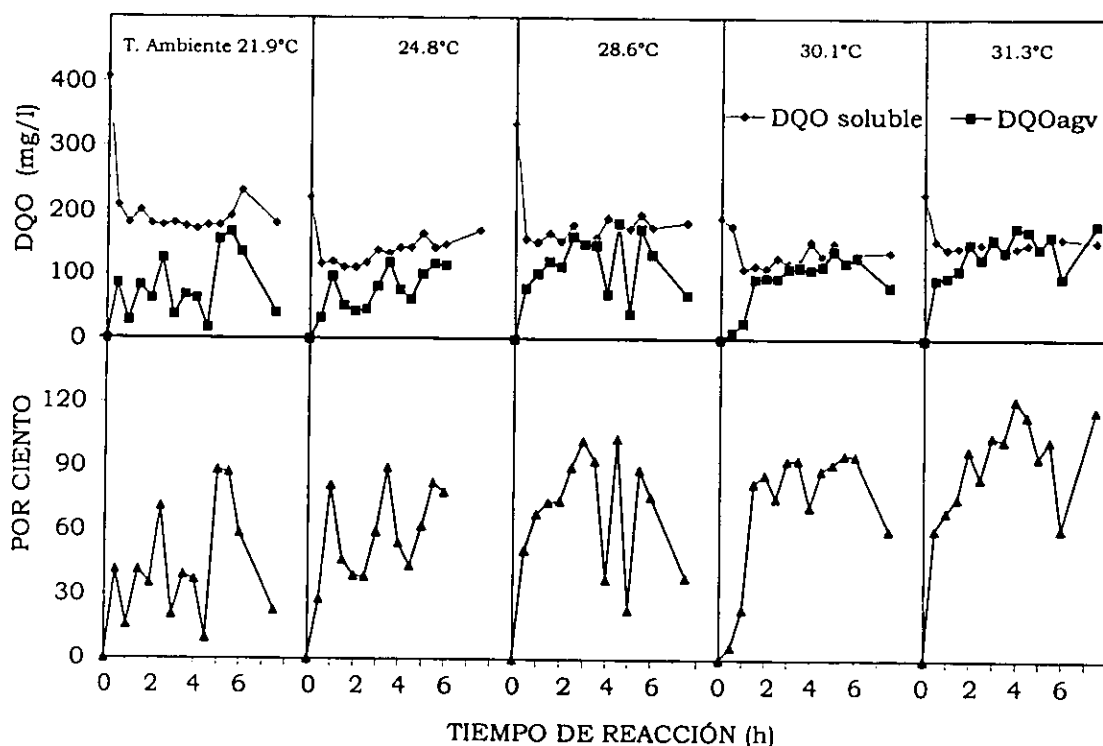


Figura 4.9. DQOs, DQOagv y por ciento teórico con que la DQOagv contribuye a la DQOs durante el tiempo de reacción.

### Curva de DQOagv

Como pudo observarse el comportamiento de la concentración de los AGV durante el tiempo de reacción fue variable. Sin embargo, a 31.3°C puede observarse que la concentración en el efluente puntual aumenta respecto al valor registrado al final de la reacción mientras que en el resto de las temperaturas disminuye (\*). Por lo menos a esta temperatura se refuerza la

idea que el tiempo de reacción no fue suficiente pues no se nota tendencia a que los valores de la DQO<sub>agv</sub> se estabilicen (\*).

También puede observarse que a 21.9°C, 28.6°C y 30.1°C la concentración en los efluentes puntuales disminuye de manera importante respecto a los valores registrados a las 6 horas de reacción.

Esto sugiere que las bacterias consumidoras de AGV que pudieron haber proliferado dentro de la biomasa fueron favorecidas con el estado de reposo que tuvo el agua durante la etapa de sedimentación. Otra observación es que aparentemente, dado el comportamiento a estas temperaturas, hubo una mayor participación de las bacterias consumidoras de AGV en la biomasa que a los 31.3°C donde se observa que aún en el efluente puntual la concentración de AGV siguió aumentando, por lo que es probable que la temperatura tenga un efecto de selectividad favoreciendo a las bacterias fermentadoras a mayores temperaturas.

Este comportamiento también sugiere que es muy importante una adecuada agitación para la fermentación de las aguas residuales pues la disminución en los valores de la DQO<sub>agv</sub> coincidió con la etapa de sedimentación.

### **Contribución de la DQO<sub>agv</sub> en la DQOs**

Esta curva muestra también una gran variabilidad tal como la curva referente a la DQO<sub>agv</sub>, sin embargo, presenta un efecto más claro de la temperatura. La composición de la DQOs por AGV fue en ascenso con el aumento de la temperatura durante la etapa de reacción así como en los efluentes puntuales. Este es un resultado muy importante pues sugiere que, bajo las condiciones operacionales mantenidas, la fermentación se vio favorecida en la relación DQO<sub>agv</sub>/DQOs conforme aumentó la temperatura.

También puede observarse que en algunos casos se registraron valores que excedieron el 100 por ciento, pero debe recordarse que este valor fue obtenido en base a factores calculados a partir de la DQO teórica que ejercería cada AGV estequiométricamente, por lo que deben tomarse con cautela.

---

\* Conviene señalar que la muestra tomada para analizar los AGV del efluente puntual a 24.8°C se perdió, por lo que, queda fuera de este comentario y cualquier otro análisis.

#### 4.2.3.2 Tasa de producción promedio de AGV durante la etapa de reacción

En la figura 4.10 se muestra la tasa promedio ( $r$ ) con que se produjeron los AGV durante el tiempo de reacción a las temperaturas analizadas. Para detalle de los cálculos, véase el anexo B.

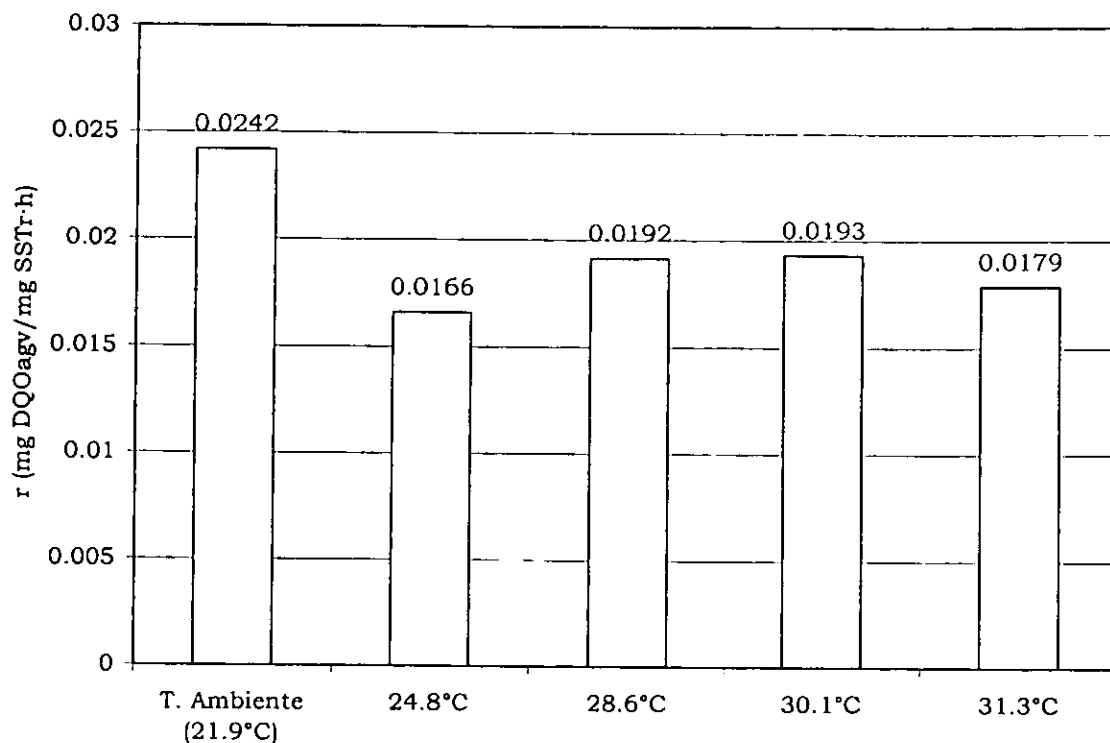


Figura 4.10. Tasas promedio de producción de AGV durante el tiempo de reacción.

Esta figura muestra que la tasa de producción de los AGV fue mayormente favorecida a la temperatura ambiente del agua. También puede notarse que el incremento de la temperatura parece haber tenido un efecto negativo y similar en el resto de las experimentaciones.

La tasa de producción a temperatura ambiente es 26% mayor del valor de la tasa obtenida a 28.6°C y 30.1°C por lo que puede considerarse que la temperatura no tuvo un efecto considerable en la rapidez de producción de los AGV.

### 4.2.3.3 Especies de AGV producidos

La figura 4.11 muestra el comportamiento de cada AGV producido desde el tiempo cero hasta las seis horas de reacción e inclusive se muestran los AGV que estuvieron presentes en los efluentes puntuales a las 7.5 horas.

Tal como puede observarse en la figura 4.11, se produjeron 5 tipos de AGV por la fermentación de las aguas residuales:

- Ácido acético
- Ácido propiónico
- Ácido butírico
- Ácido isovalérico
- Ácido valérico

El ácido valérico solo estuvo presente a las 4.5 h y 5.5 h de reacción a 28.6°C y a una concentración tan baja que su participación puede considerarse insignificante.

Se detectó ácido isovalérico a partir de los 28.6°C. Sin embargo, su participación también fue muy escasa ya que siempre apareció a concentraciones menores de 10 mg/l, como DQO. Apareció a las 4.5 h y 5.5 h de reacción a 28.6°C; a las 5 h de reacción a los 30.1°C y de las 3 h a las 5.5 h de reacción y en el efluente puntual a los 31.3°C.

Por su parte el ácido butírico, aunque estuvo presente en todas las temperaturas, su participación tampoco fue relevante tal como puede apreciarse en la misma figura 4.11.

En todas las temperaturas, los AGV que tuvieron gran participación por sus concentraciones obtenidas fueron, en orden de importancia, el ácido acético y el ácido propiónico.

Al analizar la figura 4.11, resulta evidente que existe una relación entre la producción de ácido acético y el ácido propiónico. Con el objeto de ilustrar y medir mejor esta relación se construyó la figura 4.12 en donde se grafican los valores de DQO de estos dos AGV por cada temperatura (DQO por ácido acético en las ordenadas y DQO por ácido propiónico en las abscisas). Además, una línea de tendencia con su correspondiente correlación fueron obtenidos.

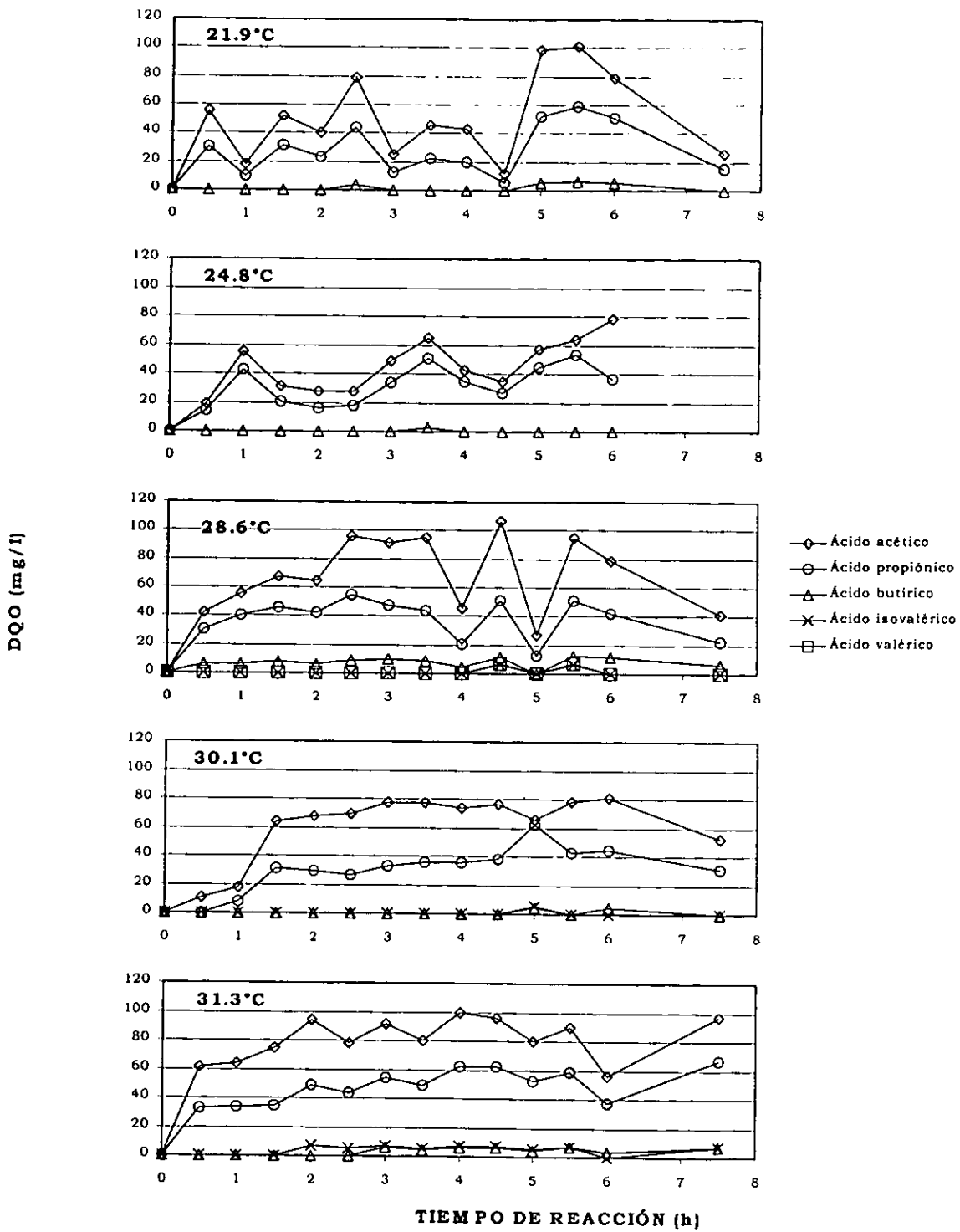


Figura 4.11. Producción de cada AGV presente durante la reacción y en efluentes puntuales.

