



**UNIVERSIDAD MICHOACANA  
DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



**FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL  
FACULTAD DE BIOLOGÍA  
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**PROGRAMA DE MAESTRÍA  
EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

**Diseño, análisis y evaluación del proceso de biomasa en suspensión,  
mediante la simulación de una planta de tratamiento  
de aguas residuales urbanas;  
Caso de estudio:  
Municipio de La Piedad de Cabañas, Michoacán.**

**TESIS**

que para obtener el grado de

**MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

presenta el

***Ing. Amir Ramiro Guzmán Chávez***

Director de Tesis:

***Dr. Julio César Orantes Avalos***

**Morelia, Michoacán, diciembre del 2010**

## TABLA DE CONTENIDO

|   |      |
|---|------|
| <b>Resumen</b>  | iii  |
| <b>Lista de Tablas</b>  | v    |
| <b>Lista de Figuras</b>   | vi   |
| <b>Nomenclatura- Metcalf &amp; Eddy, Inc.</b>                             | vii  |
| <b>Nomenclatura- van Haandel y van der Lubbe</b>                          | viii |
| <b>Agradecimientos</b>  | x    |
| <b>Capítulo 1. Introducción</b>   | 1    |
| <b>Capítulo 2. Antecedentes</b>   | 3    |
| 2.1 CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES                                   | 5    |
| 2.2 CASO DE ESTUDIO   | 6    |
| <b>Capítulo 3. Objetivo</b>   | 10   |
| <b>Capítulo 4. Hipótesis</b>  | 11   |
| <b>Capítulo 5. Alcances</b>   | 12   |
| <b>Capítulo 6. Metodología</b>  | 13   |
| 6.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL                                     | 14   |
| 6.2 MÉTODOS DE DISEÑO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO<br>DE AGUAS RESIDUALES    | 14   |
| 6.2.1 Método de Metcalf & Eddy, Inc                                       | 14   |
| 6.2.2 Método de van Haandel y van der Lubbe                               | 22   |
| 6.3 MÉTODO DE SIMULACIÓN DE PLANTAS DE TRATAMIENTO<br>DE AGUAS RESIDUALES | 31   |
| 6.3.1 GPS-X   | 33   |

|   |     |
|---|-----|
| <b>Capítulo 7. Resultados y discusión</b>                 | 35  |
| 7.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL                     | 35  |
| 7.2 DISEÑO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE LODOS ACTIVADOS | 40  |
| 7.2.1 Pretratamiento                                      | 41  |
| 7.2.2 Tratamiento Primario                                | 41  |
| 7.2.3 Tratamiento Secundario                              | 41  |
| 7.2.4 Desinfección  | 42  |
| 7.2.5 Tratamiento de lodos                                | 43  |
| 7.3 SIMULACIÓN CON GPS-X                                  | 43  |
| 7.3.1 Resumen de resultados                               | 62  |
| <br>  |     |
| <b>Capítulo 8. Conclusiones</b>                           | 63  |
| <br>  |     |
| <b>Capítulo 9. Referencias</b>                            | 65  |
| <br>  |     |
| <b>ANEXOS</b>   |     |
| <br>  |     |
| <b>ANEXO A- RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN</b>          | 71  |
| <br>  |     |
| <b>ANEXO B- MEMORIA DE CÁLCULO</b>                        | 72  |
| <br>  |     |
| <b>ANEXO C- RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN</b>               | 103 |

## RESUMEN

La necesidad de minimizar el impacto ambiental causado por las descargas de aguas residuales sin tratamiento a los cuerpos de agua naturales, así como de reducir costos de operación y hacer más eficiente la operación de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) ha llevado al desarrollo de herramientas y métodos de diseño que permiten mejorar estas obras de la Ingeniería Ambiental. El proceso de lodos activados es el más utilizado en nuestro país dada su capacidad de remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo (Metcalf y Eddy, 2003). En México, actualmente, este proceso de tratamiento es diseñado por el método propuesto por Metcalf y Eddy, el cual en algunas ocasiones incluso es un requerimiento en las licitaciones públicas para la elaboración de este tipo de proyectos. Sin embargo, recientemente han surgido nuevos métodos de diseño (van Haandel y van der Lubbe, 2007) los cuales pueden ser considerados como una alternativa que permitiría reducir costos de inversión, operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

El objetivo de este trabajo es analizar dos métodos de diseño del proceso de lodos activados en plantas de tratamiento de aguas residuales, con la ayuda de una herramienta de simulación. Para realizar este análisis primeramente se diseñó una PTAR con dos métodos: (i) un método tradicional y ampliamente empleado en México y el mundo, el de Metcalf y (ii) un método nuevo, el planteado por Haandel; posteriormente se realizó la modelación y simulación de ambos diseños utilizando el software GPS-X<sup>®</sup> creado por Hydromantis, usando el modelo ASM1.

Los resultados muestran que el método de van Haandel alcanza mayores eficiencias de remoción y presenta una mejor respuesta ante los diferentes escenarios de operación analizados. Sin embargo, es necesario hacer un análisis de costos de operación para tener más elementos de decisión sobre la selección del método de diseño más adecuado. También es evidente la necesidad de estudiar más a fondo los procesos biológicos de tratamiento de agua residual, así como el empleo de herramientas de modelación y simulación que permitan optimizar diseños y reducir costos de operación de las PTAR en México.

## **ABSTRACT**

The need to minimize the environmental impact caused by discharges of untreated wastewater to natural water bodies and to reduce operating costs and to improve the wastewater treatment plants (WWTP) performances has led to develop new tools and methods that improve the design of WWTP. The activated sludge process is the most used in our country because of its capacity to remove organic matter, nitrogen and phosphorus (Metcalf and Eddy, 2003). Nowadays, in Mexico, this wastewater treatment process is designed by the method proposed by Metcalf and Eddy, which is sometimes even a requirement for the development of such kind of projects. However, recently there have been some emerging design methods (van Haandel and van der Lubbe, 2007) which can be considered as an alternative that would reduce investment, operation and maintenance costs of wastewater treatment plants.

The aim of this work is to analyze two design methods of the activated sludge process for WWTP based on a simulation process tool. To perform this analysis a WWTP was designed by two methods: (i) by a traditional method (Metcalf) widely used in Mexico and the world, and (ii) by an emerging method (Haandel); subsequently modeling and simulation of both designs were conducted using the GPS-X<sup>®</sup> software created by Hydromantis using the ASM1 model.

The results show that the method of van Haandel achieves higher removal efficiencies and provides a better response under the different operating conditions tested. However, it is also necessary to analyze operating costs in order to make a better decision on the selection of the most appropriate design method. It was also clear that further study on the biological wastewater treatment processes and the use of modeling and simulation tools is needed to reduce operating costs and to improve WWTP performance in Mexico.

## LISTA DE TABLAS

|  |     |
|--|-----|
| <i>Tabla 6.1 Métodos de prueba</i>   | 13  |
| <i>Tabla 6.2 Parámetros de diseño de lodos activados (Metcalf y Eddy,2003)</i>                                     | 22  |
| <i>Tabla 6.3 Parámetros del “modelo ideal” (van Haandel y van der Lubbe,2007)</i>                                  | 24  |
| <i>Tabla 6.4 Características del agua residual (van Haandel y van der Lubbe,2007)</i>                              | 24  |
| <i>Tabla 6.5 Clasificación de los simuladores modificada (Vanrolleghem et al.,1994)</i>                            | 32  |
| <i>Tabla 7.1 Sitios de muestreo caracterizados</i>   | 36  |
| <i>Tabla 7.2 Parámetros de diseño obtenidos de la caracterización del agua residual</i>                            | 38  |
| <i>Tabla 7.3 Pretratamiento</i>  | 41  |
| <i>Tabla 7.4 Coeficientes cinéticos empleados para el diseño</i>   | 42  |
| <i>Tabla 7.5 Principales características de las unidades de tratamiento secundario</i>                             | 42  |
| <i>Tabla 7.6 Digestor anaerobio</i>  | 43  |
| <i>Tabla 7.7 Modelo ASM1 en notación matricial</i>   | 44  |
| <i>Tabla 7.8 Eficiencias de remoción resultado de la simulación en GPS-X bajo condiciones de diseño de la PTAR</i> | 45  |
| <i>Tabla 7.9 Escenarios de operación de la PTAR simulados en GPS-X</i>   | 46  |
| <i>Tabla 7.10 Resultados de la simulación de los escenarios en GPS-X</i>   | 61  |
| <i>Tabla A.1.1 Parámetros caracterizados de las descargas de agua residual</i>                                     | 71  |
| <i>Tabla A.1.2 Valores de los caudales de las descargas</i>  | 71  |
| <i>Tabla A.1.3 Caudales de la zona de crecimiento poblacional</i>  | 71  |
| <i>Tabla C.1.1 Relación DBO<sub>5</sub>/nitrógeno en cada escenario de operación</i>                               | 103 |
| <i>Tabla C.1.2 Coeficiente <math>\mu</math> en cada escenario de operación</i>                                     | 103 |

## LISTA DE FIGURAS

|   |    |
|---|----|
| <i>Figura 2.1 Localización del municipio de La Piedad, Mich.</i>  | 8  |
| <i>Figura 7.1 Localización de las descargas en el Río Lerma</i>   | 36 |
| <i>Figura 7.2 Localización de sitios de muestreo</i>  | 37 |
| <i>Figura 7.3 Caracterización del agua residual con Influent Advisor</i>  | 39 |
| <i>Figura 7.4 Diagrama de proceso de la PTAR de la Piedad, Michoacán; modelo empleado para la simulación en GPS-X</i>           | 40 |
| <i>Figura 7.5 Concentración de las variables respuesta en el efluente, resultado de la simulación del escenario A en GPS-X</i>  | 48 |
| <i>Figura 7.6 Comportamiento de la biomasa en el reactor aerobio, resultado de la simulación del escenario B en GPS-X</i>       | 50 |
| <i>Figura 7.7 Comportamiento de la biomasa en el reactor anóxico, resultado de la simulación del escenario B en GPS-X</i>       | 51 |
| <i>Figura 7.8 Concentración de las variables respuesta en el efluente, resultado de la simulación del escenario B en GPS-X</i>  | 52 |
| <i>Figura 7.9 Concentración de las variables respuesta en el efluente, resultado de la simulación del escenario C en GPS-X</i>  | 54 |
| <i>Figura 7.10 Concentración de las variables respuesta en el efluente, resultado de la simulación del escenario D en GPS-X</i> | 56 |
| <i>Figura 7.11 Comportamiento de la biomasa en el reactor anóxico, resultado de la simulación del escenario D en GPS-X</i>      | 57 |
| <i>Figura 7.12 Comportamiento de la biomasa en el reactor aerobio, resultado de la simulación del escenario D en GPS-X</i>      | 58 |
| <i>Figura 7.13 Concentración de las variables respuesta en el efluente, resultado de la simulación del escenario E en GPS-X</i> | 60 |

## NOMENCLATURA- Metcalf y Eddy, Inc.

- DBO<sub>5</sub>: Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día, g/m<sup>3</sup>  
DQO: Demanda Química de Oxígeno, g/m<sup>3</sup>  
DBO<sub>U</sub>: Demanda Bioquímica de Oxígeno Última, g/m<sup>3</sup>  
F/M: Relación alimento/microorganismos, kg<sub>DQO</sub>/kg<sub>SSV</sub>·d  
f<sub>d</sub>: Fracción restante como residuo endógeno, g<sub>SSV</sub>/g<sub>SSV</sub>  
k<sub>d</sub>: Coeficiente de decaimiento endógeno, g<sub>SSV</sub>/g<sub>SSV</sub>·d  
Coeficiente de decaimiento endógeno de los organismos nitrificantes,  
k<sub>dn</sub>: g<sub>SSV</sub>/g<sub>SSV</sub>·d  
K<sub>n</sub>: Constante media de saturación de la nitrificación, mg<sub>N-NH<sub>4</sub></sub>/m<sup>3</sup>  
μ<sub>m</sub>: Tasa específica de crecimiento, g<sub>SSV</sub>/g<sub>SSV</sub>·d  
μ<sub>nm</sub>: Tasa específica de crecimiento de los organismos nitrificantes, g<sub>SSV</sub>/g<sub>SSV</sub>·d  
NTK: Nitrógeno Total Kjeldahl, g/m<sup>3</sup>  
N<sub>0</sub>: NKT del influente, g/m<sup>3</sup>  
N: NKT del efluente, g/m<sup>3</sup>  
P<sub>x</sub>: Producción diaria neta de lodo activado, medida en términos de SSV, kg<sub>SSV</sub>/d.  
Q<sub>o</sub>: Caudal del influente, m<sup>3</sup>/d.  
Q<sub>e</sub>: Caudal del efluente, m<sup>3</sup>/d  
Q<sub>w</sub>: Caudal del lodo purgado, m<sup>3</sup>/d.  
RI: Recirculación interna de lodos, m<sup>3</sup>/d.  
R: Recirculación de lodos, m<sup>3</sup>/d.  
S<sub>0</sub>: Concentración de DBO o DQO en el influente, g<sub>DQO</sub>/m<sup>3</sup>  
S: Concentración de DBO o DQO en el efluente, g<sub>DQO</sub>/m<sup>3</sup>  
SS: Sólidos Suspendidos  
SST: Sólidos Suspendidos Totales  
SSV: Sólidos Suspendidos Volátiles  
SSLM: Sólidos Suspendidos en Licor de Mezclado  
T: Tiempo de retención hidráulico del reactor, h.  
SRT: Tiempo de retención celular basado en el volumen del reactor, d.  
SRT<sub>t</sub>: Tiempo de retención celular basado en el volumen del sistema, d.  
U: Tasa de utilización específica  
V: Volumen del reactor, m<sup>3</sup>  
X: Concentración de SSV en el reactor, kg<sub>SSV</sub>/m<sup>3</sup>  
X<sub>e</sub>: Concentración de SSV en el efluente, kg<sub>SSV</sub>/m<sup>3</sup>  
X<sub>t</sub>: Masa total de SSV del sistema, kg<sub>SSV</sub>/m<sup>3</sup>  
X<sub>w</sub>: Concentración de SSV en el lodo purgado, kg<sub>SSV</sub>/m<sup>3</sup>  
Y: Coeficiente de producción celular, kg<sub>SSV</sub>/kg<sub>DQO</sub>  
Y<sub>obs</sub>: Coeficiente de producción celular observada, kg<sub>SSV</sub>/kg<sub>DQO</sub>

## NOMENCLATURA- van Haandel y van der Lubbe

- $b_h$ : Coeficiente de decaimiento endógeno,  $g_{SSV}/g_{SSV} \cdot d$
- $b_n$ : Coeficiente de decaimiento endógeno de los organismos nitrificantes,  $g_{SSV}/g_{SSV} \cdot d$
- $C_{di}$ : Costos de construcción del digestor por unidad de masa diaria aplicada de materia orgánica biodegradable,  $\$/kg_{DQO} \cdot d$
- $C_d$ : Costos de construcción del sedimentador por unidad de masa diaria aplicada de materia orgánica biodegradable,  $\$/kg_{DQO} \cdot d$
- $C_r$ : Masa de lodo activa presente en el reactor por unidad de masa diaria aplicada de materia orgánica biodegradable,  $kg_{SSV}/kg_{DQO} \cdot d$
- $C_{rc}$ : Costos de construcción del reactor por unidad de masa diaria aplicada de materia orgánica biodegradable,  $\$/kg_{DQO} \cdot d$
- $C_{rd}$ : Costos de construcción combinados del reactor y sedimentador por unidad de masa diaria aplicada de materia orgánica biodegradable,  $\$/kg_{DQO} \cdot d$
- $C_{th}$ : Costos de construcción del espesador por unidad de masa diaria aplicada de materia orgánica biodegradable,  $\$/kg_{DQO} \cdot d$
- DO: Concentración de oxígeno disuelto,  $mg_{O_2}/L$
- DQO: Demanda Química de Oxígeno,  $g/m^3$
- DSVI: Índice de volumen de lodos diluidos,  $mL/h$
- $F_l$ : Flujo límite de sólidos,  $kg_{SST} \cdot m^2/h$
- F/M: Relación alimento/microorganismos,  $kg_{DQO}/kg_{SSV} \cdot d$
- f: Fracción restante como residuo endógeno,  $g_{SSV}/g_{SSV}$
- $f_{av}$ : Cociente entre la masa activa y volátil del lodo
- $f_{cv}$ : Relación entre la DQO y el lodo orgánico,  $mg_{DQO}/mg_{SSV}$
- $f_n$ : Fracción de nitrógeno en el lodo volátil,  $g_N/g_{SSV}$
- $f_{ns}$ : Fracción soluble no biodegradable
- $f_{np}$ : Fracción particulada no biodegradable
- $f_P$ : Fracción de fósforo en el lodo volátil,  $g_P/g_{SSV}$
- $H_d$ : Profundidad del sedimentador,  $m^3$
- k: Constante de Vesilind,  $L/g$
- $ME_t$ : Descarga diaria de exceso de lodo,  $kg_{SST}/d$
- $ME_v$ : Producción de lodo orgánico diario,  $kg_{SSV}/d$
- $ME_{ve}$ : Producción de lodo volátil estabilizado,  $kg_{SSV}/d$
- $MS_d$ : Masa de lodo digerida,  $kg_{DQO}/d$
- $MS_o$ : Masa diaria de DQO oxidada,  $kg_{O_2}/d$  o  $kg_{DQO}/d$
- $MS_{te}$ : DQO diaria en el efluente,  $kg_{DQO}/d$
- $MX_t$ : Masa de lodo en el sistema,  $kg_{SST}$

- $MX_v$ : Masa orgánica del lodo en el sistema,  $kg_{SSV}$
- $mX_a$ : Masa del lodo activado producido por unidad de masa diaria de DQO aplicada,  $mg_{SSV}/mg_{DQO} \cdot d$
- $mX_v$ : Masa del lodo orgánico producido por unidad de masa diaria de DQO aplicada,  $mg_{SSV}/mg_{DQO} \cdot d$
- $N_l$ : Concentración de nitrógeno en el influente requerida para la producción de lodo en exceso,  $mg_N/L$
- $N_{ti}$ : Concentración de nitrógeno total en el influente,  $mg_N/L$
- $\eta$ : Eficiencia de transferencia de oxígeno,  $kg_{O_2}/kW \cdot h$
- OC: Capacidad de oxigenación,  $mg_{O_2}/L \cdot h$
- $OC_{máx}$ : Capacidad máxima de oxigenación,  $mg_{O_2}/L \cdot h$
- $Q_i$ : Caudal del influente,  $m^3/d$ .
- $P_l$ : Concentración de fósforo en el influente requerida para la producción de lodo en exceso,  $mg_P/L$
- $P_{ti}$ : Concentración de fósforo total en el influente,  $mg_P/L$
- $q$ : Caudal del lodo en purgado,  $m^3/d$
- $q_{th}$ : Caudal del lodo espesado,  $m^3/d$
- $R_{dp}$ : Fracción de masa primaria o de lodo activado que puede ser digerida, %
- $R_{dn}$ : Fracción de masa inactiva del lodo que puede ser digerida, %
- $R_{el}$ : Eficiencia de conversión de energía, %
- $R_h$ : Tiempo de retención hidráulico del reactor, h.
- $R_s$ : Tiempo de retención celular, d
- $S_{fd}$ : Factor de seguridad para el sedimentador
- $S_{nsi}$ : DQO soluble no biodegradable en el influente,  $mg_{DQO}/L$
- $S_{npi}$ : DQO particulada no biodegradable en el influente,  $mg_{DQO}/L$
- $S_{ti}$ : Concentración de DQO en el influente,  $g_{DQO}/m^3$
- $V_0$ : Coeficiente lineal de sedimentación, m/h
- $V_d$ : Volumen del sedimentador,  $m^3$
- $V_{di}$ : Volumen del digestor anaerobio,  $m^3$
- $V_r$ : Volumen del reactor,  $m^3$
- $V_{th}$ : Volumen del espesador,  $m^3$
- $X_t$ : Concentración de SSV del sistema,  $mg_{SSV}/L$
- $X_{thl}$ : Concentración límite de lodos en el espesador,  $g_{SST}/L$
- $X_{thr}$ : Concentración de lodo espesado a la salida del espesador,  $g_{SST}/L$
- $Y$ : Coeficiente de producción celular,  $kg_{SSV}/kg_{DQO}$

## **AGRADECIMIENTOS**

A Dios, por estar conmigo en cada paso que doy, por haber puesto en mi camino a aquellas personas que han sido mi soporte y compañía durante todo el periodo de estudio.

A mis padres y hermano, Ramiro Guzmán Rodríguez, Susana Chávez Fernández y Amilkar J. Guzmán Chávez, porque gracias a su cariño he llegado a realizar uno de mis anhelos más grandes de la vida, fruto del inmenso apoyo, amor y confianza que depositaron en mí.

A mi familia, por la motivación constante para la realización de mis metas y sobre todo por darme cariño y apoyo para seguir adelante.

A mis amigos que han estado a mi lado en una de las épocas más importantes de mi vida, apoyándome y brindándome su amistad, respeto y cariño.

A mi asesor, el Dr. Julio César Orantes Avalos por haber confiado en mi persona, por su apoyo, por la paciencia y por la dirección del proyecto de investigación.

Al jurado, por las sugerencias y aportaciones que realizaron para enriquecer el trabajo de investigación.

Al CONACYT y al Gobierno del Estado de Michoacán, por el financiamiento del proyecto.

A los colaboradores del proyecto, de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y de la Universidad de Guanajuato, por la contribución para la realización de la investigación.

## Capítulo 1. Introducción

El agua no sólo es parte esencial de nuestra propia naturaleza física y la de los demás seres vivos, sino que también contribuye al bienestar general de la sociedad. El agua que procede de fuentes superficiales (ríos y lagos), es objeto día a día de una severa contaminación provocada por las descargas de aguas residuales que son descargadas sin tratamiento y este problema se ha incrementado debido al aumento de la población y de los agentes contaminantes usados por el hombre producto en sus actividades domésticas, industriales y agrícolas. Es necesario, entonces, emplear procesos de tratamiento de aguas residuales que reduzcan la concentración de contaminantes hasta niveles que no causen el deterioro de los ríos, lagos y mares (Cervantes *et al.*, 2000). En nuestro país el tratamiento de aguas residuales urbanas es objeto de preocupación, ya que actualmente solo se trata el 40% (83.6 m<sup>3</sup>/s) del total de agua residual generada en nuestro país (CNA, 2010), debido entre otras causas a los problemas de operación que presentan las plantas de tratamiento de aguas residuales.

La creciente necesidad de minimizar el impacto ambiental ocasionado por las descargas de aguas residuales, así como los esfuerzos por reducir los costos tanto de inversión como de operación, sin perjuicio de la eficiencia de operación de las plantas de tratamiento ha llevado a desarrollar herramientas que permitan comparar las diferentes opciones en la etapa de diseño (Rodríguez *et al.*, 2000), así como también evaluar y analizar el comportamiento de las plantas de tratamiento bajo diferentes condiciones de operación. La etapa de diseño de cualquier proceso bioquímico, es digno de una consideración muy cuidadosa. Las decisiones adoptadas en esta etapa temprana tienen un impacto importante en las etapas posteriores ya que se estima que hasta el 80% de los costos de capital de una planta se determina durante el proceso de diseño.

El diseño implica una secuencia de decisiones que surgen a partir de los objetivos sobre las tecnologías, equipos, dimensiones, configuración y las condiciones de funcionamiento que componen un proceso. Las decisiones tienen que tener en cuenta las consecuencias ambientales, económicas, técnicas, legales y sociales (Flores *et al.*, 2005).

El proceso más utilizado para el tratamiento de aguas residuales en nuestro país es el de lodos activados. En el año 2008, de las 1833 plantas en operación en el país, las cuales trataron 83.6 m<sup>3</sup>/s, el 46.19% (38.61 m<sup>3</sup>/s) funciona por medio del proceso de lodos activados (CONAGUA, 2010). Recientemente han surgido nuevos métodos de diseño del proceso de lodos activados los cuales pueden ser considerados como una alternativa que permitiría reducir costos de inversión, operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Por tal motivo se estudia el caso del diseño de una nueva planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR), como parte de la solución a la problemática de contaminación del meandro del Río Lerma en La Piedad de Cabadas, Mich. (Proyecto Fomix 73881), por medio de un método tradicional y ampliamente empleado en México y el mundo, el de Metcalf y un método nuevo, el planteado por Haandel.

En vista de la inherente complejidad del diseño, hay una gran necesidad de tecnologías que proporcionen apoyo sistemático al diseñador para lograr una adecuada selección de los procesos que operan cerca de sus límites de rendimiento deseado (Nagl *et al.*, 2002; Bañares *et al.*, 1997). Como parte de estas tecnologías se encuentran los paquetes computacionales, que sirven de soporte para la modelación y simulación de las plantas de tratamiento de aguas residuales. En este caso, se realizó una simulación de la operación, bajo diferentes escenarios, de la planta de tratamiento del caso de estudio, por medio del software GPS-X usando el modelo ASM1 de la IWA.

Los resultados indican que el empleo de nuevos métodos de diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales, por medio del proceso de lodos activados, se obtienen mejor eficiencias de remoción. También permite evidenciar que el uso de las herramientas de modelación y simulación constituye un auxiliar importante en el diseño y análisis de la operación de una PTAR.

## Capítulo 2. Antecedentes

Las aguas residuales, derivadas de residuos domésticos o de procesos industriales, por razones de salud y por consideraciones ambientales, económicas y estéticas, no deberían verterse sin tratamiento en los cuerpos de agua naturales.

Los materiales inorgánicos como la arcilla, sedimentos y otros residuos se pueden eliminar por métodos físicos y químicos; sin embargo, si el material que debe ser eliminado es de naturaleza orgánica, el tratamiento implica usualmente actividades de microorganismos que oxidan y convierten la materia orgánica en dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), es por esto que los tratamientos de las aguas residuales son procesos en los cuales los microorganismos juegan papeles cruciales y llevan por nombre tratamientos biológicos. Específicamente el tratamiento biológico de las aguas residuales es considerado un tratamiento secundario ya que está ligado íntimamente a los procesos microbiológicos, los cuales pueden ser aerobios ó anaerobios.

El proceso de lodos activados es el método biológico más usado para tratar aguas residuales domésticas e industriales (Nuhoglu *et al.*, 2004). Es un sistema complejo que incluye conversiones biológicas y procesos de transporte (Sun *et al.*, 2009), en el que los organismos vivos aerobios y los contaminantes de las aguas residuales, se mezclan íntimamente en un medio ambiente favorable para la degradación aeróbica de la materia orgánica; utilizando las reacciones metabólicas de los microorganismos para producir un efluente de alta calidad mediante la conversión y la eliminación de sustancias que tienen una demanda oxígeno (Flores *et al.*, 2005). El diseño del proceso de lodos activados se llevo a cabo fundamentalmente de una forma empírica, hasta que en los años sesenta se desarrolló una solución más racional para el diseño de dicho sistema. Actualmente los procesos de lodos activados son mucho más complejos, con aplicaciones para la remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo (Metcalf y Eddy, 2003). En México recientemente estos procesos de tratamiento son diseñados por el método propuesto por Metcalf y Eddy, Inc., el cual en algunas ocasiones incluso es un requerimiento en las licitaciones públicas de los proyectos. Sin

embargo recientemente han surgido nuevos métodos de diseño (Van Haandel y Van der Lubbe, 2007) los cuales pueden ser considerados como una alternativa que permitiría reducir costos de inversión, operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

El diseño y la evaluación del proceso de tratamiento de lodos activados requieren de la caracterización de las aguas residuales y la comprensión de sus relaciones cinéticas. Las características importantes del agua residual para el diseño del proceso de lodos activados son: Demanda bioquímica de oxígeno (DBO), Demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno, fósforo, Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) y la alcalinidad. Las relaciones cinéticas se utilizan para determinar el crecimiento de la biomasa, la utilización del sustrato y para definir el rendimiento del proceso.

Con el fin de diseñar y controlar eficazmente los procesos biológicos, los modelos matemáticos han sido considerados como una de las herramientas más útiles y potentes para el desarrollo y optimización de los sistemas de tratamiento de aguas residuales, son inevitablemente necesarios para la evaluación cuantitativa de los procesos de lodos activados (Salem *et al.*, 2002; Sun *et al.*, 2009). El comportamiento de los lodos activados se estudia con el uso de modelos complejos que involucran una amplia gama de coeficientes cinéticos y estequiométricos (Avcoglu *et al.*, 2003). Hoy en día, un enfoque universal es utilizar un modelo con formato de matriz que simplemente muestra las reacciones del proceso y los parámetros estequiométricos que enlazan los componentes de las diversas reacciones; la ventaja es un sencillo formato relativamente corto que describe el proceso (Metcalf y Eddy, 2003).

En la actualidad existen varios modelos de lodos activados desarrollados para describir la transformación y degradación de la materia orgánica (Loaiza-Navia *et al.*, 2010). Los más populares se derivan de los modelos de la IWA, como el ASM1, ASM2, ASM2s y ASM3 (Henze *et al.*, 2002). El ASM1 y el ASM3 son capaces de simular la remoción de DQO y del nitrógeno. El ASM1 ha sido y es el más extensamente utilizado

por la comunidad científica, el ASM3 fue introducido posteriormente a fin de corregir defectos conceptuales de su predecesor, pero presenta complejidad en los métodos de fraccionamiento (Langergraber *et al.*, 2004). El ASM2 y ASM2d describen la transformación del fósforo (Loaiza-Navia *et al.*, 2010). Además de los modelos establecidos por la IWA, también existen algunos otros modelos de lodos activados, como son: Mantis y Twostepmantis (creados por Hydromantis, Inc.), New General (modelo Dold publicado en 1997) y el modelo Prefermenter. Estos nuevos modelos, que hoy en día son muy utilizados, permiten realizar una simulación dinámica de las plantas de lodos activados (Fall *et al.*, 2008).

Aunado a los modelos matemáticos, la reciente proliferación de paquetes computacionales para resolverlos, hacen de la simulación de plantas de tratamiento una herramienta de gran utilidad para la investigación, docencia en la ingeniería así como para el estudio y optimización de plantas de tratamiento de aguas residuales ya en operación.

La introducción de la modelación y simulación en los países en vía de desarrollo se enfrenta con varias limitaciones: la escasez de buenos análisis y la infraestructura de medición de flujos, la operación deficiente de muchas plantas para permitir la estabilidad deseada para el modelado, el escaso conocimiento del personal de plantas de tratamiento de aguas residuales y los consultores locales para el modelado y la simulación, y el pequeño número de investigadores especializados (Fall *et al.*, 2009).

## **2.1 CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES**

La caracterización de aguas residuales es un paso crítico en el diseño y modelado del proceso de lodos activados (Ginestet *et al.*, 2002). La expresión de las características de un agua residual puede hacerse de muchas maneras, dependiendo del propósito específico de la caracterización. Sin embargo, vale la pena señalar que toda caracterización de aguas residuales implica un programa de muestreo apropiado para asegurar representatividad de la muestra y un análisis de laboratorio de conformidad con normas estándares que aseguren precisión y exactitud en los

resultados. En general, un programa de muestreo para caracterización y control de aguas supone un análisis cuidadoso del tipo de muestras, número de ellas y parámetros a analizar, especialmente en un medio como el nuestro donde no es justificable asignar más recursos de los estrictamente necesarios para satisfacer el objetivo propuesto.

La materia orgánica en aguas residuales se constituye básicamente de proteínas (40 a 60 %), carbohidratos (25 a 50 %), grasas y aceites (8 a 12 %) (Tchobanoglous *et al.*, 2000). A través de los años, se han desarrollado diferentes métodos de análisis para determinar el contenido de materia orgánica en aguas residuales; la DBO<sub>5</sub> ha sido la más utilizada. Sin embargo, en virtud de que la DBO<sub>5</sub> mide únicamente la degradación bioquímica del material orgánico, existen las desventajas de que depende de la aclimatación de los microorganismos, siendo una prueba que requiere 5 días para su medición y que es difícil utilizarla como un parámetro operacional en las plantas de tratamiento, por lo que, actualmente es mayormente utilizada la medición de la DQO por ser un método más rápido y preciso para la caracterización de los efluentes. Contrariamente a la DBO<sub>5</sub>, la DQO es una degradación química que presenta las siguientes características y ventajas sobre la DBO:

- Mide toda la materia orgánica, biodegradable y no biodegradable; es decir, el resultado no depende de la adaptación que tengan los microorganismos en el agua residual.
- Se puede expresar como una reacción química que permite medir la capacidad donadora de electrones en términos de oxígeno requerido para oxidar la materia carbónica a CO<sub>2</sub>.
- Requiere de aproximadamente dos horas para llevarse a cabo, siendo aplicable en la operación diaria de una planta de tratamiento de agua residual.

