



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL

Programa de Maestría en Ingeniería de los Recursos Hídricos

**REDUCCIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE LODOS BIOLÓGICOS
EN UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

TESIS

que para obtener el grado de

Maestro en Ingeniería de los Recursos Hídricos

presenta el

Ingeniero Civil José Guadalupe González Valencia

Asesor de tesis:

Doctor en Ingeniería de Procesos Julio César Orantes Ávalos

Morelia, Michoacán a noviembre de 2020

DEDICATORIAS

A Dios, por tu gracia soy lo que soy, y tu gracia no ha sido en vano para conmigo.

A mi esposa, Esperanza Garibay Bravo, por todo tu amor, comprensión y apoyo incondicional.

A mis hijos, José Abdul y Alexa Esperanza, por sus sonrisas, sus abrazos, por ser mi motivación.

A mis padres y mis hermanos, porque son la raíz de lo que soy.

A mis suegros, por sus consejos, por todo su apoyo.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, cuna de héroes, crisol de pensadores.

Al programa de Maestría en Ingeniería de los Recursos Hídricos de la Facultad de Ingeniería Civil.

A mi asesor, Dr. Julio César Orantes Ávalos, por su amistad y por la dirección de este proyecto.

A mis sinodales, Dra. Sonia Tatiana Sánchez Quispe, Dr. José Apolinar Cortes, Dr. Jorge Alejandro

Ávila Olivera, Dr. Sergio Ricardo Galván González, por sus aportaciones al presente trabajo.

A mis amigos, Daniel, Sergio, Miguel, Israel y Adriana, por sus consejos y apoyo en todo momento.

Contenido

RESUMEN	5
ABSTRACT	6
1. INTRODUCCIÓN	7
2. MARCO CONCEPTUAL	9
2.1. OBJETIVO GENERAL.....	9
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	9
2.3. HIPÓTESIS	9
2.4. JUSTIFICACIÓN.....	9
3. MARCO TEORICO	11
3.1. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	11
3.1.1. CRITERIOS DE CARGA	13
3.1.2. NECESIDADES DE NUTRIENTES	16
3.1.3. PRODUCCIÓN DE LODOS.....	18
3.2. TRATAMIENTO DE LODOS	21
3.3. MODELACIÓN DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	22
3.3.1. LA MODELACIÓN EN LA INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA	22
3.3.2. MODELOS PARA PTAR'S CON LODOS ACTIVADOS.....	23
3.3.3. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL MODELO DE LODOS ACTIVADOS NO. 1.....	24
3.3.4. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL MODELO DE LODOS ACTIVADOS NO. 2.....	25
3.3.5. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL MODELO DE LODOS ACTIVADOS NO. 3.....	26
3.3.6. MODELO ASM1 A DETALLE	27
3.3.7. SOFTWARES PARA MODELACIÓN	36
3.3.8. COMPARATIVA DE SOFTWARES.....	37
3.3.9. SOFTWARE GPS-X.....	38
3.4. ANTECEDENTES EN LA REDUCCIÓN DE LODOS BIOLÓGICOS.....	39
4. METODOLOGÍA.....	41
4.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL.....	42
4.2. ELECCIÓN Y ELABORACIÓN DEL MODELO	42
4.2.1. DATOS GENERALES PARA LA MODELACIÓN	43
4.2.2. PARÁMETROS DE ENTRADA.....	44



4.2.3.	CONDICIONES INICIALES	45
4.2.4.	PARÁMETROS ESTEQUEOMÉTRICOS Y CINÉTICOS	45
4.2.5.	CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL	46
4.2.6.	DQO FRACCIONADA COMO VARIABLE DE ESTADO	47
4.3.	CALIBRACIÓN DEL MODELO	48
4.4.	SIMULACIÓN DEL MODELO	50
5.	RESULTADOS.....	51
5.1.	DATOS RECOPIADOS DE CARACTERIZACIÓN DEL AGUA	51
5.2.	ALIMENTACIÓN DEL MODELO.....	51
5.3.	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LOS TANQUES DE PROCESO	55
5.4.	DETERMINACIÓN DE LA DQO FRACCIONADA	56
5.5.	ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DE LOS PARÁMETROS CINÉTICOS Y ESTEQUIOMÉTRICOS	57
5.6.	SIMULACIÓN PARA LA CALIBRACIÓN	66
5.7.	SIMULACIÓN PARA OBTENER LA CARGA ORGÁNICA QUE DISMINUYA LA PRODUCCIÓN DE LODOS.	67
6.	ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	72
7.	CONCLUSIONES	79
8.	REFERENCIAS	81



RESUMEN

El manejo de lodos biológicos en México puede hacerse más eficiente y amigable con el medio ambiente, solventando los 2 principales problemas que los aquejan, los económicos y los de salud pública, lo cual puede lograrse a través de 2 métodos principalmente: disminuir la producción de lodos y realizar la disposición y reúso de estos con los tratamientos previos adecuados.

El presente trabajo consiste en determinar las condiciones que permitan reducir la producción de lodos biológicos en una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) del tipo lodos activados, para ello se usará un modelo matemático para diseño de PTAR's.

Se analizarán diferentes condiciones de operación en función de la Carga Orgánica (C.O.), evaluando el impacto de esta variable en la producción de lodos. Se tiene la hipótesis de que a menor C.O. se tiene menor producción de lodos.

Los lodos biológicos son un inevitable residuo del proceso de tratamiento de las aguas residuales, por ello es importante establecer lineamientos que hagan más eficiente su manejo, para esto se obtendrán los datos de caracterización de las aguas residuales en influente y efluente, además de la tasa de producción de lodos de una PTAR real.

Debido a la complejidad que implica el diseño de PTAR's, hay una gran necesidad de tecnologías que proporcionen apoyo al diseñador para lograr una adecuada selección de los procesos (Nagl *et al.*, 2002). En este caso, se elaborará un modelo de la PTAR y se simulará su operación, analizando la carga orgánica.

Una vez alimentado el modelo, este se calibrará y validará con los datos de caracterización de agua y con la tasa de producción de lodos biológicos en la PTAR, con ello se podrán determinar los valores adecuados de carga orgánica.

Palabras clave: ASM1, modelación, biomasa, residual, lodos.



ABSTRACT

The management of biological sludge in Mexico can be made more efficient and environmentally friendly, solving the two main problems that afflict them, the economic and public health, which can be achieved through two main methods: reduce the production of sludge and make the disposal and reuse of these with appropriate pre-treatment.

The present work consists on determining the conditions that allow reducing the production of biological sludge in a Wastewater Treatment Plant (WWTP) of the activated sludge type, using a mathematical model for the design of WWTP.

Different operating conditions will be analyzed according to the Organic Load, evaluating the impact of this variable on the production of sludge. The hypothesis is that the lower the organic load, the lower the sludge production.

The biological sludge is an inevitable residue of the process of treatment of the residual waters, for that reason it is important to establish guidelines that make more efficient their handling, for this the data of characterization of the residual waters in influent and effluent will be obtained, in addition to the rate of production of sludge of a real PTAR.

Due to the complexity involved in the design of WWTP, there is a great need for technologies that provide support to the designer to achieve an adequate selection of the processes (Nagl et al., 2002). In this case, a model of the WWTP will be elaborated and its operation will be simulated, analyzing the organic load.

Once the model is fed, it will be calibrated and validated with the water characterization data and with the biological sludge production rate at the WWTP, thus allowing the determination of the appropriate organic load values.



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 vertidas 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 México existen diversas problemáticas en el manejo de los lodos biológicos; un problema es el contenido de microorganismos patógenos que estos presentan; otro problema es que parte de los lodos generados son descargados al drenaje o son desechados sin ningún tipo de tratamiento previo en depósitos, presas, terrenos y en el mejor de los casos han sido dispuestos en lagunas y rellenos sanitarios, generando diversas situaciones, por ejemplo, el vertido de lodos en sitios inadecuados genera una contaminación severa (Castrejón et al., 2010), lo cual representa un problema de salud pública.

Por otra parte, los procesos biológicos convencionales para el tratamiento de las aguas residuales municipales, enfrentan los problemas del alto consumo de energía y una producción de lodos biológicos excesiva (Gu et al., 2018), siendo este último, un tópico medular para su manejo, ya que por ello se tienen repercusiones operativas, económicas y de salud pública.

A nivel mundial se están estudiando diversas tecnologías para disminuir la producción de lodos biológicos en exceso generados en los procesos de lodos activados, de acuerdo a estas tecnologías los rendimientos en la reducción son variados y no se pueden comparar



directamente entre sí, debido a que las características de sus lodos son diferentes (Quilin et al., 2017), a pesar de ello, los estudios establecen efectividad en la reducción de su producción, por ello es factible llevar a cabo los estudios necesarios para seleccionar e implementar algunas de estas tecnologías en nuestro país y con ello mitigar los problemas que implica el manejo de los lodos biológicos.

A finales de 2016, en México se tenía una cobertura de saneamiento de aguas residuales del 58.3%, el registro de PTAR's en operación era de 2,536, con capacidad de tratamiento de 180.6 m³/s y un caudal tratado de 123.6 m³/s, de los cuales el 56% se procesan en PTAR's que tienen como proceso principal el de lodos activados (CONAGUA, 2017). La producción de lodos biológicos en las PTAR's municipales se estima en 640 millones t/año en base seca (SEMARNAT, 2008).



2. MARCO CONCEPTUAL

2.1. OBJETIVO GENERAL

Determinar las condiciones que permitan reducir la producción de lodos biológicos en una planta de tratamiento de aguas residuales, por medio de un modelo matemático realizando una simulación con software.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analizar las condiciones biológicas del proceso con las que opera la PTAR.
- Caracterizar el Agua Residual y Cuantificar los lodos generados en la PTAR.
- Crear un modelo que represente el proceso de remoción en la PTAR.
- Definir valores de Carga Orgánica adecuada.
- Determinar una estrategia que permita reducir la producción de lodos.

2.3. HIPÓTESIS

A menor Carga Orgánica se tiene menor producción de lodos.

2.4. JUSTIFICACIÓN

Se llaman lodos biológicos a los residuos sólidos remanentes en las PTAR's, están conformados por materia orgánica, microorganismos, compuestos no biodegradables y sales (Ortiz *et al.*, 1995), su costo de tratamiento puede representar hasta un 50% del valor de la construcción de las PTAR's (Mejía, 2006), o bien, la eliminación de los lodos biológicos en exceso es costosa, y se puede estimar en hasta un 60% del costo total de operación de una PTAR (Xu *et al.*, 2018).

La problemática que existe en el manejo de los lodos biológicos en México es amplia y diversa. Un problema en su manejo es el alto contenido microbiológico que estos presentan (Barrios *et al.*, 2000). Otro problema es que gran parte de los lodos generados son descargados al drenaje o son desechados sin ningún tipo de tratamiento previo en depósitos, presas, terrenos y en el mejor de los casos han sido dispuestos en lagunas y

rellenos sanitarios, generando diversas problemáticas, por ejemplo, el vertido de lodos en sitios inadecuados genera una contaminación severa (Castrejón *et al.*, 2010), lo cual representa un problema de salud pública.