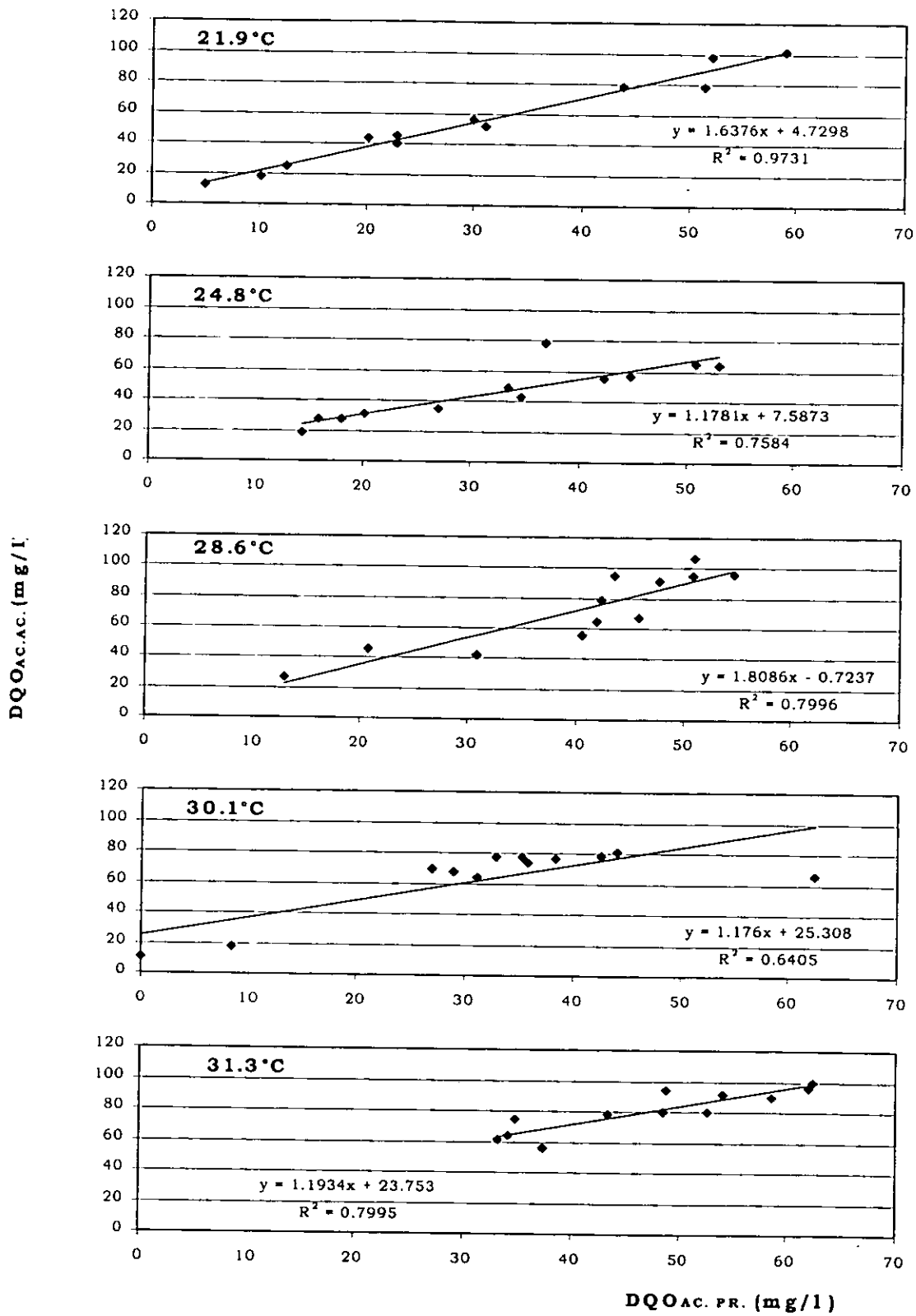


Figura 4.12. Comparación de la concentraciones del ácido acético y ácido propiónico obtenidas de 0.5 a 6 horas de reacción.



En todos los casos puede observarse que existió una relación directa proporcional entre las concentraciones del ácido acético y las concentraciones del ácido propiónico.

La pendiente obtenida del ajuste lineal representa el cambio en la concentración del ácido acético por cada mg/l de variación del ácido propiónico, ambas como DQO. El valor de esta pendiente puede ser un indicador del efecto de la temperatura en la distribución de concentraciones del ácido acético y ácido propiónico durante la reacción a diferentes temperaturas.

Siguiendo este razonamiento, puede observarse que a 24.8°C, 30.1°C y 31.3°C, prácticamente se tuvo un efecto similar en esta relación por el valor de sus pendientes que van de 1.176 a 1.193.

Es a 21.9°C (la temperatura ambiente del agua) y a 28.6°C donde se nota un impacto diferente de la temperatura. A 21.9°C la proporción se hace mayor con 1.638 mientras que la mayor relación se obtuvo a los 28.6°C con un valor de 1.809. La variabilidad en estos resultados pudiera tal vez deberse a otros factores además de la temperatura.

Otro resultado interesante obtenido de la producción de los AGV, fue el porcentaje con que cada uno de estos contribuyó a la composición de la DQO<sub>agv</sub>. Estos resultados se muestran en la figura 4.13 y además se incluyen los resultados de los efluentes puntuales.

La figura 4.13 muestra que la contribución a la DQO<sub>agv</sub> de los ácidos butírico, valérico e isovalérico fue mínima y prácticamente nula a los 21.9°C, 24.8°C y 30.1°C. En cambio, tal y como se pudo constatar desde la figura 4.11, los AGV que tuvieron el mayor impacto a todas las temperaturas y en orden de importancia por su porcentaje de contribución fueron el ácido acético y el ácido propiónico.

Sin embargo, la figura 4.13 también muestra una relación inversa proporcional entre los porcentajes con que el ácido acético y el ácido propiónico contribuyeron a la DQO<sub>agv</sub>, esto es, cuando uno de ellos aumentó su concentración, el del otro disminuyó.

También de la figura 4.13, parece evidente que los porcentajes de contribución a la DQO<sub>agv</sub> de los ácidos acético y propiónico prácticamente se mantuvieron en un valor constante durante toda la reacción e inclusive en los efluentes puntuales en todas las temperaturas.

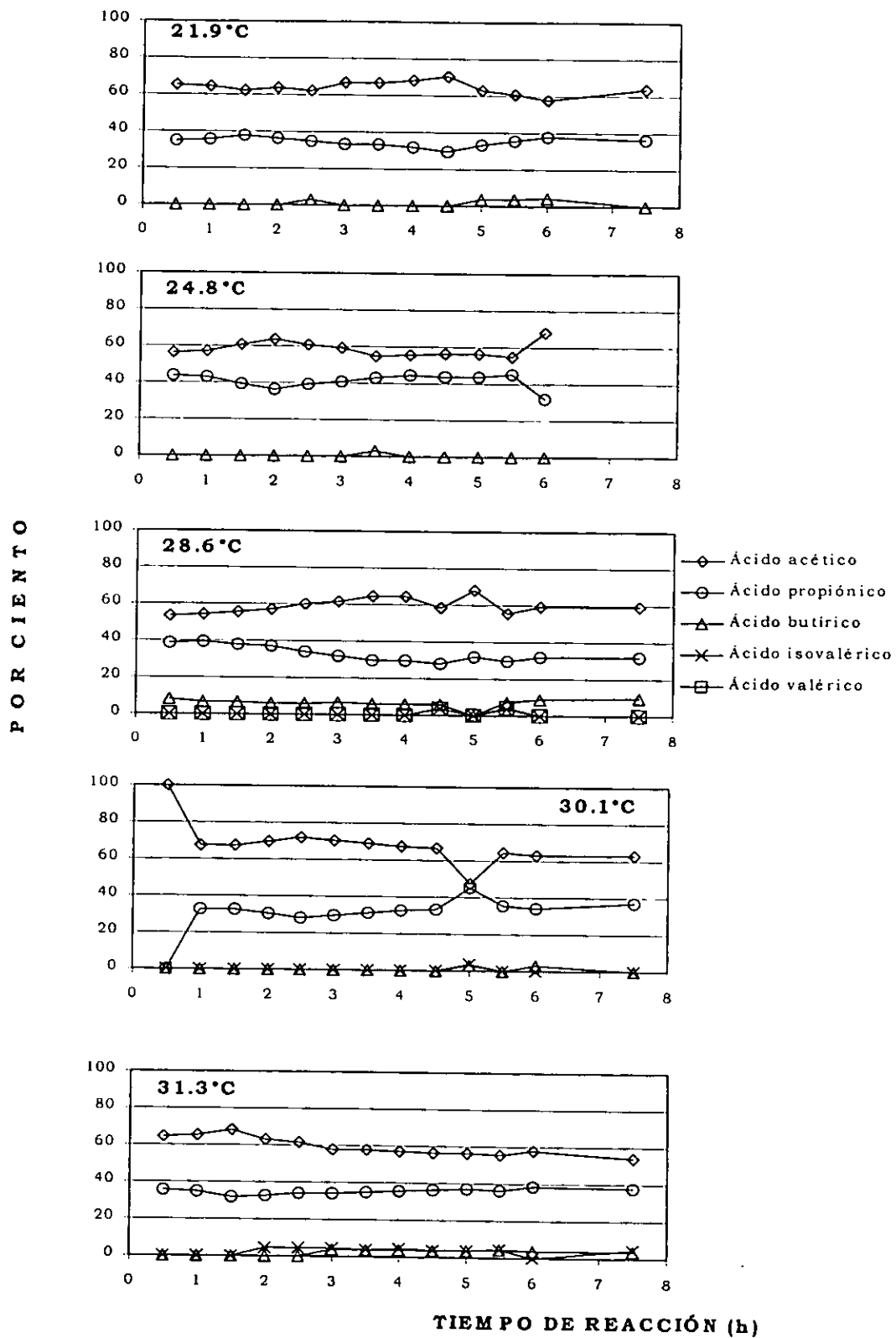


Figura 4.13. Por ciento con que cada AGV producido contribuye con la DQOagv durante la reacción y en los efluentes puntuales.

Por lo anterior, se construyó la figura 4.14 donde se compararon los porcentajes promedios con que los ácidos acético y propiónico contribuyeron a la DQOagv durante la reacción (0.5 h a 6 h).

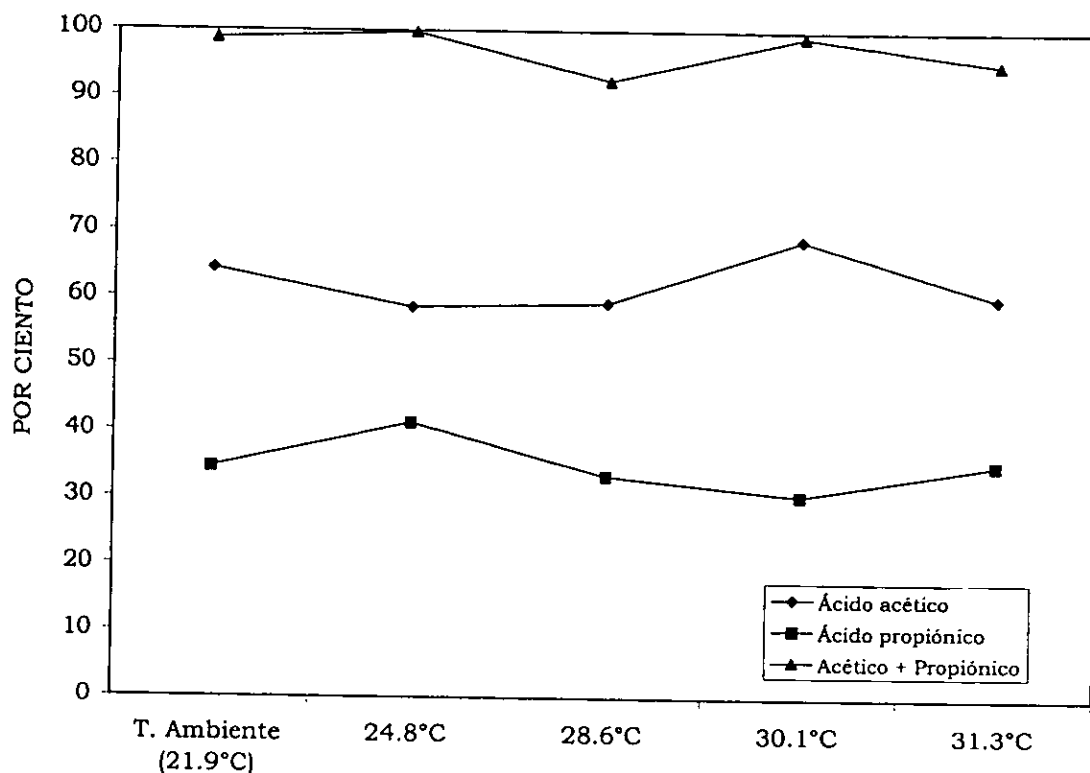


Figura 4.14. Por ciento promedio con que el ácido acético y el ácido propiónico contribuyeron a la composición de la DQOagv durante la reacción (0.5 h a 6 h).