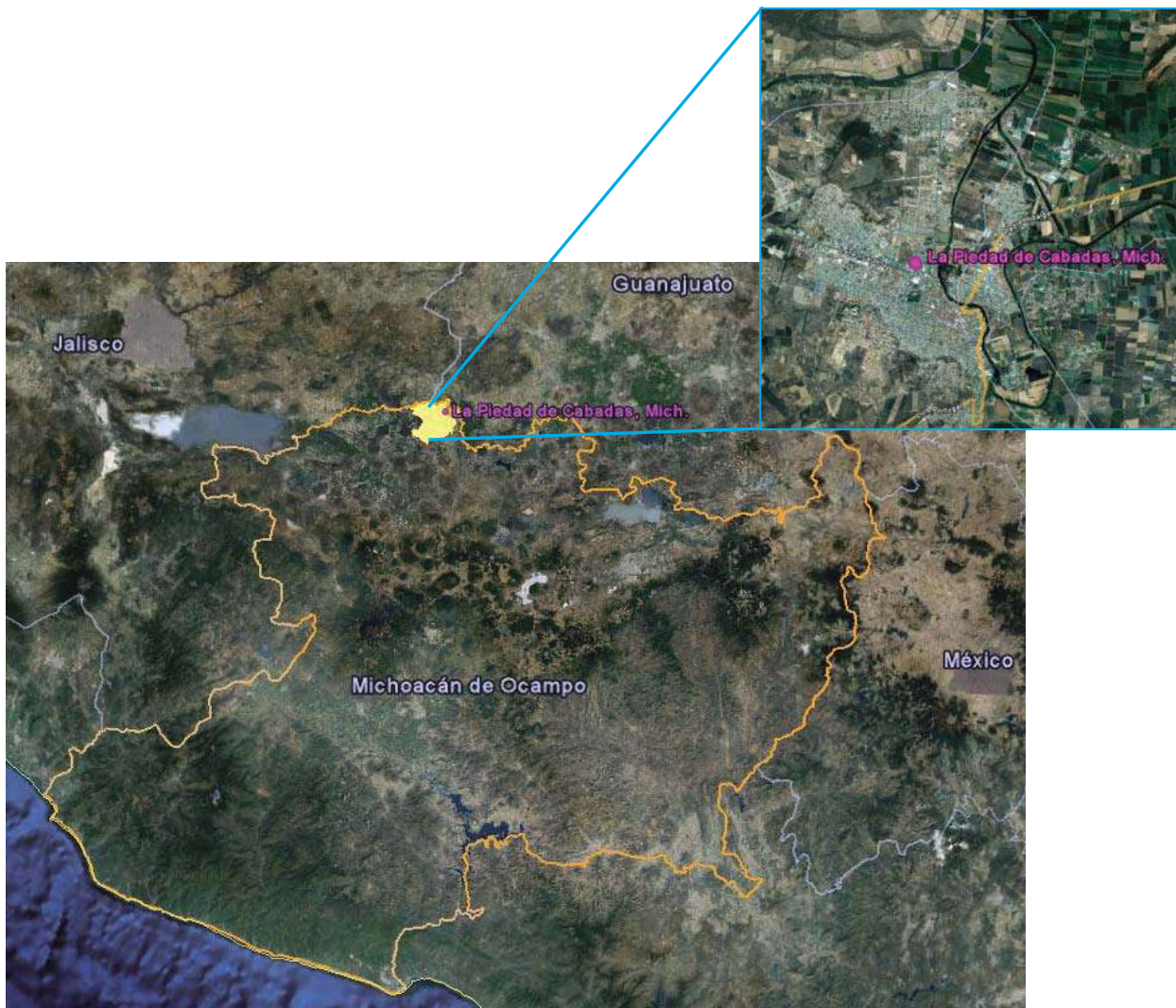
## 2.2 CASO DE ESTUDIO

El área de estudio de la presente investigación, comprende el Municipio de La Piedad de Cabadas, Michoacán. La Piedad de Cabadas situada en la margen izquierda

del Río Lerma a los 20° 21' de latitud norte, a los 102° 01' de longitud oeste, limita al levante con el municipio de Numarán, al sur con Zináparo, Churintzio y Ecuandureo, al poniente con Yurecuaro y al norte con los municipios de Degollado Jalisco y Pénjamo Guanajuato (*Figura 2.1*). Su distancia a la capital del Estado es de 183 km. Su altitud promedio es de 1675 m.s.n.m. La superficie del la Piedad es de 284.11 km<sup>2</sup> y representa un 0.48% del total del Estado; cuenta con una población de 91,132 habitantes que equivale al 2.29% con respecto al Estado, siendo el 46.78% hombres y el 53.22% mujeres. Por grupos de edad el 31% la población se concentra entre 0 – 14 años; el 18.39% entre 15 – 24 años; el 41% entre 25 – 59 años y por último el 9.61% de 60 años en adelante (CIIDIR, 2004).

El clima preponderante en el Municipio es semicálido subhúmedo, con lluvias en verano. Tiene una precipitación pluvial anual del 700 mm y una temperatura media de 20°C. La Piedad se encuentra en la cuenca Lerma – Chapala posiblemente la más contaminada del país; se ha nombrado como “el drenaje a cielo abierto del centro occidente del país”. La hidrografía local, se constituye principalmente por el Río Lerma; las principales corrientes del municipio están formadas por los arroyos: Zináparo, Degollado, Domingo, Prieto, Canáparo, La Providencia, El Jagüey y Los Paredones; todos éstos depositan sus aguas en el Río Lerma. Se identifican también dos manantiales de agua fría que son: “El Algodonal” y “El Capricho” (CIIDIR, 2004).

En el Río Lerma descargan los drenajes municipales de: Toluca, Querétaro, Celaya, Salamanca, Irapuato, Penjamo y La Piedad. La industria contribuye de manera importante con 3477 descargas agrupadas de la forma siguiente por giro: la peletera y curtiduría (1095), la pecuaria (645), la textil (554), la de servicios (454), la alimenticia (329), la metal mecánica (110), petroquímica (99), química- farmacéutica (74), minera y de cantera (41), maderera y derivados (25), destiladora (16), electromecánica (17), metalúrgica (13) y de pesticidas (4). Cabe mencionar que para la zona de estudio se tienen un total de 261 empresas que vierten el agua residual tanto a la red de drenaje municipal como a los arroyos (CIIDIR, 2004).



**Figura 2.1** Localización del municipio de La Piedad, Mich.

El 60% de las aguas residuales de origen municipal en la zona de estudio son captadas por el colector marginal y son vertidas al meandro del Río Lerma sin tratamiento, ya que la planta de tratamiento de aguas residuales, correspondiente a la población de Santa Ana Pacueco, municipio de Pénjamo, Guanajuato se encuentra fuera de operación. El porcentaje restante de aguas residuales son tratadas por la planta de tratamiento correspondiente al municipio de La Piedad, Michoacán, la cual se encuentra en operación y según datos del propio municipio está operando con un 90% de eficiencia Otro problema importante es la cantidad de rastros clandestinos, industrias y granjas porcícolas que descargan sus aguas residuales al sistema hidrológico de La Piedad, lo que aumenta el riesgo de teniasis, así como de otras enfermedades

gastrointestinales, respiratorias y dermatológicas, pues estas aguas se emplean sin ningún tratamiento en el riego de hortalizas que se consumen frescas (CIDIR, 2004).

Según datos de las asociaciones locales de porcicultores en 1999 existían 108 granjas, 215,999 unidades de producción animal (UPA) correspondientes a 100 Kg de peso vivo de porcino, las cuales producían 1332.71 toneladas de excremento diarias (129.6 toneladas de sólidos suspendidos totales), todas eliminándose al meandro del Río Lerma sin ningún tratamiento (CIDIR, 2004).

### **Capítulo 3. Objetivo**

Analizar y evaluar el comportamiento de una planta de tratamiento de aguas residuales, centrándose en la comparación, mediante la simulación, de dos métodos de diseño del proceso biológico de biomasa en suspensión.

## **Capítulo 4. Hipótesis**

El diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales por el método de Haandel muestra, en la simulación del proceso en GPS-X usando el modelo ASM1, mayores eficiencias de remoción que la planta diseñada por el método de Metcalf.

## Capítulo 5. Alcances

Con la finalidad de alcanzar los objetivos propuestos en el presente proyecto de investigación, se realizará el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales, utilizando como caso de estudio el diseño de una planta para un sector de la población de La Piedad de Cabadas, Michoacán, aplicando dos diferentes metodologías de diseño. La primera, desarrollada por Metcalf y Eddy, Inc., empleada tradicionalmente en México y en varios lugares del mundo; y la propuesta por Adrianus van Haandel y Jeroen van der Lubbe de Biothane Systems International, de reciente surgimiento. Habiendo completado ambos diseños, con objeto de evaluar los métodos, se trabajará en la simulación de la planta de tratamiento de aguas residuales bajo cinco diferentes escenarios de operación. Finalmente se analiza estas simulaciones comparando tanto el comportamiento de la biomasa en el reactor como las eficiencias de remoción de las plantas diseñadas por ambos métodos con ayuda del software GPS-X.

## Capítulo 6. Metodología

El desarrollo de la experimentación consta de las siguientes etapas: (1) Caracterización del agua residual, (2) Diseño de las plantas de tratamiento de lodos activados y (3) Simulación del diseño de las plantas de tratamiento de lodos activados. Los métodos para realizar las etapas anteriormente mencionadas se describen a continuación.

### 6.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

Para realizar la caracterización del agua residual se emplearon los métodos establecidos en las Normas Mexicanas. En la *Tabla 6.1* se enlistan las normas utilizadas para determinar los constituyentes del agua residual.

**Tabla 6.1** *Métodos de prueba*

| Parámetro                     | Unidades   | Método de prueba      |
|-------------------------------|------------|-----------------------|
| Sólidos Suspendidos Totales   | mg/L       | NMX-AA-034-SCFI-2001  |
| Sólidos Sedimentables         | mg/L       | NMX-AA-004-SCFI-2000  |
| Sólidos Suspendidos Volátiles | mg/L       | NMX-AA-034-SCFI-2001  |
| Grasas y aceites              | mg/L       | NMX-AA-005-SCFI-2000  |
| Temperatura                   | °C         | NMX-AA-007-SCFI-2001  |
| Conductividad                 | µs/cm      | NMX-AA-093-SCFI-2000  |
| Nitrógeno Total Kjendall      | mg/L       | NMX-AA-026-SCFI-2001  |
| Nitrógeno amoniacal           | mg/L       | NMX-AA-026-SCFI-2001  |
| Fósforo Total                 | mg/L       | NMX-AA-029-SCFI-2001  |
| Fósforo soluble               | mg/L       | NMX-AA-029-SCFI-2001  |
| Cloruros                      | mg/L       | NMX-AA-073-SCFI-2001  |
| pH                            | unidades   | NMX-AA-008-SCFI-2000  |
| DBO <sub>5</sub>              | mg/L       | NMX-AA-028-SCFI-2001  |
| DBO <sub>5</sub> soluble      | mg/L       | NMX-AA-028-SCFI-2001  |
| DQO                           | mg/L       | NMX-AA-030-SCFI-2001  |
| Coliformes Totales            | NMP/100mL  | NMX-AA-042-SCFI-2001  |
| Coliformes Fecales            | NMP/100mL  | NMX-AA-042-SCFI-2001  |
| Huevos de Helminto            | unidades/L | NOM-001-SEMARNAT-1996 |

## 6.2 MÉTODOS DE DISEÑO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

### 6.2.1 Método de Metcalf & Eddy.

Método tradicional, ampliamente empleado en México y el mundo, el cual en algunas ocasiones es un requerimiento en las licitaciones públicas para la elaboración de los proyectos en nuestro país. Este método considera que en el diseño del proceso de lodos activados, es necesario tener en cuenta: (a) la elección del tipo de reactor; (b) los criterios de carga; (c) la producción de lodo; (d) las necesidades y transferencia de oxígeno; (e) las necesidades de nutrientes; (f) el control de organismos filamentosos y (g) las características del efluente.

*a. Elección del tipo de reactor.* Una de las etapas principales en el diseño de cualquier proceso biológico es la elección del tipo de reactor o reactores a emplear en el proceso. Los aspectos operacionales que intervienen en la toma de esta decisión incluyen:

- (i) la naturaleza del agua residual a tratar
- (ii) la cinética de las reacciones que gobiernan el proceso
- (iii) las necesidades de transferencia de oxígeno
- (iv) condiciones ambientales locales
- (v) los costos de construcción, de explotación y mantenimiento

Al momento de elegir un tipo de reactor, estos elementos se deben valorar por separado, ya que la importancia relativa de cada uno de ellos depende del tipo de tratamiento.

*b. Criterios de carga.* Para el control de procesos de lodos activados, se han propuesto una serie de parámetros de uso más común, los cuales son: la relación alimento/microorganismos (F/M), y el tiempo de retención celular (SRT).

La relación alimento/microorganismo se define como:

$$F/M = \frac{S_o}{TX} \quad (\text{Ec. 6.1})$$

donde:

F/M= relación alimento/microorganismos,  $\text{kg}_{\text{DQO}}/\text{kg}_{\text{SSV}} \cdot \text{d}$

$S_o$ = concentración de DBO o DQO en el influente,  $\text{g}_{\text{DQO}}/\text{m}^3$

T= tiempo de retención hidráulica del reactor,  $T = V/Q_o$ , d

V= volumen del reactor,  $\text{m}^3$

$Q_o$ = caudal del influente,  $\text{m}^3/\text{d}$

X= concentración de SSV en el reactor,  $\text{kg}_{\text{SSV}}/\text{m}^3$ .

La relación entre en la tasa de utilización específica U y la relación F/M es la siguiente:

$$U = \frac{(F/M)E}{100} \quad (\text{Ec. 6.2})$$

donde:

E = eficiencia del proceso, % =  $\left(\frac{S_o - S}{S_o}\right) 100$

S = concentración de DBO o DQO en el efluente,  $\text{g}/\text{m}^3$

Sustituyendo la ecuación de la tasa de utilización específica por la relación F/M (Ec. 6.1) y por la ecuación de la eficiencia (Ec. 6.2), se obtiene:

$$U = \frac{(S_o/S)}{TX} \quad (\text{Ec. 6.3})$$

El tiempo medio de retención celular se puede definir, en función del volumen empleado, con cualquiera de las dos siguientes relaciones:

$$SRT = \frac{VX}{Q_w X_w + Q_e X_e} \quad (\text{Ec. 6.4})$$

donde:

SRT= tiempo de retención celular basado en el volumen del reactor, d

V= volumen del reactor,  $\text{m}^3$

$X$ = concentración de SSV en el reactor,  $\text{kg}_{\text{SSV}}/\text{m}^3$

$Q_w$ = caudal del lodo purgado,  $\text{m}^3/\text{d}$

$X_w$ = concentración de SSV en el lodo purgado,  $\text{kg}_{\text{SSV}}/\text{m}^3$

$Q_e$ = caudal del efluente tratado,  $\text{m}^3/\text{d}$

$X_e$ = concentración de SSV en el efluente tratado,  $\text{kg}_{\text{SSV}}/\text{m}^3$

*Definición a partir del volumen total del sistema:*

$$\text{SRT}_t = \frac{X_t}{Q_w X_w + Q_e X_e} \quad (\text{Ec. 6.5})$$

donde:

$\text{SRT}_t$ = tiempo de retención celular basado en el volumen total del sistema, d

$X_t$ = masa total de SSV del sistema, incluyendo los sólidos del reactor, del tanque de sedimentación, y los existentes en las instalaciones de retorno del lodo,  $\text{kg}/\text{m}^3$

$Q_w$ = caudal del lodo purgado,  $\text{m}^3/\text{d}$

$X_w$ = concentración de SSV en el lodo purgado,  $\text{kg}/\text{m}^3$

$Q_e$ = caudal del efluente,  $\text{m}^3/\text{d}$

$X_e$ = concentración de SSV en el efluente,  $\text{kg}/\text{m}^3$

Si se supone que prácticamente, toda la conversión del sustrato ocurre en el reactor, se recomienda diseñar el reactor a partir del valor de SRT (Ec. 6.4).

Comparando los parámetros, la tasa de utilización específica  $U$  se puede considerar como una medida del grado con que se utiliza el sustrato (DBO) por unidad de masa de organismos y SRT se puede considerar como una medida del tiempo medio de residencia de los organismos dentro del sistema. La relación entre el tiempo medio de retención celular SRT, la relación  $F/M$ , y el grado de utilización específica  $U$ , es la siguiente:

$$\frac{1}{\text{SRT}} = Y F/M \frac{E}{100} - k_d = YU - k_d \quad (\text{Ec. 6.6})$$

donde:

Y= coeficiente de producción celular, kg de células producidas/kg de materia orgánica eliminada

E= rendimiento del proceso, %

$k_d$ = coeficiente de decaimiento endógeno,  $g_{SSV}/g_{SSV}\cdot d$

Los valores típicos de la relación F/M que se encuentran en la literatura, varían entre 0.04 y 1.0 g sustrato/g biomasa·d.

A partir de ensayos de laboratorio y de los registros de operación de diversas plantas, se ha podido concluir que la utilización de tiempos medios de retención celular comprendidos entre 3 y 15 días conduce a la producción de un efluente estable de alta calidad y un lodo con excelentes características de sedimentabilidad.

También se ha utilizado relaciones empíricas basadas en las cargas orgánicas y el tiempo medio de retención hidráulica. El tiempo medio de retención hidráulica se suele basar en el caudal medio de agua residual del influente. Los tiempos de retención hidráulica normalmente suelen variar entre 4 y 8 horas.

Las cargas volumétricas, expresadas en  $kg_{DBO_5}/m^3\cdot d$  del reactor, pueden oscilar entre 0.3 y 3  $kg_{DBO_5}/m^3\cdot d$ . Sin embargo, en los casos en los que se han empleado estas relaciones para el diseño de instalaciones para el tratamiento de aguas residuales con presencia de residuos industriales, han aparecido problemas (Barker P. y Dold P., 1997).

c. Producción de lodo. El conocimiento de la producción diaria de lodo es importante puesto que afecta al diseño de las instalaciones de tratamiento y disposición de lodo en exceso (purga). La producción diaria de lodo que hay que purgar se puede estimar mediante la siguiente ecuación:

$$P_x = Y_{obs} Q_o (S_o - S) \times (10^3 \text{ g/kg})^{-1} \quad (\text{Ec. 6.7})$$

donde:

$P_x$  = producción diaria neta de lodo activado, medida en términos de SSV,  $\text{kg}_{\text{SSV}}/\text{d}$

$Y_{\text{obs}}$  = producción observada,  $\text{kg}_{\text{SST}}/\text{kg}_{\text{DQO}}$

$Q_0$  = caudal del influente,  $\text{m}^3/\text{d}$

$S_0$  = concentración de DBO o DQO en el influente,  $\text{g}_{\text{DQO}}/\text{m}^3$

$S$  = concentración de DBO o de DQO en el efluente,  $\text{g}_{\text{DQO}}/\text{m}^3$

La producción observada se puede calcular por medio de la ecuación:

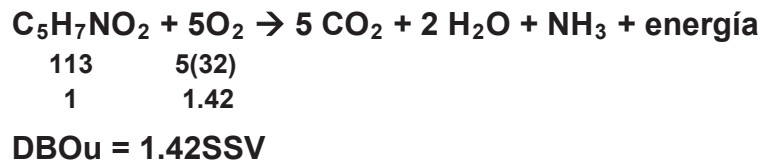
$$Y_{\text{obs}} = \frac{Y}{1+k_d\text{SRT}} \quad (\text{Ec. 6.8})$$

El uso de SRT en la ecuación anterior depende de si en el análisis se consideran los sólidos del reactor o los sólidos totales del sistema. Si en el sedimentador y en la líneas de retorno de lodos se retiene un porcentaje importante de sólidos, resulta razonable emplear  $\text{SRT}_t$ , especialmente si se supone que la respiración endógena se produce tanto si el cultivo bacteriano se halla bajo condiciones aerobias como anaerobias, sin embargo se deberá hacer constar que el valor de la constante será diferente a los que proporciona la literatura. Debido a que actualmente no se dispone de un valor adecuado de  $k_d$  que conjugue las condiciones aerobias y anaerobias, se puede utilizar como estimación el valor correspondiente a las condiciones aerobias.

*d.Necesidad y transferencia de oxígeno.* La necesidad teórica de oxígeno se puede determinar a partir de la DBO del agua residual y de la cantidad de organismos purgados diariamente del sistema. El razonamiento es el siguiente. Si toda la DBO se convirtiera en productos finales, la demanda total de oxígeno se podría calcular convirtiendo la  $\text{DBO}_5$  en  $\text{DBO}_U$  (DBO última) utilizando un factor de conversión adecuado.

Por otro lado, se sabe que parte del residuo se convierte en tejido celular nuevo que, posteriormente, se purga del sistema, de modo que, si la  $\text{DBO}_U$  del tejido celular se resta del total, la cantidad remanente corresponde a la cantidad de oxígeno que es

necesario suministrar al sistema. Teniendo en cuenta la ecuación que se indica a continuación, se sabe que la  $DBO_U$  de un mol de células es igual a 1.42 veces la concentración de células:



Por lo tanto, la demanda teórica de oxígeno para la eliminación de la materia orgánica carbonosa presente en el agua residual de un sistema de lodos activados se puede calcular mediante la expresión:

$$kg_{O_2}/d = \frac{Q(S_o - S) \times (10^3 g/kg)^{-1}}{f} - 1.42(P_x) \quad (Ec.6.9)$$

donde:

$f$  = factor de conversión de  $DBO_5$  en  $DBO_U$  (0.45-0.68)

En los casos en los que se deba considerar la nitrificación, la demanda total de oxígeno se puede calcular como la suma de la demanda necesaria para la eliminación de la materia orgánica carbonosa más la demanda de oxígeno necesaria para la conversión del nitrógeno (de amoníaco a nitrato), según la expresión:

$$\frac{kg_{O_2}}{d} = \frac{Q(S_o - S) \times (10^3 g/kg)^{-1}}{f} - 1.42(P_x) + 4.57Q(N_o - N_e) \times (10^3 g/kg)^{-1} \quad (Ec. 6.10)$$

donde:

$N_o$  = Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) del influente,  $g_N/m^3$

$N_e$  = NTK del efluente,  $g_N/m^3$

4.57 = factor de conversión para la demanda de oxígeno necesario para la oxidación completa de NTK

Por lo tanto, si se conoce, o se puede estimar, la eficiencia de la transferencia de oxígeno del sistema de aireación, se puede determinar las necesidades reales de aire. El suministro de aire debe ser adecuado para: (i) satisfacer la DBO del agua residual; (ii) satisfacer la respiración endógena de los organismos presentes en el lodo; (iii) proporcionar un mezclado adecuado, y (iv) mantener una concentración mínima de oxígeno disuelto en todo el tanque de aireación comprendido entre 1 y 2 mg/l.

Para hacer frente a las cargas orgánicas punta sostenidas, se recomienda diseñar los equipos de aireación con un factor de seguridad, que como mínimo, cubra las condiciones correspondientes a una carga diaria de DBO igual al doble de la carga media. Los equipos de aireación también se deben dimensionar de modo que se asegure una concentración de oxígeno disuelto de 2 mg/l en condiciones de carga media y 0.5 mg/l en condiciones de carga punta.

e. Necesidades de nutrientes. Para que un sistema biológico funcione correctamente, es necesario que se hallen presentes cantidades adecuadas de nitrógeno y fósforo como nutrientes.

Basándose en una composición media del tejido celular representable como  $C_5H_7NO_2$ , se necesitará del orden de un 12.4% de nitrógeno (en peso). Normalmente, se suele suponer que las necesidades de fósforo son de una quinta parte de este valor (Metcalf y Eddy, 2003). Debido a que la demanda total de nutrientes depende de la producción celular neta, las necesidades de nutrientes son más reducidas en los procesos que dispongan largos tiempos medios de retención celular.

f. Control de organismos filamentosos. El crecimiento de organismos filamentosos es el problema de funcionamiento más frecuente en los procesos de lodos activados. La proliferación de organismos filamentosos en el líquido de mezcla conduce a la formación de un lodo de pobres características de sedimentabilidad, normalmente conocido como “lodo voluminoso” (bulking). Como sistema de prevención y control de organismos filamentosos se implementa un compartimento separado, llamado “selector”, como zona de contacto inicial de un reactor biológico, zona en la que se

mezclan el efluente primario y el lodo activado recirculado. El selector favorece el crecimiento selectivo de organismos formadores de flóculos en la primera fase del proceso biológico al asegurar un nivel elevado de la relación F/M a concentraciones de oxígeno disuelto controladas.

*g. Características del efluente.* El contenido de materia orgánica es un parámetro de calidad del efluente. El contenido en materia orgánica del efluente de un proceso de tratamiento biológico suele estar compuesto por los tres siguientes constituyentes:

A. Materia orgánica soluble biodegradable:

- Materia orgánica no eliminada en el tratamiento biológico
- Compuestos orgánicos formados como productos intermedios en la descomposición biológica del agua residual (productos microbianos solubles)
- Componentes celulares (como consecuencia de lisis o muerte celular).

B. Materia orgánica en suspensión:

- Sólidos biológicos producidos durante el tratamiento que escapan del proceso de separación de la sedimentación final.
- Sólidos orgánicos coloidales presentes en el influente que escapan del tratamiento y de la separación.

C. Materia orgánica no biodegradable:

- Materia inicialmente presente en el influente a la planta.
- Subproductos de la descomposición biológica.

En una planta de tratamiento de lodos activados que funcione correctamente en el tratamiento de aguas residuales urbanas, la  $DBO_5$  del efluente, varía normalmente entre 2 y 4 mg/L y la materia orgánica suspendida se hallará entre 5 y 15 mg/L (Tchobanoglous *et al.*, 2000).

El proceso de lodos activados es muy flexible y se puede adaptar a casi la totalidad de los problemas de tratamiento biológico de aguas residuales. En la actualidad existen varios procesos de lodos activados convencionales, así como modificaciones del proceso que ya han sido normalizadas. En la *Tabla 6.2* se indican los tipos de proceso de lodos activados y los parámetros de diseño.

**Tabla 6.2** *Parámetros de diseño de lodos activados (Metcalf y Eddy, 2003)*

| Modificación de proceso                 | $\theta_c$ , d | F/M<br>kg DBO <sub>5</sub><br>aplicada/<br>kg SSVLM·d | Carga<br>volumica,<br>kg de DBO <sub>5</sub><br>aplicada/<br>m <sup>3</sup> ·d | SSLM, mg/l  | V/Q, h                                       | Q <sub>r</sub> /Q |
|---|----------------|---|--|---|--|-------------------|
| Convencional                            | 5-15           | 0.2-0.4   | 0.32-0.64  | 1500-3000   | 4-8  | 0.25-0.75         |
| Mezcla completa                         | 5-15           | 0.2-0.6   | 0.80-0.192   | 2500-4000   | 3-5  | 0.25-1.0          |
| Alimentación escalonada                 | 5-15           | 0.2-0.4   | 0.64-0.96  | 2000-3500   | 3-5  | 0.25-0.75         |
| Aireación modificada                    | 0.2-0.5        | 1.5-5.0   | 1.20-2.40  | 200-1.000   | 1.5-3  | 0.05-0.25         |
| Contacto y estabilización               | 5-15           | 0.2-0.6   | 0.96-1.20  | (1000-3000) <sup>a</sup><br>(4000-10000) <sup>b</sup> | (0.5-1.0) <sup>a</sup><br>(3-6) <sup>b</sup> | 0.5-1.50          |
| Aireación prolongada                    | 20-30          | 0.05-0.15   | 0.16-0.40  | 3000-6000   | 18-36  | 0.5-1.50          |
| Aireación de alta carga                 | 5-10           | 0.4-1.5   | 1.60-1.60  | 4000-10000  | 2-4  | 1.0-5.0           |
| Proceso Kraus                           | 5-15           | 0.3-0.8   | 0.64-1.60  | 2000-3000   | 4-8  | 0.5-1.0           |
| Oxígeno puro                            | 3-10           | 0.25-1.0  | 1.60-3.20  | 2000-5000   | 1-3  | 0.25-0.5          |
| Canal de Oxidación                      | 10-30          | 0.05-0.30   | 0.08-0.48  | 3000-6000   | 8-36   | 0.75-1.50         |
| Reactor de flujo discontinuo secuencial | NA             | 0.05-0.31   | 0.08-0.24  | 1500-5000 <sup>d</sup>                                | 12-50  | NA                |
| Reactor Deep Shaft                      | SI             | 0.5-5.0   | SI   | SI  | 0.5-5  | SI                |
| Nitrificación de etapa única            | 8-20           | 0.10-0.25<br>(0.2-0.15) <sup>c</sup>                  | 0.08-0.32  | 2000-3500   | 6-15   | 0.50-1.50         |
| Nitrificación en etapas separadas       | 15-100         | 0.05-0.20<br>(0.04-0.15) <sup>c</sup>                 | 0.05-0.14  | 2000-3500   | 3-6  | 0.50-2.00         |

<sup>a</sup> Unidad de contacto

<sup>b</sup> Unidad de estabilización de lodos

<sup>c</sup> NKT/SSLVM

<sup>d</sup> Los SSLM varían en función de la fase de ciclo operativo

NA= No aplicable

SI= Sin información

### 6.2.2 Método de van Haandel y van der Lubbe

Método de recién surgimiento (2007), desarrollado por Adrianus van Haandel y Jeroen van der Lubbe de Biothane Systems International. La configuración más elemental del proceso de lodos activados consiste en un reactor aeróbico completamente mezclado para tratar el influente, seguido de un sedimentador final equipado con un espesador de gravedad y un digestor anaerobio para la estabilización de los lodos producidos en exceso. En la práctica, este proceso también está equipado con un pre-tratamiento capaz de eliminar los desechos grandes (trapos, papel, plástico), la arena y si es necesario aceite y grasa.

Para diseñar el sistema de lodos activados el método toma en cuenta:

- a. El tiempo de retención celular en la que el sistema debe ser operado;
- b. Los valores de los parámetros del modelo ideal del sistema de lodos activados;
- c. Características del influente.

a. Tiempo de retención celular del diseño:

La selección del tiempo de retención celular depende de la edad mínima del lodo que se requiere para:

- Obtener la completa eliminación de materia orgánica
- Permitir el desarrollo de protozoarios.

Cuando se cumplan dichas condiciones, se puede obtener un efluente limpio con bajo contenido de sólidos suspendidos y libre de materia orgánica biodegradable.

Se ha demostrado que una edad mínima de los lodos de 2 a 3 días debería ser suficiente para temperaturas  $> 14\text{ }^{\circ}\text{C}$  (van Haandel y Marais, 1981). La edad de los lodos puede ser ligeramente más alta si es necesaria la remoción completa de los detergentes para evitar la formación de problemas de espuma.

b. Parámetros del modelo ideal del sistema de lodos activados:

Con respecto a los parámetros del “modelo ideal” del sistema de lodos activados, el método considera los siguientes:

- Características asociadas a la producción de los lodos ( $Y$ ,  $f_{cv}$  y  $f$ );
- Características asociadas a la composición de los lodos ( $f_v$ ,  $f_n$  y  $f_p$ );
- El decaimiento de los lodos activados ( $b_h$ ), (dependiente de la temperatura)
- Características de sedimentabilidad del lodo ( $k$  y  $V_0$ )

La *Tabla 6.3* hace referencia a los valores de los parámetros por defecto del modelo ideal de lodos activados. Los valores de las constantes de sedimentación corresponden a la solución de los lodos con pobres características. También se incluye

la eficacia de la transferencia de oxígeno de los aireadores de superficie, un parámetro necesario para estimar el uso de la electricidad de aireación.