Por otra parte, los procesos biológicos convencionales para el tratamiento de las aguas residuales municipales, enfrentan los problemas del alto consumo de energía y una producción de lodos biológicos excesiva (Jun Gu *et al.*, 2018), siendo este último, un tópico medular para su manejo, ya que por ello se tienen repercusiones operativas, económicas y de salud pública.



3. MARCO TEORICO

3.1. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento de aguas residuales es un proceso que se ha vuelto necesario en un mundo cambiante, donde el crecimiento poblacional y la demanda de productos o insumos dinamizan la industria y traen como consecuencia la producción de agentes contaminantes domésticos e industriales que acaban incorporándose en el vertido de aguas en los alcantarillados. El fundamento de los sistemas de tratamiento está basado en uno o varios métodos de diseño de la amplia variedad existente.

Los modelos para el diseño de PTAR's, disponen de un conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos, sistematizados en tanques o equipos, y utilizados individualmente o en combinación, que eliminan la contaminación en sus diversas formas, presente en el agua residual posterior al uso humano. Los procesos físicos pueden resumirse en sistemas de pretratamiento, pero también se usan en procesos posteriores, por ejemplo, posterior a la aplicación de químicos que facilitan la floculación y la precipitación. Los procesos químicos pueden ser diversos, pero sus técnicas se basan principalmente en la utilización de compuestos que provocan la oxidación o la reducción de los contaminantes en el agua.

Los procesos biológicos para el tratamiento de agua son los más utilizados en México, están basados en la degradación de los contaminantes por medio de bacterias contenidas en la biomasa de los rectores biológicos. Los procesos biológicos, generalmente tratamientos secundarios, tienen como principal objetivo, remover las sustancias coloidales y estabilizar la materia orgánica (M. O.) presente en el agua residual. Dichos procesos pueden usarse conjuntamente con tratamientos fisicoquímicos, dependiendo del nivel de tratamiento, de la calidad deseada del agua residual, del uso o disposición que se pretende dar.

Los procesos biológicos más comúnmente usados son: los lodos activados, las lagunas de estabilización y los filtros percoladores; sin embargo, existen otras variantes de estos procesos que pueden ser utilizadas para lograr requerimientos específicos de tratamiento.



Los procesos biológicos principales para el tratamiento de aguas residuales se llevan a cabo en el reactor biológico, los cuales se clasifican de manera general en 3 tipos:

- Por el tipo de respiración: Aerobios y Anaerobios
- Por el tipo de biomasa: En suspensión y biopelícula
- Por el tipo de flujo: Mezcla completa y flujo pistón

El proceso de lodos activados es un proceso biológico aerobio con biomasa en suspensión y de mezcla completa, que está basado en la generación de flóculos que tienen principalmente materia orgánica con gran cantidad de bacterias que tienen la propiedad de degradar y absorber la materia coloidal y disuelta, alimentándose de ella y convirtiéndola en sólidos insolubles putrescibles.

En los procesos de biomasa en suspensión, los lodos se mantienen en un estado de mezcla completa. Sin embargo, existen variantes del proceso, en estas variantes, y en particular la aereación extendida, requieren de un control adecuado del proceso ya que involucran simultáneamente procesos de degradación biológica, oxidación, floculación, sedimentación, digestión y estabilización de la materia orgánica suspendida y disuelta, y de la destrucción de bacterias y otros patógenos. Una de las ventajas de la aereación extendida es que, al salir del Sedimentador Secundario, los lodos que se tienen que desechar están prácticamente digeridos, simplemente se espesan, deshidratan y disponen en algún sitio.

Por último, el agua se envía a un sistema de desinfección, pudiendo ser con dosificación de reactivos, por ejemplo, cloro, o bien a través de otros medios como es el ozono y la luz ultravioleta.

El tren de proceso típico en PTAR's municipales con sistema de lodos activados cuenta con pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario, y desinfección (tratamiento terciario), además de un sistema de tratamiento de lodos.



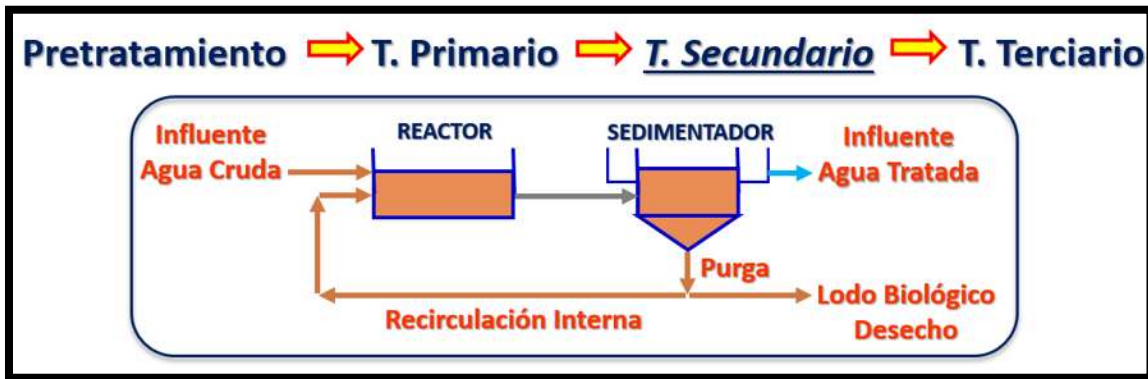


Figura 1. Tren de proceso típico en PTAR's municipales con sistema de lodos activados.

3.1.1. CRITERIOS DE CARGA

Para el control de los procesos llevados a cabo en los sistemas de lodos activados, se han propuesto una serie de variables de uso común, las cuales son: la relación alimento/microorganismos (Food/Mass) o carga orgánica, y el tiempo de retención celular TRC, o SRT por sus siglas en inglés (Solid Retention Time).

La relación alimento/microorganismo (Carga orgánica) se define como (Food/Mass):

$$F/M = S_o \cdot T \cdot X$$

Donde:

- F/M = relación alimento/microorganismos, $\text{kgDQO}/\text{kgSSV} \cdot \text{d}$
- S_o = concentración de DBO o DQO en el influente, gDQO/m^3
- T = tiempo de retención hidráulica del reactor, $T = V/Q_o$, d
- X = concentración de SSV en el reactor, kgSSV/m^3

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

$$U = [F/M] \cdot 100 \cdot E$$

$$E = [S_o - S \cdot S_o] \cdot 100 \cdot S$$

Donde:

- E = eficiencia del proceso
- S = Concentración de DBO o DQO en el reactor, gDQO/m³

Sustituyendo la ecuación de la tasa de utilización específica por la relación F/M y por la ecuación de la eficiencia, se obtiene:

$$U = [S_o/S] \cdot T \cdot X$$

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

- a. Definición por el volumen del reactor:

$$SRT = [V \cdot X \cdot Q_w \cdot X_w] + [Q_e \cdot X_e]$$

Donde:

- SRT= tiempo de retención celular basado en el volumen del reactor, d
- V= volumen del reactor, m³
- X= concentración de SSV en el reactor, kgSSV/m³
- Q_w= caudal del lodo purgado, m³/d
- X_w= concentración de SSV en el lodo purgado, kgSSV /m³
- Q_e= caudal del efluente tratado, m³/d
- X_e= concentración de SSV en el efluente tratado, kgSSV/m³

- b. Definición a partir del volumen total del sistema:

$$SRT_t = [X_t \cdot Q_w \cdot X_w] + [Q_e \cdot X_e]$$



Donde:

- 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, kg/m^3
- Q_w = caudal del lodo purgado, m^3/d
- X_w = concentración de SSV en el lodo purgado, kg/m^3
- Q_e = caudal del efluente, m^3/d
- X_e = concentración de SSV en el efluente, kg/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.

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 (Carga Orgánica), y el grado de utilización específica U , es la siguiente:

$$SRT = [Y \cdot (F/M) \cdot 100 \cdot E] - kd = [Y \cdot U] - kd$$

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, $gSSV/gSSV \cdot d$

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 través de bibliografía, ensayos de laboratorio y registros de operación, se ha podido concluir que la utilización de tiempos medios de retención celular comprendidos entre 5 y 10 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 $\text{kgDBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ del reactor, pueden oscilar entre 0.3 y 3 $\text{kg DBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$. Sin embargo, usar estos parámetros para el diseño de tratamientos de agua con presencia de residuos industriales, puede generar problemas (Barker P. y Dold P., 1997).

3.1.2. 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 $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$, 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 SRT.

A continuación, se indican los valores de referencia de diseño de plantas de tratamiento de lodos activados.



Tabla 1. Valores de referencia para diseño de lodos activados (Metcalf y Eddy, 2003)

Modificación de proceso	SRT, d	Carga Orgánica kg DBO ₅ aplicada/ kg SSVLM•d	Carga volumétrica, kg de DBO ₅ aplicada/ m ³ •d	SSLM, mg/L	V/Q, h	Q _r /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) ^a (4000-10000) ^b	(0.5-1.0) ^a (3-6) ^b	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 descon.	NA	0.05-0.31	0.08-0.24	1500-5000 ^o	12-50	NA
Reactor Deep Shaft	SI	0.5-5.0	SI	SI	0.5-5	SI
Nitrificación única	8-20	0.10-0.25 (0.2-0.15) ^c	0.08-0.32	2000-3500	6-15	0.50-1.50
Nitrificación en etapas separadas	15-100	0.05-0.20 (0.04-0.15) ^c	0.05-0.14	2000-3500	3-6	0.50-2-00

^a Unidad de contacto - ^b Unidad de estabilización de lodos - ^c NKT/SSLVM - ^d Los SSLM varían en función de la fase de ciclo operativo - NA = No aplicable - SI = Sin información

En una planta de tratamiento de lodos activados con aguas residuales urbanas, la DBO_5 del efluente, varía normalmente entre 2 y 4 mg/L (Tchobanoglous *et al.*, 2000). Existen varios procesos de lodos activados convencionales.

3.1.3. PRODUCCIÓN DE LODOS

El tratamiento biológico del agua trae como consecuencia la formación de lodos biológicos, subproductos difíciles de tratar y que implican un costo en su manejo y disposición. La composición de los lodos generados en el tratamiento de aguas residuales es diversa, pero sus características varían en función del proceso que da origen a los lodos (Oropeza, 2006).

Estos lodos residuales son llamados lodos secundarios o lodos biológicos, ya que se captan posteriormente al proceso biológico y en los sedimentadores secundarios, es habitual que los lodos biológicos producidos en la mayoría de las PTAR en México se descarguen en sistemas de alcantarillado sanitario e incluso en pluviales, en cuerpos de agua bienes de la nación, o bien vertidos en tiraderos a cielo abierto sin ningún tratamiento, por lo que no se toman medidas de seguridad que eviten la contaminación de suelos y mantos freáticos, esto genera problemas de contaminación y salud pública, a nivel superficial por la proliferación de insectos y roedores, y además provoca un severo problema de contaminación al nivel de los acuíferos que suministran agua a pozos y manantiales utilizados para agua potable.

En general, las líneas de tratamiento de lodos se encuentran enfocadas a dos aspectos fundamentales, que son la reducción de volumen y la estabilización (Dégremont, 1980).