La figura 4.14 muestra que durante la reacción:

- El ácido acético tuvo un por ciento de contribución a la DQOagv del 60% al 70%, aproximadamente.
- El ácido propiónico tuvo un por ciento de contribución a la DQOagv del 30% al 40%, aproximadamente.
- La contribución conjunta del ácido acético y el ácido propiónico siempre fue mayor al 90% en todas las temperaturas probadas. También vale la pena hacer notar que su participación conjunta estuvo muy cercana al 100% a 21.9°C, 24.8°C y 30.1°C.

#### 4.2.3.4 Por ciento de acidificación

En la figura 4.15 se muestra la gráfica de los resultados obtenidos del por ciento de acidificación durante la reacción y en los efluentes puntuales.

La figura 4.15 puede interpretarse como la forma en que la DQOs del influente puntual fue transformándose en AGV a medida que aumentó la temperatura en el reactor.

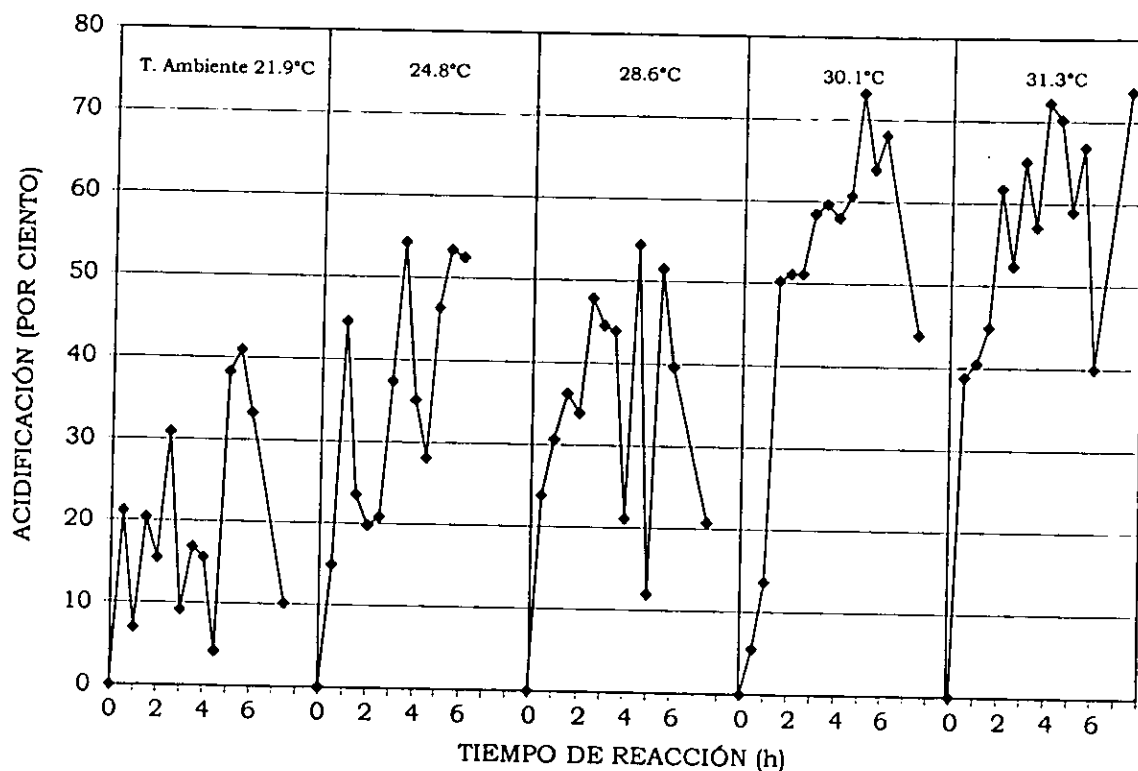


Figura 4.15. Por ciento de acidificación durante el tiempo de reacción.

De acuerdo con el comportamiento mostrado por las curvas, es posible apreciar que tanto los porcentajes de acidificación durante la reacción así como los efluentes aumentaron con la temperatura.

Los efluentes puntuales fueron desde el 10% de acidificación a temperatura ambiente hasta 74% a 31.3°C.

Estos resultados muestran que, bajo las condiciones de operación establecidas, la acidificación fue mayormente favorecida a 31.3°C.

### 4.3 Resultados obtenidos de influentes y efluentes compuestos

#### 4.3.1 DQO total (DQOt) y soluble (DQOs)

En las figuras 4.16 y 4.17 se presentan los valores de la DQO total y soluble, respectivamente, de las muestras compuestas influentes y efluentes, así como su porcentaje removido por la fermentación.

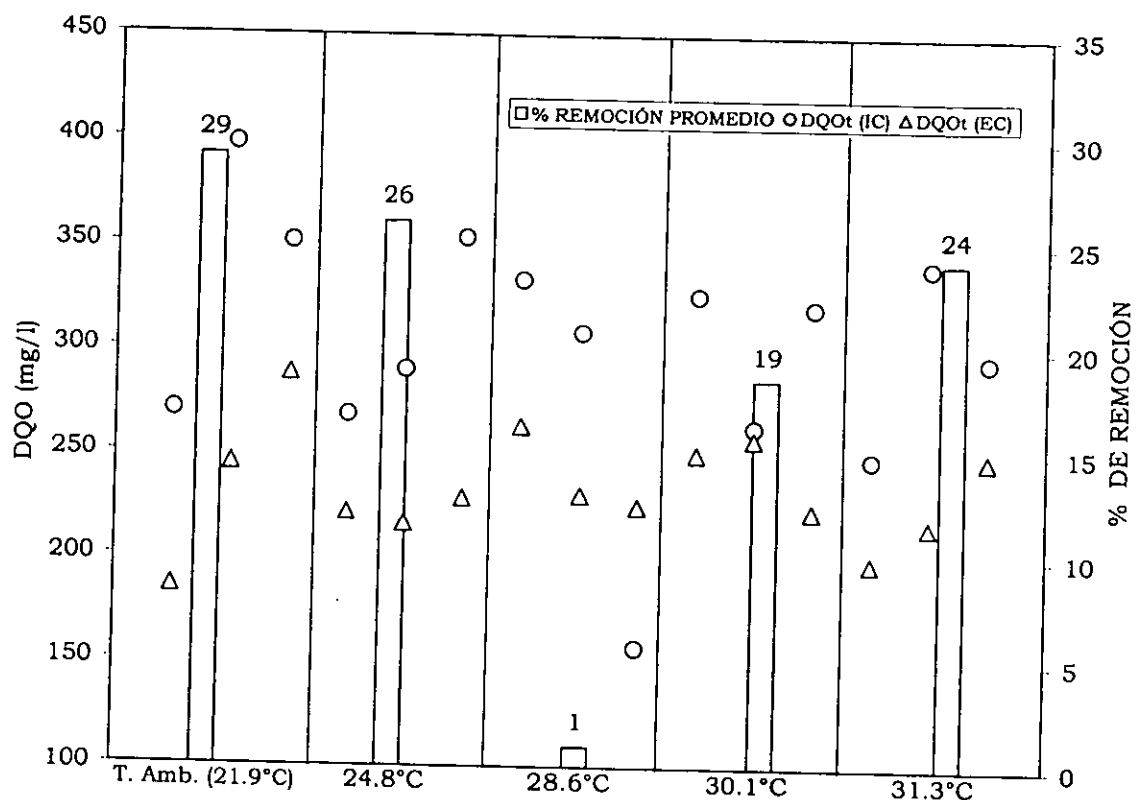


Figura 4.16. DQO total en muestras compuestas influentes (IC) y compuestas efluentes (EC).

La figura 4.16 indica que la fermentación disminuyó los valores de DQO total, aunque de una forma modesta, como se esperaba.

En todas las muestras analizadas puede observarse que siempre hubo remoción de la materia orgánica medida como DQOt, a excepción del tercer punto a 28.6°C, lo que pudo ser debido a un error experimental.

En general puede decirse que la materia orgánica medida como DQO total disminuyó por encima del 20%, habiendo obtenido su máximo a temperatura ambiente con 29% de remoción.

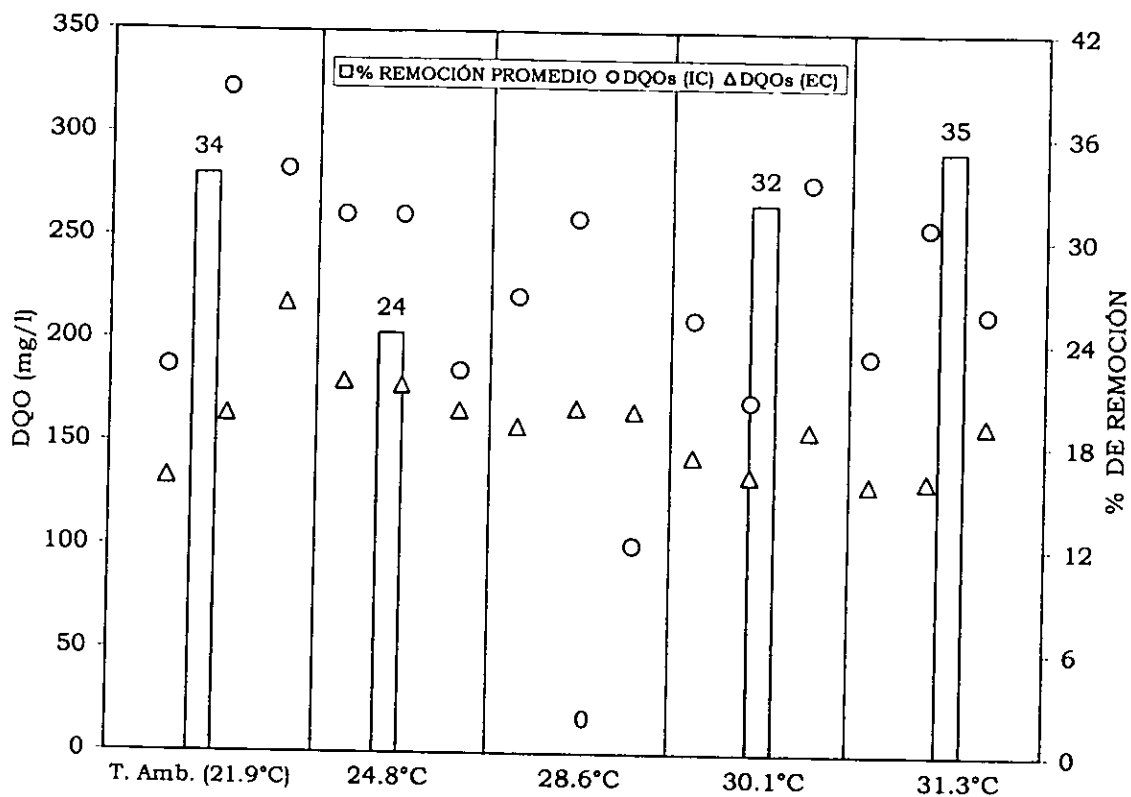


Figura 4.17. DQO soluble en muestras compuestas influentes (IC) y compuestas efluentes (EC).

El promedio de remoción de la materia orgánica medida como DQO soluble a 28.6°C también se vio afectado por el resultado de su tercer punto.

De forma general puede decirse que hubo remoción de la materia orgánica medida como DQO soluble siendo, aparentemente, las de mayor impacto las temperaturas a 21.9°C, 30.1°C y 31.3°C donde la remoción fue superior al 30%.

Es importante hacer notar que, en general, la DQOs disminuyó en una mayor proporción que la DQOt.

En la figura 4.18 se analizan las fracciones solubles y no solubles de la DQO en influentes y efluentes compuestos para cada temperatura. Esta figura muestra que la fermentación, a cualquiera de las temperaturas analizadas, provocó el decremento de la fracción soluble en los efluentes comparando con los influentes y con ello, el incremento de la fracción no soluble de la DQO.

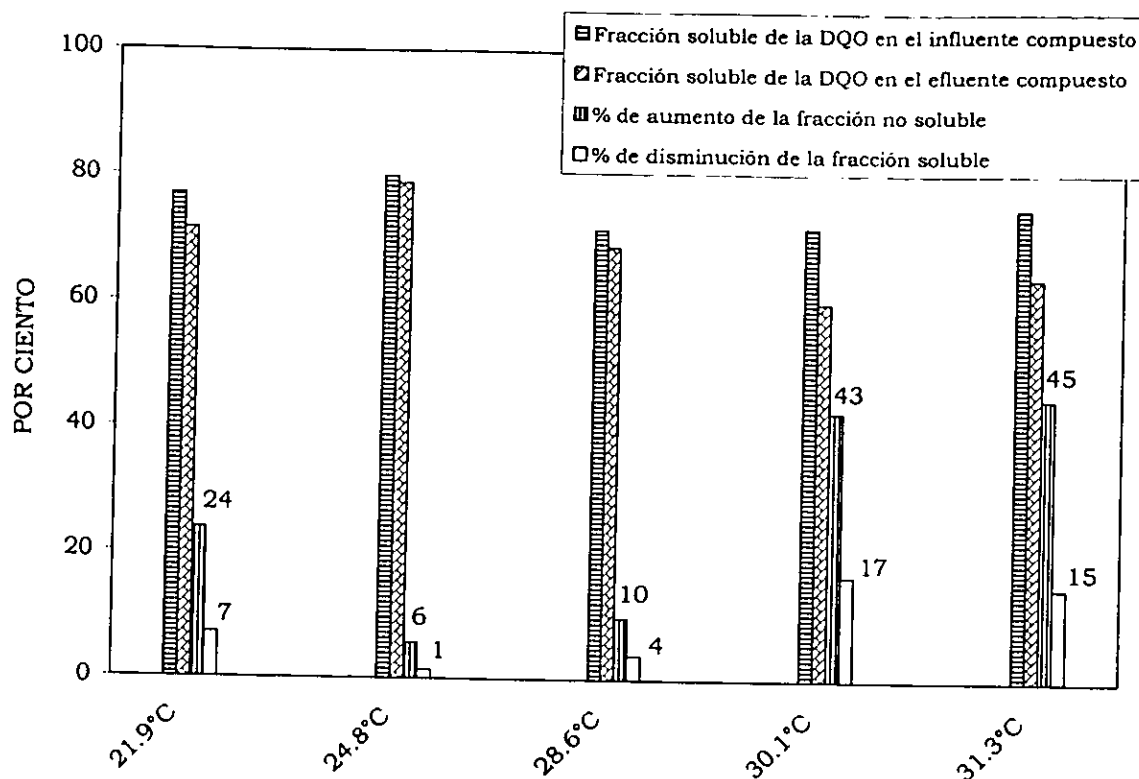


Figura 4.18. Efecto de la fermentación en las fracciones solubles y no solubles de la DQO en influentes y efluentes compuestos.