**Tabla 6.3** Parámetros del “modelo ideal” (van Haandel y van der Lubbe, 2007)

| Parámetro                                 | Símbolo         | Valor por defecto           | Unidad de medida                     |
|---|-----------------|-----------------------------|--------------------------------------|
| Producción de lodo:                       |                 |                             |                                      |
| - Rendimiento de lodos                    | Y               | 0.45                        | mg <sub>SSV</sub> /mg <sub>DQO</sub> |
| - Relación DQO/SSV                        | f <sub>cv</sub> | 1.50                        | mg <sub>DQO</sub> /mg <sub>SSV</sub> |
| - Fracción restante como residuo endógeno | f               | 0.20                        | mg <sub>SSV</sub> /mg <sub>SSV</sub> |
| - fracción inorgánica                     | f <sub>v</sub>  | 0.70                        | mg <sub>SSV</sub> /mg <sub>SST</sub> |
| - fracción de nitrógeno                   | f <sub>n</sub>  | 0.10                        | mg <sub>N</sub> /mg <sub>SSV</sub>   |
| - fracción de fósforo                     | f <sub>p</sub>  | 0.025                       | mg <sub>P</sub> /mg <sub>SSV</sub>   |
| Tasa de decaimiento                       | b <sub>h</sub>  | 0.24·1.04 <sup>(T-20)</sup> | d <sup>-1</sup>                      |
|   | k               | 0.46                        | L/g                                  |
| Parametros de sedimentabilidad            | v <sub>o</sub>  | 6.0                         | m/h                                  |
|   | DSVI            | 120                         | mL/h                                 |
| Eficiencia de transferencia de oxígeno    | η               | 1.2·1.03 <sup>(T-20)</sup>  | kg <sub>O<sub>2</sub></sub> /kW·h    |

c. Características del influente:

Para estimar la demanda de nutrientes, se debe conocer la concentración de nitrógeno y fósforo del influente. En la *Tabla 6.4* se indican los datos necesarios sobre las características del influente para el diseño del sistema de lodos activados

**Tabla 6.4** Características del agua residual (van Haandel y van der Lubbe, 2007)

| Parámetro                               | Simbolo         | Unidad de medida                     |
|---|-----------------|--------------------------------------|
| Caudal del influente                    | Q <sub>i</sub>  | m <sup>3</sup> /d                    |
| Material Organico:                      |                 |                                      |
| - DQO                                   | S <sub>ti</sub> | mg <sub>DQO</sub> /L                 |
| - fracción soluble no biodegradable     | f <sub>ns</sub> | mg <sub>DQO</sub> /mg <sub>DQO</sub> |
| - fracción particulada no biodegradable | f <sub>np</sub> | mg <sub>DQO</sub> /mg <sub>DQO</sub> |
| Nutrientes:                             |                 |                                      |
| - nitrógeno                             | N <sub>ti</sub> | mg <sub>N</sub> /L                   |
| - fósforo                               | P <sub>ti</sub> | mg <sub>P</sub> /L                   |

El sistema de lodos activado debería ser diseñado para la temperatura de aguas residuales más baja que se pueda presentar en el sitio donde se va a construir la PTAR. Temperaturas por encima de este mínimo se traducirá en un mejor desempeño. En cuanto a las aguas residuales industriales, la temperatura del influente es a menudo una consecuencia de las operaciones anteriores del proceso.

Es importante que las grandes fluctuaciones de temperatura en el reactor no exceda de 40 °C (35°C en caso de que se desee llevar a cabo la nitrificación), ya que esto dará como resultado un decaimiento importante de la biomasa. Sobre todo en regiones con clima cálido.

1) Para seleccionar la edad del lodo se debe determinar la masa de lodo resultante en el sistema utilizando la ecuación (6.11) y el exceso de producción diaria de lodo (volátil y total) con la ecuación (6.12):

$$\mathbf{MX_v = [(1 - f_{ns} - f_{np}) \cdot (1 + f \cdot b_h \cdot R_s) \cdot Y \cdot R_s / (1 + b_h \cdot R_s) + f_{np} \cdot R_s / f_{cv}] \cdot Q_i \cdot S_{ti}} \quad (\text{Ec. 6.11})$$

$$\mathbf{MX_t = MX_v / f_v} \quad (\text{Ec. 6.12})$$

$$\mathbf{ME_v = MX_v / R_s} \quad (\text{Ec. 6.13})$$

$$\mathbf{ME_t = MX_t / R_s = ME_v / f_v} \quad (\text{Ec. 6.14})$$

donde:

$MX_v$  = masa orgánica del lodo en el sistema,  $kg_{SSV}$

$f_{ns} = S_{nsi} / S_{ti}$

$S_{nsi}$  = DQO soluble no biodegradable en el influente,  $mg_{DQO}/L$

$f_{np} = S_{npi} / S_{ti}$

$S_{npi}$  = DQO particulada no biodegradable en el influente,  $mg_{DQO}/L$

$R_s$  = Edad del lodo, d

$MX_t$  = masa de lodo en el sistema,  $kg_{SST}$

$ME_v$  = producción de lodo orgánico diario,  $kg_{SSV}/d$

$ME_t$  = descarga diaria de exceso de lodo,  $kg_{SST}/d$

2) Determinar la concentración óptima del lodo en el reactor para el cual los costos de construcción combinados del reactor y del sedimentador serán reducidos al mínimo ( $C_{rd}$ ) y calcular los volúmenes de las unidades:

$$C_{rd} = C_{rc} \cdot V_r + C_d \cdot V_d$$

(Ec. 6.15)

donde:

$C_d$  = costos de construcción del sedimentador por unidad de masa diaria aplicada de materia orgánica biodegradable,  $\$/kg_{DQO} \cdot d$

$C_{rc}$  = costos de construcción del reactor por unidad de masa diaria aplicada de materia orgánica biodegradable,  $\$/kg_{DQO} \cdot d$

$V_r$  = volumen del reactor,  $m^3$

$V_d$  = volumen del sedimentador,  $m^3$

Cuando los volúmenes de las unidades están dadas por:

$$V_r = MX_t / X_t \tag{Ec. 6.16}$$

$$V_d = (S_{fd} \cdot H_d / v_0) \cdot \exp(k \cdot X_t) \cdot Q_i \tag{Ec. 6.17}$$

Posteriormente es necesario determinar el caudal de lodo en exceso:

$$q = V_r / R_s \tag{Ec. 6.18}$$

donde:

$X_t$  = concentración de lodo,  $mg_{SST}/L$

$S_{fd}$  = factor de seguridad (1.5-2.5)

$H_d$  = profundidad del sedimentador,  $m$

$q$  = caudal de lodo en exceso,  $m^3/d$

3) Determinar la concentración óptima de lodo espesado para la cual los costos de construcción del espesador y del digestor ( $C_{thdi}$ ) son mínimos y calcular los volúmenes de las unidades. En el procedimiento de la optimización los parámetros siguientes se calculan en función de la concentración del lodo espesado:

$$X_{thl} = (X_{thr} / 2) \cdot [1 + (1 - 4 / (k \cdot X_{thr}))^{0.5}]$$

(Ec. 6.19)

$$F_l = X_{thr} \cdot v_0 \cdot (k \cdot X_{thl} - 1) \cdot \exp(-k \cdot X_{thl}) \quad (\text{Ec. 6.20})$$

$$V_{th} = S_f \cdot ME_t / F_l$$

(Ec. 6.21)

$$q_{th} = q \cdot (X_t / X_{thr}) \quad (\text{Ec. 6.22})$$

6.22)

$$V_{di} = q_{th} \cdot ((20 \cdot 1.1^{(T-20)} + 5)) \quad (\text{Ec. 6.23})$$

$$C_{thdi} = C_{th} \cdot V_{th} + C_{di} \cdot V_{di}$$

(Ec. 6.24)

donde:

$C_{di}$  = costos de construcción del digestor por unidad de masa diaria aplicada de materia orgánica biodegradable, \$/kg<sub>DQO</sub>·d

$C_{th}$  = costos de construcción del espesador por unidad de masa diaria aplicada de materia orgánica biodegradable, \$/kg<sub>DQO</sub>·d

$F_l$  = flujo límite de sólidos, kg<sub>SST</sub>·m<sup>2</sup>/h

$q_{th}$  = caudal del lodo espesado, m<sup>3</sup>/d

$s_f$  = factor de seguridad (1.5-2.5)

$X_{thl}$  = concentración límite de lodos en el espesador, g<sub>SST</sub>/L

$X_{thr}$  = concentración de lodo espesado a la salida del espesador, g<sub>SST</sub>/L

$v_0$  = coeficiente lineal de sedimentación, m/h

$V_{di}$  = volumen del digestor anaerobio, m<sup>3</sup>

$V_{th}$  = volumen del espesador, m<sup>3</sup>

El valor mínimo  $C_{thdi}$  indica la concentración óptima para reducir al mínimo los costos de construcción totales del espesador y del digestor. Para los valores óptimos, revise si el tiempo de residencia hidráulico en el espesador es adecuado (<1día). En caso contrario, disminuya la concentración del lodo espesado.

Para el tiempo hidráulico de residencia en el digestor  $R_{di}$  (que depende de la temperatura), se calcula la eficacia de la digestión del lodo activado y la cantidad digerida del lodo (total y volátil).

$$R_{dp} = 36 + 0.67 \cdot T \quad (\text{Ec. 6.25})$$

$$R_{dn} = 10 + 0.19 \cdot T \quad (\text{Ec. 6.26})$$

$$MS_d = ME_v \cdot f_{cv} \cdot (f_{av} \cdot R_{dp} + (1 - f_{av}) \cdot R_{dn}) \quad (\text{Ec. 6.27})$$

$$ME_{ve} = ME_v - MS_d / f_{cv} \quad (\text{Ec. 6.28})$$

$$ME_{te} = ME_t - MS_d / f_{cv} \quad (\text{Ec. 6.29})$$

donde:

$R_{dp}$  = fracción de masa primaria o de lodo activado que puede ser digerida, %

$R_{dn}$  = fracción de masa inactiva del lodo que puede ser digerida, %

T = temperatura en °C (< 37°C)

$MS_d$  = masa de lodo digerida,  $kg_{DQO}/d$

$ME_{ve}$  = producción de lodo volátil estabilizado,  $kg_{SSV}/d$

4) Determinar si la concentración de nutrientes en el influente es suficiente para cubrir la demanda para la producción de lodo. Para calcular la masa del nitrógeno y del fósforo en la carga del lodo en exceso utilice las ecuaciones 6.30 y 6.31.

Es necesario considerar en el digestor, que parte de los nutrientes contenidos en el lodo se mineraliza y se libera en la fase líquida.

Después de la separación sólido-líquido esta cantidad será vuelta al tanque de aireación; usar valores de  $f_n = 0.1 \text{ kg}_N/\text{kg}_{SSV}$  y  $f_p = 0.025 \text{ kg}_P/\text{kg}_{SSV}$ .

$$N_I = f_n \cdot mE_v \cdot S_{ti} \quad (\text{Ec. 6.30})$$

$$P_I = f_p \cdot mE_v \cdot S_{ti} \quad (\text{Ec. 6.31})$$

Si la concentración de nutrientes en el influente no es suficiente, se calcula la cantidad de nutrientes que se agregarán.

La demanda de nutrientes real tendrá un valor entre un máximo que corresponde a la demanda de nutrientes del lodo producido y un mínimo que corresponde al del lodo estabilizado producido.

La demanda de nutrientes máxima del proceso de lodos activados (en el lodo secundario) se puede calcular como:

$$N_I = f_n \cdot ME_v / Q_i \quad (\text{Ec. 6.32})$$

$$P_I = f_p \cdot ME_v / Q_i \quad (\text{Ec. 6.33})$$

donde:

$N_I$  = concentración de nitrógeno en el influente requerida para la producción de lodo,  $mg_N/L$

$P_I$  = concentración de fósforo en el influente requerida para la producción de lodo  $mg_P/L$

La demanda de nutrientes mínima del proceso de lodos activados (es decir al considerar los nutrientes presentes en el lodo estabilizado) es:

$$N_{Ie} = f_n \cdot ME_{ve} / Q_i \quad (\text{Ec. 6.34})$$

$$P_{Ie} = f_p \cdot ME_{ve} / Q_i \quad (\text{Ec. 6.35})$$

En la práctica, la demanda máxima de nutrientes se utiliza para calcular la adición de nutrientes para los sistemas sin remoción de nutrientes (si es necesario),

mientras que la demanda mínima se utiliza para calcular los sistemas de remoción de nutrientes.

5) Determinar los diferentes flujos de material orgánico: efluente, oxidado, digerido y transformado en lodo estabilizado. Además se debe definir la demanda de oxígeno ( $O_t$ ), la capacidad de aireación que se instalará y la cantidad de energía potencial que puede ser generada por el metano producido durante la digestión anaerobia de lodos.

$$MS_{te} = f_{ns} \cdot S_{ti} \cdot Q_i \quad (\text{Ec. 6.36})$$

$$MS_o = (1 - f_{ns} - f_{np}) \cdot (1 - f_{cv} \cdot Y + f_{cv} \cdot b_h (1 - f) \cdot Y \cdot R_s / (1 + b_h \cdot R_s)) \cdot S_{ti} \cdot Q_i \quad (\text{Ec. 6.37})$$

$$MS_d = ME_v \cdot f_{cv} \cdot (f_{av} R_{dp} + (1 - f_{av}) \cdot R_{dn}) \quad (\text{Ec. 6.38})$$

$$MS_{xve} = MS_{ti} - MS_{te} - MS_o - MS_d = ME_{ev} \cdot f_{cv} \quad (\text{Ec. 6.39})$$

donde:

$MS_{te}$  = DQO diaria en el efluente,  $kg_{DQO}/d$

$MS_o$  = masa diaria de DQO oxidada,  $kg_{O_2}/d$  o  $kg_{DQO}/d$

$f_{av} = mX_a/mX_v = (1 - f_{ns} - f_{np}) \cdot C_r / [(1 - f_{ns} - f_{np}) \cdot (1 + f \cdot b_h \cdot R_s) \cdot C_r + f_{np} \cdot R_s / f_{cv}]$

$f_{av}$  = cociente entre la masa activa y volátil del lodo

$mX_a$  = masa del lodo activado por unidad de masa diaria de DQO aplicada,  $mg_{SSV}/mg_{DQO} \cdot d$

$mX_v$  = masa del lodo orgánico presente en el sistema por unidad de masa diaria de DQO aplicada,  $mg_{SSV}/mg_{DQO} \cdot d$

La tasa de absorción de oxígeno se calcula como el cociente entre la masa de flujo de oxígeno consumido y el volumen del reactor aeróbico u  $O_t = MS_o / V_r$ . El promedio de la capacidad de oxigenación será igual al promedio del consumo de oxígeno. Sin embargo, con el fin de poder satisfacer las demandas fluctuantes de oxígeno, la capacidad instalada tendrá que ser mayor que la capacidad promedio.

La variación de la demanda de oxígeno depende de las características de las aguas residuales (variación en la DQO del influente y en la tasa de flujo) y de la configuración

del sistema (por ejemplo, la presencia de un tanque amortiguador de alimentación y el patrón de flujo en el tanque de aireación). En general, la demanda máxima rara vez supera más de 1.5 veces el promedio de la demanda:

$$\mathbf{OC = MS_o \text{ y } OC_{m\acute{a}x} = 1.5 \cdot MS_o} \quad (\text{Ec. 6.40})$$

donde:

OC= capacidad de oxigenación,  $\text{mg}_{\text{O}_2}/\text{L}\cdot\text{h}$

$MS_o$ = masa diaria de DQO oxidada,  $\text{kg}_{\text{O}_2}/\text{d}$  o  $\text{kg}_{\text{DQO}}/\text{d}$

$OC_{m\acute{a}x}$ = capacidad máxima de oxigenación,  $\text{mg}_{\text{O}_2}/\text{L}\cdot\text{h}$

Para una estimación más exacta de la capacidad máxima requerida de la oxigenación, será necesario realizar simulaciones dinámicas usando las variaciones estimadas del flujo del influente y carga orgánica de entrada.

Para la aireación superficial, con la eficiencia asumida del aireador en términos de masa de oxígeno transferida por unidad de energía consumida ( $\eta$ ), la energía media y máxima instalada pueden ser calculadas.

$$\mathbf{P_{el} = OC / \eta \text{ and } P_{m\acute{a}x} = OC_{m\acute{a}x} / \eta} \quad (\text{Ec. 6.41})$$

La cantidad de metano generado será igual al 25 % de la  $MS_d$ , masa de lodo digerida. Cuando es conocida la producción de metano, la energía eléctrica ( $E_{el}$ ,  $\text{kW}\cdot\text{h}/\text{kg}_{\text{DQO}}$ ) que puede generarse potencialmente es posible calcularla. El valor de este potencial puede ser comparado con la demanda calculada anteriormente.

$$\mathbf{E_{el} = 5.25 \cdot R_{el} \cdot MS_d / 4} \quad (\text{Ec. 6.42})$$

donde:

$R_{el}$  = eficiencia de conversión de energía, %

### 6.3 MÉTODO DE SIMULACIÓN DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE LODOS ACTIVADOS

Durante las últimas décadas, se ha desarrollado un gran número de programas de simulación para la aplicación de modelos específicos de los sistemas ambientales y en particular para la simulación de la operación de las PTAR. No hay duda que muchos de estos modelos y su puesta en práctica han contribuido al adelanto de la comprensión de los sistemas ambientales y a la comunicación del conocimiento entre científicos (Reichert P., 2006).

Sin embargo, con el tiempo la implementación de modelos ha mostrado una tendencia a hacerlos cada vez más complejos (Beck M., 1999). Por lo anterior, una interfaz universal (simulador) que apoya la aplicación de modelos de plantas de tratamiento de aguas residuales debe servir como:

- Ayuda en el diseño de (partes de) las plantas de tratamiento,
- Entrenamiento de operadores de plantas de tratamiento de aguas residuales y en las instituciones de educación en general (por ejemplo en las universidades),
- Asistente operacional (operación, análisis de datos y estrategias de control),
- Optimización e Identificación de problemas de las plantas de tratamiento existentes,
- Herramienta para el desarrollo y evaluación de modelos matemáticos,
- Planificación experimental (por ejemplo, frecuencia de muestreo, la ubicación de los sensores, etc.)

Como se ha mencionado anteriormente, en la actualidad existen una serie de programas de simulación de plantas de tratamiento de aguas residuales. Esto condujo a una formulación de una descripción estructurada (*Tabla 6.5*) que clasifica a los simuladores sobre la base de sus usuarios.

**Tabla 6.5** *Clasificación de los simuladores modificada (Vanrolleghem et al., 1994)*

| Nombre      | Académico                          |              | Industria |                                | Proveedor                    |
|-------------|------------------------------------|--------------|-----------|--------------------------------|------------------------------|
|             | Analista de programas informáticos | Investigador | Consultor | Ingeniero operador del proceso |                              |
| Aquasim     | X                                  | X            | -         | -                              | EAWAG                        |
| AS40        | -                                  | X            | X         | -                              | Aquasystem                   |
| Asim        | X                                  | X            | -         | -                              | EAWAG                        |
| Biowin      | -                                  | X            | X         | -                              | EnviroSim Associates Ltd.    |
| Capdetworks | X                                  | X            | X         | X                              | Hydromantis                  |
| Crispism    | -                                  | -            | -         | X                              | CEIT                         |
| Daisy       | -                                  | X            | X         | -                              | CEIT                         |
| Efor        | -                                  | X            | X         | -                              | EFOR Aps                     |
| GPS-X       | X                                  | X            | X         | X                              | Hydromantis                  |
| Simba       | -                                  | X            | X         | -                              | Otterpohl Wasserkonzepte GbR |
| Simstep     | -                                  | -            | -         | X                              | ?                            |
| Simworks    | -                                  | X            | X         | X                              | Hydromantis                  |
| SSSP        | -                                  | -            | X         | -                              | Prof. Grady                  |
| UCT         | -                                  | X            | X         | -                              | Prof. Ekama                  |

Las razón principal del empleo del GPS-X para la simulación de los métodos de diseño es la versatilidad de uso del programa, característica que permite la implementación de pre-tratamiento y tratamiento terciario de aguas residuales; además de utilizar las constantes cinéticas de los modelos ASM1, ASM2d y ASM3 establecidos por la IWA (Asociación Internacional de Agua).

### 6.3.1 GPS-X

Creado por Hydromantis, Inc., GPS-X es un programa diseñado específicamente para el modelado y simulación de las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales.

Las características principales del programa son:

- Modelo adaptable abierto (el usuario puede cambiar modelos, cambiar formas del interfaz y agregar los modelos nuevos).
- Módulo automático del análisis de sensibilidad de la fase en estado estacionario, del tiempo dinámico y del proceso dinámico de la fase.

- Optimización para los modelos de calibración del módulo (es decir: valoración del parámetro) y procesos óptimos.
- Módulo de valoración del proceso dinámico para la valoración de parámetros de tiempo variable usando datos en línea o históricos.

El programa es una herramienta de modelado de fines generales. Su interfaz está basada en los siguientes modelos:

- ASM1: Modelo de lodos activados #1, estándar internacional para transformaciones y eliminación de carbono-nitrógeno.
- ASM2d: Modelo de lodos activados #2d, que incluye la transformación de carbono, nitrógeno y el fósforo.
- ASM3: El modelo reciente de carbono-nitrógeno de la IWA Task Group.
- Mantis: versión Hydromantis de ASM1 que contiene una modificación que describe con precisión la desnitrificación aerobia.
- Twostepmantis: Variación en el modelo Mantis, con dos fases de la nitrificación.
- New General: ASM1 ampliado a la eliminación biológica de fósforo (modelo Dold publicado en 1997).
- Prefermenter: Modelo para la generación de ácidos grasos volátiles para los procesos de eliminación biológica de fósforo.

El GPS-X contribuirá a mejorar la calidad del diseño y la eficiencia operativa de la PTAR tanto si está diseñando un nuevo servicio, o la simulación de una instalación existente. El programa es un sofisticado simulador en pantalla con deslizadores, interruptores, y los controles que imitan el funcionamiento de cualquier planta. Dentro del GPS-X es necesario especificar las características del influente (por ejemplo, DQO, DBO, SST y NTK) junto con varios coeficientes estequiométricos para describir la relación entre la DBO y DQO (Takács, 2007). La calibración de herramientas ayuda a afinar cualquier planta modelo para describir con precisión el desempeño de la planta real.

El GPS-X nos permite:

- Determinar la capacidad máxima de las instalaciones existentes (incluyendo el pre-tratamiento y el tratamiento terciario).
- Minimizar los gastos de capital mediante la evaluación de los proyectos de las planta de tratamiento.
- Optimizar las plantas de tratamiento existentes por diferentes estrategias de control de las modificaciones del proceso.
- Ayudar en el diseño de nuevas plantas de tratamiento de aguas residuales.
- Evaluar múltiples escenarios de manera eficiente.

El programa es utilizado como herramienta de entrenamiento en el diseño de plantas de tratamiento, pero el uso del programa para la investigación ha rendido excelentes resultados como auxiliar en la simulación de los procesos de tratamiento de agua residual.

## Capítulo 7. Resultados y discusión

Para realizar la investigación se empleó como caso práctico el diseño de una nueva planta de tratamiento de lodos activados de La Piedad de Cabañas en el Estado de Michoacán, la cual recibirá las descargas de aguas residuales de la zona oriente del meandro del Río Lerma y de la zona de crecimiento poblacional localizada al suroeste del meandro.

### 7.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL.

La primera actividad realizada previa al análisis de caracterización del agua residual fue la identificación de la totalidad de las descargas en el Río Lerma en la Piedad Michoacán. En total se localizaron 33 descargas (*Figura 7.1*), las cuales son el resultado del drenaje de la zona urbana de La Piedad, de Santa Ana Pacueco, y de 35 comunidades aledañas. En la figura las descargas de color rosa son las que serán tratadas por la nueva PTAR y las de azul tendrán que ser mandadas a la PTAR ya existente para su tratamiento.

Después de la identificación de las descargas del Río Lerma se realizó un plan de muestreo de las descargas a tratar en la planta de tratamiento de lodos activados; tomando en cuenta el tipo de actividad realizada (por ejemplo doméstica, industrial, ganadera, etc.) en los predios que conforman las descargas. Los sitios de muestreo seleccionados para la investigación se nombran en la *Tabla 7.1*, y en la *Figura 7.2* se puede observar su localización. El muestreo de las descargas se llevó a cabo mediante los métodos establecidos en las Normas Oficiales Mexicanas, tomándose muestras compuestas para su análisis. Se obtuvieron los valores de los principales parámetros físicos, químicos y biológicos; así como los caudales correspondientes, los resultados se localizan en el Anexo A en la *Tablas A.1.1* y *A.1.2*. En la descarga del Colector Zináparo se realizó la corrección del caudal debido a la conexión del drenaje de las comunidades de la zona de crecimiento al colector. Las comunidades se enlistan en la *Tabla A.1.3* del Anexo A.

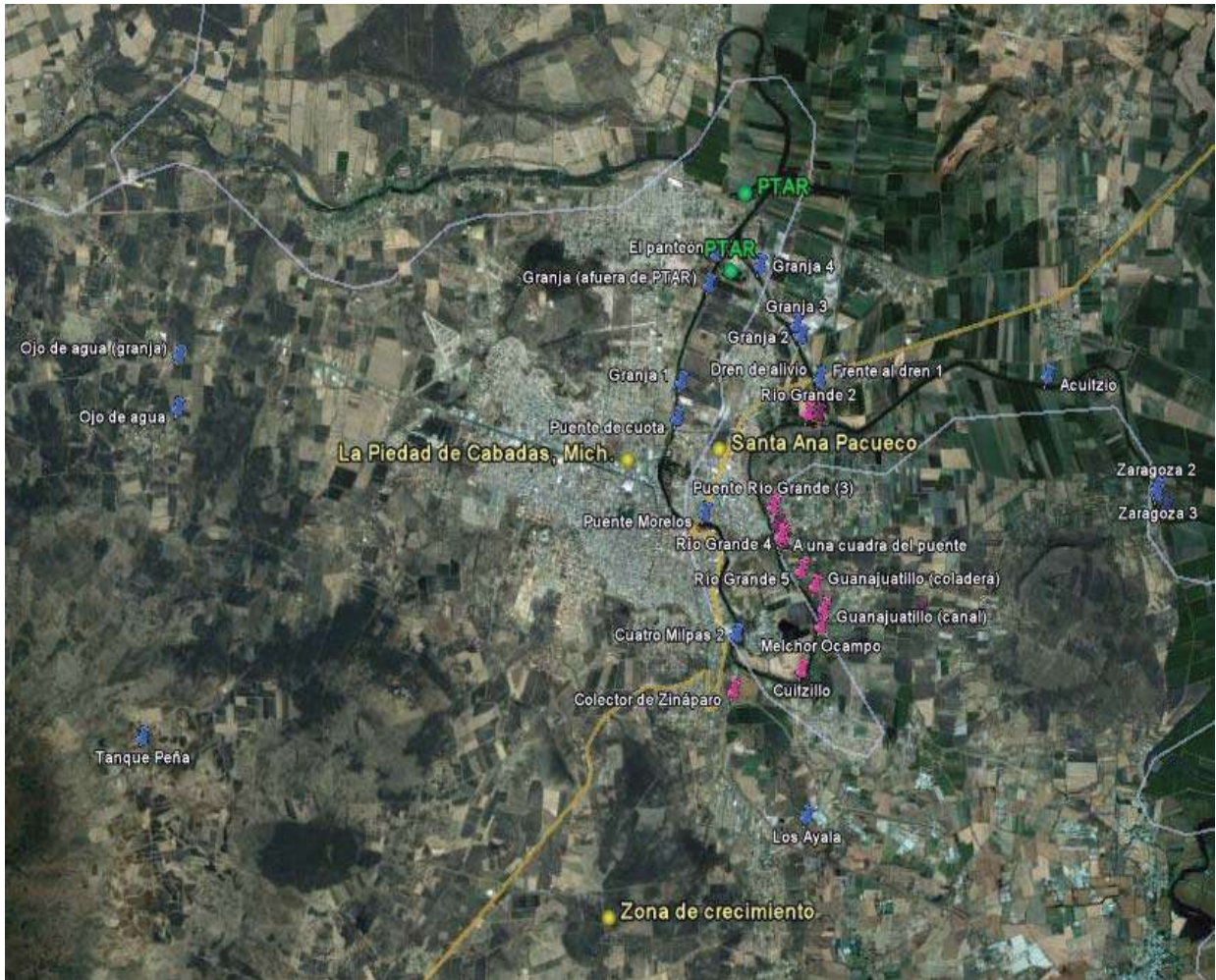
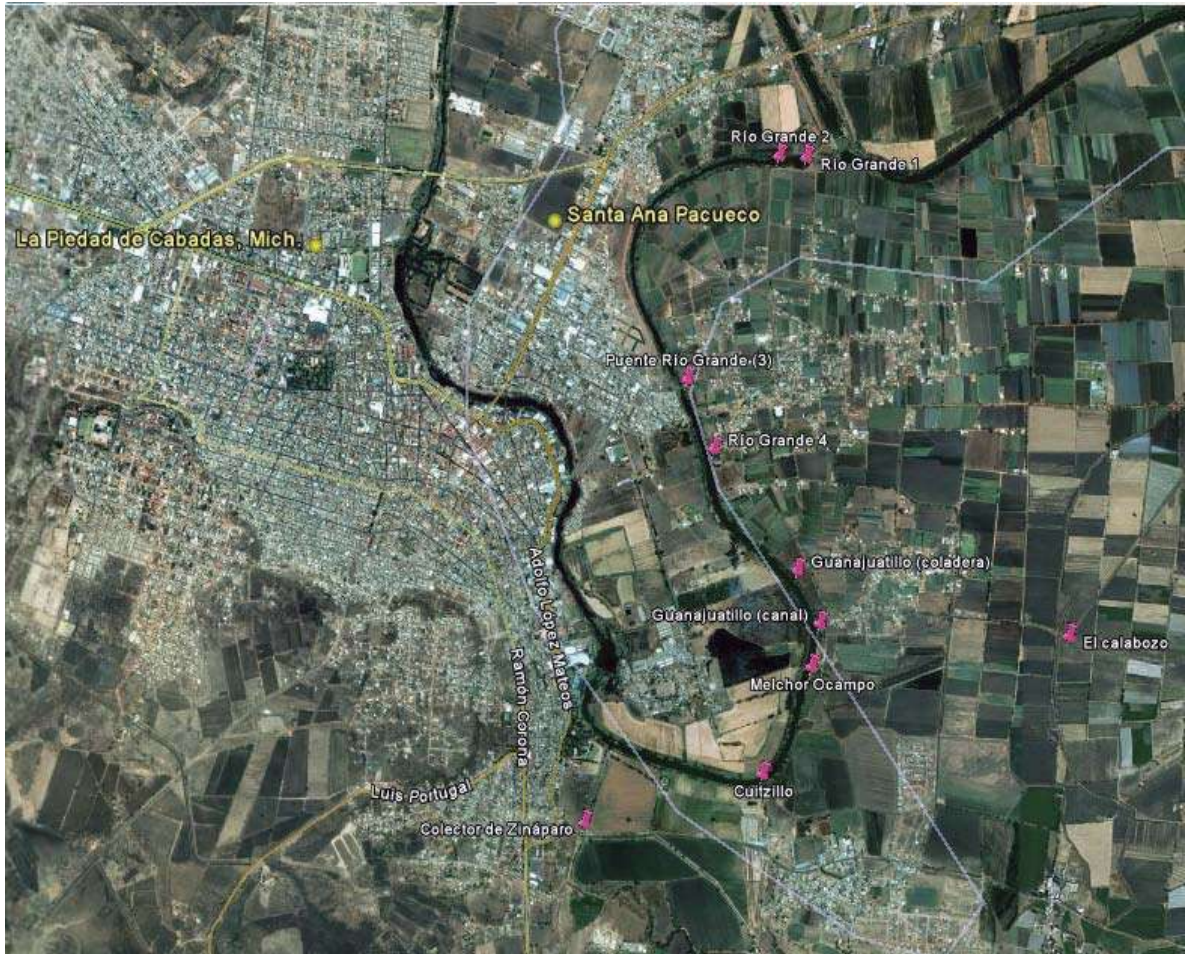


Figura 7.1 Localización de las descargas en el Río Lerma

Tabla 7.1. Sitios de muestreo caracterizados

| Descargas                | Coordenadas UTM (NAD 27) |             |
|--------------------------|--------------------------|-------------|
|                          | Longitud (W)             | Latitud (N) |
| Río Grande 1             | 812643                   | 2253208     |
| Río Grande 2             | 812495                   | 2253209     |
| Río Grande 3             | 812093                   | 2252149     |
| Río Grande 4             | 812185                   | 2251998     |
| Guanajuatillo (coladera) | 812819                   | 2251056     |
| Guanajuatillo (canal)    | 812644                   | 2251294     |
| El Calabozo              | 187494                   | 2251008     |
| Melchor Ocampo           | 812844                   | 2250823     |
| Cuitzillo                | 812558                   | 2250251     |
| Colector de Zináparo     | 811636                   | 2250001     |



**Figura 7.2** Localización de los sitios de muestreo

Al realizar un análisis del resultado de la caracterización de las descargas seleccionadas, se obtuvieron los principales parámetros de diseño de la planta de tratamiento (*Tabla 7.2*). Los valores de color rojo de la tabla exceden los límites de la NOM-001-SEMARNAT-1996 para protección de vida acuática. Se optó por el criterio de protección de vida acuática porque se pretende crear un corredor ecológico de andadores que aproveche la zona federal que aun no está invadida y que faciliten tanto el traslado peatonal, paseos y recorridos con lanchas y/o pequeñas embarcaciones, como parte del proyecto de saneamiento integral y sistémico del cauce del Río Lerma y la integración del mismo a la dinámica urbana de La Piedad, Michoacán y Santa Ana Pacueco, Guanajuato.