El uso del lodo biológico desechado requiere de equipamiento especializado, lo cual aumenta el costo del tratamiento, sin embargo, es justificable en términos medioambientales, ya que se incorporan nutrientes esenciales para la naturaleza y a la vez se transforma un residuo potencialmente peligroso en un recurso útil, así, lo que se llama gestión de excelencia consigna cada residuo a un tratamiento especializado: reciclaje, composteo, incineración y relleno sanitario.



El Plan de Residuos de Holanda, fija objetivos del 30% de reciclaje, 30% de compostaje, 30% para generación de energía y el 10% a relleno sanitario, mientras que, en Viena el esquema es de 50% para valorización energética, 29% de reciclaje, 12% de compostaje y 9% a relleno sanitario (Oropeza, 2006).

En México no existe una cifra oficial reportada sobre la producción de lodos generados en el país y son muy pocas las plantas que realizan algún proceso de estabilización de los lodos residuales, ya que generalmente, carecen de las instalaciones para llevar a cabo el tratamiento necesario y la disposición final adecuada de los lodos generados. Los procesos que se han reportado como más utilizados para la estabilización son la digestión aerobia y el tratamiento con cal, procesos adoptados probablemente por su facilidad de operación. En menor proporción son usados el composteo y muy rara vez, la digestión anaerobia (Moeller, 1997), aunque recientemente ha incrementado la utilización de digestores anaerobios, dada la posibilidad de producir biogás para la producción de energía eléctrica.

En el año 2000, Castrejón y otros, presentaron un estudio realizado a los lodos de 18 PTAR con diversos sistemas de tratamiento, ubicadas en varios estados de la República Mexicana, presentan caudal de agua tratada, tecnología de tratamiento de lodos y producción de lodos, con base en estas tasas de producción de lodos se realizó una estimación preliminar de la producción de lodos en 6 PTAR con sistemas de tratamiento de lodos activados.

Tabla 2. Concentración y Producción estimada de lodos.

	Gasto (L/s)	Trat. de Agua Residual	Trat. de lodos biológicos	Prod. Lodo (t/d)	Conc. lodos (mg/L)
1	500	LA	E + DAN + D	5.30	0.12
2	1,760	LA	E + DAN + D	55.88	0.37
3	4,300	LA	E + DAN + D	94.49	0.25
4	500	LA	E + DAE + D	15.56	0.36
5	124	LA	E + DAE + D	2.85	0.27
6	416	LA	E + DAE + D	6.52	0.18

Simbología: LA = Lodos Activados; E = Espesamiento; DAN = Digestión anaerobia; DAE = Digestión aerobia; D = Deshidratación.



De lo anterior podemos ver que la concentración de lodos no sólo depende del tipo de proceso de tratamiento. Hay otros parámetros de operación que resultan de particular importancia como son: la carga orgánica, el tiempo de retención celular, el equilibrio de nutrientes en el sustrato de los microorganismos, las condiciones hidrodinámicas, etc.

Recientemente se han realizado estudios que reportan que los lodos biológicos, (que en México han significado un grave problema) pueden ser reutilizados como mejoradores de suelos de cultivo agrícola sin riesgos a la salud y al ambiente, demostrado que incrementan el 10 al 85% el rendimiento de los cultivos en relación con fertilizantes comunes, dadas sus concentraciones y su equilibrio de nutrientes, así, estos desechos podrían ser aprovechados después de ser sometidos a diversos procesos de estabilización, generando biosólidos que podrían aplicarse como fertilizante dependiendo de las características del suelo.

Para este tipo de aplicación es importante cuidar su calidad sanitaria, dada la presencia de microorganismos patógenos; así como las concentraciones de metales pesados y compuestos tóxicos en general, ya que estas características harían que fueran considerados como residuos peligrosos, teniendo que mandarlos a tratamiento y disposición final como residuos peligrosos, en vez de aprovecharse como mejoradores de suelo.

En México, así como en otros países en vías de desarrollo, la descarga de desechos de los procesos que se llevan a cabo en la industria en las redes de alcantarillado sanitario, es un hecho que no ha podido ser controlado y que puede dificultar la reutilización de los lodos resultantes del tratamiento de aguas residuales, lo cual se debe a su alto contenido de contaminantes tóxicos, organoclorados y metales pesados, entre otros, mientras que en países europeos la utilización de estos lodos es una práctica habitual, en donde las empresas encargadas de los sistemas de alcantarillado y tratamiento pagan a intermediarios para transportar los lodos hasta los campos agrícolas.

El conocimiento de la producción de lodo es importante puesto que afecta al diseño de las instalaciones de tratamiento y la disposición de lodo en exceso (purga), en específico, este

trabajo aborda como tema central la generación de lodos biológicos en exceso, y analiza el impacto de la Carga Orgánica de manera que ayuden a disminuir su producción. La producción diaria de lodo que hay que purgar se puede estimar mediante la siguiente ecuación:

$$Px = [Y_{obs} \cdot Qo \cdot (So - S) \cdot 103] - 1$$

Donde:

- Px = producción diaria neta de lodo activado, medida en términos de SSV, kgSSV/d
- Y_{obs} = producción observada, kgSST/kgDQO
- Qo = caudal del influente, m³/d
- So = concentración de DBO o DQO en el influente, gDQO/m³
- S = concentración de DBO o de DQO en el efluente, gDQO/m³

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

$$Y_{obs} = Y_1 + [kd \cdot SRT]$$

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 línea de retorno de lodos se retiene un porcentaje importante de sólidos, resulta razonable emplear SRT_t, especialmente si se supone que la respiración endógena se produce tanto si el cultivo bacteriano se halla bajo condiciones aerobias como anaerobias.

3.2. TRATAMIENTO DE LODOS

Los lodos son un inevitable residuo de los procesos biológicos de tratamiento de las aguas residuales, por ello es importante establecer lineamientos que hagan más eficiente su manejo, por ello, se tiene la hipótesis de que al definir valores adecuados de Carga Orgánica se pueden establecer criterios de operación que permitan obtener un menor volumen en la producción de lodos.



Los lodos biológicos se producen en procesos de tratamientos biológicos que convierten sustratos en biomasa. También se componen de materia particulada que permanece en el agua después de la sedimentación primaria (si esta existiera) y se incorpora en la biomasa. La cantidad producida depende de factores como la eficiencia del tratamiento primario, la relación de SSV/DQO (Carga Orgánica), la cantidad de sustrato soluble, la remoción de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) y en general por los criterios de diseño del tratamiento.

3.3. MODELACIÓN DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

3.3.1. LA MODELACIÓN EN LA INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA

Un modelo es la representación de la realidad a través de una ecuación o sistema de ecuaciones que consideran constantes: como coeficientes y parámetros, además de variables: ya sean dependientes o independientes; de tal manera que queden definidos los procesos involucrados en tal sistema, los cuales responden a condiciones iniciales para producir un resultado. Al elaborar un modelo, se debe buscar representarlo con la mayor simplicidad posible, con tal de que sea fácil de estudiar y manipular.

Las reglas de representación de un modelo permiten definir condiciones iniciales por las cuales se arrojarán resultados finales, es decir, se definen datos de entrada y se arrojarán datos de salida. La estructura interna del modelo es la que permitirá definir la relación que existe entre los datos de entrada y los datos de salida.

La simulación es la forma en la que se desenvuelve un modelo que será probado para replicar el comportamiento real de un fenómeno y así poder estudiarlo. La elaboración de modelos se realiza cuando es difícil o costoso analizar el sistema en la realidad, además es útil cuando un sistema es muy complejo de entender.

Por su estructura interna, los modelos pueden ser:

- Físicos – Representación a escala de un fenómeno (Física)
- Matemáticos – Representa fenómenos con una fórmula matemática (Cuantitativo)



- Deterministas, Estocásticos, Numéricos
- Gráficos – Representación visual de datos mediante gráficos (Visual)
 - Análogos – Usan analogías para representar un sistema con la misma formulación matemática que otro sistema. (Cuantitativo)
- Conceptuales – Es un mapa abstracto de conceptos y la relación entre sí. (Cualitativo)

Un modelo es una representación cualitativa, cuantitativa o física de un sistema con el fin de estudiar el comportamiento de los procesos del sistema sin desarrollarlos en la realidad.

3.3.2. MODELOS PARA PTAR'S CON LODOS ACTIVADOS

Los modelos que representan el tratamiento de aguas residuales son formulaciones matemáticas que describen procesos específicos realizados en zonas específicas (tanques), expresados con balances de materia tomando en cuenta las reacciones cinéticas, la hidrodinámica y el transporte de tal materia dentro de ciertos límites predefinidos.

El diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR's) tiene la finalidad de remover los contaminantes de las aguas servidas, para ello existen procesos, físicos, químicos y biológicos. En el diseño de PTAR's en México, el proceso de tratamiento más utilizado es el biológico, por el cual serán removidos los contaminantes en el agua, llevado a cabo principalmente en un reactor.

En los modelos con procesos biológicos, destacan los Modelos para Lodos Activados o Activated Sludge Model (ASM por sus siglas en inglés); en ellos, la hidrodinámica y el transporte de materia es muy puntual para cada proceso, ya que depende de su configuración física; en cambio, la reacción cinética (transformación) de la materia, ocasiona cambios químicos que dependen de condiciones locales, ambientales y de las concentraciones de contaminantes del agua residual en un determinado momento.

Cada proceso del modelo está interrelacionado con los demás procesos por medio de la ley de Lavoisier (la cual se resuelve a través de balances de masa) los cuales se representan con una serie de ecuaciones diferenciales que deben ser resueltas para describir los cambios de estado del sistema por medio de variables de estado que pueden ser estimadas mediante estequiometría al agua residual, por ejemplo, las concentraciones de biomasa, carbono, oxígeno, nitrógeno, etc.

El balance de masas de la reacción química que se lleva a cabo dentro del reactor aerobio con el sistema de lodos activados se puede simplificar al decir que la mezcla en el reactor se compone de: agua, materia orgánica, micronutrientes, oxígeno y bacterias; y que por medio de oxidación se obtiene: más bacterias, agua, dióxido de carbono y amoníaco.

El balance de masas para los modelos matemáticos que representan los sistemas de lodos activados resulta en un sistema de ecuaciones, el cual puede ser muy complejo de resolver, por lo que para su resolución se pueden utilizar herramientas computacionales. El acomodo de estas ecuaciones, de modo que puedan ser comprensibles, se ha realizado de forma matricial, que es una forma estructurada de presentar los elementos del modelo y como se interrelacionan entre ellos.

Los modelos para lodos activados (ASM) fueron desarrollados por la Asociación Internacional del agua (International Water Association) IWA por sus siglas en inglés. Existen varios modelos de la IWA: el ASM1 y ASM3, que son capaces de predecir la degradación de la materia orgánica, la nitrificación y la desnitrificación; por otro lado, el modelo ASM2 y ASM2d incluyen además la remoción biológica de fósforo.

3.3.3. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL MODELO DE LODOS ACTIVADOS NO. 1

El modelo ASM1 es considerado un modelo de referencia pues fue el que propició la aceptación por modelar el tratamiento de aguas residuales primero por la comunidad científica y de investigación, y después por su uso en la práctica. Su aceptación se dio a la



par de la llegada de computadoras de mejor desempeño. El modelo ASM1 es considerado actualmente el estado del arte para la modelación de sistemas de lodos activados, se ha convertido a su vez en referencia para proyectos científicos y prácticos y su uso se ha implementado en la mayoría de los paquetes de software disponibles para el modelado y simulación de las PTAR.