Estos resultados no se esperaban pues se sabe que al aumentar la temperatura se favorece la solubilización de la materia orgánica en suspensión de dos formas: 1) al favorecer la actividad de la biomasa y 2) el efecto directo de la temperatura en la hidrólisis de la materia orgánica en suspensión.

La figura 4.18 indica que la disminución de la fracción soluble de la DQO fue mayor a las temperaturas de 30.1 y 31.3°C.

### 4.3.2 Ácidos grasos volátiles (AGV)

La figura 4.19 muestra la DQOt, DQOs y DQOagv en los efluentes compuestos. Aunque estos valores de DQOt y DQOs ya fueron reportados en el anterior subcapítulo, resulta ilustrativa su comparación con la DQOagv a las diferentes temperaturas analizadas.

A pesar que esta figura no muestra un efecto claro de la temperatura en estos factores, si resulta evidente que a 31.3°C la participación de los AGV en la DQO fue la más alta.

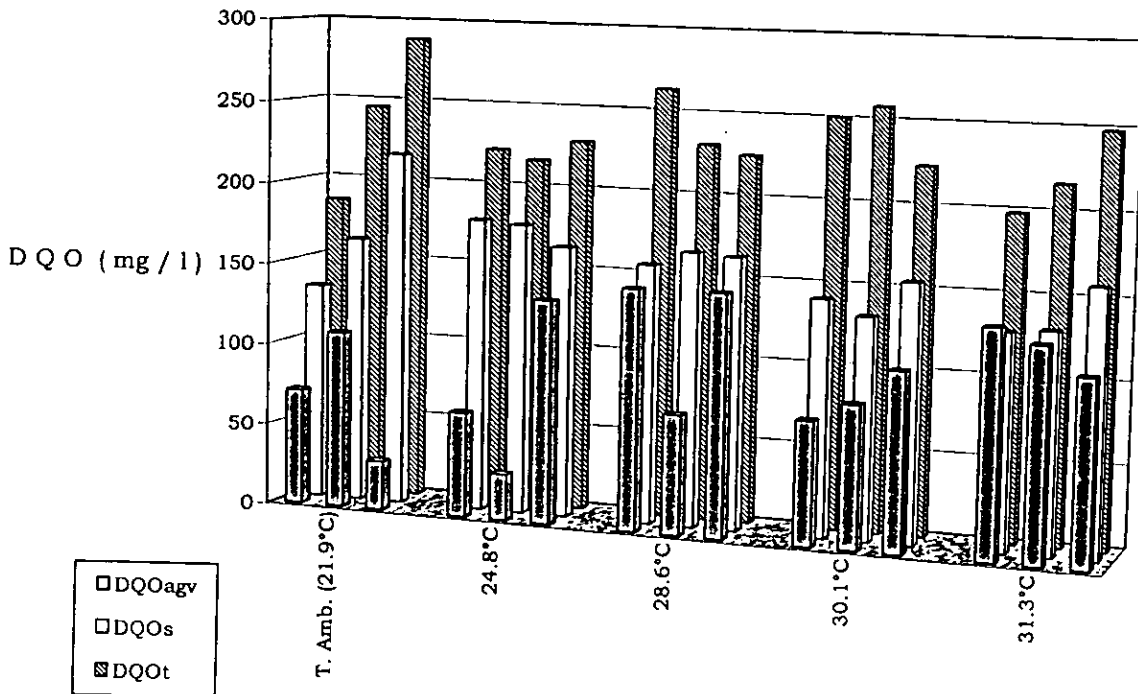


Figura 4.19. DQO total, soluble y debida a los AGV en los efluentes compuestos.

En la figura 4.20 se presentan los porcentajes promedio con que la DQOt y DQOs estuvieron compuestas por la DQOagv. Esta figura muestra, en general, una tendencia de las relaciones DQOagv/DQOt y DQOagv/DQOs de aumentar con la temperatura. A 31.3°C la DQOagv representó en promedio el 90% de la DQO soluble y el 58% de la DQO total, duplicando prácticamente estos valores respecto a los obtenidos a temperatura ambiente.



La figura 4.21 muestra los tipos de AGV obtenidos y su composición en los efluentes compuestos.

Se obtuvieron 4 diferentes AGV: acético, propiónico, butírico e isovalérico. El ácido acético fue el AGV más importante a todas las temperaturas. Este AGV tuvo su participación máxima a 21.9°C, 30.1°C y 31.3°C.

Por su parte, el ácido propiónico fue el segundo AGV más importante. Tuvo su participación máxima a 24.8°C y en el resto de las temperaturas no se aprecia una diferencia importante.

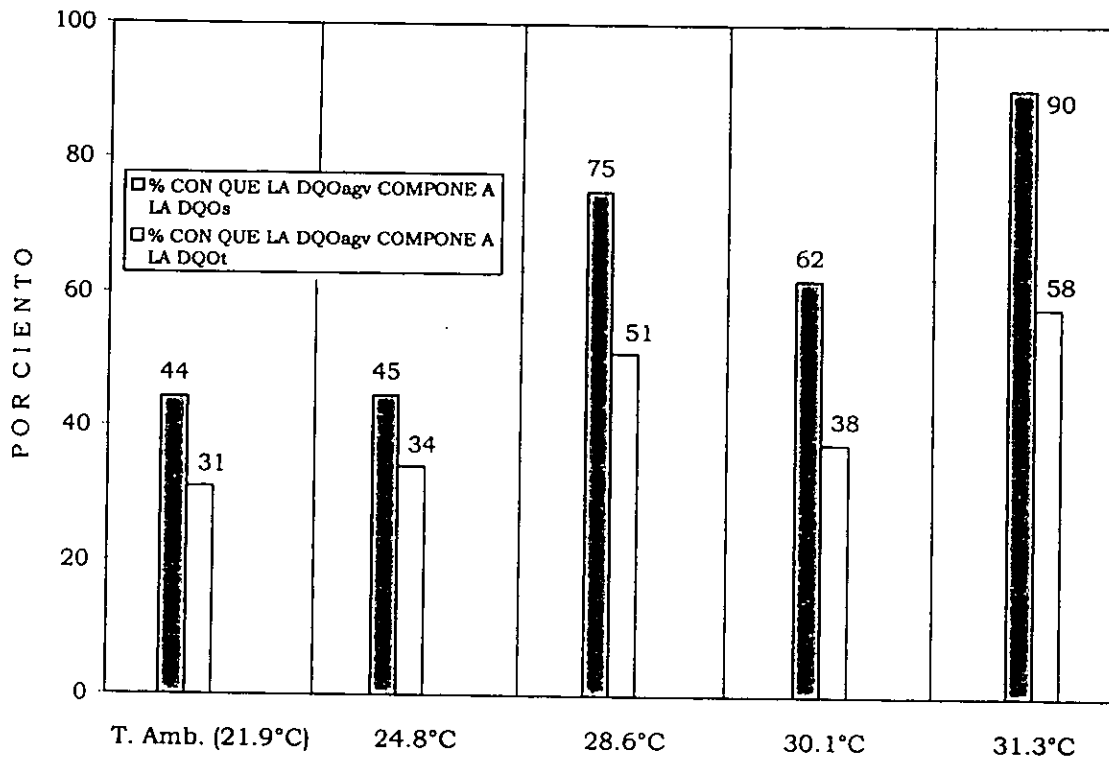


Figura 4.20. Relación DQO<sub>agv</sub>/DQOs y DQO<sub>agv</sub>/DQOt en los efluentes compuestos.

A pesar que el ácido butírico fue el tercer AGV más importante, su contribución al igual que la del ácido isovalérico puede considerarse mínima.

Es de notarse que la participación conjunta del ácido acético y propiónico fue prácticamente siempre superior al 90%, complementado casi el total de los AGV presentes a temperatura ambiente, pero no mostrando en general diferencias importantes con la temperatura.

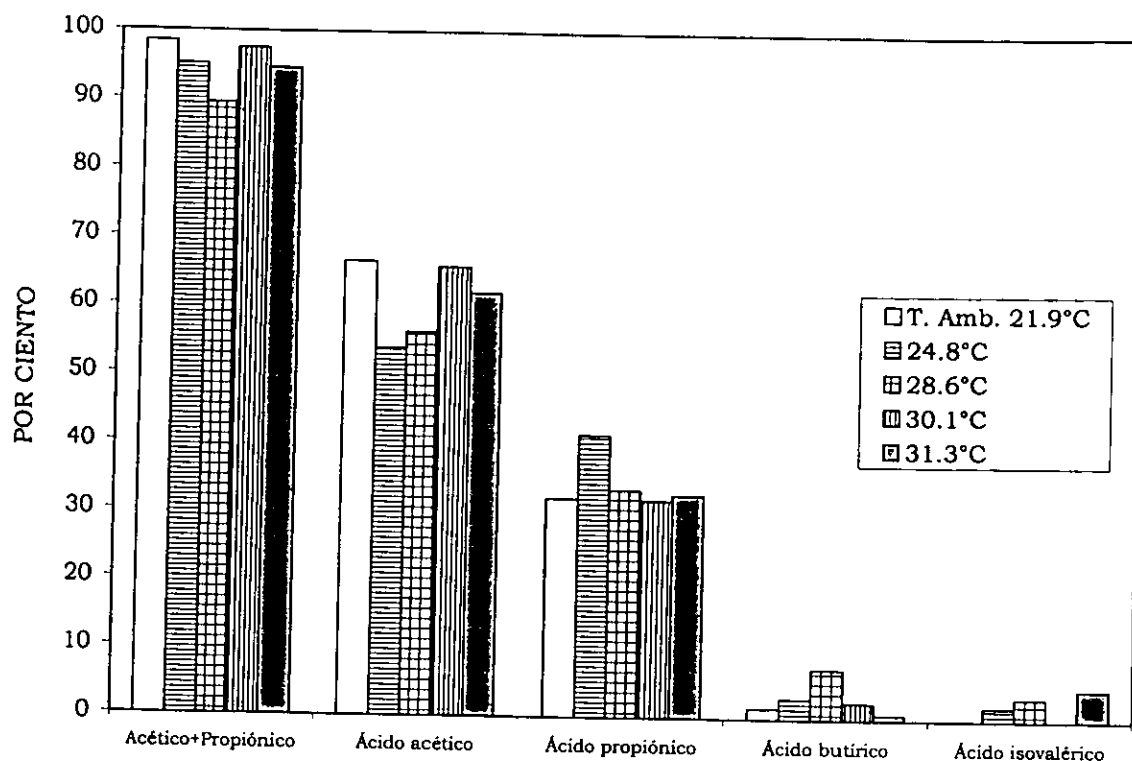


Figura 4.21. Distribución y composición de los AGV en los efluentes compuestos.

### 4.3.3 Compuestos nitrogenados

En la figura 4.22 se muestran los resultados de nitrógeno total (Kjeldahl), nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal así como su variación en las muestras compuestas a diferentes temperaturas. Estos tres parámetros son presentados en una misma figura por relacionarse entre ellas.

El nitrógeno orgánico fue calculado por diferencia del nitrógeno Kjeldahl y el nitrógeno amoniacal.

Esta figura indica que el nitrógeno total disminuyó 15% sin un efecto aparente de la temperatura. Con respecto al nitrógeno orgánico, este muestra un comportamiento que también sugiere que su remoción fue independiente de la temperatura.