**Tablas 7.2** Parámetros de diseño obtenidos de la caracterización del agua residual

| Parámetro                     | Unidad        | Máximo  | Mínimo  | Medio    | NOM-001 |
|-------------------------------|---------------|---------|---------|----------|---------|
| Sólidos Sedimentables         | (mL/L)        | 5.000   | 0.200   | 2.000    | 1       |
| Sólidos Suspendidos Totales   | (mg/L)        | 290.000 | 84.450  | 171.870  | 40      |
| Sólidos Suspendidos Volátiles | (mg/L)        | 173.330 | 60.000  | 110.044  | -----   |
| Grasas y aceites              | (mg/L)        | 197.110 | 18.070  | 103.946  | 15      |
| Temperatura                   | (°C)          | 29.800  | 18.500  | 24.677   | 40      |
| Conductividad                 | (µs/cm)       | 38.100  | 4.300   | 15.239   | -----   |
| Nitrógeno Total Kjeldahl      | (mg/L)        | 96.470  | 12.260  | 57.192   | 15      |
| Nitrógeno amoniacal           | (mg/L)        | 78.080  | 9.290   | 41.287   | -----   |
| Fósforo                       | (mg/L)        | 18.330  | 3.910   | 12.202   | 10      |
| Fósforo soluble               | (mg/L)        | 15.570  | 4.970   | 12.025   | -----   |
| Cloruros                      | (mg/L)        | 256.820 | 22.180  | 95.240   | -----   |
| pH                            | unidad        | 8.680   | 7.230   | 7.808    | 5-10    |
| DBO <sub>5</sub> Total        | (mg/L)        | 385.860 | 139.060 | 269.025  | 30      |
| DBO <sub>5</sub> soluble      | (mg/L)        | 324.220 | 49.000  | 234.286  | -----   |
| DQO                           | (mg/L)        | 659.080 | 211.940 | 509.688  | -----   |
| Coliformes Totales            | (NMP/100mL)   | ≥ 2,400 | ≥ 2,400 | ≥ 2,400  | -----   |
| Coliformes Fecales            | (NMP/100mL)   | ≥ 2,400 | <3      | 1545.780 | 1000    |
| Huevos de Helminto            | (unidades/ L) | <1      | <1      | <1       | 1       |
| Caudal                        | L/s           | 55.3    | 16.6    | 33.2     |         |

Mayor que el límite máximo (NOM-001)

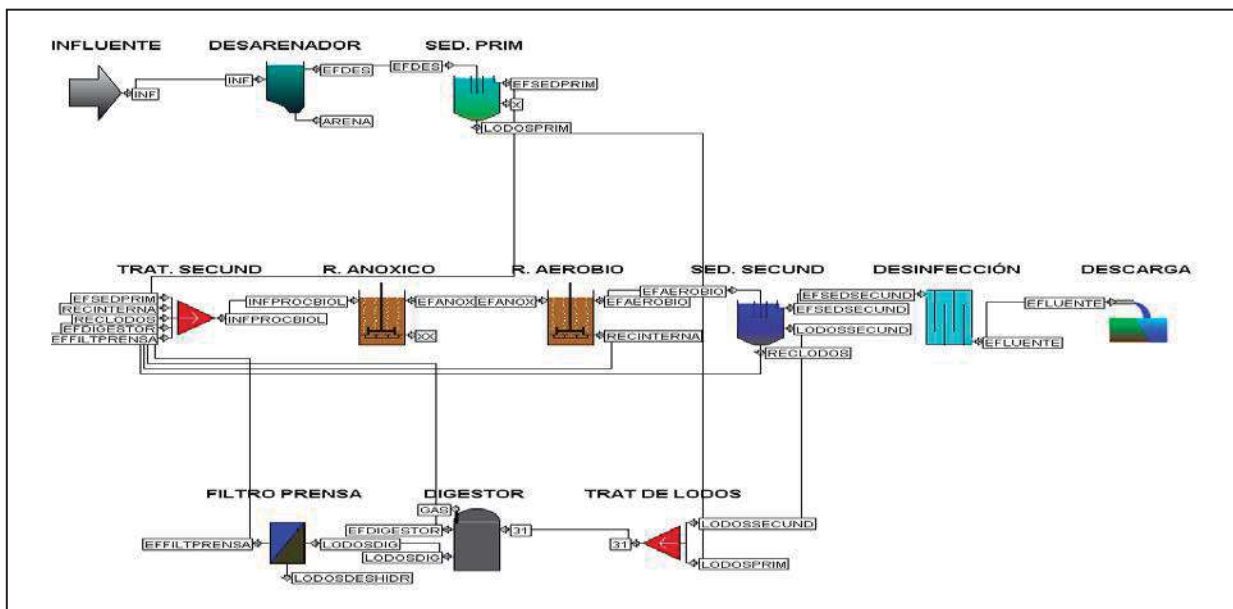
Es importante mencionar que no todos los parámetros de diseño fueron obtenidos por medio de la caracterización de las descargas, debido a la falta de recurso económico y al tiempo para desarrollar el proyecto. Por tal motivo el resto de los parámetros se obtuvo por medio del Influent Advisor (*Figura 7.3*); herramienta del GPS-X que permite obtener la caracterización del influente, para evitar errores de diseño y sobre todo errores en la simulación de la planta de tratamiento debido a la consistencia de las características del influente en el montaje del modelo.



## 7.2 DISEÑO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

Con base en la caracterización del agua residual, la PTAR consta del siguiente tren de tratamiento: pretratamiento (tamizado grueso, trampa de grasas y aceites y desarenador), tratamiento primario (sedimentador primario), tratamiento secundario (reactor anóxico, reactor aerobio y sedimentador secundario), desinfección (cloración) y tratamiento de lodos (digestor anaerobio, acondicionamiento químico y filtro prensa) (Figura 7.4). Las estructuras del tratamiento secundario (reactor anóxico y aerobio) de la PTAR se diseñaron para remover carbono y nitrógeno, debido a que las concentraciones exceden de manera considerable los límites de descarga establecidos por la norma. El fósforo por su parte también se encuentra por arriba del límite, aunque por ser una mínima diferencia, la síntesis celular, el pretratamiento y el tratamiento primario, se encargan de eliminar el excedente, por tal motivo no fue necesario hacer el diseño de una estructura (reactor anaerobio) para remoción del nutriente.

El diseño del tratamiento primario, secundario, desinfección y tratamiento de lodos es similar para los dos métodos y fue realizado en dos etapas considerando que actualmente no es necesario contar con la capacidad final para la cual fue diseñada la PTAR debido a la proyección de población en la zona de crecimiento de La Piedad. El caudal de diseño para cada etapa es de 27.65 l/s



**Figura 7.4** Diagrama de proceso de la PTAR de La Piedad, Michoacán; modelo empleado para la simulación en GPS-X

### 7.2.1. Pretratamiento

El diseño pretratamiento es similar para ambos métodos, consta de un canal de tamizado grueso, dos canales desarenadores, y el canal parshall para medición de caudal. Cabe mencionar que en el canal de tamizado grueso, posterior a las rejillas, se encuentran las trampas de grasas y aceites. La *Tabla 7.3* muestra las características generales de los canales antes mencionados.

**Tablas 7.3** Pretratamiento

| Tipo de canal   | Q <sub>Diseño</sub><br>(L/s) | No. de unidades | Área<br>(m <sup>2</sup> ) | Ancho<br>(m) | Profundidad<br>(m) | Longitud<br>(m) |
|-----------------|------------------------------|-----------------|---------------------------|--------------|--------------------|-----------------|
| Tamizado Grueso | 55.3                         | 1               | 0.093                     | 0.300        | 0.310              | 7               |
| Desarenador     | 55.3                         | 2               | 0.108                     | 0.300        | 0.360              | 23.963          |
| Parshall        | 55.3                         | 1               | 0.100                     | 0.400        | 0.250              | 3.5             |

El ancho de garganta del medidor Parshall es de 0.1524 m.

### 7.2.2. Tratamiento Primario

El tratamiento primario consta solamente de un sedimentador circular por etapa; con diámetro de 5.7 m, profundidad de 3.5 m y tiempo de retención hidráulico de 102 min. Teóricamente se podrá remover el 54.37% de los SST y el 32.75% de la DBO<sub>5</sub>.

### 7.2.3. Tratamiento Secundario

El tratamiento secundario consiste en dos tanques en serie seguidos del sedimentador secundario (proceso de Ludzack-Ettinger modificado) por etapa. El primer tanque (anóxico) recibe el agua procedente del tratamiento primario, de la recirculación de los lodos y el caudal de recirculación interna procedente del segundo tanque, en el cual todo el nitrógeno se encuentra en forma de nitratos. Este tanque se mantiene mezclado, pero sin suministro de oxígeno externo. En el segundo tanque (aerobio), se produce simultáneamente la degradación de la materia orgánica y la oxidación del nitrógeno a nitrato.

Los coeficientes cinéticos utilizados por ambos métodos se reportan en la *Tabla 7.4*. Es importante mencionar que para el método de van Haadel y van der Lubbe se emplearon los coeficientes del modelo ideal, nombrado así por los mismos autores.

**Tabla 7.4** Coeficientes cinéticos empleados para el diseño.

| Coeficiente        | Unidad de medida                     | Métodos de diseño |             |
|--------------------|--------------------------------------|-------------------|-------------|
|                    |                                      | Metcalf           | van Haandel |
| $\mu_m$            | g SSV/g SSV·d                        | 6                 | -----       |
| $\mu_{nm}$         | g SSV/g SSV·d                        | 0.68              | 0.73        |
| Y                  | g SSV/g DQO <sub>b</sub>             | 0.35              | 0.45        |
| $f_d$ (f)          | g SSV/g SSV                          | 0.12              | 0.20        |
| $k_d$ ( $b_n$ )    | g SSV/g SSV·d                        | 0.15              | 0.29        |
| $k_{dn}$ ( $b_n$ ) | g SSV/g SSV·d                        | 0.11              | 0.04        |
| $K_n$              | g N-NH <sub>4</sub> / m <sup>3</sup> | 0.85              | 0.89        |

La *Tabla 7.5* muestra el resultado del diseño del proceso secundario, incluyendo las características principales de los reactores y del sedimentador secundario, así como el porcentaje de recirculación necesario para la operación de la PTAR.

**Tabla 7.5** Principales características de las unidades de tratamiento secundario

| Unidad de tratamiento   | Parámetros  | Unidad de medida | Método de diseño |             |
|-------------------------|-------------|------------------|------------------|-------------|
|                         |             |                  | Metcalf          | van Haandel |
| Reactor Anóxico         | Volumen     | m <sup>3</sup>   | 448              | 625         |
|                         | TRH         | h                | 4.5              | 6.28        |
|                         | TRC         | d                | 9.22             | 12.5        |
|                         | R           | %                | 71               | 166         |
|                         | RI          | %                | 60               | 320         |
| Reactor Aerobio         | Volumen     | m <sup>3</sup>   | 1202             | 784         |
|                         | TRH         | h                | 12               | 7.87        |
|                         | TRC         | d                | 9.22             | 12.5        |
| Sedimentador Secundario | Volumen     | m <sup>3</sup>   | 148.5            | 220         |
|                         | Diámetro    | m                | 7.35             | 9           |
|                         | Profundidad | m                | 3.5              | 3.5         |

### 7.2.4 Desinfección

Como método de desinfección se va emplear la cloración. Siendo necesario el empleo de un tanque de contacto de cloro por etapa con una dosis de 8.94 mg/L de cloro. Los tanques tendrán una capacidad de 82.95 m<sup>3</sup>, con una profundidad de 1.6 m

por un ancho de 1.9 m y una longitud de 27.3 m. El diseño del tratamiento de desinfección es el mismo para ambos métodos.

### 7.2.5 Tratamiento de lodos

El tren de tratamiento de lodos, por etapa, consta de 2 digestores anaerobios, acondicionamiento químico y un filtro banda con la misma capacidad de tratamiento que los digestores. El acondicionamiento químico se realizara en la línea de conducción del digestor al filtro prensa. El diseño del digestor anaerobio se realizó por medio de los dos métodos empleados en el proyecto de investigación. La *Tabla 7.6* muestra las características de los tanques.

**Tabla 7.6** Digestor anaerobio

| Parámetros | Unidad de medida | Método de diseño |             |
|------------|------------------|------------------|-------------|
|            |                  | Metcalf          | van Haandel |
| Volumen    | m <sup>3</sup>   | 475.2            | 691         |
| TRC        | d                | 17.5             | 17.5        |

Los resultados anteriores muestran un resumen del diseño de las características principales de cada una de las estructuras de la planta de tratamiento de aguas residuales, la memoria de cálculo se localiza en el Anexo B.

### 7.3 SIMULACIÓN CON GPS-X

Una vez concluido el diseño por ambos métodos, se implemento diagrama de proceso en el simulador utilizando la base de datos carbono-nitrógeno (cnlib) y el modelo biológico ASM1 de la IWA con el fin de representar la degradación de la materia orgánica, la nitrificación y desnitrificación de los procesos de lodos activados; para poder simular y analizar bajo diferentes escenarios, el comportamiento de la PTAR.

El modelo ASM1 fue desarrollado por el grupo especializado en modelación de la IWA en 1987. El modelo utiliza la notación matricial (*Tabla 7.7*), que cuenta con:

- 13 componentes en total: 7 disueltos y 6 de partículas
- 9 procesos: 3 de crecimiento, 2 de decaimiento y 4 de hidrólisis.

Tabla 7.7 Modelo ASM1 en notación matricial

| Componentes, $\rightarrow$ 1<br>j. Procesos, $\downarrow$             | 1   | 2        | 3     | 4     | 5         | 6         | 7     | 8                     | 9                     | 10                | 11        | 12                  | 13         | Tasas de reacción, $P_i$<br>( $M L^{-3} T^{-1}$ )   |
|---|---|----------|-------|-------|-----------|-----------|-------|-----------------------|-----------------------|-------------------|-----------|---------------------|------------|---|
| Crecimiento aerobio de heterótrofos                                   | $S_1$   | $S_8$    | $X_3$ | $X_6$ | $X_{5,H}$ | $X_{6,A}$ | $X_7$ | $S_0$                 | $S_{9D}$              | $S_{10H}$         | $S_{11D}$ | $X_{12D}$           | $S_{13LE}$ | $\mu_{H,aer} \left[ \frac{S_0}{K_{0,H} + S_0} \right] \left[ \frac{S_8}{K_L + S_8} \right] X_{6,H}$   |
| Crecimiento anóxico de heterótrofos                                   |   | $-1/Y_H$ |       |       | 1         |           |       | $-(1-Y_H)/(Y_H)$      | $-(1-Y_H)/(2.86 Y_H)$ | $-i_{NH}$         |           |                     |            | $\mu_{H,aer} \left[ \frac{S_0}{K_{0,H} + S_0} \right] \left[ \frac{K_{0,H}}{K_{0,H} + S_0} \right] \left[ \frac{S_8}{K_L + S_8} \right] \eta_L X_{6,H}$   |
| Crecimiento aerobio de autótrofos                                     |   |          |       |       |           | 1         |       | $-(4.57 - Y_A)/(Y_A)$ | $1/Y_A$               | $-i_{NH}(-1/Y_A)$ |           |                     |            | $\mu_{A,aer} \left[ \frac{S_0}{K_{0,A} + S_0} \right] \left[ \frac{S_8}{K_M + S_8} \right] X_{6,A}$   |
| Decaimiento de heterótrofos   |   |          |       | $1-f$ | $-1$      |           | $f$   |                       |                       |                   |           | $i_{NH} - f i_{XP}$ |            | $b_H X_{6,H}$   |
| 1. Decaimiento de autótrofos  |   |          |       | $1-f$ |           | $-1$      | $f$   |                       |                       |                   |           | $i_{NH} - f i_{XP}$ |            | $b_A X_{6,A}$   |
| Amonificación de N orgánico soluble                                   |   | 1        |       |       |           |           |       |                       |                       | 1                 | $-1$      |                     |            | $k_d S_{ND} X_{B,H}$  |
| 2. Hidrólisis de los orgánicos embebidos                              |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     | $1/14$     | $k_d \frac{X_{7,H} X_{8,H}}{K_{7,H} + (X_{7,H}/X_{8,H})} \left[ \frac{S_0}{K_{0,H} + S_0} \right] + \eta_1 \left( \frac{K_{0,H}}{K_{0,H} + S_0} \right) \left( \frac{S_8}{K_M + S_8} \right) X_{6,H}$ |
| 3. Hidrólisis del Nitrog. orgánico embebido                           |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   | 1         | $-1$                | $-1$       | $\rho_7 (X_{ND}/X_{8,S})$   |
| Tasa de conversión Total (observada)                                  |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |
| <b>Parámetros estequiométricos</b>                                    | $r_{mass} = \sum Y_j P_j$   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |
| Rendimiento de los heterótrofos: $Y_H$                                | <p style="text-align: center;"><b>Componentes</b></p> <p><math>S_0</math>: oxígeno disuelto (DQO negativa), <math>M(DQO) L^{-3}</math><br/> <math>S_{9D}</math>: N en nitratos y nitritos, <math>M(N) L^{-3}</math><br/> <math>S_{10H}</math>: <math>N-NH_4 + N-NH_3</math>, <math>M(N) L^{-3}</math><br/> <math>S_{11D}</math>: N orgánico soluble biodegradable, <math>M(N) L^{-3}</math><br/> <math>X_{12D}</math>: N orgánico particulado biodegradable, <math>M(N) L^{-3}</math><br/> <math>S_{13LE}</math>: Alcalinidad; unidades molares</p> <p><math>S_1</math>: mat. orgánica inerte soluble, <math>M(DQO) L^{-3}</math><br/> <math>S_2</math>: mat. org. rápidamente biodegradable, <math>M(DQO) L^{-3}</math><br/> <math>S_3</math>: mat. org. inerte en forma particulada, <math>M(DQO) L^{-3}</math><br/> <math>S_4</math>: mat. org. lentamente biodegradable, <math>M(DQO) L^{-3}</math><br/> <math>S_5</math>: mat. org. biomasa heterótrofa activa, <math>M(DQO) L^{-3}</math><br/> <math>S_6</math>: biomasa autótrofa activa, <math>M(DQO) L^{-3}</math><br/> <math>S_7</math>: Productos particulados inertes procedentes del decaimiento, <math>M(DQO) L^{-3}</math></p> |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |
| Rendimiento de los autótrofos: $Y_A$                                  |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |
| Fración de biomasa que se transforma en productos inertes: $f$        |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |
| Masa de N por unidad de masa de biomasa en DQO: $\eta_L$              |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |
| Masa de N por unidad de masa de productos residuales en DQO: $\eta_1$ |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |
|   |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |
|   |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |
|   |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |
|   |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |
|   |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |
|   |   |          |       |       |           |           |       |                       |                       |                   |           |                     |            |   |

Dentro de los 13 componentes de la matriz los 7 primeros se relacionan con las sustancias carbonosas del agua y del lodo (medidos en DQO), 4 tienen que ver con los constituyentes nitrogenados y el resto con el oxígeno y la alcalinidad. El parámetro de alcalinidad no es esencial al modelo, es sólo una información adicional añadida para permitir detectar indirectamente los riesgos de cambio en el pH.

Primeramente la simulación de la PTAR se realizó en estado estacionario, con las condiciones de diseño de ambos métodos. Así se obtuvieron las eficiencias de remoción globales para los principales parámetros de salida (*Tabla 7.8*).

**Tabla 7.8** Eficiencias de remoción resultado de la simulación en GPS-X bajo condiciones de diseño de la PTAR

| Parámetros       | Eficiencias de remoción (%) |         | Concentración en el efluente (mg/L) |         |
|------------------|-----------------------------|---------|-------------------------------------|---------|
|                  | Metcalf                     | Haandel | Metcalf                             | Haandel |
| SST              | 83.2                        | 88.8    | 28.95                               | 19.23   |
| DBO <sub>5</sub> | 95.8                        | 97.4    | 11.16                               | 6.87    |
| DQO              | 73.4                        | 74.3    | 135.6                               | 130.8   |
| N <sub>T</sub>   | 77.5                        | 79.3    | 12.86                               | 11.84   |

Posteriormente se realizó una serie de simulaciones en estado estacionario, con un período de 120 días, bajo diferentes escenarios de operación (*Tabla 7.9*), que contemplan variaciones en el caudal, en las concentraciones de los contaminantes y en las condiciones de operación. Los escenarios representan entornos comunes de operación de la planta de tratamiento de aguas residuales, provocados por las variaciones climatológicas y por la actividad humana.

Para simular cada condición de los escenarios se dio un tiempo de operación de 40 días para garantizar al menos 4 tiempos de retención celular; tres para su estabilización y otro de operación. El resto de las variables que no se mencionan en cada una de las condiciones analizadas permanecen con los valores establecidos para la operación de la planta bajo condiciones de diseño.

Los escenarios simulados son:

A.- Variaciones de caudal.

B.- Arrastre de sedimentos.

C.- Variación en la concentración de materia orgánica proveniente de las descargas de los rastros.

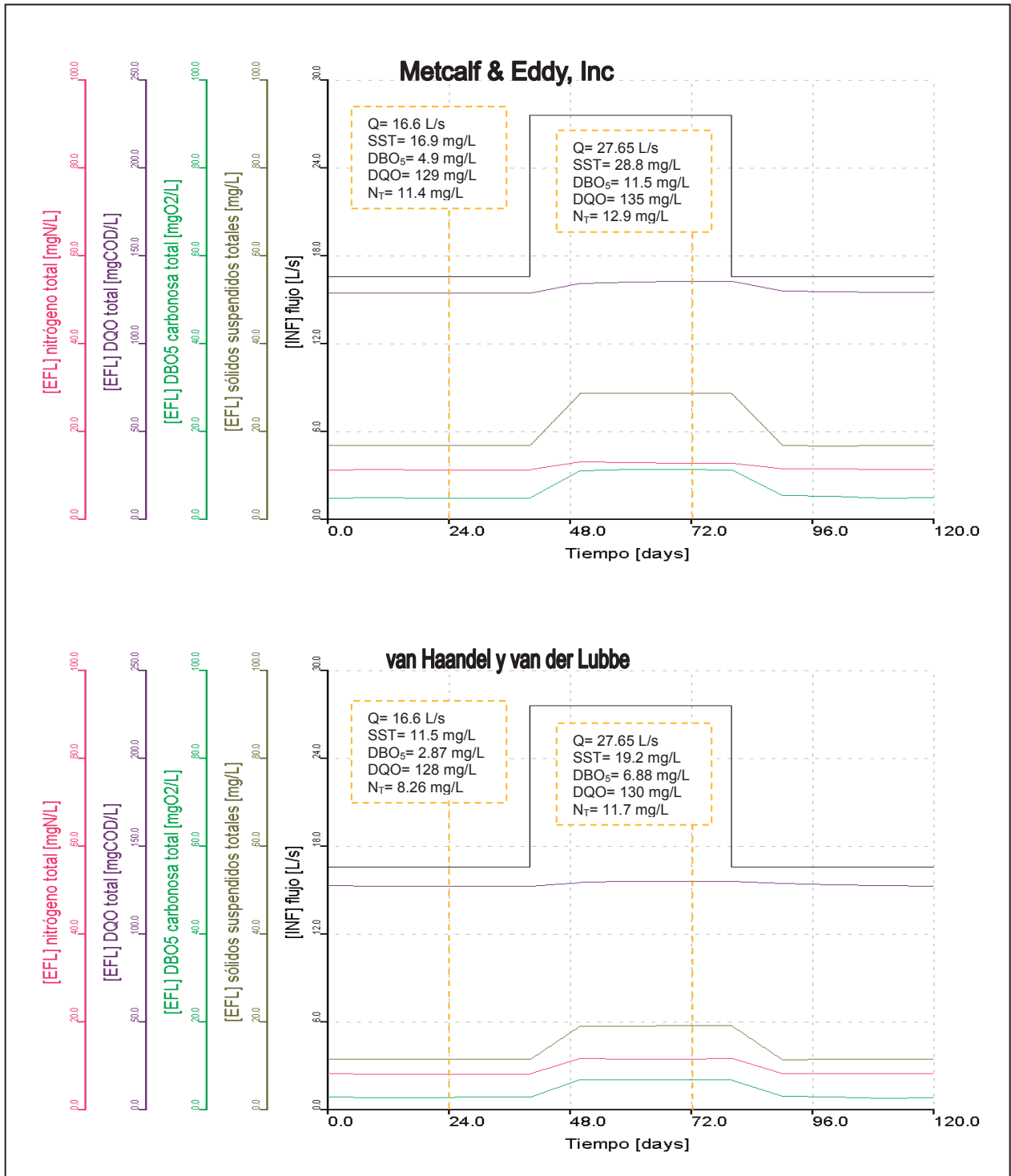
D.- Nutrientes provenientes de descargas al alcantarillado sanitario de productos agroindustriales.

E.- Posibles variaciones imputables a la operación misma de la planta de tratamiento de aguas residuales, sobre el flujo de aire hacia el reactor aerobio.

**Tabla 7.9** Escenarios de operación de la PTAR simulados en GPS-X

| Escenario de operación | Condición           |                           |
|------------------------|---------------------|---------------------------|
| A                      | Caudal              | 16.60                     |
|                        |                     | 27.65 L/s                 |
| B                      | SST                 | 171.87                    |
|                        |                     | 290.00 mg/L               |
|                        |                     | 171.87                    |
|                        |                     | 269.025 mg/L              |
| C                      | SST                 | 171.87                    |
|                        |                     | 269.025 mg/L              |
|                        |                     | 509.68                    |
|                        |                     | 290                       |
|                        |                     | 348.71 mg/L               |
|                        |                     | 659.08                    |
| D                      | NTK                 | 84.15                     |
|                        |                     | 112.13 mg/L               |
|                        |                     | 211.94                    |
|                        |                     | 57.19                     |
| E                      | Flujo de aire       | 96.47 mg/L                |
|                        |                     | 12.26                     |
|                        |                     | 8.89                      |
|                        |                     | 14.82 m <sup>3</sup> /min |
| Haandel                | m <sup>3</sup> /min | 7.36                      |
|                        |                     | 12.26                     |

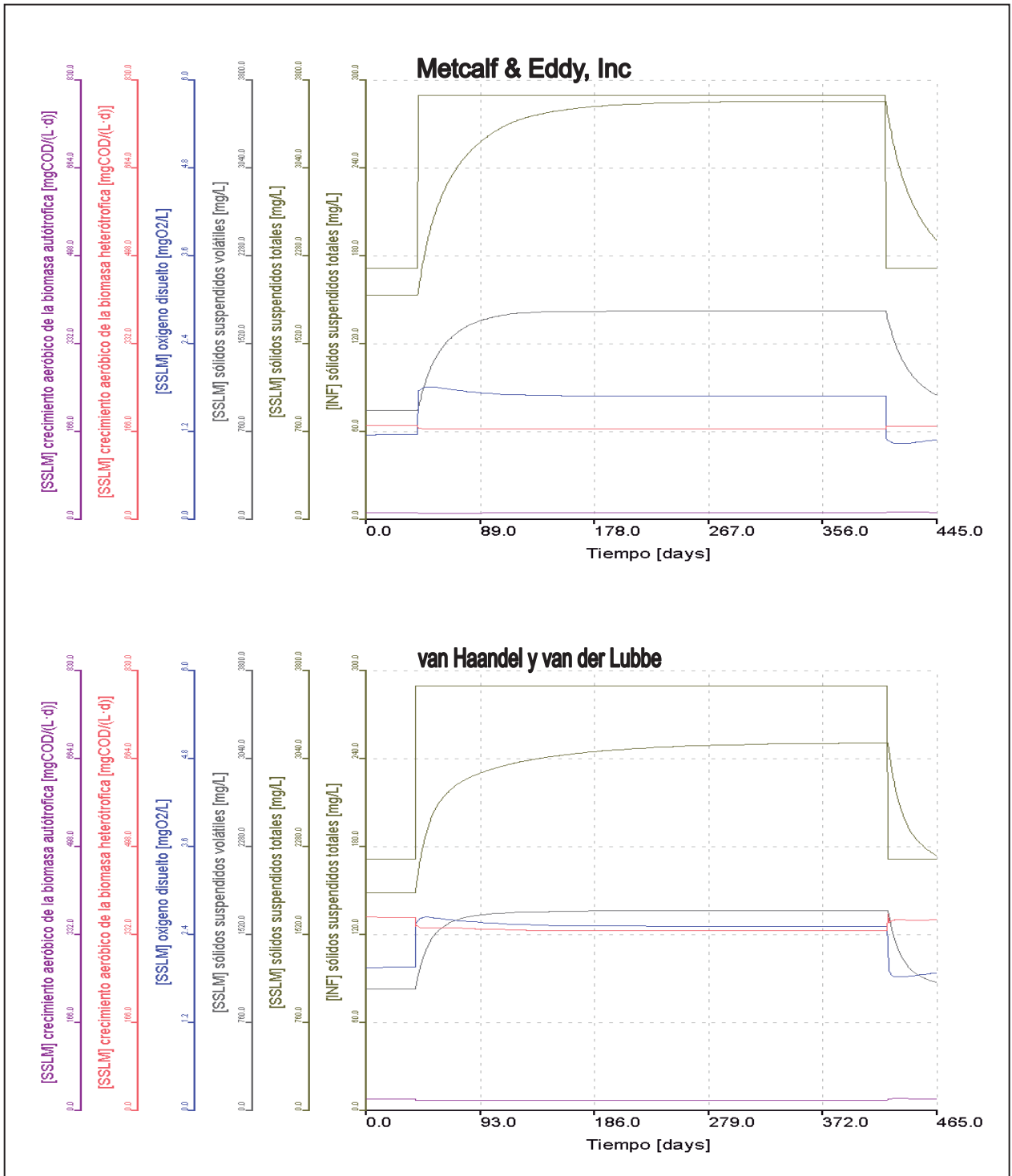
*Escenario A.-* La respuesta de la planta de tratamiento ante la condición de caudal medio y máximo presenta una mayor remoción de los principales parámetros ( $DBO_5$ , DQO, SST y  $N_T$ ) del efluente con el diseño de van Haandel (*Figura 7.5*), sobre todo en los SST y la  $DBO_5$ . En este escenario ambos diseños cumplen con los límites de descarga establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para protección de vida acuática, sin embargo, el efluente presenta mayores concentraciones de materia orgánica, debido a que al aumentar el caudal en la planta de tratamiento (caudal máximo), disminuye el tiempo de retención hidráulico, por lo tanto existe menor posibilidad de hidrólisis y degradación de la materia orgánica, en particular de compuestos más lentamente biodegradables, provocando este incremento de las concentraciones en el efluente.



**Figura 7.5** Concentraciones de las variables respuesta en el efluente, resultado de la simulación del escenario A en GPS-X.

*Escenario B.*- El análisis de este escenario se basa en la simulación de la variación entre la concentración media y máxima de SST en el influente, considerando que este incremento de material particulado podría corresponder a un incremento en el arrastre de sólidos. En este escenario no se analizó la condición de SST con concentración mínima debido a que el modelo considera que la materia orgánica inerte particulada inerte es inexistente, es decir que la materia orgánica medida como  $DBO_5$  resulta muy alta en relación con la concentración de SSV presentes en el influente, por lo tanto no es posible calibrar el modelo. Para este escenario fue necesario realizar la simulación de la PTAR durante más tiempo debido a que al aumentar la concentración de los SST en un 69% en el influente, la estabilización requiere un período de 365 días para Metcalf y 385 para Haandel, con una concentración de SSLM 45% y 27 % mayor a la de diseño (*Figuras 7.6 y 7.7*). Los SSLM presentan un incremento debido a que el sistema requeriría una mayor concentración de microorganismos para alcanzar la capacidad de hidrólisis y degradación de la materia orgánica particulada, dado que no se están modificando los tiempos de retención hidráulicos ni las tasas de recirculación ante esta situación. Se mantuvieron las condiciones iniciales de diseño para no incrementar las variables a analizar en cada escenario, sin embargo ante un caso real de incremento permanente de la concentración de sólidos en el influente seguramente sería necesario modificar las estructuras de pretratamiento, de tratamiento primario y ajustar las tasas de purga y recirculación de lodos.

Resultado de la simulación con ambas concentraciones, el diseño de la planta de tratamiento de lodos activados por medio de van Haandel da como resultado mejores eficiencias de remoción y un menor consumo de oxígeno en el reactor aerobio, mayor degradación de materia orgánica y nitrógeno en el sistema (*Figura 7.8*). En este escenario, al igual que el anterior el diseño de la planta de tratamiento por los dos métodos cumplen con los límites de descarga establecidos por la norma, aún bajo el escenario de que se incrementara la concentración de sólidos en el influente.