El modelo ASM1 fue desarrollado por un grupo de trabajo de 1982 a 1987 (Jeppsson, 1996). Tiene como propósito simular la degradación de la materia orgánica, así como la nitrificación y desnitrificación de los procesos de lodos activados. El modelo fue presentado utilizando la notación matricial y cuenta con 13 componentes de los cuales 7 son material disuelto y 6 son material particulado. Dentro de los 13 componentes los 7 primeros se relacionan con las sustancias carbonosas del agua y del lodo (medidos en DQO), mientras que existen 4 constituyentes nitrogenados además del oxígeno y de 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.

3.3.4. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL MODELO DE LODOS ACTIVADOS NO. 2

El modelo ASM2 presenta un concepto para la simulación dinámica de procesos biológicos combinados para la remoción de DQO, nitrógeno y fósforo. Es una extensión del modelo ASM1, su principal función es la simulación para la remoción del fósforo, aun así, el modelo no es la respuesta final a los modelos de remoción biológica del fósforo, sino que es una herramienta de ayuda entre la complejidad y la simplicidad de diferentes puntos de vista de lo que debería ser un modelo correcto. El modelo ASM2 es más complejo que su predecesor el ASM1, incluye más componentes las cuales son requeridas para poder caracterizar el agua residual, uno de los factores más significantes del modelo ASM2 con respecto al ASM1 es que a la biomasa se le considera una estructura celular interna.



El modelo ASM2 se compone de 19 variables de estado y 19 procesos de transformación y aunque supone una mejora en cuanto al modelado de PTAR, su uso solo es recomendado para modelado de PTAR de aguas residuales municipales, ya que fue creado para trabajar entre un rango de cargas de contaminantes que normalmente son encontradas en las descargas municipales (Henze et al., 2002).

3.3.5. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL MODELO DE LODOS ACTIVADOS NO. 3

Aunque la llegada del ASM1 resultó en la simplificación y unificación de los métodos de cálculo para el modelado de PTAR, se hizo notable también que el propio modelo tiene limitantes por las cuales se propuso el modelo ASM3 (Henze et al., 2002).

- a) El modelo ASM1 no incluye expresiones cinéticas que tomen en cuenta la alcalinidad y el nitrógeno que presentan los organismos heterótrofos.
- b) No incluye al nitrógeno orgánico particulado y al soluble biodegradable, éstos no pueden ser fácilmente medidos y hace que el uso del ASM1 se limite.
- c) No se diferencian las tasas de decaimiento de nitrógeno bajo condiciones anóxicas y aerobias.

Tabla 3. Modelos bio-cinéticos disponibles (IWA, 2010)

Modelo	ASM1	ASM3	ASM2d	Barker y Dold	ASM3 + P	TUD	UCTPHO+
Año de publicación	1986	1998	1995	1997	2001	2004	2007
Tipo	C/N	C/N	C/N/P	C/N/P	C/N/P	C/N/P	C/N/P
Nitrificación	si	Si	Si	si	Si	si	si
Desnitrificación	si	No	Si	si	Si	si	si
Fermentación	no	No	Si	si	No	si	si
Bio —P	no	No	Si	si	Si	si	si
pH limitaciones	Alk w	Alk lim	Alk lim	no	Alk lim	Alk lim	no
Precip. P con Fe y Al	no	No	Si	no	No	no	no
No. procesos	8	12	21	36	23	22	35
No. Variables de estado	13	13	19	19	17	18	16
No. parámetros	24	42	78	67	78	92	59

3.3.6. MODELO ASM1 A DETALLE

El ASM1 es un modelo estructurado basado en la cinética de Monod que predice los procesos de las reacciones biológicas (Van Loosdrecht et al., 2015). Además, es un modelo que describe un sistema de lodos activados con oxidación de carbono, nitrificación y desnitrificación. Una fracción de sustrato rápidamente biodegradable se utiliza para el crecimiento de la biomasa y el resto es oxidado como fuente de energía, aumentando la demanda de oxígeno asociado. Este modelo cuenta con 8 procesos de transformación biológica, los cuales interactúan con 13 componentes contenidos en el agua residual. El sistema contempla también dos clases de componentes en cuanto a sus características físicas: material particulado, que se denota con el símbolo X, y material soluble, denotado con el símbolo S. De los 13 componentes, 7 son solubles y 4 particulados.

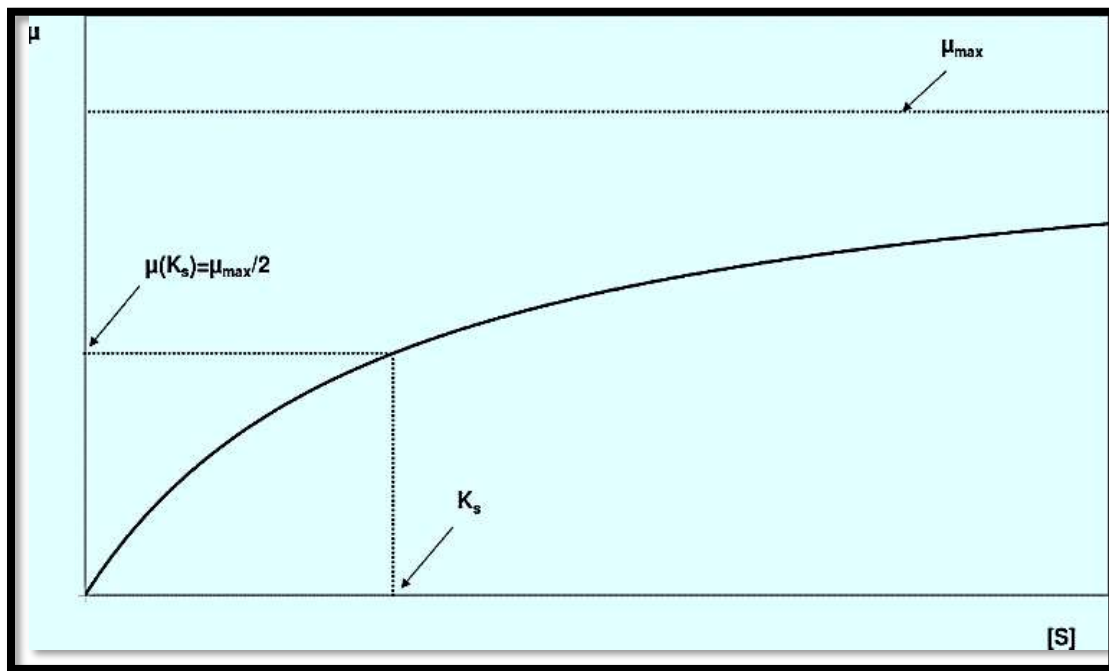


Figura 2. Tasa de crecimiento específica μ en función de la concentración de sustrato S

La ecuación de Monod que describe la tasa de crecimiento (reacción cinética) de los microorganismos es:

$$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{S}{K_s + S}$$

Las características del modelo ASM son (IWA, 2010):

- Es de tipo determinístico o mecanístico.
- Con una sola expresión matemática se describen fenómenos parciales reales.
- El modelo se expresa a través de un balance de masas y describe cambios en las concentraciones del sistema.
- Los balances combinan el transporte de sustancias (flujos) y los procesos de transformación.

- Los procesos de transporte son características específicas de cada sistema: configuración geométrica, distribución de flujos, mezcla, recirculación, purga de lodos, etc.
- Los procesos de transformación dependen de la situación local, es decir, los compuestos químicos cambian de estructura con una velocidad en función de biodegradabilidad (rápida, lenta, inerte).

Además, este modelo distingue entre dos tipos de biomasa: la biomasa heterótrofa y los organismos nitrificantes quimio autótrofos, a los que se le llama biomasa autótrofa (Montiel, 2007). La ecuación de balance de masas para el reactor biológico, por medio del modelo ASM1 se puede escribir como sigue:

$$\frac{d\varepsilon}{dt} = [r(\varepsilon)] + \left[\frac{Q}{V} \cdot (\varepsilon_{in} - \varepsilon)\right]$$

Donde ε y ε_{in} son los vectores de las concentraciones de todos los componentes en el reactor y la entrada, respectivamente, Q es el gasto del influente y V es el volumen del reactor, la tasa de dilución “ D ” se define como la relación Q/V ; el vector de conversión $r(\varepsilon)$ es el vector de la cinética de reacción para los 8 procesos (Smets et al., 2003).

Component	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Process Rate, ρ_j [ML ³ T ⁻¹]
j Process	η	S_i	S_s	X_i	X_s	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	X_P	S_O	S_{NO}	S_{NH}	S_{ND}	X_{NO}	S_{ALK}	
1 Aerobic growth of heterotrophs			$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H}$
2 Anoxic growth of heterotrophs			$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{2.86 Y_H}$		$-i_{XB}$			$\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2.86 Y_H}$	$\hat{\mu}_H \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_H X_{B,H}$
3 Aerobic growth of autotrophs							1		$\frac{4.57}{Y_A} + 1$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XB} - \frac{1}{Y_A}$			$-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7 Y_A}$	$\hat{\mu}_A \left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A}$
4 'Decay' of heterotrophs				$1-f_r$	-1			f_r					$b_{H,X_{B,H}}$		$b_H X_{B,H}$
5 'Decay' of autotrophs				$1-f_r$		-1		f_r					$b_{A,X_{B,A}}$		$b_A X_{B,A}$
6 Ammonification of soluble organic nitrogen											1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_d S_{NO} X_{B,H}$
7 'Hydrolysis' of entrapped organics		1			-1										$k_h \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + (X_S/X_{B,H})} \left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H}$
8 'Hydrolysis' of entrapped organic nitrogen												1	-1		$\rho_i (X_{NO}/X_S)$
Observed Conversion Rates [ML ³ T ⁻¹]															$\eta = \sum_j v_j \rho_j$
Stoichiometric param: Heterotrophic yield: Y_H Autotrophic yield: Y_A Fraction of biomass yielding particulate products: f_r Mass N/mass COD in biomass: i_{XB} Mass N/mass COD in products from biomass: i_{XP}															Kinetic Parameters: Heterotrophic growth and decay: $\hat{\mu}_H, K_S, K_{O,H}, K_{NO,H}$ Autotrophic growth and decay: $\hat{\mu}_A, K_{NH}, K_{O,A}, b_H$ Correction factor for anoxic growth of heterotrophs: η_H Ammonification: k_d Hydrolysis: k_h, K_X Correction factor for anoxic hydrolysis: η_h
Soluble inert organic matter [M(COD)L ⁻³]															
Readily biodegradable substrate [M(COD)L ⁻³]															
Particulates inert organic matter [M(COD)L ⁻³]															
Slowly biodegradable substrate [M(COD)L ⁻³]															
Active heterotrophic biomass [M(COD)L ⁻³]															
Active autotrophic biomass [M(COD)L ⁻³]															
Particulate products arising from biomass decay [M(COD)L ⁻³]															
Oxygen (negative COD) [M(-COD)L ⁻³]															
Nitrate and nitrite nitrogen [M(N)L ⁻³]															
NH ₄ ⁺ /NH ₃ nitrogen [M(N)L ⁻³]															
Soluble biodegradable organic nitrogen [M(NH ₄)L ⁻³]															
Particulate biodegradable organic nitrogen [M(NH ₄)L ⁻³]															
Alkalinity - Molar units															