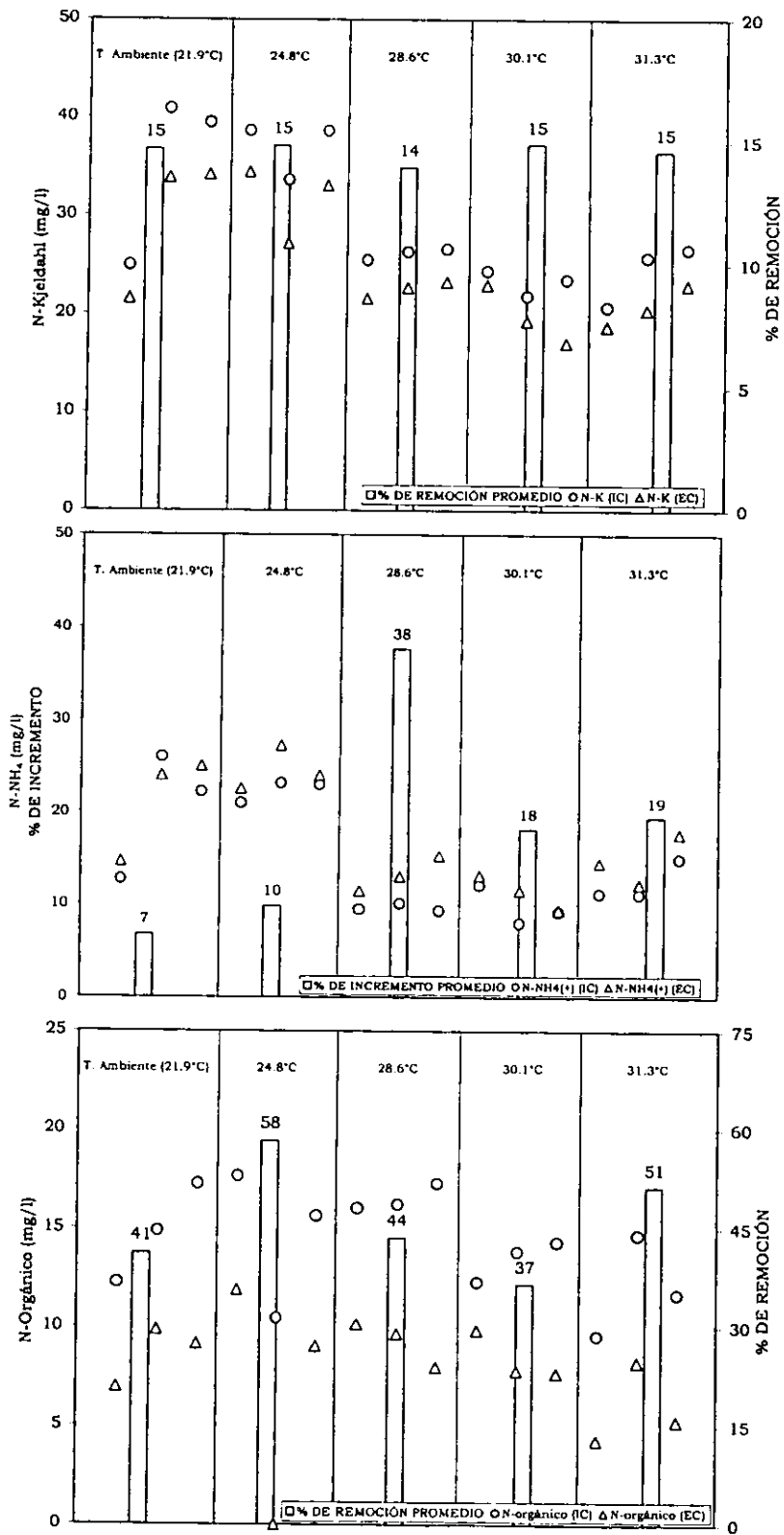


Figura 4.22. Nitrógeno total (Kjeldahl), orgánico y amoniacal en las muestras influentes compuestas (IC) y efluentes compuestas (EC).

El nitrógeno amoniacal no muestra un efecto claro de la temperatura.

Son varios los factores que pudieron afectar los niveles de nitrógeno amoniacal detectados:

El incremento pudo originarse de la metabolización del nitrógeno orgánico, mientras que su consumo, solamente pudo deberse al anabolismo celular ya que el nitrógeno amoniacal es la única fuente de nitrógeno útil para la construcción de material celular como aminoácidos y proteínas. Además, el ion amonio se encuentra en equilibrio con el amonio gas y este equilibrio depende de la temperatura y del pH. A mayores temperaturas y pH, el equilibrio es desplazado en dirección al amonio gas (Winkler, 1998).

Con estos resultados no es posible conocer el grado con que cada uno de estos procesos contribuyó al incremento del nitrógeno amoniacal, aunque su incremento con respecto al influente era de esperarse.

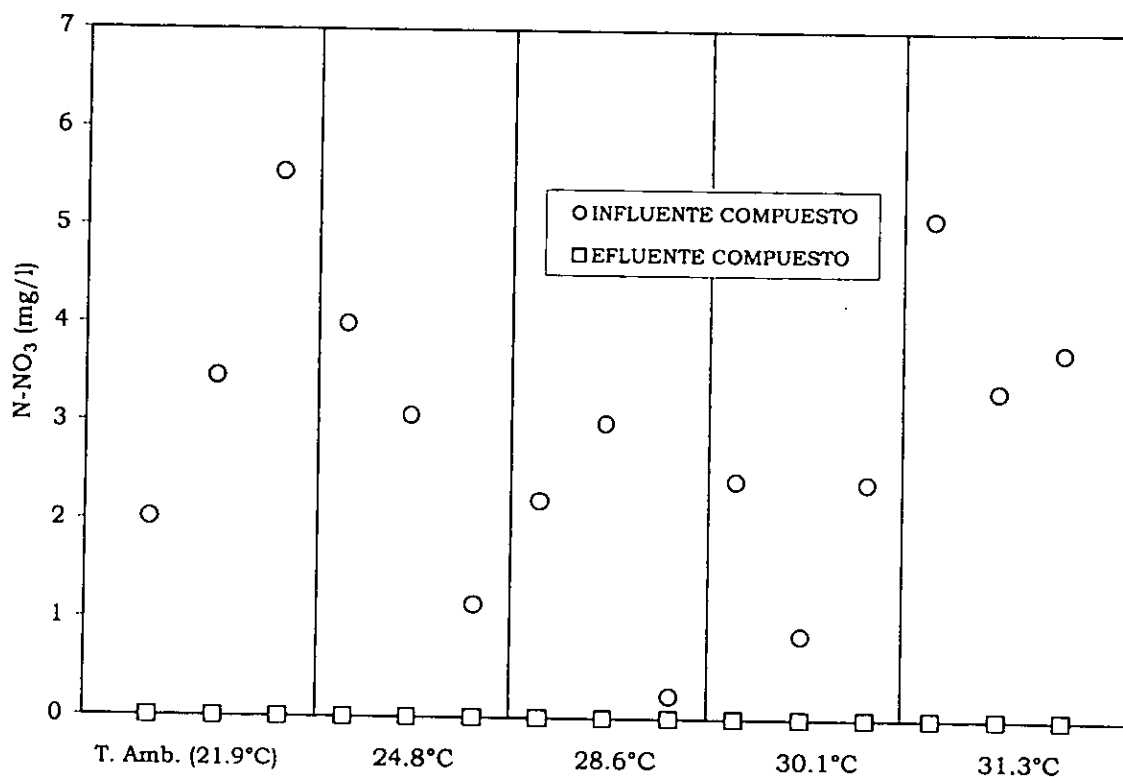


Figura 4.23. Concentración del nitrógeno de nitratos en influentes y efluentes compuestos.

Finalmente, para este subcapítulo, en la figura 4.23 se muestran los resultados obtenidos de la medición del nitrógeno de nitratos. Estos indican que la remoción de los nitratos se efectuó al 100% a todas las temperaturas analizadas.

#### 4.3.4 Fósforo de ortofosfatos ( $P-PO_4^{3-}$ ) y sólidos suspendidos totales (SST)

En las figuras 4.24 y 4.25 se muestran los resultados obtenidos de la concentración del fósforo de ortofosfatos ( $P-PO_4^{3-}$ ) y los sólidos suspendidos totales (SST), respectivamente.

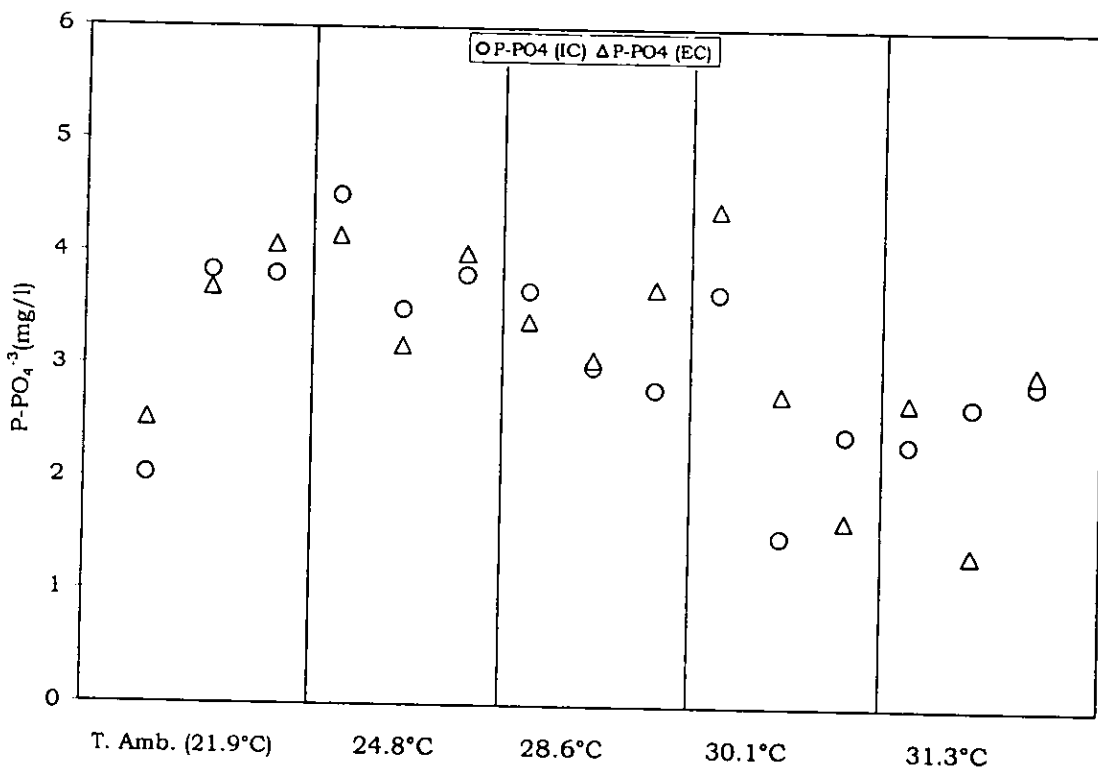


Figura 4.24. Fósforo de ortofosfatos en influentes compuestos (IC) y efluentes compuestos (EC).

La variación en los niveles de  $P-PO_4^{3-}$  puede deberse a: 1) por la muerte de microorganismos lo que libera ortofosfatos al medio, 2) disminución de  $P-PO_4^{3-}$  del medio debido a su asimilación por crecimiento de la biomasa y 3) por transformaciones químicas debidas a cambios en las condiciones de pH y temperatura.

Como se observa en la figura 4.24, no hay un impacto claro de la temperatura en los porcentajes de variación del  $P-PO_4^{3-}$  por lo que los factores que influenciaron el comportamiento debieron haber sido otros.

Los resultados en la figura 4.25 indican que la remoción de los SST aumentó de forma ligera de 21.9°C a 24.8°C y a mayores temperaturas se observa que la remoción fue disminuyendo con la temperatura a tal grado que a 30.1°C y 31.3°C, los efluentes tuvieron una concentración más alta de SST que los influentes.

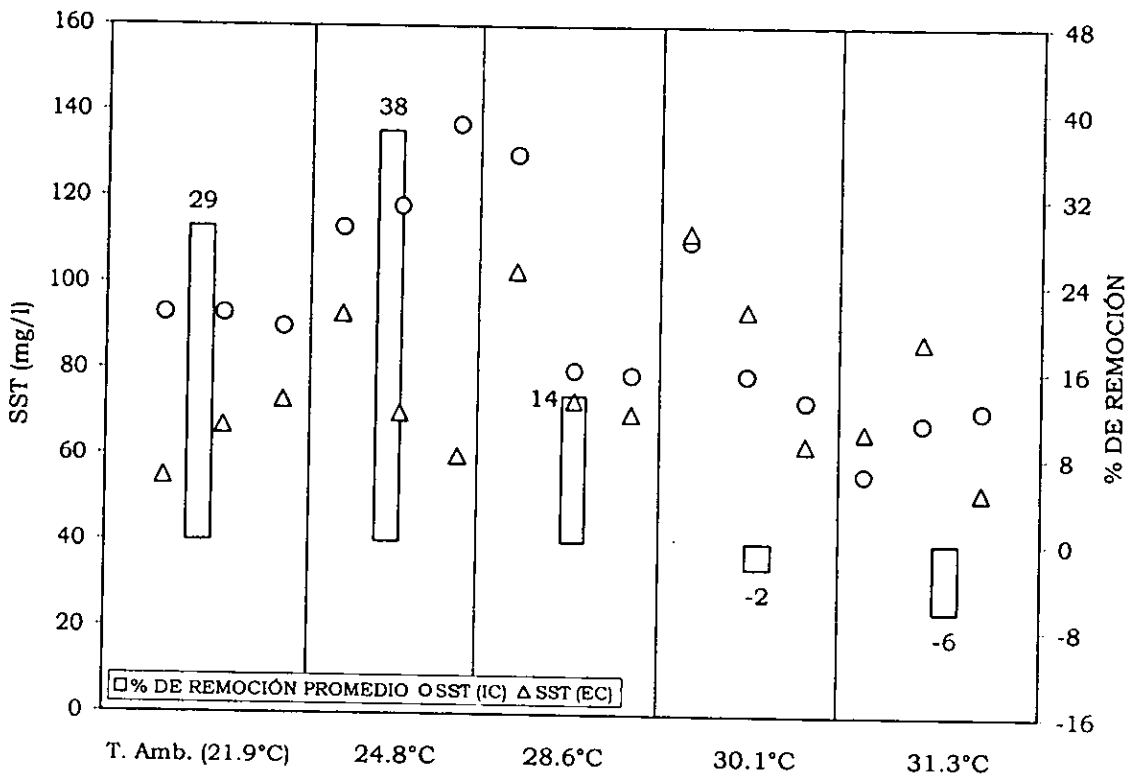


Figura 4.25. Sólidos suspendidos totales en influentes compuestos (IC) y efluentes compuestos (EC).