**Figura 7.6** Comportamiento de la biomasa en el reactor aerobio, resultado de la simulación del escenario B en GPS-X.

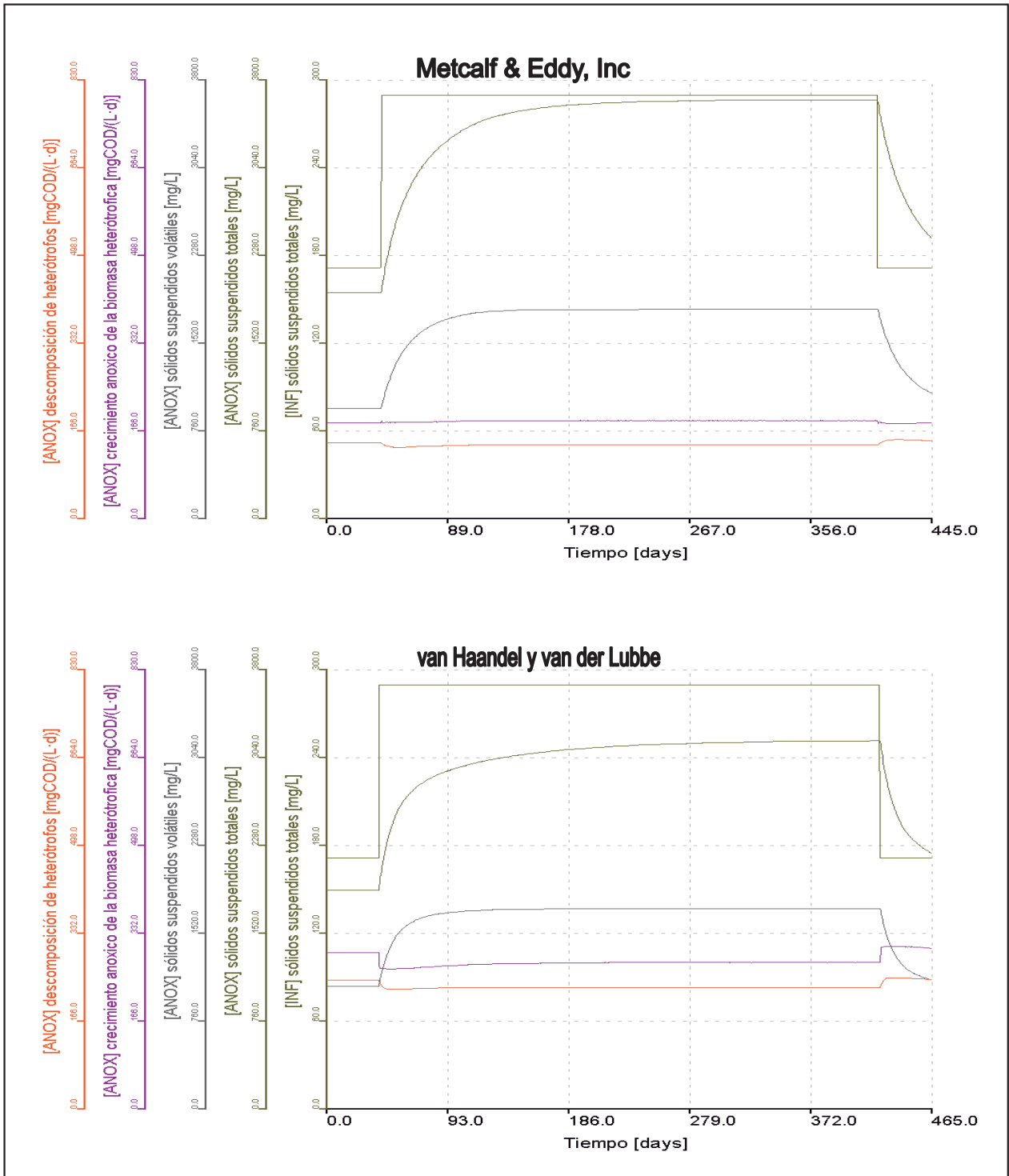
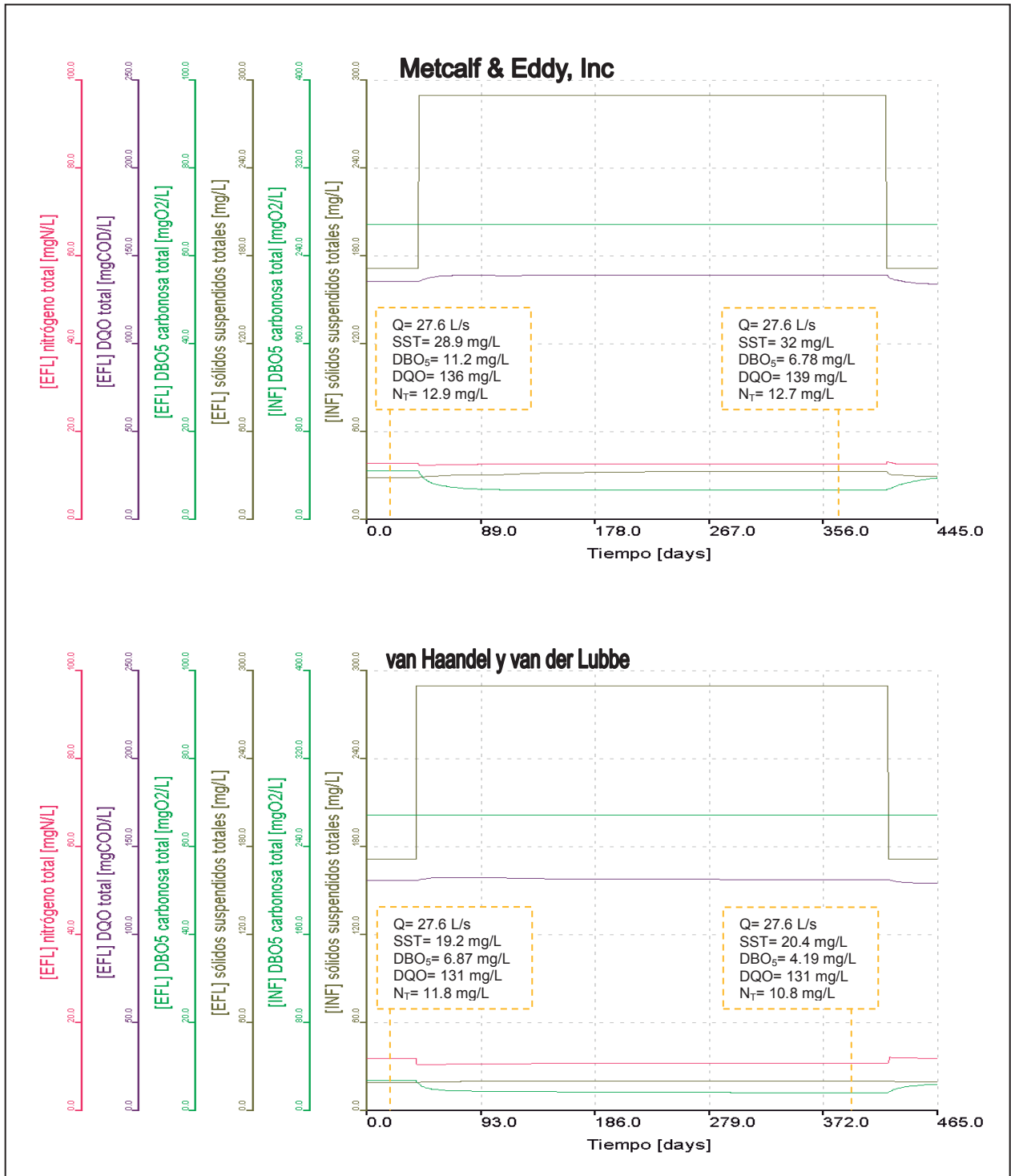


Figura 7.7 Comportamiento de la biomasa en el reactor anóxico, resultado de la simulación del escenario B en GPS-X.



**Figura 7.8** Concentraciones de las variables respuesta en el efluente, resultado de la simulación del escenario B en GPS-X.

*Escenario C.*- En el escenario C se simula el comportamiento del reactor considerando la variación de la concentración de los SST, la DBO<sub>5</sub> y la DQO del influente, escenario que podría presentarse en particular en condiciones de un incremento considerable de la materia orgánica proveniente de los rastros y procesadoras de alimentos. En este caso la PTAR diseñada por medio de van Haandel muestra, en la simulación, mejores eficiencias de remoción para las tres variables respuesta; SST, DBO<sub>5</sub> y DQO (*Figura 7.9*); en cambio, para el nitrógeno, el diseño por medio de Metcalf presenta una capacidad de remoción ligeramente superior a Haandel. El diseño de la planta de tratamiento por ambos métodos cumple con los límites máximos permisibles de descarga de los cuatro parámetros de salida en las condiciones de concentración media y máxima, en cambio para la condición de concentración mínima no se cumple con las concentraciones de nitrógeno total. El sistema no es capaz de remover el nitrógeno debido a que la relación DBO/NTK disminuye considerablemente, por lo tanto la asimilación de nitrógeno para las funciones anabólicas de los microorganismos se ve limitada por la cantidad de materia orgánica; consecuentemente disminuye la concentración de biomasa en el reactor aerobio, por lo tanto también disminuye la capacidad de nitrificación y de remoción del nitrógeno amoniacal.

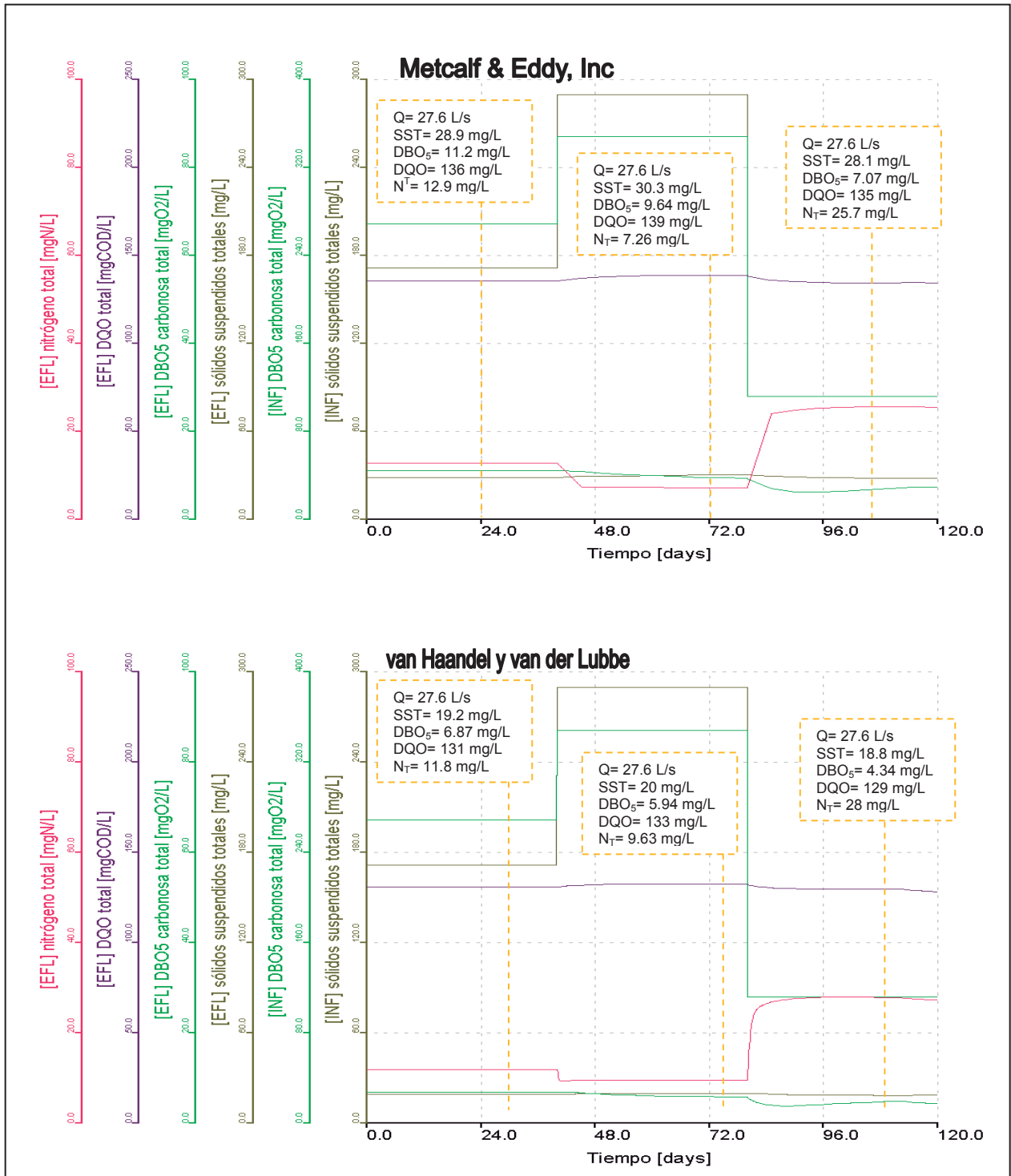


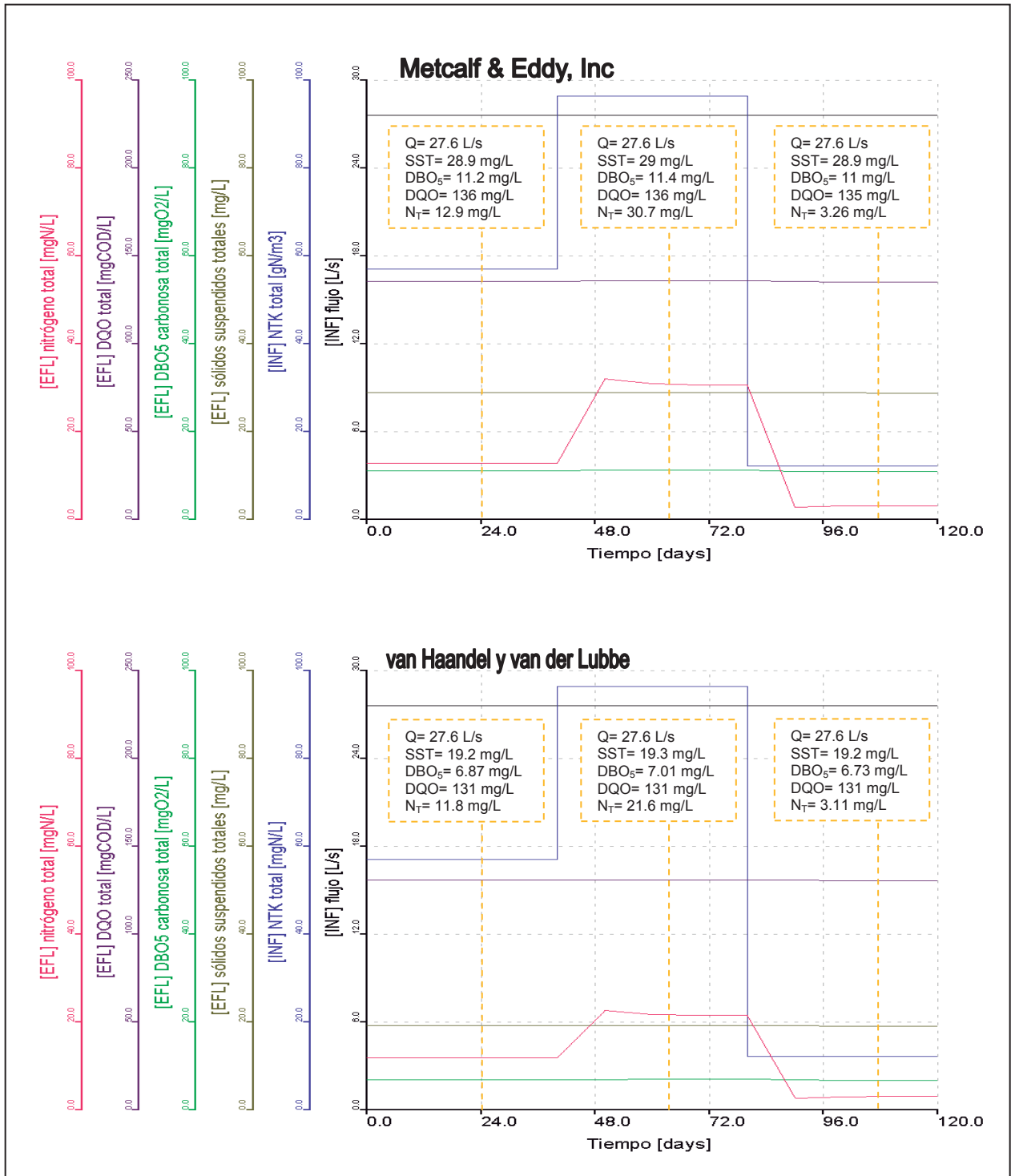
Figura 7.9 Concentraciones de las variables respuesta en el efluente, resultado de la simulación del escenario C en GPS-X.

*Escenario D.*- Se basa en la simulación de la variación de nitrógeno del influente, considerando las concentraciones media, máxima y mínima del NTK obtenidas de la caracterización de las aguas residuales. Esta variación en la concentración de nitrógeno podría ser consecuencia de incremento en las descargas de productos agroindustriales con compuestos nitrogenados.

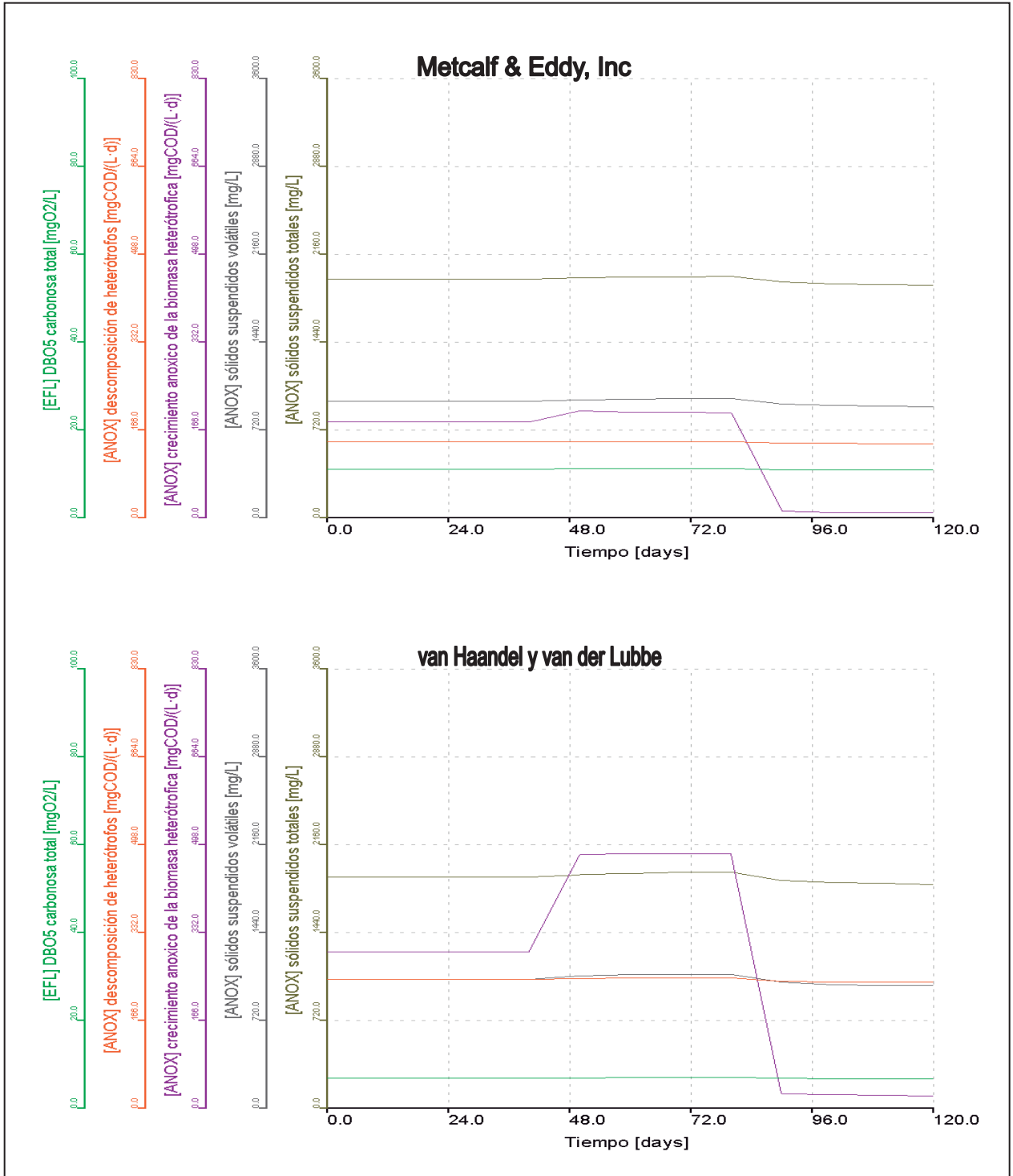
En la simulación de las PTAR para este escenario el método de Haandel dio como resultado mayores tasas de remoción para los cuatro parámetros de salida considerados (SST, DBO<sub>5</sub>, DQO y N<sub>T</sub>), (*Figura 7.10*). Sin embargo, se observa que ante el incremento del NTK en el influente la concentración de OD en el reactor aerobio disminuye hasta encontrarse prácticamente en condiciones anóxicas, con concentraciones de oxígeno disuelto cercanas a 0.4 mg/L, esto implica que el sistema llega a su capacidad máxima de nitrificación del nitrógeno amoniacal debido a la baja disponibilidad de oxígeno. Sin embargo ese consumo de oxígeno en la nitrificación no es suficiente para oxidar la cantidad de NTK presente en el reactor, por ello es que la concentración de N<sub>T</sub> en el efluente se incrementa considerablemente y rebasa los límites máximos permisibles en la normativa considerada.

También se puede observar que el crecimiento de la biomasa heterótrofa disminuye y aumenta el crecimiento de la biomasa autótrofa en el reactor aerobio, cuando las condiciones del reactor presentan una gran concentración de NTK, esto confirma en hecho de que en realidad el reactor aerobio, ante esta condición, opera más en condiciones anóxicas (*Figura 7.12*).

Finalmente hay que señalar que los dos métodos cumplen con los límites de descarga de los cuatro parámetros de salida en las condiciones de concentración media y mínima. Para la condición de concentración máxima, los métodos cumplen con la norma para tres de las cuatro variables (SST, DBO<sub>5</sub> y DQO).



**Figura 7.10** Concentraciones de las variables respuesta en el efluente, resultado de la simulación del escenario D en GPS-X.



**Figura 7.11** Comportamiento de la biomasa en el reactor anóxico, resultado de la simulación del escenario D en GPS-X.

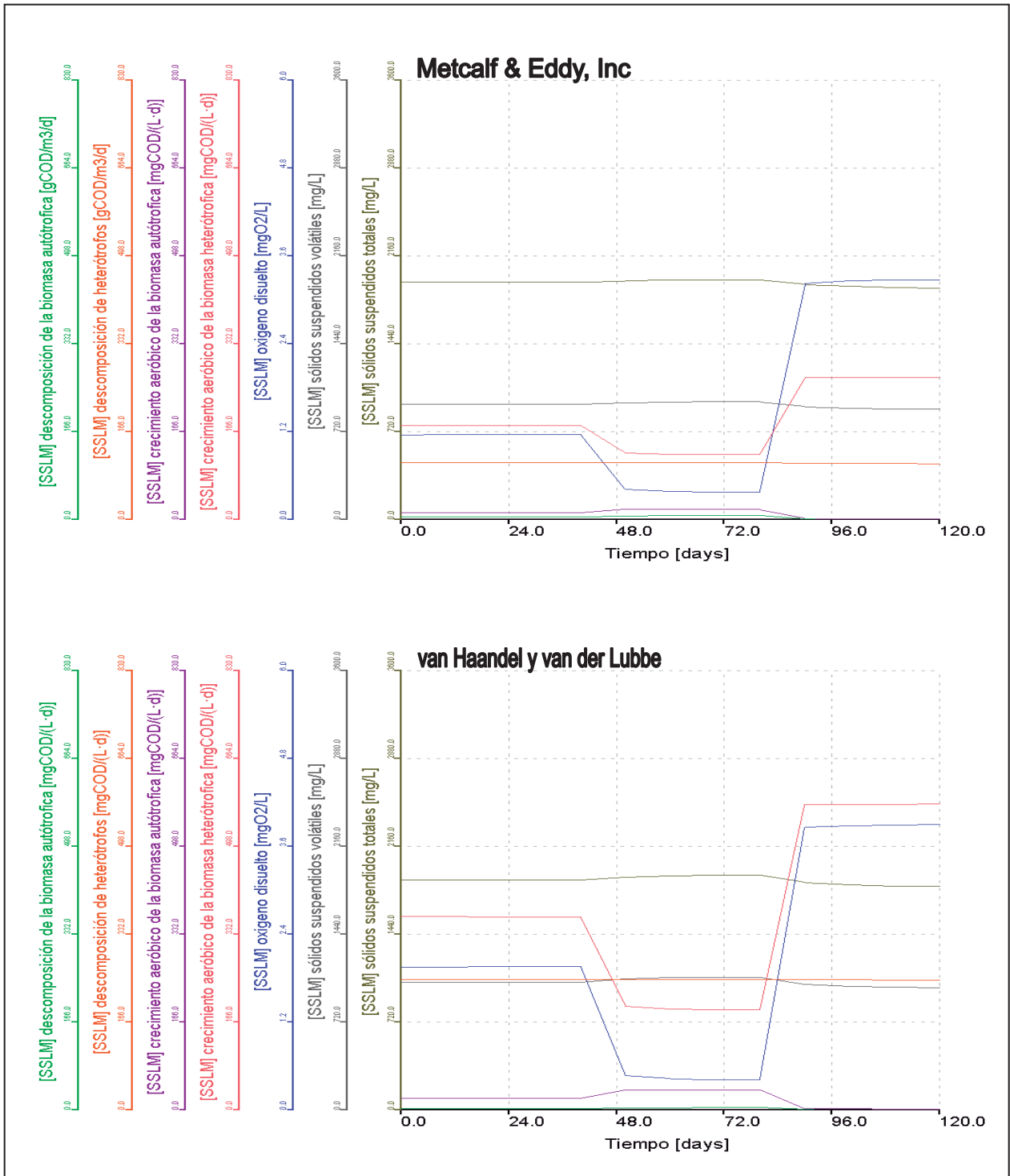
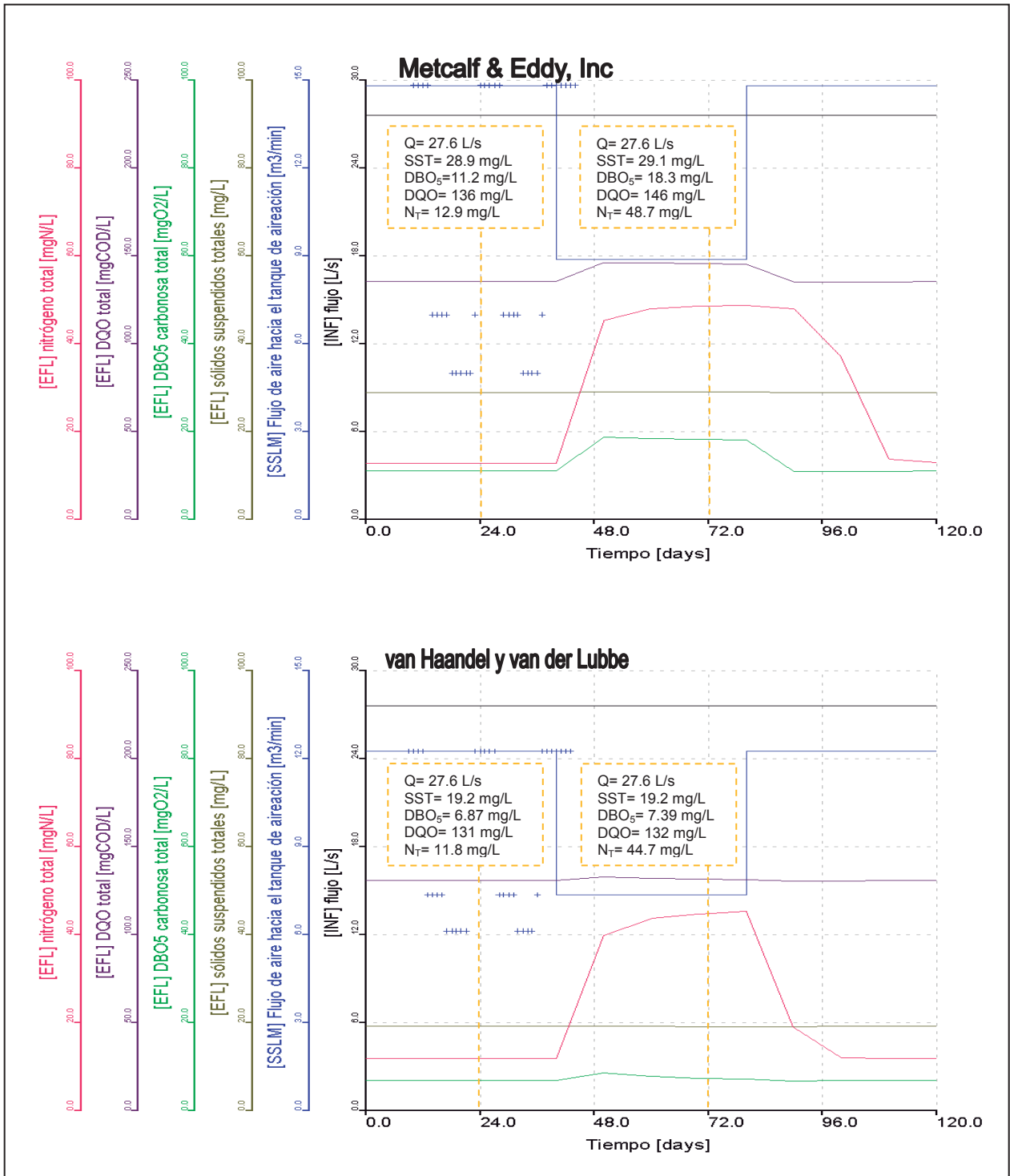


Figura 7.12 Comportamiento de la biomasa en el reactor aerobio, resultado de la simulación del escenario D en GPS-X.

*Escenario E.-* La simulación para esta condición se realizó considerando que el caudal del influente sería el máximo y se presentarían variaciones en el suministro de aire durante la operación de la PTAR. Primero se analizó la condición en la cual se estaría suministrando el flujo de aire suficiente para operar la planta con el caudal máximo, posteriormente se simuló la condición en la que se tuviera un flujo de aire menor al necesario para tratar el caudal máximo (i.e. el flujo de aire requerido para tratar el caudal medio).

Para el diseño de esta planta, la disminución del flujo de aire, pretendiendo el ahorro de energía o bien posibles fallas en el equipo de aireación; genera un aumento de la concentración de los parámetros de salida en el efluente (*Tabla C.1.1*) y ninguno de los métodos cumple con los límites máximos permisibles en la normatividad considerada (*Figura 7.13*). A pesar de que ninguno de los dos métodos cumple, el método de van Haandel presenta mejores eficiencias de remoción lo que implica que de cualquier manera permite reducir el consumo de aire y con esto los costos de operación de una PTAR.

Por otro lado también se puede observar que al limitar el oxígeno disponible, las bacterias tienen menor capacidad de oxidación tanto de la materia orgánica como del nitrógeno amoniacal esto se refleja en el incremento de la DQO y de  $N_T$  en el efluente (*Figura 7.13*).



**Figura 7.13** Concentraciones de las variables respuesta en el efluente, resultado de la simulación del escenario E en GPS-X.