Figura 3. Acomodo matricial del modelo ASM1

Los 8 procesos de transformación que considera el modelo ASM1 son los siguientes:

1. Crecimiento aeróbico de organismos heterótrofos

$$1) \gamma_1 = \mu_{max,H} \left(\frac{S_S}{S_S + K_S} \right) \left(\frac{O_2}{O_2 + K_{OH}} \right) \left(\frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \right) X_{BH}$$

2. Crecimiento anaeróbico de organismos heterótrofos

$$2) \gamma_2 = \eta_g \mu_{max,H} \left(\frac{S_S}{S_S + K_S} \right) \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + O_2} \right) \left(\frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \right) X_{BH} \left[\left(\frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right) + \left(\frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{ClO_3}{ClO_3 + K_{ClO_3}} \right) \right]$$

3. Crecimiento aeróbico de organismos autótrofos

$$3) \gamma_3 = \mu_{max,A} \left(\frac{O_2}{O_2 + K_{OA}} \right) \left(\frac{S_{NH}}{S_{NH} + K_{NH}} \right) X_{BA}$$

4. Decaimiento de organismos heterótrofos

$$4) \gamma_4 = b_H X_{BH}$$

5. Decaimiento de organismos autótrofos

$$5) \gamma_5 = b_A X_{BA}$$

6. Amonificación de nitrógeno orgánico soluble

$$6) \gamma_6 = k_a S_{ND} X_{BH}$$

7. Hidrolisis de materia orgánica biodegradable particulada

$$7) \gamma_7 = k_h \left(\frac{X_S / X_{BH}}{X_S / X_{BH} + K_X} \right) \left\{ \left(\frac{O_2}{O_2 + K_{OH}} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{OH}}{K_{OH} + O_2} \right) \left[\left(\frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} \right) + \left(\frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{ClO_3}{ClO_3 + K_{ClO_3}} \right) \right] \right\} X_{BH}$$

8. Hidrolisis de nitrógeno orgánico particulado

$$8) \gamma_8 = \gamma_7 X_{ND} / X_S$$



Mientras que sus 13 componentes son las siguientes:

$$1) \frac{dS_I}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{I,in} - S_I)$$

$$2) \frac{dS_S}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{S,in} - S_S) - \frac{1}{Y_H} r_1 - \frac{1}{Y_H} r_2 + r_6$$

$$3) \frac{dX_I}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{I,in} - X_I) - f_p r_4 - f_p r_5$$

$$4) \frac{dX_S}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{S,in} - X_S) + (1 - f_p) r_4 + (1 - f_p) r_5 - r_6$$

$$5) \frac{dX_{BH}}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{BH,in} - X_{BH}) + r_1 + r_2 - r_4$$

$$6) \frac{dX_{BA}}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{BA,in} - X_{BA}) + r_3 - r_5$$

$$7) \frac{dO_2}{dt} = \frac{Q}{V} (O_{2,in} - O_2) - \frac{1-Y_H}{Y_H} r_1 - \frac{4.57-Y_A}{Y_A} r_3 + \frac{Q_{air}}{V} C_{air} + K_L a (O_2^* - O_2)$$

$$8) \frac{dS_{NO}}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{NO,in} - X_{NO}) - \frac{1-Y_H}{2.86_H} r_{2,NO_3^-} + \frac{1}{Y_A} r_3$$

$$9) \frac{dS_{NH}}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{NH,in} - S_{NH}) - i_{XB} r_1 - i_{XB} r_2 - \left(i_{XB} - \frac{1}{Y_A} \right) r_3 + r_6$$

$$10) \frac{dS_{ND}}{dt} = \frac{Q}{V} (S_{ND,in} - S_{ND}) - r_6 + r_8$$

$$11) \frac{dX_{ND}}{dt} = \frac{Q}{V} (X_{ND,in} - X_{ND}) + (i_{XB} - f_p i_{XE}) r_4 + (i_{XB} - f_p i_{XE}) r_5 - r_8$$

$$12) \frac{dClO_3^-}{dt} = \frac{Q}{V} (ClO_3^-_{in} - ClO_3^-) - Y_{ClO_3^-}$$

$$13) \frac{dCl^-}{dt} = \frac{Q}{V} (Cl^-_{in} - Cl^-) - Y_{ClO_3^-}$$



Tabla 4. Componentes del modelo ASM1

Componente	Descripción
Ss	Materia orgánica biodegradable soluble
Si	Materia orgánica inerte soluble
SNH	Nitrógeno amoniacal disuelto
SND	Nitrógeno orgánico soluble
SON	Nitratos y nitritos
O2	Oxígeno disuelto
SALK	Alcalinidad
Xs	Biomasa biodegradable particulada
Xi	Biomasa inerte particulada
XP	Biomasa inerte proveniente del decaimiento celular
XB,H	Biomasa heterotrófica activa
XB,A	Biomasa autotrófica activa
XND	Nitrógeno orgánico particulado
YA, fp, ixB, ixB, KOH, KNO, KO,A, bA	Algunos parámetros cinéticos y estequiométricos son valores semi-empíricos y fijos en el modelo ASM1

De forma resumida, los procesos considerados en el modelo ASM1 son 4:

1. Crecimiento de la biomasa
2. Decaimiento de la biomasa
3. Amonificación del nitrógeno orgánico
4. Hidrolisis de las partículas orgánicas

Para poder facilitar el modelado solo se toma en consideración el sustrato rápidamente biodegradable para el crecimiento la biomasa heterotrófica. En el caso del sustrato

lentamente biodegradable se considera eliminado por suspensión instantáneamente al ser atrapado en el floculo, convirtiéndose en rápidamente biodegradable.

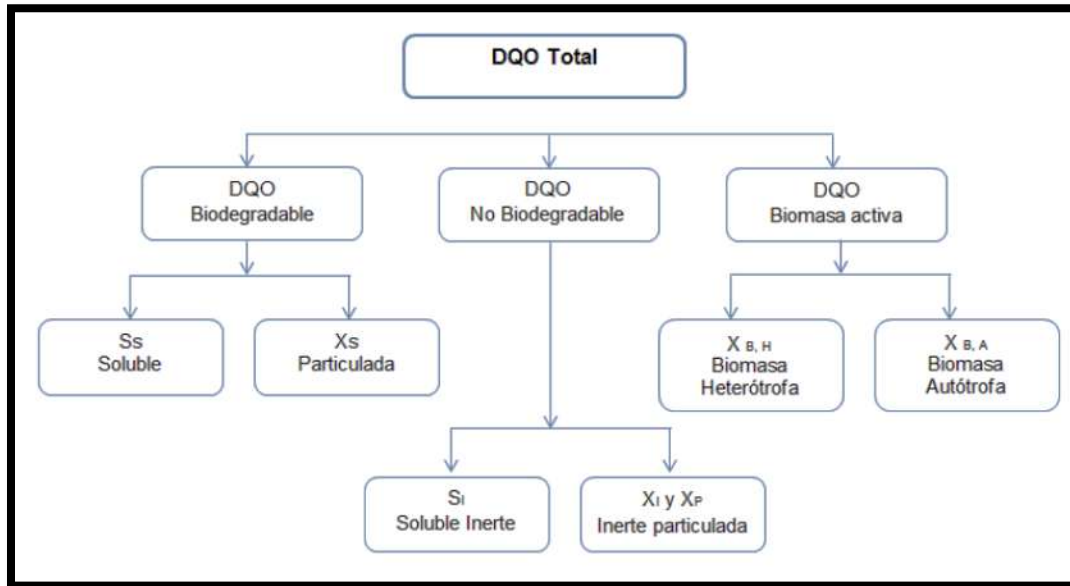


Figura 4. Fragmentación de la DQO en el ASM1 (Jeppsson, 1996).

El material carbonoso del modelo está dividido en un primer tiempo en DQO biodegradable, DQO no biodegradable y biomasa. La parte biodegradable está dividida en una fracción rápidamente biodegradable (Sólidos Suspendidos Solubles) y en una fracción lentamente biodegradable (Xs, particulada).

Se toma como hipótesis que la fracción rápidamente biodegradable está compuesto de materia orgánica soluble que se adsorbe y metaboliza rápidamente por los microorganismos mientras que la fracción Xs compuesta de partículas, coloides y materia orgánica compleja, sufre una hidrólisis enzimática antes de poder ser adsorbida. En realidad, la fracción lentamente biodegradable incluye compuestos orgánicos solubles difícilmente biodegradables que para fines de simplificación son tratados como si fueran materia particulada.

La fracción no biodegradable de la DQO está dividida en una fracción soluble inerte (SI) y en una fracción particulada (XI). Las dos fracciones no son afectadas por el proceso, SI se va en el efluente de la planta de tratamiento pasando por el sedimentador secundario mientras que XI se mezcla con el lodo purgado y contribuye a los Sólidos Suspendedos Volátiles (SSV).

La biomasa activa se divide en dos tipos de grupos de microorganismos: heterótrofos (XB,H) y autótrofos (XB,A). Se introduce una variable adicional XP, que representa la fracción inerte de productos del decaimiento de la biomasa, esto con la finalidad de simplificar, aunque en la realidad no se puede diferenciar XP de XI en el lodo (Cheikh Fall).

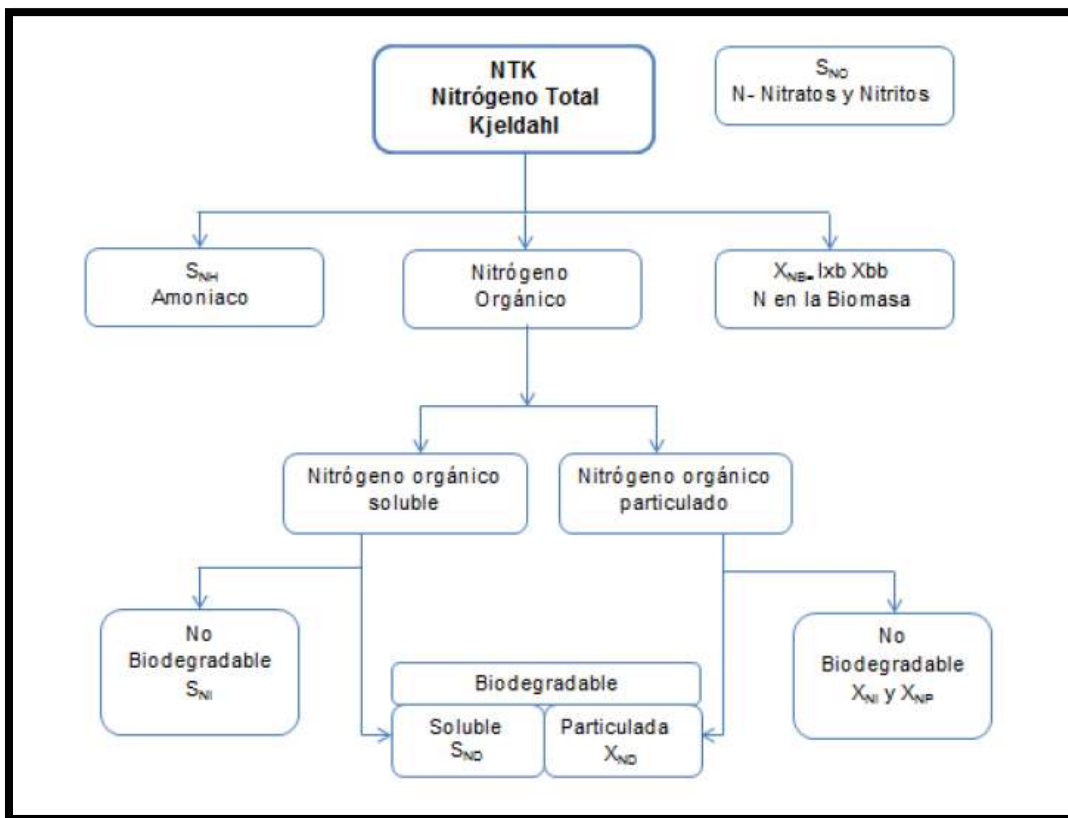


Figura 5. Componentes nitrogenados del agua residual (Hydromantis, 2015).