Este comportamiento puede deberse a que, a mayores temperaturas, los microorganismos no tienden a formar flóculos estables y se favorece el desarrollo de bacterias de vida libre. Incluso pudo deberse a la actividad de los microorganismos produciendo gases como el  $CO_2$ , lo que provocó flotación de parte de la biomasa sedimentada en un principio. Esto último conlleva a pensar que tal vez el tiempo de sedimentación pudiera ser menor al establecido en este trabajo.

#### **4.4 Idoneidad del modelo experimental**

##### **4.4.1 Comprobación de las suposiciones hechas por la elección del modelo experimental**

La comprobación de las suposiciones de independencia, normalidad y homocedasticidad de los resultados experimentales, además de probar la idoneidad del modelo de bloques con efectos fijos elegido, es importante ya que de ello depende la elección del tratamiento estadístico que se les aplicará para conocer si hubo influencia o no de la temperatura en la producción de los AGV.

Dichas pruebas se desarrollan en el anexo C a los dos conjuntos de resultados obtenidos: DQOagv durante la reacción y DQOagv de los efluentes compuestos.

Los resultados indican que ambos conjuntos de resultados, por separado, son independientes con distribución normal y cumplen con la suposición de homocedasticidad. Esto permite decir que bajo las condiciones experimentales en las que se trabajó, el modelo experimental elegido fue el adecuado.

##### **4.4.2 Aclaración sobre la idoneidad del modelo experimental**

Los resultados experimentales obtenidos de la DQOagv durante la reacción (anexo C, figura A1), muestran un comportamiento tal que sugiere que además de la temperatura, estas concentraciones se vieron además influenciadas por el tiempo de reacción.

La sospecha proviene de que para cualquier tiempo de reacción, a 4 horas por ejemplo, se observa que en el siguiente registro a las 4.5 horas algunos valores aumentaron y otros bajaron en vez de seguir una misma tendencia al incremento o decremento como se esperaba.

Para verificar la influencia de estos dos factores se efectuó su análisis estadístico como si los resultados hubiesen sido obtenidos siguiendo un diseño experimental de tipo factorial. El diseño factorial es aplicado precisamente cuando un factor respuesta es influenciado por dos o más factores diferentes tal como se suponía era el caso. Cabe aclarar que estos resultados no deben tomarse como exactos ni definitivos, si no simplemente como una guía para poder conocer si en realidad hubo influencia tanto de la temperatura como del tiempo de reacción en la DQOagv. El análisis estadístico se presenta en el anexo D.

Los resultados muestran que, por separado, la temperatura y el tiempo de reacción efectivamente influyeron de manera importante sobre la DQOagv en la etapa de reacción en la fermentación de las aguas residuales; sin embargo, el efecto conjunto de estos dos factores no lo hizo así.

#### **4.5 Determinación de la influencia de la temperatura en la producción de AGV**

Dado que los resultados de la DQOagv durante el tiempo de reacción (0.5 h a 6 h) así como en los efluentes compuestos, fueron independientes con distribución normal y homocedásticos, fue posible elegir el diseño seleccionado para efectuar la prueba de medias requerida para determinar la influencia de la temperatura en la producción de los AGV, o dicho de otra forma, para determinar la influencia de la temperatura en la fermentación de las aguas residuales.

Este análisis fue realizado por medio de una prueba que utiliza el estadístico F de Fisher y su ejecución fue realizada mediante el programa de cómputo HERMUT (Mutis, 1988) (anexo E).

Los resultados indican que, bajo las condiciones experimentales que se tuvieron, la producción de AGV medida como DQO (DQOagv) durante el tiempo de reacción si fue influenciada por la temperatura, esto es, fue dependiente de ella.

Para el caso de la DQOagv en los efluentes compuestos, también bajo las condiciones experimentales que se tuvieron, no fueron influenciadas por la temperatura, esto es, fueron independientes de ella.

Puesto que solamente durante la reacción hubo efecto de la temperatura, resultado interesante además conocer el grado con que cada una de ellas lo hizo. Para ello, se efectuó la prueba de comparaciones múltiples de Duncan.

Los resultados mostraron que, estadísticamente:

- a) El llevar a cabo la fermentación de las aguas residuales a 21.9 (temperatura ambiente del agua), 24.8 o 30.1°C es indistinto ya que cada una de estas tres temperaturas produjeron el mismo impacto, el cual fue el que menos favoreció la producción de AGV medidos como DQO (DQOagv).
- b) El llevar a cabo la fermentación de las aguas residuales a 28.6°C o 31.3°C es indistinto ya que cada una de estas dos temperaturas produjeron el mismo impacto, el cual fue el que más favoreció la producción de AGV medidos como DQO (DQOagv).



## **5. Conclusiones**

### **5.1 Conclusiones**

Para el reactor discontinuo, la forma en que fue operado, las condiciones mantenidas en él y para las cinco temperaturas probadas, se obtuvieron las siguientes conclusiones.

#### **5.1.1 Conclusiones generales**

1. Se encontró que para haber analizado el efecto de la temperatura en la fermentación de las aguas residuales, debió haberse experimentado siguiendo un modelo de tipo factorial. Sin embargo, efectuar la experimentación siguiendo este modelo es prácticamente imposible ya que se requeriría aleatorizar el factor tiempo, por lo que, el modelo de bloques con efectos fijos utilizado puede considerarse como el más adecuado para el presente trabajo.
2. Con base en la producción de AGV, la temperatura influyó en la etapa de reacción de la fermentación de las aguas residuales: Las temperaturas de 28.6 y 31.3°C fueron las que mayormente favorecieron

el proceso, mientras que 21.9, 24.8 y 30.1°C fueron las que en menor grado lo hicieron.

3. En función de la producción de AGV, se encontró que la temperatura no influyó en los efluentes fermentados.
4. La sedimentabilidad de los lodos fue excelente, aunque, la mejor calidad se encontró en el proceso a temperatura ambiente del agua con un IVL de 41 ml/g SST. A mayores temperaturas se observó un impacto negativo, obteniéndose valores de 75 ml/g SST en promedio.

### **5.1.2 Referentes a la etapa de reacción**

1. La relación DQO<sub>agv</sub>/DQOs fue favorecida en forma directamente proporcional con la temperatura en la etapa de reacción y en los efluentes.
2. La temperatura no tuvo un efecto determinante en la rapidez promedio con que se produjeron los AGV durante la etapa de reacción.
3. Los porcentajes con que el ácido acético y propiónico contribuyen a la DQO<sub>agv</sub> se mantienen prácticamente constantes desde la primera media hora de reacción e incluso hasta los efluentes y sin un efecto aparente de la temperatura (figura 4.13).
4. El grado de acidificación incrementó con la temperatura. Este comportamiento fue observado tanto en la etapa de reacción así como en los efluentes donde el mayor registro fue a 31.3°C con 74% de acidificación.

### **5.1.3 Comparación de influentes y efluentes**

1. El pH de los efluentes tratados se encuentra en un intervalo de 6.0 a 6.2, independientemente de la temperatura probada.
2. La fermentación de las aguas residuales remueve materia orgánica, medida como DQOs y DQOt, sin un efecto aparente por parte de la temperatura. La proporción con que la DQOs disminuyó fue, en general, mayor que la de la DQOt.
3. Los porcentajes con que la DQOt y la DQOs estuvieron compuestas por AGV, en general, aumentaron con la temperatura. Los valores más altos de estas relaciones se registraron a 31.3°C con 58% y 90%, respectivamente.

4. La remoción de SST mejoró con la temperatura hasta los 24.8°C, con un valor de 38%. A mayores temperaturas se observa un efecto negativo en este parámetro llegando incluso en las dos últimas temperaturas probadas a perderse sólidos del reactor en los efluentes.
5. En los efluentes se obtuvieron 4 tipos de AGV: ácido acético, propiónico, butírico e isovalérico. Su distribución no fue afectada por la temperatura. De los AGV producidos, en promedio, el ácido acético fue el más importante con 61 % de participación, el segundo en importancia fue el ácido propiónico con 34%.

## 6. Bibliografía

APHA, AWWA, WPCF (1992). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. 17ª edición, Diaz de Santos. España.

Arsov, R., Ribarova, I., Nikolov, G., Mihailov, G., Topalova, Y., Khoudary, E. (1999). Two-phase anaerobic technology for domestic wastewater treatment at ambient temperature. *Wat. Sci. Tech.* 39 (8): 115-122.

Banerjee, A., Elefsiniotis, P., Tuhtar, D. (1998). Effect of hrt and temperature on the acidogenesis of municipal primary sludge and industrial wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 38 (8-9): 417-423.

Brock, T., Madigan, M. (1993). Microbiología. 2ª edición, Prentice Hall. México.

Cheremisinoff, P. (1995). Handbook of water and wastewater treatment technology. Dekker. USA.

Danesh, S., Oleszkiewicz, J. A. (1995). Volatile fatty acids production using prefermentation of raw wastewater. *Proceeding of innovate technologies for site remediation and hazardous waste management*. ASCE. Pittsburgh, Pennsylvania (USA), july, 293-300.

- Danesh, S., Oleszkiewicz, J. A., (1996). Use of a new anaerobic-aerobic system to enhance biological phosphorus removal. *First IAWQ specialized conference on sequencing batch reactor technology*. München, Germany, 251-259.
- Dawson, R. N., Jegayagam, S. S., Abraham, K., Wallis-Lage, C. L. (1994). The importance of primary sludge fermentation in the BNR process. *67<sup>th</sup> Annual Water Environment Federation Conference and Expositions*. Chicago, Illinois, USA, october, 607-618.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung. Verlag Chemie, Weinheim, (1983). FRG.
- Dionicio, V., González, Ó., González, S. (1997). Comportamiento de constantes cinéticas durante la fermentación de agua residual. *XI Congreso nacional de ingeniería sanitaria y ciencias ambientales*. Tomo I. FEMISCA. Zacatecas, México, noviembre, 431-439.
- Doria, M., González, S., Hernández, M. (1992). Crítica de los modelos bioquímicos y microbiológicos de la remoción de fosfatos en aguas residuales. "Acciones para un ambiente limpio". *VIII Congreso Nacional. Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, A. C.
- Dugba, P., Zhang R. (1999). Treatment of dairy wastewater with two-stage anaerobic sequencing batch reactor systems — thermophilic versus mesophilic operations. *Bioresource Technology*. 68: 225-233.
- Gaudy, A., Gaudy, E. (1980). *Microbiology for environmental scientist and engineers*. McGraw-Hill. USA.
- Guerrero, L., Omil, F., Lema, J. M. (1999). Anaerobic hidrólisis and acidogenesis of wastewaters from food industries with high content of organic solids and protein. *Wat. Res.* 33 (15): 3281-3290.
- Ince, O. (1998). Performance of a two-phase anaerobic digestion system when treating dairy wastewater. *Wat. Res.* 32 (9): 2707-2713.
- Kolarski, R. (1996). The use of sequencing batch reactors to achieve total nitrogen and biological phosphorus removal on a single stage activated sludge system. *First IAWQ specialized conference on sequencing batch reactor technology*. München, Germany, 481-491.
- Levenspiel, O. (1998). *Ingeniería de las reacciones químicas*. 2<sup>a</sup> edición, Reverté. México.

- Lie, E., Welander, T. (1997). A method for determination of the readily fermentable organic fraction in municipal wastewater. *Wat. Res.* 31 (6): 1269-1274.
- Lim, S. J., Choi, D. W., Lee, W. G., Chang, H. N. (2000). Volatile fatty acids production from food wastes and its application to biological nutrient removal. *Bioprocess Eng.* 22: 543-545.
- Maharaj, I., Elefsiniotis, P. (2001). The role of HRT and low temperature on the acid-phase anaerobic digestion of municipal and industrial wastewaters. *Bioresource Technology.* 76: 191-197.
- Massé, D. I., Droste, R. L. (2000). Comprehensive model of anaerobic digestion of swine manure slurry in a sequencing batch reactor. *Wat. Res.* 34 (12): 3087-3106.
- McWhorter, T. R. (1992). Application of the activated sludge process with sequencing batch reactors. McWhorter & Associates Inc., Georgia, USA.
- Mizuno, O., Li, Y. Y., Noike, T. (1998). The behavior of sulfate-reducing bacteria in acidogenic phase of anaerobic digestion. *Wat. Res.* 32 (5): 1626-1634.
- Montgomery, D. (1991). Diseño y análisis de experimentos. 3ª edición, Iberoamérica. México.
- Moser-Engeler, R., Udert, K. M., Siegrist, H. (1998). Products from primary sludge fermentation and their suitability for nutrient removal. *Wat. Sci. Tech.* 38 (1): 265-273.
- Mutis, H. (1988). Paquete estadístico para diseño de experimentos. IIMAS, UNAM, México.
- Pelczar, M., Reid, R., Chan, E. (1998). Microbiología. 2ª edición, McGraw-Hill. México.
- Penaud, V., Delgenes, J. P., Torrijos, M., Moletta, R., Vanhoutte, B., Cans P. (1997). Definition of optimal conditions for the hydrolysis and acidogenesis of a pharmaceutical microbial biomass. *Process Biochemistry.* 32 (6): 515-521.
- Pérez, J. I. (2000). Determinación del intervalo óptimo de carga orgánica en la fermentación ácida de aguas residuales municipales. Tesis en proceso. DEPMI, UNAM.