**Tabla 7.10** Resultados de la simulación de los escenarios en GPS-X

| Escenario | Condición              | Parámetros analizados | Calidad del efluente (mg/L)         |                  | Eficiencias de remoción (%) |         |        |       |       |
|-----------|------------------------|-----------------------|-------------------------------------|------------------|-----------------------------|---------|--------|-------|-------|
|           |                        |                       | Metcalf                             | Haandel          | Metcalf                     | Haandel |        |       |       |
| A         | Caudal (L/s)           | 16.60                 | SST                                 | 16.90            | 11.50                       | 90.17   | 93.31  |       |       |
|           |                        |                       | DBO <sub>5</sub>                    | 4.90             | 2.87                        | 98.18   | 98.93  |       |       |
|           |                        |                       | DQO                                 | 129.00           | 128.00                      | 74.69   | 74.89  |       |       |
|           |                        | 27.65                 | N <sub>T</sub>                      | 11.40            | 8.26                        | 80.07   | 85.56  |       |       |
|           |                        |                       | SST                                 | 28.90            | 19.20                       | 83.18   | 88.83  |       |       |
|           |                        |                       | DBO <sub>5</sub>                    | 11.20            | 6.87                        | 95.84   | 97.45  |       |       |
| B         | SST (mg/L)             | 171.87                | DQO                                 | 136.00           | 131.00                      | 73.32   | 74.30  |       |       |
|           |                        |                       | N <sub>T</sub>                      | 12.90            | 11.80                       | 77.44   | 79.37  |       |       |
|           |                        |                       | SST                                 | 32.9             | 20.40                       | 88.65   | 92.96  |       |       |
|           |                        | 290.00                | DBO <sub>5</sub>                    | 6.78             | 4.19                        | 97.47   | 98.44  |       |       |
|           |                        |                       | DQO                                 | 139.00           | 131.00                      | 72.73   | 74.29  |       |       |
|           |                        |                       | N <sub>T</sub>                      | 12.70            | 10.80                       | 77.97   | 81.11  |       |       |
| C         |                        | (mg/L)                | SST                                 | 28.90            | 19.20                       | 83.18   | 88.83  |       |       |
|           |                        | SST                   | 171.87                              | DBO <sub>5</sub> | 11.20                       | 6.87    | 95.84  | 97.45 |       |
|           |                        | DBO <sub>5</sub>      | 269.025                             | DQO              | 136.00                      | 131.00  | 73.32  | 74.30 |       |
|           |                        | DQO                   | 509.68                              | N <sub>T</sub>   | 12.90                       | 11.80   | 77.44  | 79.37 |       |
|           |                        | (mg/L)                | SST                                 | 30.30            | 20.00                       | 89.55   | 93.10  |       |       |
|           |                        | SST                   | 290                                 | DBO <sub>5</sub> | 9.64                        | 5.94    | 97.24  | 98.30 |       |
|           |                        | DBO <sub>5</sub>      | 348.71                              | DQO              | 139.00                      | 133.00  | 78.91  | 79.82 |       |
|           |                        | DQO                   | 659.08                              | N <sub>T</sub>   | 7.26                        | 9.63    | 87.31  | 83.16 |       |
|           |                        | (mg/L)                | SST                                 | 28.10            | 18.80                       | 66.61   | 77.66  |       |       |
|           |                        | SST                   | 84.15                               | DBO <sub>5</sub> | 7.07                        | 4.34    | 93.69  | 96.13 |       |
|           |                        | DBO <sub>5</sub>      | 112.13                              | DQO              | 135.00                      | 129.00  | 36.30  | 39.13 |       |
|           |                        | DQO                   | 211.94                              | N <sub>T</sub>   | 25.70                       | 28.00   | 55.06  | 51.04 |       |
| D         | Nitrógeno total (mg/L) | 57.19                 | SST                                 | 28.90            | 19.20                       | 83.18   | 88.83  |       |       |
|           |                        |                       | DBO <sub>5</sub>                    | 11.20            | 6.87                        | 95.84   | 97.45  |       |       |
|           |                        |                       | DQO                                 | 136.00           | 131.00                      | 73.32   | 74.30  |       |       |
|           |                        | 96.47                 | N <sub>T</sub>                      | 12.90            | 11.80                       | 77.44   | 79.37  |       |       |
|           |                        |                       | SST                                 | 29.00            | 19.30                       | 83.18   | 88.77  |       |       |
|           |                        |                       | DBO <sub>5</sub>                    | 11.40            | 7.01                        | 95.76   | 97.39  |       |       |
|           |                        | 12.26                 | DQO                                 | 136.00           | 131.00                      | 73.32   | 74.30  |       |       |
|           |                        |                       | N <sub>T</sub>                      | 30.70            | 21.6                        | 68.18   | 77.61  |       |       |
|           |                        |                       | SST                                 | 28.90            | 19.2                        | 63.18   | 88.83  |       |       |
|           |                        | E                     | Flujo de aire (m <sup>3</sup> /min) | 14.82            | DBO <sub>5</sub>            | 11.00   | 6.73   | 95.91 | 97.50 |
|           |                        |                       |                                     |                  | DQO                         | 135.00  | 131.00 | 73.51 | 74.30 |
|           |                        |                       |                                     |                  | N <sub>T</sub>              | 3.26    | 3.11   | 73.41 | 74.63 |
| 12.29     | SST                    |                       |                                     | 28.90            | 19.20                       | 83.18   | 88.83  |       |       |
|           | DBO <sub>5</sub>       |                       |                                     | 11.20            | 6.87                        | 95.84   | 97.45  |       |       |
|           | DQO                    |                       |                                     | 136.00           | 131.00                      | 73.32   | 74.30  |       |       |
| 8.89      | N <sub>T</sub>         |                       |                                     | 12.90            | 11.80                       | 77.44   | 79.37  |       |       |
|           | SST                    |                       |                                     | 29.10            | 19.20                       | 83.07   | 88.83  |       |       |
|           | DBO <sub>5</sub>       |                       |                                     | 18.30            | 7.39                        | 93.20   | 97.25  |       |       |
| 7.36      | DQO                    |                       |                                     | 126.00           | 132.00                      | 71.35   | 74.10  |       |       |
|           | N <sub>T</sub>         |                       |                                     | 48.70            | 44.70                       | 14.85   | 21.84  |       |       |

### 7.3.1 Resumen de Resultados

El resultado de la simulación para un periodo de 120 días, muestra que el método de van Haandel presenta mejores eficiencias de remoción tanto en las condiciones de diseño, como en la operación bajo los diferentes escenarios analizados (*Tabla 7.10*). Es importante mencionar que en dos de los escenarios de operación (A y B), a los que fue sometida la planta de tratamiento, los métodos cumplen con los límites de descarga para protección de vida acuática establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996. En los otros tres escenarios (C, D y E) ambas PTAR cumplen con los límites máximos permisibles en el caso de SST, DBO<sub>5</sub> y DQO, en cambio el nitrógeno total, se encuentra por arriba del límite establecido en la situación más desfavorable de las analizadas; es decir para la condición que presenta las concentraciones mínimas de SST, DBO<sub>5</sub> y DQO en el influente para el C; la condición que presenta la concentración máxima de NTK en el influente para el escenario D y la condición de flujo de aire menor para el escenario E. Sin embargo, no se podría que las condiciones en las cuales los efluentes no cumplen con los parámetros establecidos fallan por deficiencias del diseño, estas fallas se presentan más bien por los desequilibrios en las concentraciones de los parámetros del influente ocasionados por las condiciones consideradas en esos escenarios.

Por otro lado se puede observar que el método de Metcalf, para este diseño, requiere menores tasas de recirculación, esto implica menor gasto de energía (*Tabla 7.5*). En contraparte el reactor aerobio del método de Metcalf resulta prácticamente del doble del volumen que el reactor aerobio del método de Haandel. Un reactor más pequeño requiere menor cantidad de oxígeno, tomando en cuenta que la concentración de biomasa es prácticamente la misma, por lo tanto va a tener menor consumo de energía para la aireación del reactor. Es importante tomar en cuenta, además de las eficiencias de remoción, las posibles implicaciones en el consumo de energía de una planta de tratamiento de aguas residuales, debido a que muchas veces este consumo de energía resulta limitante para su operación.

## Capítulo 8. Conclusiones

El objetivo de este trabajo era comparar el comportamiento de una planta de tratamiento de aguas residuales diseñada por dos métodos diferentes. Se utilizó como caso de estudio la PTAR de La Piedad de Cabadas, Michoacán y después de haber diseñado la Planta se realizó una simulación mediante el software GPS-X usando el modelo ASM1. Los resultados muestran que la planta de tratamiento de aguas residuales diseñada por el método de Haandel alcanza mayores eficiencias de remoción que la planta diseñada por el método de Metcalf, tanto en las condiciones de diseño, como bajo los diferentes escenarios de operación analizados.

El método Haandel se centra en un análisis más detallado del proceso biológico, incorporando valores de coeficientes cinéticos que están soportados por investigaciones más actuales sobre el comportamiento de la biomasa en el reactor. Por lo tanto se concluye que resulta importante considerar y analizar nuevos métodos de diseño que permitan optimizar la eficiencia de las PTAR para ofrecer mayor capacidad de remoción de contaminantes con bajos costos de inversión y operación.

Aún cuando el método de Haandel alcanza mayores eficiencias de remoción, sin embargo los resultados muestran que para este método se requieren mayores tasas de recirculación, lo cual implica mayores costos de operación por el consumo de energía. Con base en estos resultados se concluye que no es suficiente el análisis de las eficiencias de remoción para considerar que un método de diseño resulta mejor que otro, también es necesario analizar los gastos de operación y en particular el consumo de energía de una PTAR para poder seleccionar el mejor método de diseño.

La PTAR diseñada por el método de Haandel muestra que esta planta tiene más flexibilidad de operación y alcance mayores remociones y efluentes de mayor calidad, que contribuyan a la protección del medio ambiente y al control de la contaminación. Esta característica se le atribuye a que su diseño está basado en consideraciones más

precisas sobre el comportamiento biológico del reactor, por lo que otra conclusión de este trabajo es que se debe trabajar más en el estudio de estos parámetros cinéticos en las PTAR, de modo que podamos tener diseños más acordes a las condiciones de operación y el tipo de aguas residuales que se generan en nuestro país.

Por último, también se concluye que las herramientas de modelación y simulación, que son poco usados en nuestro país, ayudan a tomar mejores decisiones, así como también a optimizar los diseños de las plantas de tratamiento de aguas residuales con bajos costos de inversión y sin necesidad de hacer modificaciones ni en la configuración ni en la operación de las plantas, por lo tanto es una herramienta que debiera ser más usada tanto por diseñadores como por operadores de PTAR en nuestro país. Sería importante trabajar en la modelación, simulación y calibración de los modelos de las plantas ya existentes para proporcionar más herramientas a los tomadores de decisiones sobre las mejores estrategias de saneamiento del agua residual en México.

## Capítulo 9. Referencias

Avçoglu, E., Karahan-Gul, O. y Orhon, D. (2003). **Estimation of Stoichiometric and Kinetic Coefficients of ASM3 under Aerobic and Anoxic Conditions via Respirometry.** *Water Science and Technology* 48 (8):185-194.

Bakerck, P.L. y Dold, P.L. (1997). **General Model for Biological Nutrient Removal in Activated Sludge Systems: Model Presentatio.** *Water Enviroment Research* 69 (5):969-984.

Beck, M. B. (1999). **Coping with ever larger problems, models, and data bases.** *Water Science and Technology* 39 (4):1-11.

Cervantes-Carrillo, F., Pérez, J. y Gómez, J. (2000). **Avances en la Eliminación Biológica de Nitrógeno en las Aguas Residuales.** *Revista Latinoamericana de microbiología* 2000 (42): 73-82.

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), (2004). **Evaluación física, química y biológica del río Lerma (Meandro), a la altura de la Cd. de La Piedad, entre los estados de Guanajuato y Michoacán.** IPN. México.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), (2010). **Estadísticas del Agua en México.** SEMARNAT. México. 250 pp.

Fair-Maskew, G., Geyer-Charles, J. y Okun-Alexander, D. (2005). **Diseño de Sistemas de Tratamiento Biológico.** Primera edición, Limusa En: Purificación de Aguas, y Tratamiento y Remoción de Aguas Residuales Volumen 2. México. 35: 567-609 pp.

Fall, C. y Loaiza-Navía, J. (2008). **Calibración hidráulica a escala real de un reactor de lodos activados.** *Ingeniería Hidráulica en México* 23 (2): 123-133.

Fall C. y Loaiza-Navía J. (2009). **Full activated sludge model no. 1 calibration experience at a medium-size WWTP in Mexico.** *Water Science and Technology* 60 (12):3069-3082.

Flores, X., Bonmatí, A., Poch., M y Rodriguez-Roda, I. (2005). **Selection of the Activated Sludge Configuration during the Conceptual Design of Activated Sludge Plants Using Multicriteria Analysis.** *Industrial & Engineering Chemistry Research* 44 (10): 3556-3566.

Ginestet, P., Maisonnier, A. y Spérandio, M. (2002). **Wastewater COD characterization: biodegradability of physico-chemical fractions.** *Water Science and Technology* 45 (6): 89-87.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T. y Van Loosdrecht, M. V. (2002). **Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3.** IWA Publishing En: IAWQ scientific and technical report N° 9.Londres. 130 pp.

Hydromantis, Inc. (2005).**GPS-X Technical Reference.**

[http://www.hydromantis.com/pdfs/GPSX/GPSX\\_Quick\\_Intro\\_Guide.pdf](http://www.hydromantis.com/pdfs/GPSX/GPSX_Quick_Intro_Guide.pdf)

(Accesada en enero del 2009)

Langergraber, G., Rieger, L., Winkler, S., Alex, J., Wiese, J., Owerdieck, C., Ahnert, M., Simon, J. y Maurer, M. (2004). **A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants.** *Water Science and Technology* 50 (7): 131-138.

Loaiza-Navia, J., Fall, C. (2010). **Modelación del proceso de lodos activados en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Noroeste, Apodaca, N.L.** *CIENCIA UANL* 8 (1):47-54.

Metcalf & Eddy (2003). **Wastewater Engineering Treatment and Reuse.** Cuarta Edición, Mc-Graw Hill. Nueva York. 1819 pp.

Nagl, M., Westfechtel, B.y Schneider, R. (2002). **Tool support for the management of the design processes in chemical engineering.** *Computers & Chemical Engineering* 27 (2): 175-197.

NMX- AA004-SCFI-2001. **Norma Mexicana para la determinación de sólidos sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.** Diario oficial de la federación.

NMX- AA005-SCFI-2001. **Norma Mexicana para la determinación grasas y aceites recuperables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.** Diario oficial de la federación.

NMX- AA007-SCFI-2001. **Norma Mexicana para la determinación de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.** Diario oficial de la federación.

NMX- AA008-SCFI-2000. **Norma Mexicana para la determinación del pH.** Diario oficial de la federación.

NMX- AA026-SCFI-2001. **Norma Mexicana para la determinación de nitrógeno total kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.** Diario oficial de la federación.

NMX-AA-028-SCFI-2001. **Norma Mexicana que determina la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>) en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.** Diario oficial de la federación.

NMX- AA029-SCFI-2001. **Norma Mexicana para la determinación de fósforo en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.** Diario oficial de la federación.

NMX-AA-030-SCFI-2001. **Norma Mexicana para la Demanda Química de Oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.** Diario oficial de la federación.

NMX- AA034-SCFI-2001. **Norma Mexicana para la determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.** Diario oficial de la federación.

NMX- AA042. **Norma Mexicana para la determinación del número más probable de coliformes totales y fecales.** Diario oficial de la federación.

NMX- AA073-SCFI-2001. **Norma Mexicana para la determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.** Diario oficial de la federación.

NMX- AA093-SCFI-2001. **Norma Mexicana para la determinación de la conductividad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.** Diario oficial de la federación.

NOM-001-SEMARNAT-1996. **Norma Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.** Diario oficial de la federación.

Nuhoglu, A., Keskinler, B. y Yildiz, E. (2004). **Mathematical modelling of the activated sludge process—the Erzincan case.** *Process Biochemistry* 40 (2005): 2467–2473.

Podsechin, V., Tejakusuma, I., Schernewski, G. y Pejrup, M. (2006). **On parameters estimation in dynamic model of suspend sediments.** *Journal of Hydrology* 318 (1-4): 17-23.

Ramalho, R. S. (1996). **Tratamiento de Aguas Residuales.** Editorial Reverté. México. 705 pp.

Reichert, P. (1994). **AQUASIM – A tool for simulation and data analysis of aquatic systems.** *Water Science and Technology* 30 (2): 21-30.

Reichert, P. (2006). **A standard interface between simulation programs and systems analysis software.** *Water Science & Technology* 53 (1): 267-275.

Rodriguez-Roda, I., Poch, M. y Bañares-Alcántara, R. (2000). **Conceptual design of wastewater treatment plants using a design support system.** *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 75 (1): 73-81.

Sötemann, S. W., Wentzel, M. C. y Ekama, G. A. (2006). **Mass balance-based plant-wide wastewater treatment plant models- part 4: Aerobic digestion of primary and waste activated sludges.** *Water Science and Technology* 32 (3): 297-306.

Sun, P., Wang, R. y Fang, Z. (2009). **Fully coupled activated sludge model (FCASM): Model development.** *Bioresource Technology* 100 (2009): 4632–4641.

Takács, I., Dudley, J. y Snowling, S. (2007). **A CLOSER LOOK AT THE DANGERS OF UNCALIBRATED SIMULATORS.** *Water Environment Federation* 21(11): 1476-1486.

Tchobanoglous, G. y Crites, R. (2000). **Sistema de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados.** Editorial McGraw-Hill, Vol.1 Colombia. 343 pp.

Vanrolleghem, P. A. y Jeppsson, U. (1994). **Simulators for Modelling of WWTP.** Cost 682 Environment En: Report 1992-95. Gent, Bélgica. 8:69-80 pp.

Van Haandel, A. y Marais, G. (1981). **Nitrification and Denitrification Kinetics in the Activated Sludge Process.** Res. Rep. no.W41, Dep. Civ. Eng., University of Cape Town, South Africa.

Van Haandel, A. y Van der Lubbe, J. (2007). **Handbook Biological Wastewater Treatment - Design and optimisation of activated sludge systems.** Quist Publishing. Holanda. 521 pp.

Xu, L. J., Shi, J. C. y Ke, X. Y. (2006). **Structural and functional design of WWTP operation decisión support system with a case study.** *Water Science and Technology* 53 (1): 241- 250.

# ANEXOS

ANEXO A - RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN

Tabla A.1.1 Parámetros caracterizados de las descargas de agua residual

| Punto de Muestreo        | SS (m/L) | SST (mg/L) | SSV (mg/L) | Grasas y aceites (mg/L) | T <sub>Prom</sub> (°C) | Conductividad <sub>Prom</sub> (us/cm) | pH <sub>Prom</sub> | NTK (mg/L) | Nitrógeno amoniacal (mg/L) | Fósforo (mg/L) | Fósforo <sub>sol</sub> (mg/L) | Cloruros (mg/L) | DBO <sub>Tot</sub> (mg/L) | DBO <sub>sol</sub> (mg/L) | DQO (mg/L) | Coliformes Totales (NMP/100mL) | Coliformes Fecales (NMP/100mL) | Huevos de Helminto (unidades/L) |
|--------------------------|----------|------------|------------|-------------------------|------------------------|---------------------------------------|--------------------|------------|----------------------------|----------------|-------------------------------|-----------------|---------------------------|---------------------------|------------|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|
| Río Grande 1             | 0.20     | 165.00     | 100.00     | 81.41                   | 23.02                  | 24.84                                 | 8.11               | 96.00      | 69.72                      | 17.40          | 14.10                         | 256.82          | 238.94                    | 191.10                    | 659.08     | ≥ 2,400                        | 7                              | <1                              |
| Río Grande 2             | ND       | 170.00     | 135.00     | 95.52                   | 22.93                  | 17.59                                 | 8.12               | 74.24      | 41.83                      | 15.21          | 14.51                         | 107.11          | 242.54                    | 160.89                    | 565.00     | ≥ 2,400                        | 4                              | <1                              |
| Río Grande 3 (Puente)    | ND       | 160.00     | 137.50     | 85.69                   | 24.40                  | 17.62                                 | 7.68               | 96.47      | 78.08                      | 18.33          | 15.57                         | 98.56           | 385.86                    | 324.21                    | 653.86     | ≥ 2,400                        | ≥ 2,400                        | <1                              |
| Puente Casto Saldaña*    | 0.20     | 144.80     | 108.10     | 84.66                   | 24.24                  | 18.58                                 | 7.90               | 78.43      | 57.17                      | 14.85          | 12.94                         | 133.28          | 299.47                    | 242.323                   | 575.46     | ≥ 2,400                        | ≥ 2,400                        | <1                              |
| Río Grande 4             | ND       | 84.45      | 60.00      | 76.05                   | 26.63                  | 14.29                                 | 7.70               | 47.01      | 39.04                      | 8.44           | 7.58                          | 70.63           | 330.52                    | 293.09                    | 423.88     | ≥ 2,400                        | ≥ 2,400                        | <1                              |
| A una cuadra del puente* | 0.20     | 144.80     | 108.10     | 84.66                   | 24.24                  | 18.58                                 | 7.90               | 78.43      | 57.17                      | 14.85          | 12.94                         | 133.28          | 299.47                    | 242.323                   | 575.46     | ≥ 2,400                        | ≥ 2,400                        | <1                              |
| Río Grande 6*            | 0.20     | 144.80     | 108.10     | 84.66                   | 24.24                  | 18.58                                 | 7.90               | 78.43      | 57.17                      | 14.85          | 12.94                         | 133.28          | 299.47                    | 242.323                   | 575.46     | ≥ 2,400                        | ≥ 2,400                        | <1                              |
| Río Grande 5*            | 0.20     | 144.80     | 108.10     | 84.66                   | 24.24                  | 18.58                                 | 7.90               | 78.43      | 57.17                      | 14.85          | 12.94                         | 133.28          | 299.47                    | 242.323                   | 575.46     | ≥ 2,400                        | ≥ 2,400                        | <1                              |
| Guanajuatillo (coladera) | 0.30     | 137.33     | 79.00      | 197.11                  | 24.67                  | 7.78                                  | 7.86               | 15.89      | 9.76                       | 3.91           | 15.57                         | 22.18           | 139.06                    | 324.22                    | 211.94     | ≥ 2,400                        | ≥ 2,400                        | <1                              |
| Guanajuatillo (canal)    | 0.30     | 137.33     | 80.00      | 197.11                  | 24.40                  | 11.40                                 | 7.78               | 15.89      | 9.76                       | 3.91           | 15.57                         | 22.18           | 139.06                    | 324.21                    | 211.94     | ≥ 2,400                        | ≥ 2,400                        | <1                              |
| El Calabozo              | 2.00     | 290.00     | 150.00     | 18.07                   | 21.65                  | 11.11                                 | 7.87               | 18.39      | ND                         | 17.10          | 9.82                          | 39.75           | 297.72                    | 59.92                     | 510.90     | ≥ 2,400                        | ≥ 2,400                        | <1                              |
| Melchor Ocampo           | 5.00     | 243.33     | 156.67     | 49.57                   | 26.25                  | 11.03                                 | 7.44               | 12.26      | ND                         | 12.28          | 9.70                          | 45.79           | 293.25                    | 221.13                    | 659.08     | ≥ 2,400                        | ≥ 2,400                        | <1                              |
| Cuitzillo                | 0.70     | 280.00     | 76.67      | 82.1                    | 24.18                  | 8.60                                  | 7.63               | 39.95      | 9.29                       | 7.66           | 4.97                          | 32.98           | 151.33                    | 49.00                     | 285.64     | ≥ 2,400                        | 4                              | <1                              |
| Colector de Zinápatro    | 2.00     | 275.00     | 173.33     | 148.1                   | 27.36                  | 10.66                                 | 7.56               | 32.06      | 9.29                       | 12.11          | 6.99                          | 48.75           | 378.90                    | 188.57                    | 653.70     | ≥ 2,400                        | <3                             | <1                              |

ND= No detectable

\*Valores estimados

> máximo permisible (NOM-001)

Tabla A.1.2 Valores de los caudales de las descargas

| DESCARGAS           | Población Actual (hab) | Población proyecto (hab) | Dotación proyecto (L/hab-d) | Caudal Medio Diario (L/s) | Caudal Medio Diario (L/hab/d) | Dotación Aportación (L/hab-d) | Caudal Aportación (L/s) | Coefficiente de seguridad | Caudal Máximo Extraordinario (L/s) |
|---------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------------|---------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------|---------------------------|------------------------------------|
| ZONA DEL MEANDRO    | 4901                   | 6028                     | 205                         | 164                       | 11.44                         | 164                           | 17.16                   | 1.5                       | 37.84                              |
| ZONA DE CRECIMIENTO |                        | 13290                    | 205                         | 164                       | 25.23                         | 164                           | 37.84                   | 1.5                       | 55.00                              |
| GASTOS.TOTALES      |                        |                          |                             | 36.67                     |                               |                               |                         |                           |                                    |

Tabla A.1.3 Caudales de la zona de crecimiento poblacional

| Población        | Predios | Índice (hab • predio) | Población proyecto (hab) | Dotación por habitante (L/hab/d) | Aportación por habitante (L/hab/d) | Caudal Medio Diario (L/s) |
|------------------|---------|-----------------------|--------------------------|----------------------------------|------------------------------------|---------------------------|
| La Europea       | 350     | 4                     | 1400                     | 205                              | 164                                | 3.98                      |
| Villa de la Loma | 1200    | 4                     | 4800                     | 7200                             | 205                                | 13.66                     |
| Los Ayala        | -----   | -----                 | 500                      | 1200                             | 205                                | 2.27                      |
| El Tigre         | -----   | -----                 | 350                      | 790                              | 205                                | 1.49                      |
| El Delta         | 350     | 4                     | 1400                     | 2006                             | 205                                | 3.80                      |
|                  |         |                       |                          |                                  |                                    | Σ= 25.23                  |

## ANEXO B- MEMORIA DE CÁLCULO

### DISEÑO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE LODOS ACTIVADOS

#### PRETRATAMIENTO

##### *Canal de tamizado grueso (Limpieza manual)*

El diseño se hará para un canal de limpieza manual.

$$Q_{\text{Diseño}} = 0.055 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$V_{\text{Aproximación}} = 0.40 \text{ m/s}$$

$$\text{Taponamiento} = 30\%$$

- Proponiendo la sección del canal:

$$\text{Área} = 0.093 \text{ m}^2$$

$$\text{Profundidad (h)} = 0.31 \text{ m}$$

$$\text{Ancho (b)} = 0.30 \text{ m}$$

- De la tabla 5-2 del Metcalf & Eddy:

$$\text{Espesor de barra} = 5 \text{ mm}$$

$$\text{Separación entre barras} = 1 \text{ cm}$$

$$\text{No. de barras} = \frac{0.30 \text{ m}}{(0.005 \text{ m}) + (0.01 \text{ m})} = 20 \text{ barras}$$

- Recalculando las velocidades para comprobar.

$$V_{\text{Aproximación}} = \frac{Q_{\text{Diseño}}}{A} = \frac{0.055 \text{ m}^3}{0.093 \text{ m}^2} = 0.595 \text{ m/s}$$

$$A_{\text{Hidráulica}} = h(b - (\text{No. barras} \cdot \text{Espesor de barras})) = 0.31 \text{ m}(0.30 \text{ m} - (20 \cdot 0.005 \text{ m})) = 0.062 \text{ m}^2$$

$$V_{\text{Tamiz}} = \frac{Q_{\text{Diseño}}}{A_{\text{Hidráulica}}} = \frac{0.055 \text{ m}^3/\text{s}}{0.062 \text{ m}^2} = 0.892 \text{ m/s}$$

- Pérdida de carga hidráulica ( $h_L$ ).

$C=0.65$  (Coeficiente empírico)

$$h_L = \frac{1}{C} \frac{V_{\text{Tamiz}}^2 - V_{\text{Aproximación}}^2}{2g} = \frac{1}{0.65} \frac{(0.892 \text{ m/s})^2 - (0.595 \text{ m/s})^2}{2 \cdot 9.8 \text{ m/s}^2} = 0.034 \text{ m}$$

Con taponamiento.

$C = 0.6$

$$A_H = (A_{\text{Hidráulica}}) \cdot (0.70) = (0.062 \text{ m}^2) \cdot (0.70) = 0.043 \text{ m}^2$$

$$V_{\text{tamiz}} = \frac{Q_{\text{Diseño}}}{A_H} = \frac{0.055 \text{ m}^3/\text{s}}{0.0434 \text{ m}^2} = 1.274 \text{ m/s}$$

$$h_L = \frac{1}{C} \frac{V_{\text{Tamiz}}^2 - V_{\text{Aproximación}}^2}{2g} = \frac{1}{0.6} \frac{(1.274 \text{ m/s})^2 - (0.595 \text{ m/s})^2}{2 \cdot 9.8 \text{ m/s}^2} = 0.107 \text{ m}$$

- Revisando con  $Q_{\text{med}}$

$$Q_{\text{med}} = 0.0332 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$V_{\text{aproximación}} = \frac{Q_{\text{med}}}{A} = \frac{0.0332 \text{ m}^3/\text{s}}{0.093 \text{ m}^2} = 0.357 \text{ m/s}$$

### Canal desarenador

El diseño se hará para dos canales de flujo horizontal.

$$Q_{\text{Diseño}} = 0.055 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$V_{\text{hor}} = 0.3 \text{ m/s}$$

$$V_{\text{sed}} = 0.6 \text{ m/min} \quad (\text{Tabla 5-16 del Metcalf \& Eddy})$$

- Proponiendo la sección de canal:

$$A = 0.108 \text{ m}^2$$

$$h = 0.360 \text{ m}$$

$$b = 0.300 \text{ m}$$

- Recalculando la velocidad y el tiempo de retención hidráulico:

$$V_{\text{hor}} = \frac{Q_{\text{Diseño}}}{A} = \frac{0.055 \text{ m}^3/\text{s}}{0.108 \text{ m}^2} = 0.512 \text{ m/s}$$

Tiempo de retención de la partícula.

$$\text{TRH} = \frac{h}{V_{\text{sed}}} = \frac{0.360 \text{ m}}{0.6 \text{ m/min} (1/60 \text{ s})} = 36 \text{ s}$$

- Longitud del desarenador.

$$L = \text{TRH} * V_{\text{hor}} = (36 \text{ s})(0.512 \text{ m/s}) = 18.433 \text{ m}$$

Con un 30% de longitud adicional para evitar vórtices se tiene:

$$L_{\text{total}} = L + L(0.3) = 18.433 \text{ m} + 18.443 \text{ m}(0.3) = 23.963 \text{ m}$$

Revisando el tiempo de retención hidráulico de la partícula

$$\text{TRH} = \frac{V}{Q} = \frac{(0.108 \text{ m}^2 * 23.963 \text{ m})}{.055 \text{ m}^3} = 46.8 \text{ s}$$

Revisando la velocidad con  $Q_{\text{med}}$

$$Q_{\text{med}} = 0.0332 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$V_{\text{aproximación}} = \frac{Q_{\text{med}}}{A} = \frac{0.0332 \text{ m}^3/\text{s}}{0.108 \text{ m}^2} = 0.307 \text{ m/s}$$

### Canal parshall

El diseño se hará para un canal de medición de caudal.

$$Q_{\text{Diseño}} = 0.055 \text{ m}^3/\text{s} \quad V_{\text{hor}} = 0.3 \text{ m/s}$$

- Proponiendo la sección de canal:

$$A = 0.100 \text{ m}^2$$

$$h = 0.250 \text{ m}$$

$$b = 0.400 \text{ m}$$

- Recalculando la velocidad para comprobar.

$$V_{\text{hor}} = \frac{Q_{\text{Diseño}}}{A} = \frac{0.055 \text{ m}^3}{0.100 \text{ m}^2} = 0.553 \text{ m/s}$$

- Revisando con  $Q_{\text{med}}$

$$Q_{\text{med}} = 0.0332 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$V_{\text{hor}} = \frac{Q_{\text{med}}}{A} = \frac{0.0332 \text{ m}^3/\text{s}}{0.100 \text{ m}^2} = 0.332 \text{ m/s}$$

Con base en los datos anteriores el parshall será de un ancho de garganta de 0.1524 m, las características del parshall se muestran al final de la sección.