El nitrógeno total presente en el sistema incluye por un lado los nitratos y nitritos (SNO) y por otro el nitrógeno total de Kjeldahl (NTK). Con fines de simplificación del modelo, nitratos y nitritos han sido combinados en un solo componente.

El nitrógeno total de Kjeldahl se fragmenta en nitrógeno amoniacal (SNH, que incluye el N-NH_4^+ y N-NH_3), nitrógeno orgánico y nitrógeno contenido en la biomasa. De forma similar al DQO, el nitrógeno orgánico se divide en una fracción soluble y otra particulada, cada uno tiene su fracción biodegradable y no biodegradable. Únicamente las fracciones biodegradables, la soluble (SND) y la particulada (XND), aparecen de forma explícita en el modelo. El nitrógeno de la biomasa activa (XNB) se considera indirectamente ya que el decaimiento produce nitrógeno orgánico particulado biodegradable. El nitrógeno orgánico asociado a la fracción de productos inertes particulados (XNP), así como el Nitrógeno asociado a la fracción inerte de materia orgánica (XNI) se pueden calcular fácilmente, aun si no se muestran en la matriz del modelo (Cheikh Fall).

3.3.7. SOFTWARES PARA MODELACIÓN

En los últimos años, se ha desarrollado un gran número de softwares de simulación para la aplicación de modelos para la simulación de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. Estos modelos y su puesta en práctica han contribuido a la comprensión de los sistemas ambientales y a la comunicación del conocimiento entre científicos (Reichert, 2006).

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

- Ayuda en el diseño de plantas de tratamiento
- Capacitación de operadores de plantas de tratamiento de aguas residuales y en las instituciones educativas
- Asistente en la operación, análisis de datos y estrategias de control
- Apoyo para la Identificación de problemas en las plantas de tratamiento existentes



- Herramienta para el desarrollo y evaluación de modelos matemáticos
- Sistema experimental para determinación de frecuencia de muestreo, ubicación de los sensores, mediciones, etc.

En los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales, los microorganismos conforman el mayor porcentaje de la biomasa, y son los que tienen el rol principal, ya que su objetivo es eliminar la materia orgánica a través de la oxidación, liberando dióxido de carbono (CO₂) en el proceso.

3.3.8. COMPARATIVA DE SOFTWARES

En 1994, Vanrolleghem realizó un análisis comparativo de los softwares existentes para el análisis y diseño de PTAR's, de los cual obtuvo la siguiente tabla:

Tabla 5. Softwares con enfoque de acuerdo al usuario final. (Vanrolleghem et al.,1994)

Nombre	Analista de programas informáticos	Investigador	Consultor	Ingeniero operador del proceso	Proveedor
Aquasim	X	X	-	-	EAWAG
AS40	-	X	X	-	Aquasystem
Asim	X	X	-	-	EAWAG
Biowin	-	X	X	-	EnviroSim Associates Ltd
Capdetworks	X	X	X	X	Hydromantis
Crispisim	-	-	-	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	EnviroSim Associates Ltd
Simworks	-	X	X	X	Hydromantis
SSSP	-	-	X	-	Prof. Grady
UCT	-	X	X	-	Prof. Ekama

3.3.9. SOFTWARE GPS-X

GPS-X es un programa hecho por Hydromantis Inc., diseñado para la simulación y diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales.

Características del software:

- Sistema flexible, en el usuario puede modificar modelos existentes, cambiar la interfaz y agregar 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 y optimización de procesos.
- Módulo de valoración del proceso dinámico para la valoración de parámetros de tiempo variable usando datos históricos.

La interfaz del software GPS-X está basada en los siguientes modelos:

- ASM1: Modelo de lodos activados No.1, estándar internacional para transformaciones y eliminación de carbono y nitrógeno.
- ASM2d: Modelo de lodos activados No.2d, que incluye la transformación de carbono, nitrógeno y el fósforo.
- ASM3: Modelo de carbono y nitrógeno de la IWA Task Group.
- Mantis: versión de ASM1 desarrollada por Hydromantis que contiene una modificación que describe con precisión la desnitrificación aerobia.
- Two step mantis: Variación en el modelo Mantis, con dos fases de la nitrificación.
- New General: ASM1 ampliado a la eliminación biológica de fósforo.
- Prefermenter: Modelo para la generación de ácidos grasos volátiles para los procesos de eliminación biológica de fósforo.

3.4. ANTECEDENTES EN LA REDUCCIÓN DE LODOS BIOLÓGICOS

Las tecnologías de última generación aplicadas a aguas residuales, para la reducción de lodos biológicos, incluyen tratamiento químico, mecánico, térmico, eléctrico, desacoplamiento químico, depredación de protozoos/metazoos, etc. La tecnología de ácido nitroso (FNA) parece buena en trenes de tratamiento de aguas residuales, pero aparentemente solo a escala de laboratorio. Los nuevos procesos de tratamiento de aguas residuales incluyen eliminación de nitrógeno autótrofo acoplado a lodo activado de alta velocidad y a Biorreactores de Membrana Anaeróbica, los cuales reducen la producción de lodos. (Quilin Wang *et al.*, 2017)

Se desarrolló un proceso de tratamiento de aguas residuales, en el cual se logra la reducción de lodos biológicos en exceso utilizando ozono e incorporando fósforo a un proceso convencional aerobio/anaerobio. Los resultados de rendimiento del sistema muestran que este sistema es práctico, y que se logró el 30% del grado de solubilización mediante ozonización (W. Saktaywin *et al.*, 2005)

De 200 plantas de lodos activados existentes en Irán, la mayoría están sobrecargadas y resultado de ello tienen baja eficiencia. Se rehabilitó y puso en funcionamiento como planta piloto, una de las plantas de tratamiento de aguas residuales en el oeste de Teherán. Se utilizó un biorreactor de membrana en lugar de biorreactor de lodo activado convencional, y además se utilizó como unidad de pretratamiento un reactor anaerobio de flujo ascendente. En busca de datos con mayor precisión se utilizó agua residual municipal enriquecida como influente. Basado en los resultados obtenidos, el mejor tiempo de retención en este sistema fue de 4 horas, y la eficiencia total de eliminación de DQO fue del 98%, la aplicación de esta modificación aumentaría 5 veces la capacidad de la planta y se lograría la reducción hasta 10 veces del exceso de lodos biológicos. (Hosseini *et al.* 2011).

En el tratamiento de aguas residuales, el crecimiento neto de lodos se puede controlar mediante la retención de los sólidos en el lodo activado, especialmente en aguas residuales



de alta biodegradabilidad. Cuando se aumenta el tiempo de retención celular (SRT, Solid Retention Time), las concentraciones de Sólidos Suspendidos (MLSS) y Sólidos suspendidos volátiles (MLVSS) alcanzan valores máximos de rendimiento y el crecimiento observado tiende a cero. Midiendo la calidad de las aguas residuales, verificando las condiciones operativas de la planta de tratamiento, y realizando análisis microscópicos de los lodos, se puede demostrar que las bajas proporciones de Demanda Química de Oxígeno (DQO) / Nitrógeno, aumentan la acumulación de lodo debido a la desnitrificación accidental en clarificadores. La rápida recirculación de los lodos activados es esencial, ya que reduce la condensación de los lodos y el tiempo de retención hidráulica en los clarificadores. Bajo ciertas operaciones las tasas de carga de los lodos pueden superar los valores límite de la literatura. (Amanatidou *et al.*, 2015)

El deterioro de la sedimentación de lodos biológicos es un problema común en los sistemas de reducción de lodos con desacopladores de metabolismo (DM). Los mecanismos de deterioro se pueden estudiar mediante la realización de pruebas de laboratorio. El índice de volumen de lodo aumentó de 88.0 ml/g SS a 158.9 ml/g SS con DM. Los cambios de SPE dieron como resultado el deterioro de la sedimentación de lodos en los sistemas de DM (Yunping Han *et al.*, 2017).

Al aplicar técnicas de lisis, por ejemplo, un proceso OSA en combinación con un tratamiento de ultrasonido, en una planta de tratamiento de aguas residuales a escala de laboratorio con tratamiento mecánico, se pueden obtener reducciones de lodo de entre 45% y 78% (P.M. Romero *et al.*, 2017).

Los resultados de los procesos donde se busca la reducción de lodos basada en la regulación de la asignación de sustrato entre el catabolismo y el anabolismo, indica que la reducción de lodo fue del 14.8% y regularmente se obtiene una excelente eliminación de nutrientes, simultáneamente en una baja disolución en sistemas de lodos activados por oxígeno (Peng Yan *et al.*, 2018).



4. METODOLOGÍA

El desarrollo de la investigación consta de las siguientes etapas:

- a) Caracterización del agua residual por medio de los parámetros de calidad y tasa de producción de lodos de la planta de tratamiento en estudio.
- b) Elección y elaboración del modelo de la planta.
- c) Calibración y validación del modelo elaborado.
- d) Simulación para determinar los valores adecuados de Carga orgánica que disminuyan la producción de lodos.