- Rabinowitz, B., Crowther, Reid. (1994). Criteria for effective primary sludge fermenters design. Use of fermentation to enhance biological nutrient removal. *67<sup>th</sup> Annual Water Environment Federation Conference & Expositions*. Chicago, Illinois USA, october, 26-33.
- Randall, C. (1994). Why use fermentation?. Use of fermentation to enhance biological nutrient removal. *67<sup>th</sup> Annual Water Environment Federation Conference & Expositions*. Chicago, Illinois USA, october, 1-11.
- Randall, A., Benefield, L., Hill, W. (1997). Induction of phosphorus removal in an enhanced biological phosphorus removal bacterial population. *Wat. Res.* 31 (11): 2869-2877.
- Schlegel, H. (1997). *Microbiología general*. 7<sup>a</sup> edición, Omega. España.
- Skalsky, S. D., Daigger, T. S. (1995). Wastewater solids fermentation for volatile acid production and enhanced biological phosphorus removal. *Wat. Environ. Res.* 67 (2): 230-237.
- STI (2001). *Dynamic simulator for prefermenters: Prefermenter technology book*. Science Traveller International. Australia.
- Stover, E. L. (1994). Tratamiento anaerobio de efluentes: ha llegado la hora de su aplicación. *II Simposio internacional sobre control de polución de aguas por procesos biológicos*. Valencia, Venezuela.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. (1996). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. Vol. I. Metcalf & Eddy Inc.. 3<sup>a</sup> edición, McGraw-Hill. México.
- Villarreal, A., Soler, F. (1996). *Notas sobre diseño estadístico de experimentos*. DEPFI, UNAM, México.
- von Münch, E., Keller, J., Lant, P., Newell, R. (1999). Mathematical modelling of prefermenters — I. Model development and verification. *Wat. Res.* 33 (12): 2757-2768.
- Winkler, M. (1998). *Tratamiento biológico de aguas de desecho*. Limusa. México.
- Yilmazer, G., Yenigün, O. (1999). Two-phase anaerobic treatment of cheese whey. *Wat. Sci. Tech.* 40 (1): 289-295.

## **ANEXOS**



## ANEXO A. Diseño de bloques con efectos fijos

Este diseño experimental se basa en el siguiente modelo que describirá a los resultados provenientes de la experimentación:

$$Y_{ij} = \mu + \gamma_i + \beta_j + \varepsilon_{ij} \quad \begin{array}{l} i = 1, 2, \dots, k \text{ (Tratamientos)} \\ j = 1, 2, \dots, n \text{ (Bloques)} \end{array}$$

Donde:

- $Y_{ij}$  Observación  $j$ -ésima del  $i$ -ésimo tratamiento.
- $\mu$  Media global de todos los tratamientos.
- $\gamma_i$  Efecto aleatorio del  $i$  tratamiento.
- $\beta_j$  Efecto fijo del bloque  $j$ .
- $\varepsilon_{ij}$  Error aleatorio.

El interés de este diseño consiste en probar que las variancias de los  $k$  tratamientos es la misma, es decir, que estadísticamente todos los tratamientos provocan un mismo efecto.

Esta prueba se efectúa filtrando el efecto debido a los bloques (tiempos de muestreo durante la reacción), permitiendo que la comparación entre los tratamientos (las 5 temperaturas) se efectúe sin la presencia de componentes sistemáticas que se lleguen a confundir con el error experimental.

En el diseño experimental es importante definir que:

- Factor: Es la variable a estudiar, la temperatura.
- Número de tratamientos ( $k$ ): El número de temperaturas a estudiar, cinco.
- Número de datos de cada tratamiento ( $n_i$ ): El número de datos para el  $i$  tratamiento. En éste caso, los cinco tratamientos tienen el mismo número de datos cada uno: 12 durante la reacción y 3 de los efluentes compuestos.
- Variable de respuesta ( $Y_{ij}$ ): Concentración de AGV.

**ANEXO B. Cálculo de la velocidad de producción promedio de DQOagv durante la etapa de reacción**

Durante la reacción, para cada temperatura, se dispusieron de los datos de DQOagv, como se ilustra a continuación:

Tiempo de reacción (h)	DQOagv.	Tasa de producción de AGV.
0.5	(DQOagv) <sub>1</sub>	r <sub>1</sub>
1.0	(DQOagv) <sub>2</sub>	r <sub>2</sub>
1.5	(DQOagv) <sub>3</sub>	r <sub>3</sub>
2.0	(DQOagv) <sub>4</sub>	r <sub>4</sub>
2.5	(DQOagv) <sub>5</sub>	r <sub>5</sub>
3.0	(DQOagv) <sub>6</sub>	r <sub>6</sub>
3.5	(DQOagv) <sub>7</sub>	r <sub>7</sub>
4.0	(DQOagv) <sub>8</sub>	r <sub>8</sub>
4.5	(DQOagv) <sub>9</sub>	r <sub>9</sub>
5.0	(DQOagv) <sub>10</sub>	r <sub>10</sub>
5.5	(DQOagv) <sub>11</sub>	r <sub>11</sub>
6.0	(DQOagv) <sub>12</sub>	

El cálculo de r fue:

$$r_i = \frac{(DQOagv)_{i+1} - (DQOagv)_i}{(0.5h) * SSTr}$$

Con i = 1 a i = 11.

Donde:

SSTr Concentración de sólidos suspendidos totales en el reactor el día en que fueron hechos estos muestreos.

Finalmente, se obtuvo el valor promedio de " r " para la temperatura en cuestión.

ESTA TESIS NO SALE  
DE LA BIBLIOTECA

## **ANEXO C. Pruebas de independencia, normalidad y homocedasticidad**

Para la realización de estas pruebas, es necesario definir los siguientes parámetros para cada conjunto de resultados de DQOagv.

- Para los datos obtenidos durante el tiempo de reacción:  
NT=5      Número de tratamientos o número de temperaturas probadas.  
n<sub>i</sub>=12      Número de datos obtenidos por cada temperatura.  
N=60      Número total de datos. N= NT(n<sub>i</sub>).
- Para los datos obtenidos de los efluentes compuestos:  
NT=5  
n<sub>i</sub>=3  
N=15

### **Prueba de independencia.**

La tabla A1 muestra los resultados de la DQOagv durante la etapa de reacción, obtenidos de un ciclo representativo por cada temperatura probada. La figura A1 muestra estos datos graficados.

La tabla A2 y la figura A2 muestran los datos obtenidos de la DQOagv en los efluentes compuestos con su respectiva gráfica, para cada temperatura probada.

Un análisis visual de las figuras A1 y A2 permitieron apreciar que, tanto los resultados durante el tiempo de reacción así como los obtenidos de los efluentes compuestos, cumplieron con la suposición de independencia dentro de cada tratamiento y entre los tratamientos. Lo anterior puede afirmarse sobre la base de que, para cada conjunto de resultados, no se obtiene una curva característica si no que los comportamientos a las diferentes temperaturas son distintos.

Estas observaciones fueron comprobadas estadísticamente mediante la obtención de sus correspondientes residuos e<sub>ij</sub> (Montgomery, 1991), los cuales se presentan en la figura A3. Un análisis visual de esta figura permite verificar la independencia dentro y entre tratamientos, para cada conjunto de datos, ya que los residuos no presentan ninguna tendencia fuera de lo común a ninguna temperatura.

Cabe aclarar que en el caso de los efluentes compuestos, hubiese sido preferible disponer de más datos para poder hacer más contundente esta conclusión.

Tabla A1. DQOagv (mg/l) durante la etapa de reacción en un ciclo por cada temperatura probada.

Tiempo de Reacción (h)	21.9°C	24.8°C	28.6°C	30.1°C	31.3°C
0.5	86	33	80	10	94
1.0	28	98	103	26	98
1.5	83	52	121	95	109
2.0	63	43	113	97	150
2.5	126	46	160	97	127
3.0	37	82	149	110	158
3.5	68	119	147	113	139
4.0	63	77	71	110	175
4.5	17	62	182	115	171
5.0	156	102	40	138	143
5.5	167	117	172	121	162
6.0	135	115	133	129	97

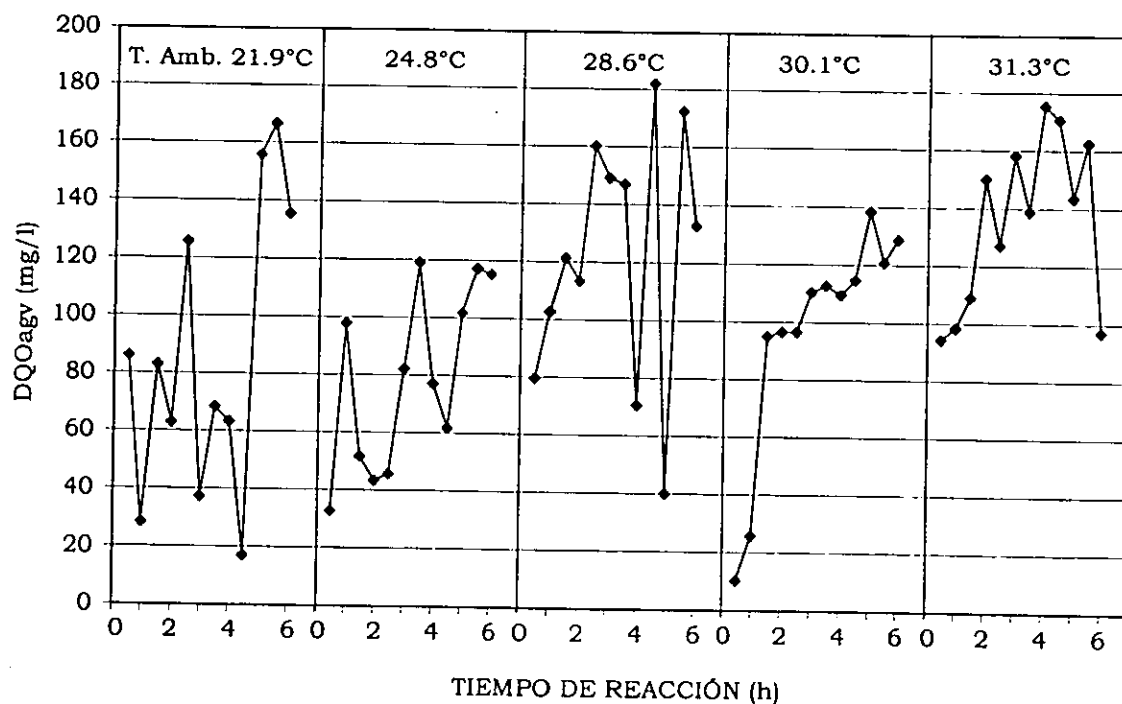


Figura A1. Comportamiento de la DQOagv en la etapa de reacción (0.5 a 6 horas) de un ciclo por cada temperatura probada.

Tabla A2. DQOagv (mg/l) en los efluentes compuestos por cada temperatura probada.

	21.9°C	24.8°C	28.6°C	30.1°C	31.3°C
EC1	71	65	147	76	137
EC2	108	28	73	87	129
EC3	30	137	148	108	112

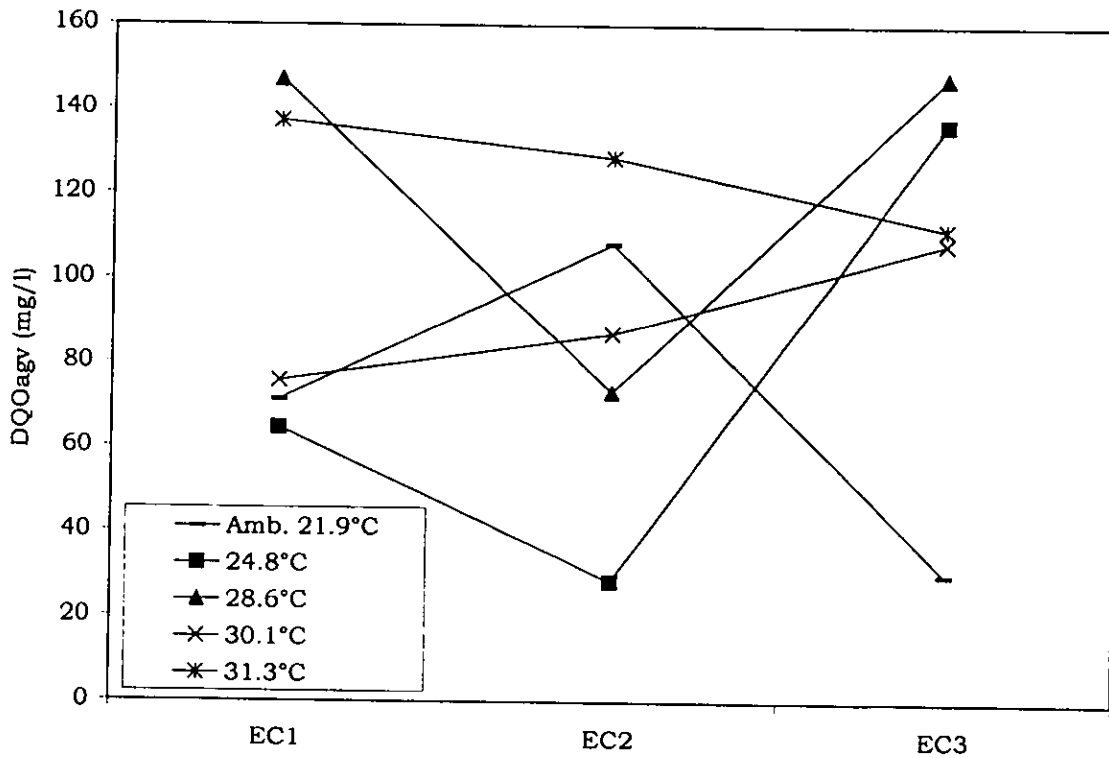


Figura A2. Comportamiento de la DQOagv en los efluentes compuestos.