**TRATAMIENTO PRIMARIO****Sedimentador primario**

$$Q_{\text{Diseño}} = 0.033 \text{ m}^3/\text{s} = 1434.24 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_{\text{máx}} = 0.055 \text{ m}^3/\text{s} = 2388.96 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$\text{Carga superficial} = 30 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d} \quad (\text{Tabla 6-4 del Metcalf y Eddy})$$

- Determinando el área aproximada del sedimentador.

$$A_{\text{total}} = \frac{Q_{\text{Diseño}}}{\text{Carga superficial}} = \frac{1434.24 \text{ m}^3/\text{d}}{30 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}} = 190.08 \text{ m}^2$$

- Proponiendo el diámetro y la profundidad del sedimentador.

$$D = 5.7 \text{ m}$$

$$h = 4 \text{ m}$$

Determinando el área del sedimentador con el diámetro propuesto.

$$A_{\text{tanque}} = \frac{\pi}{4} D^2 = \frac{3.1416}{4} * (5.7 \text{ m})^2 = 25.52 \text{ m}^2$$

$$V_{\text{total}} = A_{\text{total}} * h = 25.52 \text{ m}^2 (4 \text{ m}) = 102.071 \text{ m}^3$$

- Verificando el tiempo de retención hidráulico.

$$\text{TRH} = \frac{V_{\text{total}}}{Q_{\text{Diseño}}} = \frac{102.071 \text{ m}^3}{1434.34 \text{ m}^3/\text{d}} = 0.071 \text{ d} = 1.70 \text{ h}$$

- Verificación de la carga superficial con el gasto máximo.

$$\text{Carga superficial} = \frac{Q_{\text{max}}}{A_{\text{total}}} = \frac{2388.96 \text{ m}^3/\text{d}}{25.52 \text{ m}^2} = 93.6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$$

- Calculando el distribuidor

$$Q_{\text{Diseño}} = 1434.24 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$D = 5.7 \text{ m}$$

$$D_{\text{distr}} \% = 18$$

$$D_{\text{distr}} = (D_{\text{distr}} \% / 100) \cdot (D) = 0.18 (5.7 \text{ m}) = 1.026 \text{ m} \approx 1 \text{ m}$$

Calculando la sección del orificio (ventana):

$$\text{Largo} = 0.07 \text{ m}$$

$$\text{ancho} = 0.07 \text{ m}$$

$$\text{Separación} = 0.3 \text{ m}$$

$$\text{Perímetro}(P) = (D_{\text{interno}}) \pi = 1 \text{ m} (3.1416) = 3.1416 \text{ m}$$

$$\text{No.de orificios} = \frac{P}{\text{Separación} + \text{ancho}} = 8.49 \text{ ventanas} \approx 9 \text{ ventanas}$$

$$A_{\text{ventana}} = a \cdot L = 0.07 \text{ m} (0.07 \text{ m}) = 0.0049 \text{ m}^2$$

$$Q_{\text{ventanas}} = \frac{Q}{\text{No.de ventanas}} = \frac{1434.24 \text{ m}^3/\text{d}}{9 \text{ ventanas}} = 168.91 \text{ m}^3/\text{d}$$

Revisando la velocidad de llegada:

$$V_{\text{ventanas}} = \frac{Q_{\text{ventanas}}}{A_{\text{ventana}}} = \frac{168.91 \text{ m}^3/\text{d}}{0.0049 \text{ m}^2} = 34472 \text{ m/d} = 0.398 \text{ m/s}$$

Revisando la velocidad de choque:

$$A_{\text{distribuidor}} = \frac{\pi}{4} D_{\text{distr}}^2 = \frac{3.1416}{4} (1 \text{ m})^2 = 0.078 \text{ m}^2$$

Separación con respecto al deflector ( $S_d$ ) = 0.5m

$$A_{\text{deflector}} = \pi r^2 = \pi (S_d + r_{\text{int}})^2 = 3.1416 (0.5 \text{ m} + (1 \text{ m}/2))^2 = 3.1416 \text{ m}^2$$

$$A_{\text{separación}} = A_{\text{deflector}} - A_{\text{distribuidor}} = 3.146 \text{ m}^2 - 0.078 \text{ m}^2 = 2.356 \text{ m}^2$$

$$V_{\text{choque}} = \frac{Q}{A_{\text{separación}}} = \frac{1434.24 \text{ m}^3/\text{d} (1/86400 \text{ s})}{2.356 \text{ m}^2} = 0.0070 \text{ m/s}$$

- Determinando la remoción de DBO ( $R_{DBO}$ ) y remoción de SST ( $R_{SST}$ ):

$$R_{DBO} = (TRH / (0.018 + (0.02 * TRH)))$$

$$R_{DBO} = (1.70 \text{ h} / (0.018 + (0.02 * 1.70 \text{ h}))) = 32.75\%$$

$$R_{SST} = (TRH / (0.0075 + (0.014 * TRH)))$$

$$R_{SST} = (1.70 \text{ h} / (0.0075 + (0.014 * 1.70 \text{ h}))) = 54.37\%$$

Velocidad de desplazamiento de rastras = 0.04 rev/min

## TRATAMIENTO SECUNDARIO

### Lodos activados

Datos:

$$Q_{\text{Diseño}} = 2388.96 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$\text{DBO}_b = 180.93 \text{ g/m}^3 \quad (\text{después del sedimentador primario})$$

$$\text{DBO}_s = 103.13 \text{ g/m}^3 \quad (\text{después del sedimentador primario})$$

$$\text{DQO}_b = 271.40 \text{ g/m}^3$$

$$\text{DQO}_s = 116.70 \text{ g/m}^3$$

$$\text{NTK} = 57.192 \text{ g/m}^3$$

$$N_{\text{tefuente}} = 15 \text{ g/m}^3$$

$$\text{SST}_{\text{in}} = 78.23 \text{ g/m}^3 \quad (\text{después del sedimentador primario})$$

$$\text{SSV}_{\text{in}} = 50.20 \text{ g/m}^3$$

$$\frac{\text{SSV}}{\text{SST}} = 0.64$$

$$T = 25 \text{ }^\circ\text{C}$$

### Método de Metcalf y Eddy

#### Reactor Aerobio

- Cálculo de la tasa de crecimiento de organismos nitrificantes ( $\mu_n$ )

$$\mu_{n,m} = 0.68 \text{ gSSV/gSSV d} \quad (\text{Tabla 8-11 del Metcalf \& Eddy})$$

$$\text{NH}_4\text{-N efluente} = 0.55 \text{ gNH}_4\text{-N/m}^3$$

$$K_n = 0.85 \text{ gNH}_4\text{-N /m}^3 \quad (\text{Tabla 8-11 del Metcalf \& Eddy})$$

$$k_{dn} = 0.11 \text{ gSSV/gSSV d} \quad (\text{Tabla 8-11 del Metcalf \& Eddy})$$

$$k_o = 0.40 \text{ g/m}^3 \quad (\text{Tabla 8-11 del Metcalf \& Eddy})$$

$$\text{OD (supuesto)} = 2 \text{ g/m}^3$$

$$\mu_n = \left( \frac{\mu_{n,m} N}{K_n + N} \right) \left( \frac{\text{OD}}{K_o + \text{OD}} \right) - K_{dn} = \left( \frac{0.68 \frac{\text{gSSV}}{\text{gSSVd}} \cdot 0.55 \text{ g/m}^3}{0.85 \frac{\text{gNH}_4\text{-N}}{\text{m}^3} + 0.55} \right) \frac{2 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}}{0.40 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} + 2 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}} - 0.11 \frac{\text{gSSV}}{\text{gSSVd}} = 0.10 \frac{\text{gSSV}}{\text{gSSVd}}$$

- Tiempo de retención celular (TRC).

$$\text{SRT} = \frac{1}{\mu_n} = \frac{1}{0.10} = 9.22 \text{ d}$$

$$SRT_{\text{Diseño}} = 9.22 \text{ d}$$

- Calculo de los SSV no biodegradables

$$\frac{DQO_b}{DQO_p} = 0.38$$

$$\frac{DQO_b}{DBO} = \frac{271.40 \text{ g/m}^3}{180.93 \text{ g/m}^3} = 1.33$$

$$SSV_{nb} = (1-0.38) * 50.20 \text{ g/m}^3 = 39.63 \text{ g/m}^3$$

- Determinando la producción de biomasa ( $P_x$ )

$$Q_{\text{Diseño}} = 2388.96 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Y = 0.35 \text{ kgSSV/kgDQO} \quad (\text{Tabla 8-10 del Metcalf \& Eddy})$$

$$S_0 = 271.40 \text{ g/m}^3$$

$$K_d = 0.15 \text{ gSSV/gSSV d} \quad (\text{Tabla 8-10 del Metcalf \& Eddy})$$

$$\mu_m = 6 \text{ gSSV/gSSV d} \quad (\text{Tabla 8-10 del Metcalf \& Eddy})$$

$$Y_n = 0.15 \text{ gSSV/gN-NH}_4 \quad (\text{Tabla 8-11 del Metcalf \& Eddy})$$

$$f_d = 0.12 \text{ gSSV/gSSV} \quad (\text{Tabla 8-10 del Metcalf \& Eddy})$$

- Calculando la concentración soluble del sustrato en el efluente.

$$K_s = 20 \text{ gDQO /m}^3$$

$$S = k_s \frac{1 + K_d SRT_{\text{diseño}}}{SRT_{\text{diseño}} (\mu_m - K_d) - 1}$$

$$S = 20 \frac{\text{gDQO}}{\text{m}^3} \frac{1 + \left(0.15 \frac{\text{kgSSV}}{\text{kgSSVd}} * 9.22 \text{ d}\right)}{9.22 \text{ d} * \left(6 \frac{\text{kgSSV}}{\text{kgSSVd}} - 0.15 \frac{\text{kgSSV}}{\text{kgSSVd}}\right) - 1} = 0.90 \frac{\text{gDQO}}{\text{m}^3}$$

Asumiendo que el 80% del NTK son  $\text{NO}_x$ .

$$\text{NO}_x = 0.8 \text{ NTK} = 0.8 (57.192 \text{ g/m}^3) = 45.753 \text{ g/m}^3$$

Calculando  $P_{x,\text{bio}}$  :

$$P_{x,\text{bio}} = \frac{QY(S_0 - S)}{1 + K_d SRT} + \frac{f_d k_d QY(S_0 - S)SRT}{1 + K_d SRT} + \frac{QY_n \text{NO}_x}{1 + k_{dn} SRT} = 118.36 \text{ kg/d}$$

- Determinando la cantidad de N oxidada a  $\text{NO}_x$ .

$$\text{NTK}-(\text{N}_e)-0.12 \frac{P_{X,\text{bio}}}{Q_{\text{Diseño}}} = 57.192 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} - 0.55 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} - 0.12 \frac{118358.52 \frac{\text{g}}{\text{d}}}{2388.96 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}} = 50.70 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}$$

- Determinando la concentración y masa de SSV y SST.

$$P_{X,\text{SSV}} = P_{X,\text{bio}} + (Q_{\text{max}} \text{SSV}_{\text{nb}}) = 118358.52 \frac{\text{g}}{\text{d}} + 2388.96 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} * 31 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}$$

$$P_{X,\text{SSV}} = 192406.96 \text{ g/d}$$

$$\text{SST} = \frac{P_{X,\text{bio}}}{0.64} = \frac{118358.52}{0.64} = 184635.4 \text{ g/d}$$

$$P_{X,\text{SST}} = \text{SST} + (Q_{\text{Diseño}} \text{SSV}_{\text{nb}}) + (Q_{\text{Diseño}} (\text{SST} - \text{SSV})) = 325849.52 \text{ g/d}$$

- Determinando el volumen del tanque.

Masa SSVLM

$$X_{\text{SSV}} * V = P_{X,\text{SSV}} * \text{SRT}$$

$$X_{\text{SSV}} * V = 1773.99 \text{ kg}$$

Masa SSLM

$$X_{\text{SST}} * V = P_{X,\text{SST}} * \text{SRT}$$

$$X_{\text{SST}} * V = 3004.33 \text{ kg}$$

Volumen del tanque:

$$X = 2500 \text{ g / m}^3 = 2.5 \text{ kg / m}^3 \quad (\text{Tabla 8-16 del Metcalf \& Eddy})$$

$$V = \frac{\text{MasaSST}}{X} = \frac{3004.33 \text{ kg}}{2.5 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}} = 1201.73 \text{ m}^3$$

**Se propone un tanque de aireación de 16.8 m \* 16.7 m \* 4.3 m**

- Determinando tiempo de retención hidráulico ( $\tau$ )

$$\tau = \frac{V}{Q_{\text{Diseño}}} = \frac{1201.73 \text{ m}^3}{2388.96 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}} = 0.50 \text{ d} = 12 \text{ h}$$

- Determinando fracción de SSVLM

$$X_{\text{SSVLM}} = \frac{\text{Masa de SSVLM}}{\text{Masa de SST}} = \frac{1773.99 \text{ kg}}{3004.33 \text{ kg}} = 0.59$$

$$\text{SSVLM} = X_{\text{SSVLM}} * X = 0.59 (2500 \text{ g/m}^3) = 1476.19 \text{ g/m}^3$$

- Relación F/M y CO

$$\frac{F}{M} = \frac{Q_{\text{max}} S_0}{\text{SSVLM}(V)} = \frac{\left(2388.96 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) \left(180.93 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}\right)}{\left(1476.19 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}\right) (1231.73 \text{m}^3)} = 0.24 \frac{\text{g}}{\text{g}^* \text{d}}$$

$$\text{CO} = \frac{Q_{\text{max}} S_0}{V} = \frac{\left(2388.96 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) \left(180.93 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}\right)}{(1231.73 \text{ m}^3) \left(\frac{1000 \text{g}}{\text{kg}}\right)} = 0.36 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3 * \text{d}}$$

- Determinando la  $Y_{\text{obs}}$

$$P_{x,\text{SST}} = 325.84 \text{ kg/d}$$

$$\text{DQO}_b \text{ removida} = Q(S_0 - S)$$

$$\text{DQO}_b \text{ removida} = 646.19 \text{ kg/d}$$

$$Y_{\text{obs}} = \frac{\text{g SST}}{\text{g DQO}_b}$$

$Y_{\text{obs}}$  calculada en base a los SST

$$Y_{\text{obs}} = \frac{325.84 \text{ kg/d}}{646.19 \text{ kg/d}} = 0.50 \frac{\text{g SST}}{\text{g DQO}_b}$$

$$Y_{\text{obs}} = \left( 0.50 \frac{\text{g SST}}{\text{g DQO}_b} \right) * \left( \frac{1.50 \text{ g DQO}_b}{\text{g DBO}} \right) = 0.76 \frac{\text{g SST}}{\text{g DBO}}$$

$Y_{\text{obs}}$  calculada en base a los SSV

$$\frac{\text{SSV}}{\text{SST}} = 0.64$$

$$Y_{\text{obs}} = \left( 0.50 \frac{\text{g SST}}{\text{g DQO}_b} \right) * \left( 0.64 \frac{\text{g SSV}}{\text{g SST}} \right) = 0.32 \frac{\text{g SSV}}{\text{g DQO}_b}$$

$$Y_{\text{obs}} = \left( 0.32 \frac{\text{g SSV}}{\text{g DQO}_b} \right) * \left( \frac{1.50 \text{ g DQO}_b}{\text{g DBO}} \right) = 0.48 \frac{\text{g SSV}}{\text{g DBO}}$$

- Determinando la demanda de  $\text{O}_2$

$$R_{\text{O}} = Q (S_0 - S) - 1.42 P_{\text{X,bio}} + 4.33 Q (\text{NO}_x)$$

$$R_{\text{O}} = \left( \frac{2388.96 \text{ m}^3}{\text{d}} \right) * \frac{(271.40 - 0.90) \text{ g}}{\text{m}^3} - (1.42 * 118.36 \text{ g/d}) + 4.33 \left( \frac{2388.96 \text{ m}^3}{\text{d}} \right) (50.70 \text{ g/m}^3)$$

$$R_{\text{O}} = \frac{1002.54 \text{ g}}{24} = 41.77 \text{ kg/h}$$

- Determinando la concentración media de la saturación de  $\text{O}_2$  disuelto

a) Determinando la concentración de saturación de  $\text{O}_2$   $C_{\text{s,TH}}$

$$C_{\text{s',T,H}} = (C_{\text{s,T,H}}) \frac{1}{2} \left( \frac{P_d}{P_{\text{atm}}} + \frac{O_t}{21} \right)$$

Determinando la presión relativa a una elevación de 1675 m para la correcta concentración de oxígeno disuelto para la altitud.

Del apéndice B

$$\frac{P_b}{P_a} = \exp \left[ - \frac{gM(z_b - z_a)}{RT} \right]$$

$$\frac{P_b}{P_a} = \exp \left[ - \frac{\frac{9.81 \text{ m}}{\text{s}^2} 28.97 \text{ Kg}/(\text{Kg}\cdot\text{mol}) [(1675 - 0) \text{ m}]}{\left( 8314 \text{ kg} \cdot \frac{\text{m}^2}{\text{s}^2 \text{ Kg}\cdot\text{mol}\cdot\text{K}} \right) (273.15 + 25) \text{ K}} \right] = 0.825$$

De la tabla D-1 (apéndice D),  $C_{25} = 8.24 \text{ g/m}^3$  a 1675 m y 25°C.

$$C_{s,T,H} = 0.825 * \frac{8.24 \text{ mg}}{\text{L}} = 6.80 \text{ mg/L}$$

b) Determinar la presión atmosférica a una elevación de 1675 msnm y temperatura de 20°C.

$$P_{\text{atm,H}} = \frac{\left(\frac{P_b}{P_a}\right) \left(\frac{P_{\text{atm,H kN}}}{\text{m}^2}\right)}{\gamma \text{ kN/m}^2}$$

$$P_{\text{atm,H}} = \frac{(0.825) \left(\frac{101.325 \text{ kN}}{\text{m}^2}\right)}{\frac{9.789 \text{ kN}}{\text{m}^3}} = 8.53 \text{ m}$$

Determinando la concentración de oxígeno asumiendo:

Profundidad del tanque de aireación = 4.3 m

Altura de colocación = 0.5 m

$$C_{s',T,H} = 8.15 \text{ mg/L}$$

Determinando el SOTR usando  $\alpha=0.65$ ;  $\beta=0.95$ ;  $F=0.85$ .

$$\text{SOTR} = \text{AOTR} \left[ \frac{C_{s,20}}{\alpha F (\beta C_{s',T,H} - C_L)} \right] (1.024^{20-T})$$

$$\text{SOTR} = 122.18 \text{ kg/h}$$

Determinando el flujo de aire

$$\rho \text{ aire a } 25^\circ\text{C} = 1.180 \text{ kg/m}^3$$

$$\% \text{ peso aire} = 0.2318$$

$$\text{Peso O}_2 \text{ a } 25^\circ\text{C} = 0.274 \text{ Kg O}_2 / \text{m}^3 \text{ aire}$$

Considerando un aireador fino de membrana

$$\text{eficiencia} = 38\%$$

$$\text{Flujo de aire, } \frac{\text{m}^3}{\text{min}} = \frac{122.18 \text{ Kg/h}}{\left(\frac{0.38}{100}\right) * 60 * 0.274 \text{ KgO}_2/\text{m}^3 \text{aire}} = 19.59$$

- Determinación de alcalinidad

Preparar un balance de alcalinidad:

Alcalinidad a mantener pH ~ 7 = Alcalinidad influente – Alcalinidad usada+ alcalinidad para ser adicionada.

Alcalinidad del influente= 200 g/m<sup>3</sup> como CaCO<sub>3</sub>

Cantidad de nitrógeno convertido en nitrato: NO<sub>x</sub> = 50.69 g/m<sup>3</sup>

Alcalinidad usada para nitrificación = 7.14 gCaCO<sub>3</sub> / gNH<sub>4</sub>-N

Alcalinidad usada para nitrificación = (7.14 gCaCO<sub>3</sub>/ gNH<sub>4</sub>-N)(40.69 g/m<sup>3</sup>) =361.97 g/m<sup>3</sup>

Sustituyendo los valores y resolviendo para la alcalinidad necesaria:

Concentración de alcalinidad para mantener el pH en el rango de 6.8-7:

Rango de 70 a 80 g/m<sup>3</sup> como CaCO<sub>3</sub>, seleccionando 80 g/m<sup>3</sup>

$$\frac{80\text{g}}{\text{m}^3} = \text{alcalinidad influente} - \text{alcalinidad usada} + \text{alcalinidad adicionada}$$

$$\frac{80\text{g}}{\text{m}^3} = 200 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} - 361.97 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} + \text{alcalinidad adicionada}$$

$$\text{alcalinidad adicionada} = 241.97 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \text{ como CaCO}_3$$

$$\text{alcalinidad necesaria} = \left(2388.96 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}\right) \left(\frac{241.97 \text{ g}}{\text{m}^3}\right) \left(1 \frac{\text{Kg}}{10^3 \text{ g}}\right)$$

$$\text{alcalinidad necesaria} = 578.07 \text{ kg/d CaCO}_3$$

Determinando la alcalinidad necesaria como Bicarbonato de calcio

peso equivalente de  $\text{CaCO}_3 = 50 \text{ g/equivalente}$

peso equivalente de  $\text{CaHCO}_3 = 84 \text{ g/equivalente}$

$$\text{Na}(\text{HCO}_3)\text{necesaria} = \frac{578.07 \text{ kg}}{\text{dCaCO}_3} \frac{(84 \text{ g NaHCO}_3)}{50 \text{ g CaCO}_3/\text{equivalente}}$$

$$\text{Na}(\text{HCO}_3)\text{necesaria} = 971.15 \text{ kg/dNaHCO}_3$$

- Estimando la DBO del efluente

$$\text{DBO} = \text{DBO}_{\text{efluente}} + \left( \frac{\text{g DBO}}{1.42 \text{ g SSV}} \right) \left( \frac{0.82 \text{ g SSV}}{\text{g SST}} \right) \left( \text{SST}, \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \right)$$

Asumiendo

DBO deseados      30 mg/L

SST deseados      40 mg/L

$$\text{DBO} = 30 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} + 0.70 * 0.64 * 40 \text{ mg/L}$$

$$\text{DBO}_{\text{efluente}} = 47.94 \text{ mg/L}$$

- Determinando la tasa de recirculación

$$R = \frac{X}{X_r - X}$$

Suponiendo  $X_r = 6000 \text{ g/m}^3$  (Rango de 4000 a 12,000 mg/L – Metcalf & Eddy)

$$R = \frac{2500 \text{ g/m}^3}{(6000 - 2500) \text{ g/m}^3}$$

$$R = 0.71$$

- Calculando el flujo de recirculación

$$Q_{\text{Diseño}} = 1434.24 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_r = R \cdot Q_{\text{med}}$$

$$Q_r = 0.71 \cdot 1434.24 \text{ m}^3/\text{d} = 1024.46 \text{ m}^3/\text{d}$$

- Flujo de purga

$$Q_w = \frac{VX}{(X_R)SRT}$$

$$Q_w = \frac{(1201.73 \text{ m}^3) \left( \frac{2500 \text{ g}}{\text{m}^3} \right)}{(9.22 \text{ d})(6000 \text{ g/m}^3)} = 54.31 \text{ m}^3$$

### **Reactor Anóxico**

- Determinando la concentración de biomasa activa.

$$X_b = \left[ \frac{Q \cdot TRC}{V} \right] \left[ \frac{Y \cdot (S_0 - S)}{1 + k_d SRT} \right]$$

donde  $S_0 - S = S_0$

$$X_b = \left[ \frac{2388.96 \text{ m}^3 \cdot 7.3 \text{ d}}{1201.73 \text{ m}^3} \right] \left[ \frac{0.35 \cdot (271.40 \text{ g/m}^3)}{1 + 0.15 \cdot 9.22 \text{ d}} \right] = 728.61 \text{ g/m}^3$$

- Determinando la recirculación interna.

$\text{NO}_3\text{-N}$  en el tanque aerobio =  $N_e = 15 \text{ g/m}^3$

$$RI = \frac{\text{NO}_x}{N_e} - 1.0 - R = \frac{50.70 \text{ g/m}^3}{15 \text{ g/m}^3} - 1.0 - 0.71 = 1.66$$

- Determinando la cantidad de  $\text{NO}_3\text{-N}$  consumido en el tanque anóxico.

$$Q_{\text{TAnox}} = RI \cdot Q + RQ = (1.66 \cdot 2388.96 \text{ m}^3/\text{d}) + (0.71 \cdot 2388.96 \text{ m}^3/\text{d}) = 5685.20 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$\text{NO}_x \text{ consumido} = (5685.20 \text{ m}^3/\text{d}) (15 \text{ g/m}^3) = 85278.05 \text{ g/d}$$

- Determinando el volumen del tanque anóxico.

Usando un  $\tau = 4.5 \text{ hr} = 0.18 \text{ d}$  (Tabla 8-26 del Metcalf & Eddy)

$$V_{\text{nox}} = \text{SRT} \cdot Q_{\text{Diseño}} = (0.18 \text{ d}) \cdot (2388.96 \text{ m}^3/\text{d}) = 447.93 \text{ m}^3$$

**Se propone un tanque anóxico de 10.2 m \* 10.2 m \* 4.3 m**

- Determinando la relación F/M<sub>b</sub>.

$$F/M_b = \frac{Q \cdot S_0}{V_{\text{nox}} \cdot X_b} = \frac{(2388.96 \text{ m}^3/\text{d}) (180.93 \text{ g DBO}/\text{m}^3)}{(447.93 \text{ m}^3)(728.61 \text{ g}/\text{m}^3)} = 1.32 \text{ g}/\text{g} \cdot \text{d}$$

- Determinando la tasa específica de desnitrificación.

$$\text{Fracción de DQO}_s = \text{DQO}_s/\text{DQO}_b = (116.70 \text{ g}/\text{m}^3)/(271.40 \text{ g}/\text{m}^3) = 0.43 = 43\%$$

De la figura 8-23 del Metcalf & Eddy  $\text{SDNR}_b = 0.286 \text{ g}/\text{g} \cdot \text{d}$  a 20°C

Corrección con la temperatura de 25°C  $\text{SDNR}_b = 0.286 (1.026)^{25-20} = 0.325 \text{ g}/\text{g} \cdot \text{d}$

Corrección por recirculación interna (>1)  $\text{SDNR}_{\text{adj}} = \text{SDNR}_{iR1} - 0.0166 \ln(F/M_b) - 0.0078$

$$\text{SDNR}_{\text{adj}} = 0.325 - 0.0166 \ln(1.32) - 0.0078 = 0.31 \text{ g}/\text{g} \cdot \text{d}$$

- Determinando la cantidad de NO<sub>3</sub>-N removido.

$$\text{NO}_r = (V_{\text{nox}}) \cdot (\text{SDNR}) \cdot (\text{SSVLM}) = (447.93 \text{ m}^3) (0.32 \text{ g}/\text{g} \cdot \text{d}) (728.61 \text{ g}/\text{m}^3) = 102055.36 \text{ g}/\text{d}$$

- Comprobando el diseño

$$\text{Relación de capacidad} = (\text{NO}_x \text{ consumido} / \text{NO}_r) = 0.19 = 19 \%$$

$$\text{Valor de SDNR basado en los SSLM} = (0.31 \text{ g}/\text{g} \cdot \text{d}) (728.61 \text{ g}/\text{m}^3 / 2500 \text{ g}/\text{m}^3) = 0.09 \text{ g}/\text{g} \cdot \text{d}$$

- Determinando la cantidad de oxígeno requerido.

$$R_O = 41.77 \text{ kg}/\text{h} \quad (\text{sin desnitrificación})$$

Cantidad de oxígeno suministrado por la reducción del nitrato:

$$\text{Oxígeno} = \left[ \frac{2.86 \text{ g O}_2}{\text{g NO}_3\text{-N}} \right] [(50.70 - 15) \text{ g}/\text{m}^3] [2388.96 \text{ m}^3/\text{d}] [1 \text{ kg} / 1000 \text{ g}] = 243.89 \text{ kg}/\text{d}$$

Tasa de oxígeno requerido =  $R_O = (41.77 - (243.89/24)) \text{ kg/h} = 31.61 \text{ kg/h}$

Determinando el SOTR usando  $\alpha=0.65$ ;  $\beta=0.95$ ;  $F=0.85$ .

$$\text{SOTR} = \text{AOTR} \left[ \frac{C_{s,20}}{\alpha F (\beta C_{s,T,H} - C_L)} \right] (1.024^{20-T}) = 92.42 \text{ kg/h}$$

Determinando el flujo de aire

$$\rho \text{ aire a } 25^\circ\text{C} = 1.180 \text{ kg/m}^3$$

$$\% \text{ peso aire} = 0.2318$$

$$\text{Peso O}_2 \text{ a } 25^\circ\text{C} = 0.274 \text{ kg O}_2 / \text{m}^3 \text{ aire}$$

Considerando un aireador fino de membrana

$$\text{eficiencia} = 38\%$$

$$\text{Flujo de aire, } \frac{\text{m}^3}{\text{min}} = \frac{92.42 \text{ kg/h}}{\left(\frac{0.38}{100}\right) * 60 * 0.274 \text{ kg O}_2 / \text{m}^3 \text{ aire}}$$

$$\text{Flujo de aire, } \frac{\text{m}^3}{\text{min}} = 14.82$$

- Determinación de alcalinidad

Preparar un balance de alcalinidad:

Alcalinidad adicionada para mantener  $\text{pH} \sim 7 = \text{Alcalinidad influente} - \text{Alcalinidad usada} + \text{alcalinidad producida}$ .

Alcalinidad del influente =  $200 \text{ g/m}^3$  como  $\text{CaCO}_3$

Cantidad de nitrógeno convertido en nitrato:  $\text{NO}_x = 50.70 \text{ g/m}^3$

Alcalinidad usada =  $(7.14 \text{ g CaCO}_3 / \text{g NH}_4\text{-N}) * (50.70 \text{ g/m}^3) = 361.998 \text{ g/m}^3$

Alcalinidad producida =  $3.57 ((50.70 - 15) \text{ g/m}^3) = 127.44 \text{ g/m}^3$

Alcalinidad necesaria para mantener un  $\text{pH}$  neutral =  $80 \text{ g/m}^3$  como  $\text{CaCO}_3$

Sustituyendo los valores y resolviendo para la alcalinidad necesaria:

$$\text{Alcalinidad que se añadirá} = (80-200+361.998-127.44) \text{ g/m}^3 = 114.558 \text{ g/m}^3 \text{ CaCO}_3$$

$$\text{Masa de alcalinidad necesaria} = (114.55 \text{ g/m}^3) * (2388.96 \text{ m}^3/\text{d}) (1\text{kg}/1000 \text{ g}) = 273.6 \text{ kg/d}$$

$$\text{Ahorro de alcalinidad} = (578.07-273.6) \text{ kg/d} = 304.41 \text{ kg/d como CaCO}_3$$

### ***Sedimentador secundario (circular)***

$$Q_{\text{Diseño}} = 0.0166 \text{ m}^3/\text{s} = 1434.24 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$Q_{\text{máx}} = 0.0276 \text{ m}^3/\text{s} = 2388.96 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$D = 7.35 \text{ m} \quad (\text{supueto})$$

$$h = 3.5 \text{ m}$$

$$\text{Carga superficial} = 30 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d} \quad (\text{Tabla 8-7 del Metcalf \& Eddy})$$

- Determinando el volumen del tanque.

$$A_{\text{total}} = \frac{Q_{\text{Diseño}}}{\text{Carga superficial}} = \frac{1434.24 \text{ m}^3/\text{d}}{30 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}} = 47.81 \text{ m}^2$$

$$A_{\text{tanque}} = \frac{\pi}{4} D^2 = \frac{3.1416}{4} * (7.35 \text{ m})^2 = 42.43 \text{ m}^2$$

$$V_{\text{total}} = A_{\text{tanque}} * h = 42.43 \text{ m}^2 * (3.5 \text{ m}) = 148.502 \text{ m}^3$$

- Tiempo de retención hidráulico (TRH)

$$\text{TRH} = \frac{V_{\text{total}}}{Q_{\text{Diseño}}} = \frac{148.502 \text{ m}^3}{1434.24 \text{ m}^3/\text{d}} = 0.102 \text{ d} = 2.48 \text{ h}$$

- Verificación con el gasto máximo.

$$\text{Carga superficial} = \frac{Q_{\text{max}}}{A_{\text{total}}} = \frac{2388.96 \text{ m}^3/\text{d}}{42.43 \text{ m}^2} = 56.30 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$$

- Verificación la carga de sólidos.

$$CS = \frac{(Q_{\max} + Q_r)(SSLM)}{A_{\text{total}}} = \frac{(2388.96 \text{ m}^3/\text{d} + 1024.46 \text{ m}^3/\text{d}) * (2500 \text{ g/m}^3)}{42.43 \text{ m}^2} = 6.04 \text{ kg SSLM/m}^2 \cdot \text{h}$$

- Calculando el distribuidor

$$Q_{\text{Diseño}} = 1434.24 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$D = 7.35 \text{ m}$$

$$D_{\text{distr}} \% = 25$$

$$D_{\text{distr}} = (D_{\text{distr}} \% / 100) \cdot (D) = 0.25 * (7.35 \text{ m}) = 1.83 \text{ m}$$

Por lo tanto  $D_{\text{distr}} = 2.5 \text{ m}$

Calculando la sección del orificio (ventana):

$$\text{Largo} = 0.12 \text{ m}$$

$$\text{ancho} = 0.12 \text{ m}$$

$$\text{Separación} = 0.2 \text{ m}$$

$$\text{Perímetro}(P) = (D_{\text{interno}}) \pi = 2.5 \text{ m} * (3.1416) = 7.85 \text{ m}$$

$$\text{No. de orificios} = \frac{P}{\text{Separación} + \text{ancho}} = 25 \text{ ventanas}$$

$$A_{\text{ventana}} = a * L = 0.12 \text{ m} (0.12 \text{ m}) = 0.0144 \text{ m}^2$$

$$Q_{\text{ventanas}} = \frac{Q}{\text{No. de ventanas}} = \frac{1434.24 \text{ m}^3/\text{d}}{25 \text{ ventanas}} = 58.44 \text{ m}^3/\text{d}$$

Revisando la velocidad de llegada:

$$V_{\text{ventanas}} = \frac{Q_{\text{ventanas}}}{A_{\text{ventana}}} = \frac{58.44 \text{ m}^3/\text{d}}{0.0144 \text{ m}^2} = 4058.06 \text{ m/d} = 0.05 \text{ m/s}$$

Revisando la velocidad de choque:

$$A_{\text{distribuidor}} = \frac{\pi}{4} D_{\text{distr}}^2 = \frac{3.1416}{4} (2.5 \text{ m})^2 = 4.90 \text{ m}^2$$

Separación con respecto al deflector ( $S_d$ ) = 0.7m

$$A_{\text{deflector}} = \pi r^2 = \pi (S_d + r_{\text{int}})^2 = 3.1416 (0.7\text{m} + (2.5\text{m}/2))^2 = 11.94\text{m}^2$$

$$A_{\text{separación}} = A_{\text{deflector}} - A_{\text{distribuidor}} = 11.94\text{ m}^2 - 4.90\text{ m}^2 = 7.03\text{ m}^2$$

$$V_{\text{choque}} = \frac{Q}{A_{\text{separación}}} = \frac{1434.24\text{ m}^3/\text{d} (1/86400\text{s})}{7.03\text{ m}^2} = 0.0023\text{ m/s}$$

Velocidad de desplazamiento de rastras = 0.018 rev/min

### Método de van Haandel y van der Lubbe

$$Y = 0.45\text{ kgSSV/kgDQO} \quad (\text{Tabla 3.6 del van Haandel y van der Lubbe})$$

$$f = 0.2\text{ gSSV/gSSV} \quad (\text{Tabla 3.6 del van Haandel y van der Lubbe})$$

$$f_{\text{cv}} = 1.5\text{ gDQO/gSSV} \quad (\text{Tabla 3.6 del van Haandel y van der Lubbe})$$

$$f_v = 0.64\text{ gSSV/gSSV}$$

$$b_h = 0.24 * 1.04^{(T-20)}\text{ d}^{-1} = 0.24 * 1.04^{(25-20)} = 0.29\text{ d}^{-1}$$

$$f_{\text{np}} = [(DQO - DQOb) * 0.3] / DQO = 0.10\text{ gDQO/gDQO}$$

$$f_{\text{np}} = [(DQO - DQOb) * 0.7] / DQO = 0.24\text{ gDQO/gDQO}$$

$$R_s = 12.5\text{ d} \quad (\text{propuesto})$$

- Determinando la masa del lodo en el sistema.

$$MS_{\text{ti}} = S_{\text{ti}} \cdot Q_i = (421.68\text{ gDQO/m}^3 / 1000) * 2388.96\text{ m}^3/\text{d} = 1007.37\text{ kgDQO/d}$$

$$MX_a = [(1 - f_{\text{ns}} - f_{\text{np}}) * Y * R_s / (1 + b_h * R_s)] * MS_{\text{ti}}$$

$$MX_a = [(1 - 0.24 - 0.1) * 0.45 * 12.5 / (1 + 0.29 * 12.5)] * 1007.37 = 784.31\text{ kgDQO/d}$$

$$MX_v = [(1 - f_{\text{ns}} - f_{\text{np}}) * (1 + f * b_h * R_s) * Y * R_s / (1 + b_h * R_s) + f_{\text{np}} * R_s / f_{\text{cv}}] * Q_i * S_{\text{ti}}$$

$$MX_v = [(1 - 0.24 - 0.1) * (1 + 0.2 * 0.29 * 12.5) * 0.45 * 12.5 / (1 + 0.29 * 12.5) + 0.10 * 12.5 / 1.5] * 1007.37$$

$$MX_v = 2254.39\text{ kgSSV}$$

$$MX_t = MX_v / f_v$$

$$MX_t = 2254.39 / 0.64 = 3522.49\text{ kgSST}$$

$$ME_v = MX_v / R_s$$

$$ME_v = 2254.39 / 12.5 = 180.35\text{ kgSSV/d}$$

$$ME_t = ME_v / f_v$$

$$ME_t = 3522.49/0.64 = 281.79 \text{ kgSST/d}$$

$$f_{av} = MX_a/MX_v = 0.34 \text{ kgSSV/kgSST}$$

- Determinando la configuración del sistema para remoción de nitrógeno.