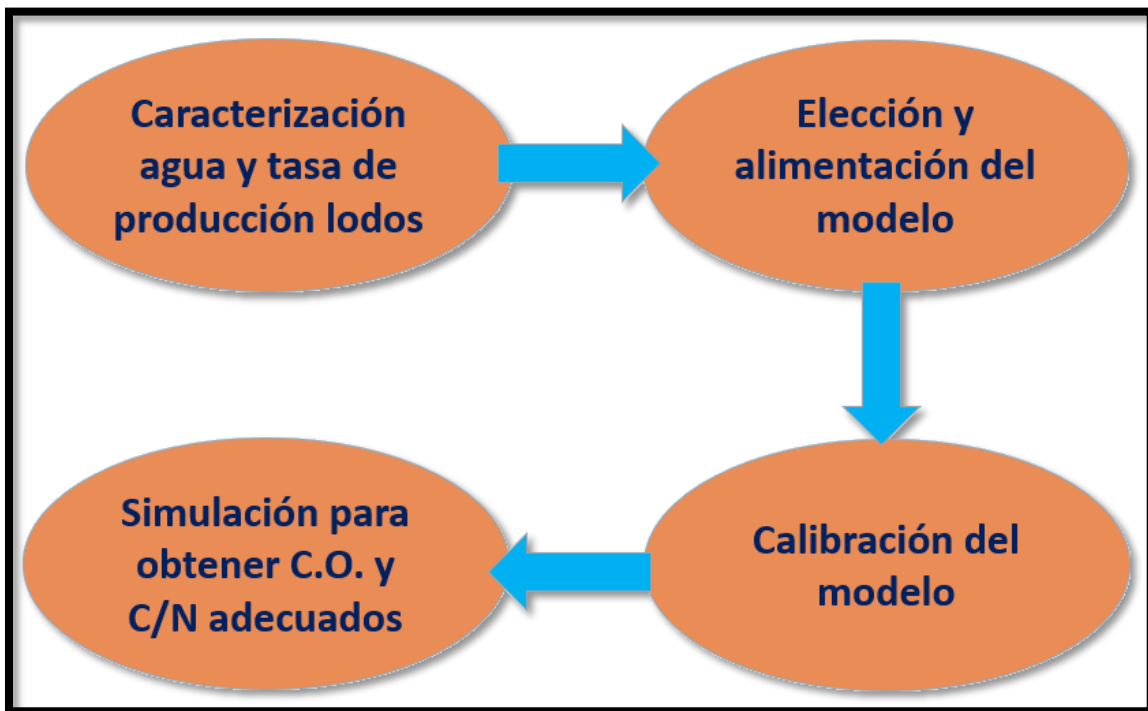


Figura 6. Metodología a seguir para la obtención de valores de C.O. adecuados

Los métodos para realizar las etapas anteriormente mencionadas se describen a continuación.

4.1. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

La caracterización del agua residual se hará por medio de los parámetros de calidad y de la tasa de producción de lodos de la planta de tratamiento. Para ello se emplearán los métodos establecidos en las Normas Mexicanas. Se enlistan las normas utilizadas para determinar estos parámetros:

Tabla 6. Métodos de prueba para determinar las características de las aguas residuales

Parámetro	Unidades	Método de prueba
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/L	NMX-AA-034-SC FI-2001
Sólidos Sedimentables (SS)	mg/L	NMX-AA-004-SC FI-2000
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	mg/L	NMX-AA-034-SC FI-2001
Grasas y aceites (G y A)	mg/L	NMX-AA-005-SCFI-2000
Temperatura	°C	NMX-AA-007-SCFI-2001
Conductividad	ps/cm	NMX-AA-093-SCFI-2000
Nitrógeno Total Kjendall (NTK)	mg/L	NMX-AA-026-SCFI-2001
Nitrógeno amoniacal	mg/L	NMX-AA-026-SCFI-2001
Fósforo Total (PT)	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
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO ₅)	mg/L	NMX-AA-028-SCFI-2001
Demanda B. de Oxígeno soluble (DBO _{5s})	mg/L	NMX-AA-028-SCFI-2001
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	NMX-AA-030-SCFI-2001
Coliformes Totales	NMP/100mL	N MX-AA-042-SC FI-2001
Coliformes Fecales	NMP/100mL	NMX-AA-042-SCFI-2001
Huevos de Helminto	unidades/L	NOM-001-SEMARNAT-1996

Adicionalmente se deberá contar con la tasa de producción de lodos de la planta de tratamiento.

4.2. ELECCIÓN Y ELABORACIÓN DEL MODELO

De acuerdo a las características de cada uno de los modelos ofrecidos, se seleccionará el más adecuado y se procederá a elaborar el modelo de la planta de tratamiento, alimentando con los datos y las características particulares de la misma.



En el año de 1982 la Asociación Internacional del Agua (International Water Association, IWA) convocó a un grupo de trabajo para desarrollar un modelo simple que representara el sistema de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales. El modelo fue discutido en 1985 en un seminario en Dinamarca y el resultado final fue llamado ASM1 (Activated Sludge Model 1) publicándose formalmente en 1987.

El modelo ASM1 contempla los procesos de degradación de materia orgánica (principalmente carbono) medido indirectamente como DQO o DBO, el crecimiento de la biomasa medida como SSV, así como la remoción de Nitrógeno. Dado que los parámetros que se estudiarán son la carga orgánica, y están definidos por el Carbono, el Nitrógeno y los SSV, y dada la “simplicidad” con el que se estructuró el modelo ASM1, se ha elegido este modelo para trabajar, y dada la facilidad que se tiene hoy en día para utilizar tecnología computacional, el desarrollo del modelo puede realizarse en algún software que sea adecuado para tal fin.

4.2.1. DATOS GENERALES PARA LA MODELACIÓN

Componentes de un modelo ASM para plantas de tratamiento:

- Modelo de flujo. Describe los componentes hidráulicos de la planta
- Modelo biocinético. Describe la transformación y eliminación de C, N y P.
- Caracterización del influente. Se deben hacer mediciones de los parámetros de calidad del agua (IWA, 2010).

Tabla 7. Datos requeridos para modelar un sistema de tratamiento de agua.

Parámetro	Unidad	Comentarios
Gasto medio	m ³ /d	Gasto del influente
Recirculación de lodos	m ³ /d	RAS de toda la planta
Edad de lodos	d	Tiempo de retención celular
Temperatura	°C	Temperatura a la que se opera
Número de tanques		Número de tanques según diseño
Volumen de tanques	m ³	Volumen de cada tanque



El software GPS-X es de fácil entendimiento ya que cuenta con una interfaz sencilla que simplifica la inserción de datos y la compresión de resultados. Se seleccionó GPS-X para la simulación por la flexibilidad del programa, ya que permite la implementar cualquier tipo de tratamiento, previo, primario, secundario y terciario para aguas residuales, y utiliza las constantes cinéticas de los modelos ASM1, ASM2d y ASM3 establecidos por la IWA.

El GPS-X contribuirá a la simulación del funcionamiento de la PTAR existente, cuenta con un simulador en pantalla con interruptores y controles que imitan el funcionamiento de cualquier planta. Para ello será necesario especificar las características del influente (DQO, DBO, SST, NTK, etc...) junto con varios coeficientes estequiométricos para describir la relación entre la DBO y DQO (Takács, 2007). La calibración de los parámetros ayudará a afinar cualquier planta simulada para describir con precisión el desempeño de la planta real.

Es necesario alimentar el modelo con los parámetros de entrada y las condiciones iniciales del sistema en cada una de las estructuras o procesos que se llevan a cabo, de acuerdo a lo siguiente:

- Parámetro de entrada: Físicos, operacionales, estequiométricas y cinéticas.
- Condiciones iniciales: Volumen inicial y concentraciones iniciales.

Se ha seleccionado para este proyecto una PTAR de Morelia, se han obtenido los datos generales para la alimentación del modelo. La PTAR es una planta de lodos activados, biomasa en suspensión, completamente mezclado, continuo y con suministro de aire por medio de difusores.

4.2.2. PARÁMETROS DE ENTRADA

Los parámetros físicos están definidos por las dimensiones de los tanques y/o estructuras; longitudes, anchos, profundidades útiles, configuración física. En los parámetros operacionales se consideran la carga orgánica (CO), el coeficiente de rendimiento (Y), la tasa de crecimiento (μ), tiempo de retención celular (SRT) y el tiempo de retención hidráulica (TRH), además de algunas condiciones fisicoquímicas como el oxígeno disuelto (OD), el PH y la temperatura (T). En la



estequiometría se consideran las fracciones orgánicas de la DQO, DBO, Nitrógeno, SSV, biomasa autótrofa y heterótrofa. Los coeficientes cinéticos se refieren a los de la biomasa heterótrofa, la biomasa autótrofa, la hidrólisis y la amonificación.

4.2.3. CONDICIONES INICIALES

En cuanto a las condiciones iniciales, se pueden considerar al volumen inicial, las superficies de los clarificadores, y algunos otros parámetros implícitos en las dimensiones, como tirantes útiles y las variaciones de los volúmenes de almacenamiento. Las concentraciones iniciales de DQO, DBO, Nitrógeno y SSV, se tomarán las concentraciones en el efluente e influente,

4.2.4. PARÁMETROS ESTEQUEOMÉTRICOS Y CINÉTICOS

Estos parámetros servirán para calibrar y analizar la sensibilidad del modelo, y se han obtenido de años de estudio y práctica de diseño de procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales. La bibliografía sugiere rangos de valores para estos parámetros, los cuales deberán ser ajustados dentro de la calibración para obtener un modelo calibrado. Los parámetros que se utilizaron para la alimentación inicial del modelo son:

Tabla 8. Parámetros estequiométricos y cinéticos utilizados en el modelo.

PARÁMETROS	UNIDADES	SYMBOL	10 °C	20 °C	RANGOS
Parámetros Estequiométricos					
Rendimiento heterótrofo	g de DQO de células formadas / g DQO oxidado	YH	0.67	0.67	0.38 a 0.75
Rendimiento autótrofo	g de DQO de células formadas / g N oxidado	YA	0.24	0.24	0.07 a 0.28
Fracción particulada de biomasa	adimensional	fP	0.08	0.08	0.08
Relación N/DQO en la biomasa	g N / g DQO de biomasa	iXB	0.086	0.086	0.086
Relación N/DQO en la biomasa producida	g N / g DQO de productos	iXP	0.06	0.06	0.02 a 0.1
Parámetros Cinéticos					
Tasa específica máxima de crecimiento heterótrofo	día-1	$\mu_{H,max}$	3	6	0.6 a 13.2
Tasa de decaimiento heterótrofa	día-1	bH	0.2	0.62	0.05 a 1.6
CSM heterótrofa	g DQO/m3	KS	20	20	5 a 225

CSM de oxígeno para heterótrofos	g O ₂ /m ³	KO,H	0.2	0.2	0.01 a 0.20
CSM de nitrato para heterótrofos desnitrificantes	g N-NO ₃ /m ³	KNO	0.5	0.5	0.1 a 0.5
CSM de oxígeno para autótrofos	g O ₂ /m ³	KO,A	0.4	0.4	0.4 a 2.0
CSM de amoníaco para autótrofos	g N-NH ₃ /m ³	KNH	1	1	1
CSM para la hidrólisis de sustratos lentamente biodegradables	g DQO lentamente biodeg./ g DQO células	KX	0.01	0.03	0.01 a 0.03
Tasa de decaimiento autótrofo	día-1	bA	0.1	0.2	0.05 a 0.2
Tasa de amonificación	m ³ ./ g DQO. Día	ka	0.04	0.08	0.04 a 0.08
Tasa específica máxima de hidrólisis	g DQO lentamente biodeg./ g DQO células .día	kh	1	3	1.0 a 3.0
Tasa específica máxima de crecimiento autótrofo	día-1	μ A	0.3	0.8	0.2 a 1.0
Factor de corrección para el crecimiento anóxico de heterótrofos	adimensional	ηγ	0.8	0.8	0.6 a 1.0
Factor de corrección para la hidrólisis anóxica	adimensional	ηh	0.4	0.4	0.4 a 1

CSM (Coeficiente de Saturación Media)

4.2.5. CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

De la amplia variedad de pruebas de caracterización a las aguas residuales que se manejan en la norma mexicana, en la que se encuentran cerca de 20 análisis, para el caso de la PTAR en estudio, se tienen 4 parámetros medidos en el influente y en el efluente de la planta, además de los gastos máximos mínimos, medios y máximos promedio para cada mes, en un periodo de 6 meses, además de que se cuenta con los datos de producción de lodos de este mismo semestre. Estos parámetros son: la Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO₅), la Demanda Química de Oxígeno (DQO), los Sólidos Suspendedos Totales (SST) y el Nitrógeno Total (NT).