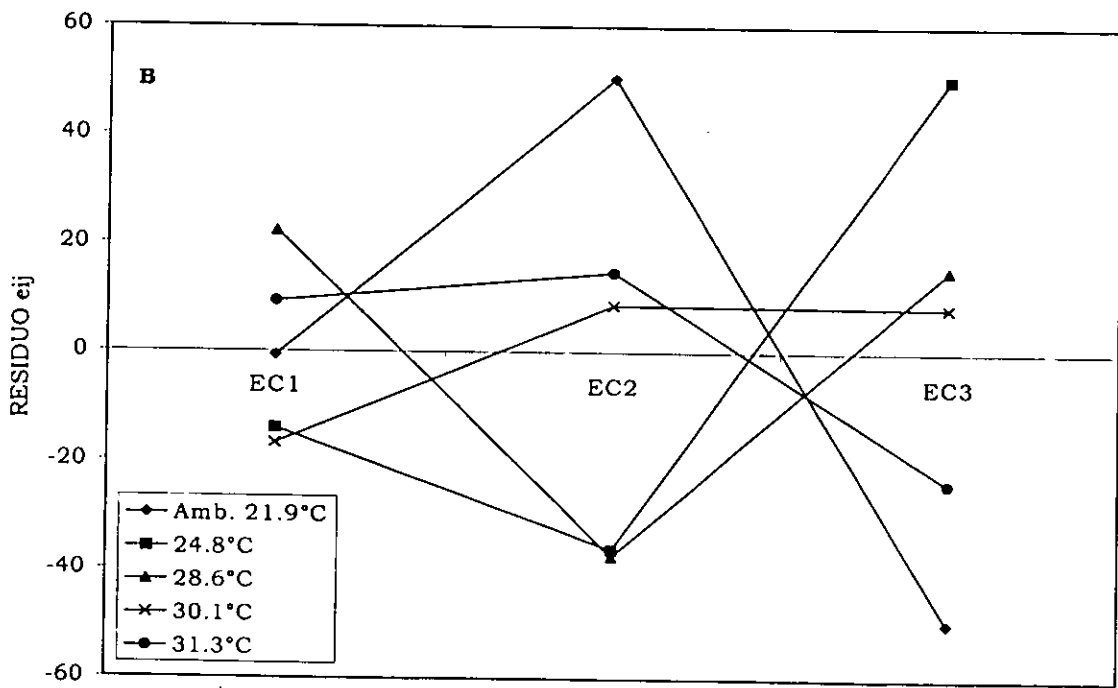
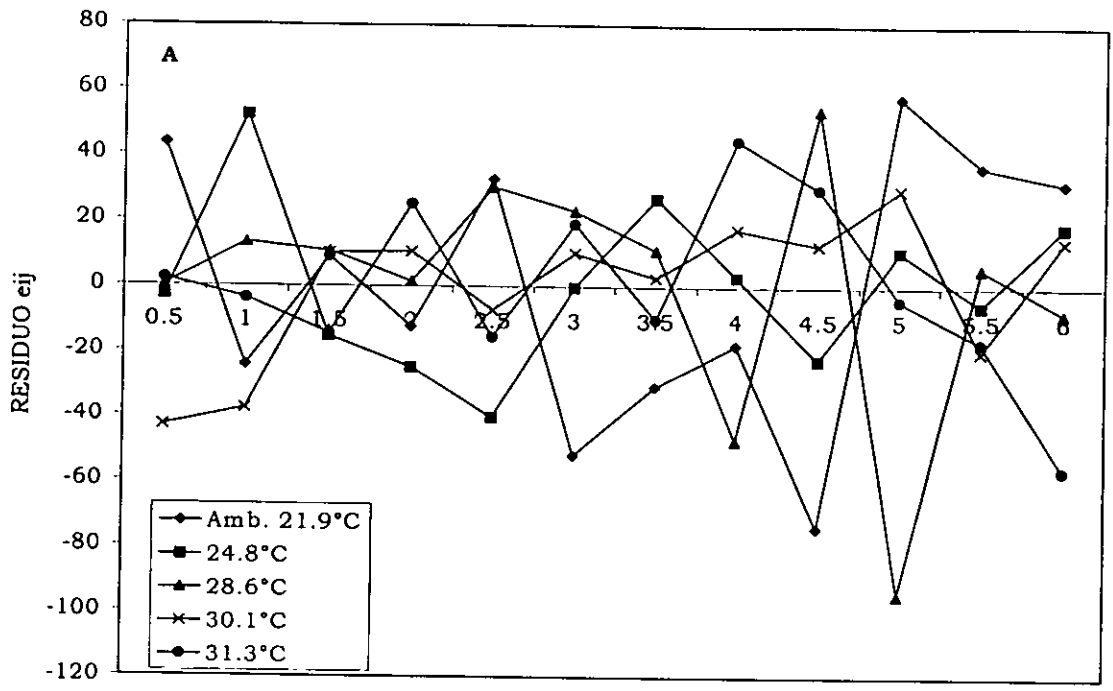


Figura A3. Residuos  $e_{ij}$  de las correspondientes DQO<sub>agv</sub> durante la reacción (A) y en los efluentes compuestos (B).

## Prueba de normalidad

La suposición de normalidad fue verificada con el siguiente método:

1. Para cada valor de DQOagv ( $Y_{ij}$ ), se obtuvo su respectivo residuo ( $e_{ij}$ ). Donde  $i$  es el  $i$ -ésimo tratamiento o  $i$ -ésima temperatura probada y  $j$  es el  $j$ -ésimo tiempo o  $j$ -ésimo efluente compuesto, dependiendo del conjunto de datos analizado.
2. Se obtuvo el error medio cuadrático o MSE, por sus siglas en Inglés.
3. Se obtuvieron los valores estandarizados de los residuos mediante la expresión:  $Z_{ij} = e_{ij} / (\text{MSE})^{0.5}$
4. Ya que se sabe que para una distribución normal, las áreas para los valores  $-1 < Z < 1$ ,  $-2 < Z < 2$  y  $-3 < Z < 3$  son 0.6827, 0.9545 y 0.9973, respectivamente, se calcula el número de residuos estandarizados esperados para una distribución normal simplemente multiplicando el área bajo la curva normal por el número total de datos.
5. Se cuentan los errores estandarizados obtenidos en el punto 3 y se registra su frecuencia para  $-1 < Z < 1$ ,  $-2 < Z < 2$  y  $-3 < Z < 3$ .
6. La prueba de normalidad se satisface si son razonablemente similares las frecuencias esperadas del punto 4 con las frecuencias observadas del punto 5.

Los resultados de esta prueba se muestran en la tabla A3.

Tabla A3. Resultados de la prueba de normalidad aplicada a la DQOagv durante el tiempo de reacción (0.5 a 6 h) y para los efluentes compuestos.

	DQOagv durante el tiempo de reacción			DQOagv de los efluentes compuestos		
	$-1 < Z < 1$	$-2 < Z < 2$	$-3 < Z < 3$	$-1 < Z < 1$	$-2 < Z < 2$	$-3 < Z < 3$
Area bajo la normal	0.6827	0.9545	0.9973	0.6827	0.9545	0.9973
Frecuencia esperada	40.96	57.27	59.84	10.24	14.32	14.96
Frecuencia observada	46	58	60	12	15	15

Comparando la fila de frecuencias esperadas con la de frecuencias observadas, pudo concluirse que tanto los datos de DQOagv durante el tiempo de reacción así como los correspondientes a los efluentes compuestos, tienen una distribución normal.

Cabe mencionar que se realizó una prueba adicional con la que también fue comprobada la distribución de ambos conjuntos de resultados.

Esta prueba consistió en construir una gráfica de probabilidad normal de los residuos estandarizados, tal como describe Montgomery (1991). Estas gráficas tienden a una línea recta lo que sugiere una distribución normal de ambos conjuntos de resultados.

### Prueba de homocedasticidad

Dado que ambos conjuntos de datos presentaron una distribución normal, fue posible utilizar la prueba de Bartlett para probar su homocedasticidad.

El planteamiento de la hipótesis es:

$$H_0: \sigma^2_{21.9^\circ\text{C}} = \sigma^2_{24.8^\circ\text{C}} = \sigma^2_{28.6^\circ\text{C}} = \sigma^2_{30.1^\circ\text{C}} = \sigma^2_{31.3^\circ\text{C}}$$

Se cumple  $H_0$  si  $X_{o^2} < X^2_{\alpha, (NT-1)}$ , donde:

- $X_{o^2}$  Estadístico resultado de la prueba.
- $X^2_{\alpha, (NT-1)}$  Valor de la distribución ji-cuadrada con una  $\alpha$  de 0.05 y con  $NT - 1 = 4$  grados de libertad. La tabla usada para obtener este valor es la presentada por Montgomery (1991).

La prueba se realizó con el programa de cómputo HERMUT (Mutis, 1988), cuyos resultados  $X_{o^2}$  se muestran en la tabla A4.

Tabla A4. Resultados de la prueba de Bartlett para comprobar homocedasticidad de los resultados.

	$X_{o^2}$	$X^2_{0.05, 4}$	¿ $X_{o^2} < X^2_{0.05, 4}$ ?
DQOagv durante el tiempo de reacción (0.5 a 6 h)	3.937	9.49	SI
DQOagv en efluentes compuestos	4.158	9.49	SI

De acuerdo a la tabla A4, puede observarse que ambos conjuntos de resultados cumplieron con la suposición de homocedasticidad.



## ANEXO D. Análisis factorial

Para la ejecución de éste análisis, fue necesario dividir el tiempo de reacción en seis niveles de la siguiente forma: el nivel 1 se compuso por los valores de DQO<sub>agv</sub> obtenidos a las 0.5 h y 1 h de reacción, el nivel 2 fue compuesto por los valores obtenidos a las 1.5 h y 2 h de reacción y así sucesivamente hasta obtener seis niveles para el factor tiempo de reacción. La temperatura fue dividida en un nivel por cada temperatura probada, por lo que tuvo cinco niveles.

Por último y evidentemente, dos fue el número de repeticiones para cada combinación de los niveles temperatura-tiempo de reacción.

Este análisis fue realizado con el programa de computo HERMUT (Mutis, 1988). La tabla de análisis de variancia obtenida es la reportada como A5.

Tabla A5. Análisis de variancia del modelo factorial.

<b>Factor</b>	<b>Grados de libertad</b>	<b>Suma de cuadrados</b>	<b>Cuadráticos medios</b>	<b>Fcal.</b>	<b>PROB.</b>
TRAT.	29	73788.98	2544.45	1.93	0.0391
Tiempo de reacción	5	26743.58	5348.72	4.06	0.0063
Temperatura	4	28215.41	7053.85	5.35	0.0023
(Tiempo de reacción)(Temperatura)	20	18830.00	941.50	0.71	0.7817
Error	30	39531.34	1317.71		
TOTAL	59	113320.32			

Esta tabla muestra que, por separado, la temperatura y el tiempo de reacción influyeron de manera importante en la DQO<sub>agv</sub> durante la etapa de reacción en la fermentación de las aguas residuales, más no así, su efecto conjunto.

## ANEXO E. Prueba de medias aplicada a los resultados experimentales

Los resultados experimentales de la DQOagv durante la reacción y en los efluentes compuestos son mostrados en las tablas A1 y A2, respectivamente.

Las hipótesis para cualquier caso son:

Ho:  $\mu_{21.9^{\circ}\text{C}} = \mu_{24.8^{\circ}\text{C}} = \mu_{28.6^{\circ}\text{C}} = \mu_{30.1^{\circ}\text{C}} = \mu_{31.3^{\circ}\text{C}}$

H1: Al menos una media es distinta de las otras.

Si se acepta la hipótesis Ho, significa que las temperaturas tuvieron el mismo efecto en la producción de AGV (DQOagv), por lo que, de manera equivalente el planteamiento de las hipótesis es:

Ho: No hubo influencia de la temperatura en la DQOagv.

H1: Hubo influencia de la temperatura en la DQOagv.

Mediante la ejecución del programa HERMUT (Mutis, 1988), se obtuvo el estadístico F de la prueba de Fisher, llamado Fcal, el cual se comparó con una  $F_{\alpha, NT-1, (NT-1)(b-1)}$  obtenida de tablas, donde:

NT-1 Grados de libertad para el numerador.

(NT-1)(b-1) Grados de libertad para el denominador.

NT Número de tratamientos o temperaturas probadas, 5.

b Número de bloques o datos por tratamiento: 12 para los resultados durante la reacción y 3 para los efluentes compuestos.

Si se cumple que  $F_{\alpha, NT-1, (NT-1)(b-1)} < F_{cal}$ , se descarta Ho y se dice que hubo influencia de la temperatura en la producción de los AGV.

Los resultados de dicha prueba se presentan a continuación:

Tabla A6. Resultados de la prueba de medias para determinar la influencia de la temperatura en la producción de los AGV.

	$F_{\alpha, NT-1, (NT-1)(b-1)}$	Fcal	¿ $F_{\alpha, NT-1, (NT-1)(b-1)} < F_{cal}$ ?
DQOagv durante el tiempo de reacción (0.5 a 6 h)	$F_{0.05, 4, 44} = 2.58$	5.60	SÍ
DQOagv en efluentes compuestos	$F_{0.05, 4, 8} = 3.84$	1.30	NO

Estos resultados muestran que la temperatura tuvo influencia sobre la DQO<sub>agv</sub> durante la reacción más no así en los efluentes compuestos.

Nota: La expresión para calcular F es la siguiente:

$$F = \frac{\frac{SC_{Tratamiento}}{k-1}}{\frac{SC_{Error}}{(n-1)(k-1)}}$$

Donde SC es la suma de cuadrados correspondiente.