(1) Parámetros de nitrificación:

$$b_{n20} = 0.04 \text{ d}^{-1} \quad (\text{Tabla 4.2b del van Haandel y van der Lubbe})$$

$$K_{n20} = 0.5 \text{ g/m}^3 \quad (\text{Tabla 4.2c del van Haandel y van der Lubbe})$$

$$\mu_{m20} = 0.4 \text{ gSSV/gSSV*d} \quad (\text{Tabla 4.2a del van Haandel y van der Lubbe})$$

$$\mu_m = \mu_{m20} * (1.13^{(T-20)}) = 0.4 * (1.13^{(25-20)}) = 0.73 \text{ gSSV/gSSV*d}$$

$$b_n = b_{n20} * (1.04^{(T-20)}) = 0.04 * (1.04^{(25-20)}) = 0.48 \text{ d}^{-1}$$

$$K_n = K_{n20} * (1.123^{(T-20)}) = 0.5 * (1.123^{(25-20)}) = 0.89 \text{ g/m}^3$$

$$N_{ad} = \text{nitrógeno orgánico en el efluente} = 7.5 \text{ gN/m}^3$$

$$N_{oe} = \text{nitrato en el efluente} = 7.5 \text{ gN/m}^3$$

$$f_{max} = 1 - [1 + (K_n/N_{ad})] * [b_n + (1/R_s)] / \mu_m = 1 - [1 + (0.89/7.5)] * [0.48 + (1/12.5)] / 0.73 = 0.80$$

$$f_n = \text{fracción de nitrógeno del lodo} = 0.1 \text{ gN/gSSV}$$

(2) Parámetros de desnitrificación:

$$K_1 = 0.72 * 1.2^{(T-20)} = 0.72 * 1.2^{(25-20)} = 1.79 \text{ gN/gSSV*L*d}$$

$$K_2 = 0.10 * 1.08^{(T-20)} = 0.10 * 1.08^{(25-20)} = 0.14 \text{ gN/gSSV*L*d}$$

(3) Fracción de DQO fácilmente biodegradable en influente

$$f_{sb} = 0.43$$

(4) Comparando la edad mínima del lodo con la propuesta.

$$R_{so} = 1 / [( \mu_m * (1 - f_{max}) ) / (1 + (K_n/N_{ad}) - b_n)]$$

$$R_{so} = 1 / [( 0.73 * (1 - 0.80) ) / (1 + (0.89/7.5) - 0.48)] = 7.48 \text{ d} < R_s = 12.5 \text{ d}$$

a) Determinando la capacidad de nitrificación.

$$C_r = Y * R_s / (1 + b_h * R_s) = 0.45 * 12.5 / (1 + 0.29 * 12.5) = 1.20 \text{ mgSSV/mgDQO*d}$$

$$N_c = N_{ti} - f_n * [(1 - f_{ns} - f_{np}) * (1 + f * b_h * R_s) * C_r / R_s + f_{np} / f_{cv}] * S_{ti} - N_{oe} - N_{ad}$$

$$N_c = 57.192 - [(1 - 0.24 - 0.10) * (1 + 0.29 * 12.5) * 1.20 / 12.5 + 0.10 / 1.5] * 421.68 - 7.5 - 7.5$$

$$N_c = 34.64 \text{ mgN/L}$$

b) Material orgánico biodegradable en el influente.

$$S_{bi} = S_{ti} * (1 - f_{ns} - f_{np}) = 421.68 * (1 - 0.24 - 0.10) = 271.39 \text{ mgDQO/L}$$

c) Determinando la fracción anóxica de lodo.

$$a = \text{recirculación interna} = 3.2 \quad s = \text{recirculación de lodos} = 0.6$$

$$f_{dn} = (1 - f_{cv} - Y) / 2.86 = 0.11$$

$$f_{x1} = (N_c / S_{bi}) * (a / (a + s + 1) - f_{dn} * f_{sb}) / (K_2 * C_r)$$

$$f_{x1} = (34.64 / 271.39) * (3.2 / (3.2 + 0.6 + 1) - 0.110.43) / (0.14 * 1.20) = 0.44$$

d) Calculando la fracción aerobia de lodo.

$$f_{ae} = 1 - f_{x1} = 1 - 0.44 = 0.56$$

e) Verificando si esta completa la remoción de nitratos

$$D_{c1} = (f_{dn} * f_{sb} + K_2 * C_r * f_{x1}) * S_{bi}$$

$$D_{c1} = (0.11 * 0.43 + 0.14 * 1.20 * 0.44) * 271.39 = 34.66 \text{ mgN/L} > N_c = 34.64 \text{ mgN/L}$$

- Dimensionando los reactores.

$$X_t = 2.5 \text{ kgSST/m}^3$$

$$V_r = MX_t / X_t = 3522.49 / 2.5 = 1409 \text{ m}^3$$

$$\text{Volumen del reactor anóxico} = f_{x1} * V_r = 0.44 * 1409 \text{ m}^3 = 625.13 \text{ m}^3$$

$$R_{hra} = V_a / Q_i = 625.13 / 2388.96 = 0.26 \text{ d}$$

**Se propone un tanque anóxico de 12.1 m \* 12.1 m \* 4.3 m**

$$\text{Volumen del reactor aerobio} = V_r - V_a = 1409 \text{ m}^3 - 625.13 \text{ m}^3 = 783.87 \text{ m}^3$$

$$R_{hae} = V_{ae} / Q_i = 783.87 / 2388.96 = 0.32 \text{ d}$$

**Se propone un tanque de aireación de 13.5 m \* 13.5 m \* 4.3 m**

- Determinando la relación F/M

$$F/M = MS_{ti} / MX_v = 1007.37 / 2254.39 = 0.44 \text{ kgDQO/kgSSV*d}$$

- Determinando el flujo de aire necesario en el reactor aerobio.

$$MO_c = (1 - f_{ns} - f_{np}) * (1 - f_{cv} * Y + f_{cv} * (1 - f) * b_h * C_r) * MS_{ti}$$

$$MO_c = (1 - 0.24 - 0.10) * (1 - 1.5 * 0.45 + 1.5 * (1 - 0.2) * 0.29 * 1.20) * 1007.37 = 485.53 \text{ kg O}_2/\text{d}$$

$$MO_n = 4.57 \cdot N_c \cdot (Q_i)$$

$$MO_n = 4.57 \cdot (34.64/1000 \text{ mgN/L}) \cdot 2388.96 \text{ m}^3/\text{d} = 378.24 \text{ kg O}_2/\text{d}$$

Oxígeno recuperado de la remoción del nitrato:

$$MO_{eq} = 5/8 \cdot MO_n = 0.625 \cdot MO_n = 0.625 \cdot 378.24 = 236.38 \text{ kg O}_2/\text{d}$$

La masa de oxígeno requerida para el proceso:

$$MO_t = MO_c - MO_n - MO_{eq} = 485.53 - 378.24 - 236.38 = 627.36 \text{ kg O}_2/\text{d}$$

Por lo tanto, la tasa de consumo de oxígeno en el reactor aerobio es:

$$O_t = MO_t / V_{ae} = 627.36 / 783.87 = 0.80 \text{ kgO}_2/\text{m}^3 \cdot \text{d} = 33.34 \text{ mgO}_2/\text{l} \cdot \text{h}$$

Determinando la transferencia de oxígeno (SOTR) usando:

$$C_L = 2.0 \text{ mg/L}$$

$$C_{S,T,H} = 8.15 \text{ mg/L}$$

$$\alpha = 0.65; \beta = 0.95; F = 0.85$$

$$SOTR = O_t \left[ \frac{C_{s,20}}{\alpha F (\beta C_{s,T,H} - C_L)} \right] (1.024^{20-T})$$

$$SOTR = 76.45 \text{ kg/h}$$

Determinando el flujo de aire

$$\rho_{\text{aire a } 25^\circ\text{C}} = 1.180 \text{ kg/m}^3$$

$$\% \text{ peso aire} = 0.2318$$

$$\text{Peso O}_2 \text{ a } 25^\circ\text{C} = 0.274 \text{ kg O}_2 / \text{m}^3 \text{ aire}$$

Considerando un aireador fino de membrana

$$\text{eficiencia} = 38\%$$

$$\text{Flujo de aire, } \frac{\text{m}^3}{\text{min}} = \frac{76.45 \text{ kg/h}}{\left(\frac{0.38}{100}\right) \cdot 60 \cdot 0.274 \text{ kgO}_2/\text{m}^3 \text{ aire}}$$

$$\text{Flujo de aire, } \frac{\text{m}^3}{\text{min}} = 12.26$$

- Determinando la alcalinidad requerida para la operación del proceso.

$$\text{Alki} > 3.57 * (\text{Nne} - \text{Nni} - (\text{Nae} - \text{Nai}) + 10)$$

Nne=nitrato removido, mgN/L

Nni=nitrato en el efluente, mgN/L

Nai= nitrógeno amoniacal en el influente, mgN/L

Nae=nitrógeno amoniacal en el efluente, mgN/L

$$\text{Alki} > 3.57 * (7.5 - 0.3 - (0.0 - 41.287) + 10) = 208.79 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$$

### **Sedimentador Secundario (circular)**

$$Q_{\text{Diseño}} = 1434.34 \text{ m}^3/\text{d} = 59.76 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$Q_{\text{máx}} = 2388.96 \text{ m}^3/\text{d} = 99.54 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$X_t = 2.5 \text{ gSST/L}$$

$$h = 3.5 \text{ m}$$

$$S_f = 2 \quad (\text{factor de seguridad})$$

Constantes de sedimentabilidad

$$k = 0.46 \text{ L/gSST}$$

$$v_0 = 6 \text{ m/h}$$

- Determinando la carga hidráulica superficial.

$$T_{sm} = v_0 * \exp(-k * X_t) = 6 * \exp(-0.46 * 2.5) = 1.90 \text{ m/h}$$

- Determinando el área del sedimentador

$$A_{\text{min}} = Q_i / T_{sm} = 59.76 / 1.90 = 31 \text{ m}^2$$

$$A = Q_i / A_{\text{min}} * S_f = 59.76 / 31 * 2 = 63 \text{ m}^2$$

-Revisando la carga de sólidos.

$$F_{\text{sol}} = X_t * (s+1) * Q_i / A_{\text{min}}$$

para gasto de diseño:

$$F_{\text{sol}} = 2.5 \cdot (0.6 + 1) \cdot 59.76 / 31 = 3.79 \text{ kgSST/m}^2 \cdot \text{h}$$

para gasto máximo extraordinario:

$$F_{\text{sol}} = 2.5 \cdot (0.6 + 1) \cdot 99.54 / 31 = 6.32 \text{ kgSST/m}^2 \cdot \text{h}$$

-Calculando el volumen de sedimentador:

$$V_d = A \cdot h = 63 \cdot 3.5 = 220 \text{ m}^3$$

-Determinando el tiempo de retención hidráulico ( $R_{\text{hd}}$ )

$$kt = 2.5 \cdot 0.46 = 1.15$$

de la figura 6.9 (van Haandel) determinamos la tasa de recirculación crítica:

$$s_c = 0.195$$

concentración de lodo de retorno:

$$X_r = X_t \cdot (s_c + 1) / s_c$$

$$X_r = 2.5 \cdot (0.195 + 1) / 0.195 = 15.3 \text{ g/L}$$

Tiempo de retención hidráulico:

$$R_{\text{hd}} = V_d / ((1 + s_c) \cdot Q_i) = 220 / ((1 + 0.195) \cdot 59.76) = 3 \text{ h} \quad \text{limite } 1 > R_{\text{hd}} < 3 \text{ h}$$

comprobando con s:

$$R_{\text{hd}}(s) = V_d / ((1 + s) \cdot Q_i) = 220 / ((1 + 0.6) \cdot 59.76) = 2.30 \text{ h}$$

-Determinando el diámetro del sedimentador.

$$D = ((4 \cdot A) / \pi)^{(0.5)} = ((4 \cdot 63) / 3.1416)^{(0.5)} = 8.94 \text{ m}$$

- Calculando el distribuidor

$$Q_{\text{Diseño}} = 1434.24 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$D = 8.94 \text{ m}$$

$$D_{\text{distr}} \% = 25$$

$$D_{\text{distr}} = (D_{\text{distr}} \% / 100) \cdot (D) = 0.25 \cdot (8.94 \text{ m}) = 1.83 \text{ m}$$

Por lo tanto  $D_{\text{distr}} = 2.25 \text{ m}$

Calculando la sección del orificio (ventana):

$$\text{Largo} = 0.15 \text{ m}$$

$$\text{ancho} = 0.15 \text{ m}$$

$$\text{Separación} = 0.2 \text{ m}$$

$$\text{Perímetro}(P) = (D_{\text{interno}})\pi = 2.25 \text{ m} * (3.1416) = 7.07 \text{ m}$$

$$\text{No.de orificios} = \frac{P}{\text{Separación} + \text{ancho}} = 20.20 \text{ ventanas}$$

$$A_{\text{ventana}} = a * L = 0.15 \text{ m} (0.15 \text{ m}) = 0.0225 \text{ m}^2$$

$$Q_{\text{ventanas}} = \frac{Q}{\text{No.de ventanas}} = \frac{1434.24 \text{ m}^3/\text{d}}{21 \text{ ventanas}} = 68.30 \text{ m}^3/\text{d}$$

Revisando la velocidad de llegada:

$$V_{\text{ventanas}} = \frac{Q_{\text{ventanas}}}{A_{\text{ventana}}} = \frac{68.30 \text{ m}^3/\text{d}}{0.0225 \text{ m}^2} = 3035.43 \text{ m}/\text{d} = 0.04 \text{ m}/\text{s}$$

Revisando la velocidad de choque:

$$A_{\text{distribuidor}} = \frac{\pi}{4} D_{\text{distr}}^2 = \frac{3.1416}{4} (2.25 \text{ m})^2 = 3.97 \text{ m}^2$$

Separación con respecto al deflector ( $S_d$ ) = 0.7m

$$A_{\text{deflector}} = \pi r^2 = \pi (S_d + r_{\text{int}})^2 = 3.1416 (0.7 \text{ m} + (2.25 \text{ m}/2))^2 = 10.46 \text{ m}^2$$

$$A_{\text{separación}} = A_{\text{deflector}} - A_{\text{distribuidor}} = 10.46 \text{ m}^2 - 3.97 \text{ m}^2 = 6.48 \text{ m}^2$$

$$V_{\text{choque}} = \frac{Q}{A_{\text{separación}}} = \frac{1434.24 \text{ m}^3/\text{d} (1/86400 \text{ s})}{6.48 \text{ m}^2} = 0.0025 \text{ m}/\text{s}$$

Velocidad de desplazamiento de rastras = 0.018 rev/min

**DESINFECCIÓN**

$$N_0 = 1000000 \text{ NMP}/100 \text{ ml}$$

$$N = 1000 \text{ NMP}/100 \text{ ml}$$

$$C_i = 5 \text{ mg/l}$$

$$C_d = 3 \text{ mg/l}$$

$$t = 50 \text{ min}$$

$$Q_{\text{Diseño}} = 0.0276 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$N/N_0 = (C_R t / b)^{-n}$$

$$C_R = 0.94 \text{ mg/L}$$

$$D_C = C_i + C_d + C_R$$

$$D_C = 5 + 3 + 0.94 = 8.94 \text{ mg/L}$$

Suponiendo 1 tanque de contacto de cloro:

$$h = 1.9 \text{ m} \quad b = 1.6 \text{ m}$$

$$V_T = 0.0276 \text{ m}^3/\text{s} * (50 \text{ min} * 60) = 82.95 \text{ m}^3 \quad \text{Área} = 3.04 \text{ m}^2$$

$$\text{Perímetro mojado} = 5.1 \text{ m}$$

$$\text{Radio Hidráulico} = \text{Área}/P_m = 0.596 \text{ m}$$

$$\text{Longitud} = \frac{82.95 \text{ m}^3}{.04 \text{ m}^2} = 27.3 \text{ m} \quad \text{Velocidad} = \frac{(0.0276 \frac{\text{m}^3}{\text{s}})/2}{3.04 \text{ m}^2} = 0.005 \text{ m/s}$$

$$N_R = \frac{4VR}{\mu}$$

$$N_R = \frac{4 * 0.005 \text{ m/s} * 0.596 \text{ m}}{1.003 * 10^{-6}} = 10810.71 \text{ m/s}$$

$$D = 1.01 \mu (N_R)^{0.875}$$

$$D = 1.01 * 1.003 * 10^{-6} (10810.71 \text{ m/s})^{0.875} = 0.003 \text{ m}^2/\text{s}$$

$$d = \frac{Dt}{L^2}$$

$$d = \frac{(0.003 \text{ m}^2/\text{s} * 60 \text{ s} * 50 \text{ min})}{(27.3 \text{ m})^2} = 0.015$$

## TRATAMIENTO DE LODOS

### *Digestor anaerobio (Metcalf y Eddy)*

TRC = TRH = 17.5 d a 35°C (Tabla 14-26 del Metcal & Eddy)

Eficiencia = 0.6      % metano = 65

$Q_w = 54.31 + 1.31 = 55.62 \text{ m}^3/\text{d}$

DQO<sub>bio removida</sub> = 646.20 kg/d

- Calculando el volumen del digestor

$$V = 55.62 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} * 17.5 \text{ d} = 950.39 \text{ m}^3$$

***Se propone dos digestores anaerobios con un volumen de 475.20 m<sup>3</sup> cada uno.***

- Determinando la carga volumétrica

$$\frac{\text{kg DQO}_b}{\text{m}^3 \cdot \text{d}} = \frac{646.20 \text{ kg/d}}{950.39 \text{ m}^3} = 0.56 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$$

- Calculando la cantidad de sólidos volátiles producidos por día

$$P_x = \frac{QY(S_0 - S)(1000 \text{ g/kg})}{1 + K_d \text{TRC}}$$

$$S_0 = 646.20 \text{ kg/d}$$

$$S = 646.20 \text{ kg/d} (1 - 0.60) = 258.48 \text{ kg/d}$$

$$P_x = 4.96 \text{ kg/d}$$

- Calculando el porcentaje de estabilización.

$$\% \text{ Estabilización} = \frac{(646.20 - 258.48) \text{ kg/d} - 1.42 * 4.96 \text{ kg/d}}{646.20 \text{ kg/d}} = 0.589 * 100 = 58.9 \%$$

**Digestor anaerobio (van Haandel y van der Lubbe)**

Eficiencia de remoción de sólidos volátiles:

$$\eta = 30\% = 0.3$$

Concentración de lodos en el digestor:

$$X_t = 50 \text{ kgSST/m}^3$$

- Determinando la producción diaria de lodo orgánico.

$$ME_{v1} = 123.34 \text{ kgSSV/d (sedimentador primario)}$$

$$ME_{v2} = 180.35 \text{ kgSSV/d (sedimentador secundario)}$$

- Determinando la producción de lodos en exceso.

$$mE_t = \eta / (f_{cv} * f_v) = 0.3 / (1.5 * 0.64) = 0.31 \text{ kgSST/kgDQO}$$

- Calculando el caudal de lodo en exceso.

$$mq = mE_t / X_t = 0.31 / 50 = 0.0062 \text{ m}^3/\text{kgDQO} \cdot \text{d}$$

$$q = mq * MS_{ti} = 0.0062 * 1007.37 = 6.29 \text{ m}^3/\text{d}$$

-Determinando el volumen del digestor.

$$V_{di} = q + (V_r / R_s) * (20 * 1.1^{(20-T)} + 5) = 6.29 + (1409 / 12.5) * (20 * 1.1^{(20-25)} + 5) = 2073$$

**Se propone dos digestores anaerobios con un volumen de 691 m<sup>3</sup> cada uno.**

-Calculando el porcentaje de estabilización.

$$f_{av} = MX_a / MX_v = 784.31 / 2254.39 = 0.34$$

fracción activa del lodo que puede ser digerida:

$$R_{dp} = (0.67 * T + 36) / 100 = (0.67 * 25 + 36) / 100 = 0.52$$

fracción inactiva del lodo que puede ser digerida:

$$R_{dn} = (0.19 * T + 10) / 100 = (0.19 * 25 + 10) / 100 = 0.14$$

masa del lodo digerido:

$$MS_d = ME_v * f_{cv} * (f_{av} * R_{dp} + (1 - f_{av}) * R_{dn})$$

$$MS_d = ME_v * f_{cv} * (f_{av} * R_{dp} + (1 - f_{av}) * R_{dn}) = 180.35 * 1.5 * (0.34 * 0.52 + (1 - 0.34) * 0.14)$$

$$MS_d = 108.53 \text{ kgDQO/d}$$

masa de lodo estabilizado:

$$ME_{ve} = ME_v - MS_d / f_{cv} = 180.35 - 108.53 / 1.5 = 107.99 \text{ kgSSV/d}$$

$$ME_{te} = ME_t - MS_d / f_{cv} = 281.79 - 108.53 / 1.5 = 209.43 \text{ kgSST/d}$$

$$\% \text{ Estabilización} = ME_{ve} / ME_{te} = 107.99 / 209.43 = 0.51 * 100 = 51\%$$

ANEXO C - RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN

Tabla C.1.1 Relación DBO<sub>5</sub>/nitrógeno en cada escenario de operación.

| Escenario | Condición   | Efluente                |            |            |                       |                       |                         |            |                       |                                  |                       |                         |            |                       |                                  |                       |
|-----------|---|-------------------------|------------|------------|-----------------------|-----------------------|-------------------------|------------|-----------------------|----------------------------------|-----------------------|-------------------------|------------|-----------------------|----------------------------------|-----------------------|
|           |   | Influyente              |            |            |                       |                       | Metcalfe                |            |                       |                                  |                       | Haandel                 |            |                       |                                  |                       |
|           |   | DBO <sub>5</sub> (mg/L) | DQO (mg/L) | NTK (mg/L) | DBO <sub>5</sub> /NTK | DBO <sub>5</sub> /DQO | DBO <sub>5</sub> (mg/L) | DQO (mg/L) | N <sub>T</sub> (mg/L) | DBO <sub>5</sub> /N <sub>T</sub> | DBO <sub>5</sub> /DQO | DBO <sub>5</sub> (mg/L) | DQO (mg/L) | N <sub>T</sub> (mg/L) | DBO <sub>5</sub> /N <sub>T</sub> | DBO <sub>5</sub> /DQO |
| A         | Q <sub>med</sub>  | 269.03                  | 509.68     | 57.19      | 4.70                  | 0.53                  | 4.90                    | 129.00     | 11.40                 | 0.43                             | 0.04                  | 2.87                    | 128.00     | 8.26                  | 0.35                             | 0.02                  |
|           | Q <sub>máx</sub>  | 269.03                  | 509.68     | 57.19      | 4.70                  | 0.53                  | 11.20                   | 136.00     | 12.60                 | 0.89                             | 0.08                  | 6.87                    | 131.00     | 11.80                 | 0.58                             | 0.05                  |
| B         | SST <sub>med</sub>  | 269.03                  | 509.68     | 57.19      | 4.70                  | 0.53                  | 11.20                   | 136.00     | 12.60                 | 0.89                             | 0.08                  | 6.87                    | 131.00     | 11.80                 | 0.58                             | 0.05                  |
|           | SST <sub>máx</sub>  | 269.03                  | 509.68     | 57.19      | 4.70                  | 0.53                  | 6.78                    | 139.00     | 12.90                 | 0.53                             | 0.05                  | 4.19                    | 131.00     | 10.80                 | 0.39                             | 0.03                  |
| C         | SST <sub>med</sub> , DBO <sub>5</sub> med, DQO <sub>med</sub> | 269.03                  | 509.68     | 57.19      | 4.70                  | 0.53                  | 11.20                   | 136.00     | 12.60                 | 0.89                             | 0.08                  | 6.87                    | 131.00     | 11.80                 | 0.58                             | 0.05                  |
|           | SST <sub>máx</sub> , DBO <sub>5</sub> máx, DQO <sub>máx</sub> | 348.71                  | 659.08     | 57.19      | 6.10                  | 0.53                  | 9.64                    | 139.00     | 7.26                  | 1.33                             | 0.07                  | 5.94                    | 133.00     | 9.63                  | 0.62                             | 0.04                  |
|           | SST <sub>min</sub> , DBO <sub>5</sub> min, DQO <sub>min</sub> | 112.13                  | 211.94     | 57.19      | 1.96                  | 0.53                  | 7.07                    | 135.00     | 25.70                 | 0.28                             | 0.05                  | 4.34                    | 129.00     | 28.00                 | 0.16                             | 0.03                  |
| D         | NTK <sub>med</sub>  | 269.03                  | 509.68     | 57.19      | 4.70                  | 0.53                  | 11.20                   | 136.00     | 12.60                 | 0.89                             | 0.08                  | 6.87                    | 131.00     | 11.80                 | 0.58                             | 0.05                  |
|           | NTK <sub>máx</sub>  | 269.03                  | 509.68     | 96.47      | 2.79                  | 0.53                  | 11.40                   | 136.00     | 30.70                 | 0.37                             | 0.08                  | 7.01                    | 131.00     | 21.60                 | 0.32                             | 0.05                  |
| E         | Flujo (Q <sub>máx</sub> )                                     | 269.03                  | 509.68     | 57.19      | 4.70                  | 0.53                  | 11.20                   | 136.00     | 12.60                 | 0.89                             | 0.08                  | 6.87                    | 131.00     | 11.80                 | 0.58                             | 0.05                  |
|           | Flujo (Q <sub>med</sub> )                                     | 269.03                  | 509.68     | 57.19      | 4.70                  | 0.53                  | 18.30                   | 136.00     | 48.77                 | 0.38                             | 0.13                  | 7.39                    | 132.00     | 14.85                 | 0.50                             | 0.06                  |

Tabla C.1.2 Tasa de crecimiento de los organismos en cada escenario de operación

| Escenario | Condición   | Metcalfe                              |           |                 |                                       |                 | Haandel |                                       |           |                 |                                       |                 |         |
|-----------|---|---------------------------------------|-----------|-----------------|---------------------------------------|-----------------|---------|---------------------------------------|-----------|-----------------|---------------------------------------|-----------------|---------|
|           |   | Reactor anóxico                       |           | Reactor aerobio |                                       | Reactor anóxico |         | Reactor aerobio                       |           | Reactor anóxico |                                       | Reactor aerobio |         |
|           |   | r <sub>x</sub> mg <sub>DOC</sub> /L·d | SSLM mg/L | μ g/g·d         | r <sub>x</sub> mg <sub>DOC</sub> /L·d | SSLM mg/L       | μ g/g·d | r <sub>x</sub> mg <sub>DOC</sub> /L·d | SSLM mg/L | μ g/g·d         | r <sub>x</sub> mg <sub>DOC</sub> /L·d | SSLM mg/L       | μ g/g·d |
| A         | Q <sub>med</sub>  | 173                                   | 1610      | 0.11            | 93                                    | 1610            | 0.06    | 203                                   | 1240      | 0.16            | 164                                   | 1580            | 0.10    |
|           | Q <sub>máx</sub>  | 182                                   | 1900      | 0.10            | 178                                   | 1890            | 0.09    | 293                                   | 1900      | 0.15            | 368                                   | 1890            | 0.19    |
| B         | SST <sub>med</sub>  | 181                                   | 1980      | 0.09            | 178                                   | 1980            | 0.09    | 296                                   | 1900      | 0.16            | 365                                   | 1880            | 0.19    |
|           | SST <sub>máx</sub>  | 187                                   | 3630      | 0.05            | 172                                   | 3620            | 0.05    | 222                                   | 2810      | 0.08            | 522                                   | 1600            | 0.33    |
| C         | SST <sub>med</sub> , DBO <sub>5</sub> med, DQO <sub>med</sub> | 182                                   | 1980      | 0.09            | 178                                   | 1950            | 0.09    | 297                                   | 1900      | 0.16            | 365                                   | 1880            | 0.19    |
|           | SST <sub>máx</sub> , DBO <sub>5</sub> máx, DQO <sub>máx</sub> | 51                                    | 3080      | 0.02            | 235                                   | 3070            | 0.08    | 278                                   | 3180      | 0.09            | 340                                   | 1730            | 0.20    |
|           | SST <sub>min</sub> , DBO <sub>5</sub> min, DQO <sub>min</sub> | 226                                   | 1290      | 0.18            | 43                                    | 1290            | 0.03    | 305                                   | 2220      | 0.14            | 361                                   | 2260            | 0.16    |
| D         | NTK <sub>med</sub>  | 182                                   | 1980      | 0.09            | 178                                   | 1950            | 0.09    | 297                                   | 1900      | 0.16            | 365                                   | 1880            | 0.19    |
|           | NTK <sub>máx</sub>  | 199                                   | 1980      | 0.10            | 123                                   | 1970            | 0.06    | 482                                   | 1940      | 0.25            | 190                                   | 1930            | 0.10    |
| E         | NTK <sub>min</sub>  | 23.9                                  | 1910      | 0.01            | 270                                   | 1900            | 0.14    | 10.8                                  | 1910      | 0.01            | 579                                   | 1900            | 0.30    |
|           | Flujo (Q <sub>máx</sub> )                                     | 182                                   | 1960      | 0.09            | 178                                   | 1950            | 0.09    | 297                                   | 1900      | 0.15            | 365                                   | 1880            | 0.19    |
|           | Flujo (Q <sub>med</sub> )                                     | 0.11                                  | 2030      | 0.0001          | 270                                   | 2020            | 0.13    | 1.69                                  | 1840      | 0.001           | 611                                   | 1840            | 0.33    |