También será necesario usar algunos otros datos de caracterización del agua que no se han podido recopilar, pero que serán determinados por medio de recomendaciones de la



bibliografía o de investigaciones en la materia, como por ejemplo los Sólidos Suspendidos Volátiles, la Demanda Bioquímica de Oxígeno última (DBO_u) la Alcalinidad y el Amoníaco Libre Ionizado (NH_4^+).

4.2.6. DQO FRACCIONADA COMO VARIABLE DE ESTADO

Uno de los desarrollos más significativos, logrado para mejorar la comprensión del proceso de lodos activados fue la adopción de la DQO como componente modelo para el sustrato. Entre la DBO, COT y DQO, el task group propuso utilizar la demanda química de oxígeno, porque es el único que permite establecer una liga clara entre los equivalentes de electrones entre el sustrato orgánico, la biomasa activa y el oxígeno utilizado (Task group 1987, Uday Cokgor et al. 1998). De esta forma se pueden realizar balances de masas que cierren. La prueba de DQO es además rápida y repetible. Sin embargo, se había ya observado claramente que la DQO total, sola como tal, no es suficiente para predecir bien la producción de lodo y el consumo de oxígeno. Se sabía que la materia orgánica es muy heterogénea, siendo formada por una larga gama de compuestos, pero las observaciones experimentales permitieron llegar al consenso de que la materia orgánica biodegradable puede representarse dividiéndola en solo dos grupos de compuestos que tienen una diferencia muy marcada entre sus tasas de degradación (Uday Cokgor et al. 1998).

El fraccionamiento de la DQO distingue la DQO inerte de la DQO biodegradable, según los índices de la biodegradabilidad (Henze et al., 2000). La fracción inerte se divide en DQO inerte soluble (S_i) y en DQO inerte particulada (X_i). El S_i del influente pasa a través del sistema sin ser afectado por las reacciones bioquímicas dentro del reactor, mientras que el X_i se acumula en el lodo, contribuyendo a los sólidos suspendidos volátiles (Orhon y Cokgör, 1997). Por otro lado, la DQO biodegradable está subdivida en una fracción soluble fácilmente biodegradable (S_s) y en una fracción lentamente biodegradable (X_s).

La determinación experimental de las 4 fracciones de DQO ha sido discutida en la literatura (Ekama et al., 1986; Germirli et al., 1991; Ince et al., 1998; Henze et al., 2000),



distinguiéndose dos principales tipos de métodos de fraccionamiento: por respirometría y por vía físico-química. Ejemplos de estudios donde se utilizaron métodos respirométricos para la caracterización de aguas residuales son los de Ekama et al., 1986; Fall et al., 2011b; Xu y Hasselblad, 1996; Kappeler y Gujer, 1992; y Mathieu y Etienne, 2000. Por otro lado, el protocolo de la STOWA (Roeleveld y van Loosdrecht, 2002), que es un método de fraccionamiento físico-químico, ha recibido especial atención por la facilidad de aplicación, ya que sustituye pruebas respirométricas por filtraciones a 0.1 μm , y análisis de DQO y DBO.

A nivel mundial se ha practicado el fraccionamiento de la DQO, con la finalidad de generar una base de datos de patrones típicos de fraccionamiento, destacando para este estudio, el realizado en el agua residual de Toluca por el protocolo STOWA (Vázquez-Mejía, 2013).

4.3. CALIBRACIÓN DEL MODELO

Una vez elaborado el modelo se realizará una simulación alimentada con los datos actuales de la planta de tratamiento, en especial la Carga Orgánica, lo cual servirá para calcular la tasa de producción de lodos.

En cuanto a la calibración, se pretende que, a través de la comparativa de la tasa de producción de lodos calculada contra la tasa real, y calibrando algunas variables de estado y ciertos parámetros cinéticos y estequiométricos del modelo, deberemos llegar a asemejar ambos valores de la producción de lodos.

La calibración es el procedimiento con el cual se logra un modelo capaz de describir los procesos en una PTAR. Cuando se requiere la simulación para fines de optimización del proceso, será necesario calibrar el modelo con los datos de efluente y lodo de la misma PTAR (Loaiza et al., 2010).

Para realizar la calibración de la PTAR se requiere definir el modelo hidráulico del reactor, debido a que la eficiencia del proceso se relaciona con la hidráulica del mismo. La definición de la estructura del modelo hidrodinámico es parte integral en la mayoría de los protocolos de calibración (Loaiza et al., 2010).



La calibración de los modelos ASM1 pueden lograrse por varios procedimientos, uno de ellos el protocolo STOWA, con el cual se fracciona la DQO, y fue propuesto por la Asociación Holandesa de Investigación Aplicada al Agua.

Primeramente, se determinan las cuatro fracciones de la DQO, y para lograr esto se requiere la medición de las DQO totales y solubles en el influente, y el efluente tratado, así como la DBO en el influente, lo que nos ayudará a medir todas las fracciones necesarias tal como se explica a continuación para el modelo STOWA (Vázquez-Mejía, 2013):

- Una vez obtenidos los resultados de DQO en el influente y el efluente se procede a realizar las operaciones siguientes:

a) Se sabe que la suma de las fracciones de DQO, por definición

$$DQO_{Tot.Inf} = Si + Ss + Xs + Xi$$

b) Se determina la fracción Si

$$Si = DQO_{Sol.Efl}$$

c) Se obtiene de la fracción Ss (Ss-físico)

$$Ss = DQO_{Sol.Inf} - Si$$

d) Con la ayuda de los resultados anteriores obtener de la fracción Xs

$$DBOt = DBOu \cdot (1 - e^{-k_{DBO} \cdot t})$$

$$DQOb = \frac{1}{1 - f_{DBO}} \cdot DBOu$$

- En cuanto a la f_{DBO} , la literatura nos recomienda valores de 0.15 (Roeleveld y Van Loosdrecht, 2002)

$$DQOb = Ss + Xs$$

$$Xs = DQOb - Ss$$



e) Y por último la determinación de la última incógnita la fracción X_i

$$X_i = DQO_{Tot.Inf} - (S_i + SS + X_s)$$

4.4. SIMULACIÓN DEL MODELO

En esta etapa se realizará una simulación con el apoyo de software, en la cual se irán ajustando los valores de Carga orgánica hasta llegar a valores adecuados, los cuales serán los que arrojen una disminución en la producción de lodos en comparación con la tasa real de producción en la planta de tratamiento.



5. RESULTADOS

5.1. DATOS RECOPIADOS DE CARACTERIZACIÓN DEL AGUA

Los datos recopilados se presentan a continuación:

Tabla 9. Caudales y datos de caracterización del agua residual de la PTAR en estudio.

	OCT- NOV- 2017	NOV- DIC- 2017	DIC.2017- ENE.2018	ENE- FEB- 2018	FEB- MAR- 2019	MAR- ABR- 2019	Prom.
Producción de Lodos (L/s)	0.012	0.012	0.012	0.012	0.012	0.012	0.012
Gasto máximo (L/s)	110.8	104.9	93.8	99.1	85.6	93.3	97.91
Gasto medio (L/s)	99.4	91	86.8	81	78.5	83.6	86.71
Gasto mínimo (L/s)	89.5	77.2	75.3	63.4	68.5	73.2	74.51
Influente - DBO₅ (mg/L)	342.23	347.7	393.15	352.99	393.21	399.02	371.38
Influente - DQO (mg/L)	778.45	985.39	1015.68	1010.51	1055.63	1061.28	984.49
Influente - SST (mg/L)	400.63	509	345.16	443.47	425.33	497	436.76
Influente - N Total (mg/L)	41.21	59.82	78.64	61.08	83.66	74.13	66.42
Efluente - DBO₅ (mg/L)	4.83	13.31	2.54	6.29	3.41	2.52	5.48
Efluente - DQO (mg/L)	21.6	24.44	29.44	26.39	25.11	18.06	24.17
Efluente - SST (mg/L)	3.13	3.19	4.39	3.94	2.93	2.61	3.36
Efluente - N Total (mg/L)	11.61	11.32	12.39	9.52	11.84	6.84	10.58

La producción de lodos es de 1807 toneladas base húmeda en el semestre Octubre – Abril de 2017.

5.2. ALIMENTACIÓN DEL MODELO

El modelo ha sido alimentado con las condiciones iniciales, caracterización del agua y con los parámetros estequiométricos y cinéticos que se indica.

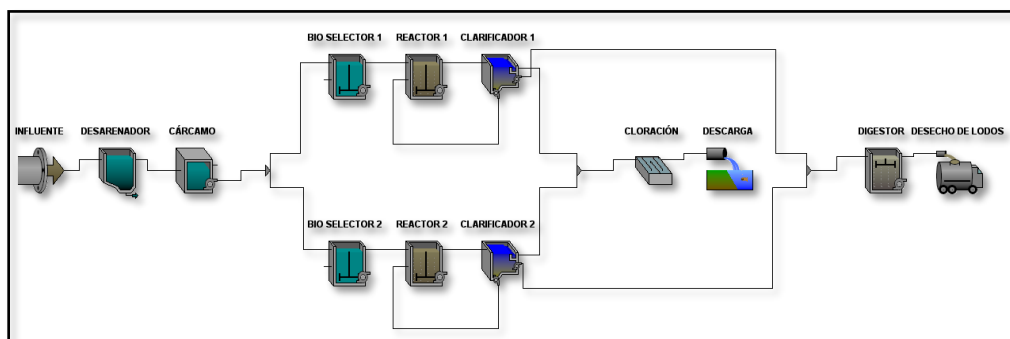


Figura 7. Tren de tratamiento de la PTAR en estudio.

En el modelo se ingresaron los datos de flujo, biocinéticos y de caracterización del influente.

- **Modelo de flujo.** Se describen los componentes hidráulicos de la planta, tren de tratamiento, tanques, dimensiones, interconexiones.
- **Modelo biocinético.** Describe la transformación y eliminación de C, N y P. Se ingresan las características del modelo; en este caso utilizando el modelo ASM1, usando librerías que consideran eliminación de carbono y nitrógeno, modelando en estado estacionario, considerando los coeficientes cinéticos y estequiométricos adecuados.
- **Caracterización del influente.** Se obtuvieron los parámetros de calidad del agua de la PTAR, en influente y en efluente general, además de concentraciones en el reactor biológico.

Se presentan a continuación algunas figuras de la alimentación de estos parámetros en el software GPS-X, que ha sido utilizado para procesar este modelo.



User Inputs

Influent Composition

cod	DQO total	gCOD/m3	778.45
tkn	NTK total	gN/m3	41.21
snh	amoníaco libre e ionizado	gN/m3	25.0

Dissolved Oxygen

so	oxígeno disuelto	gO2/m3	0.0
----	------------------	--------	-----

Nitrogen Compounds

sno	nitrato y nitrito	gN/m3	0.0
snn	dinitrógeno (nitrógeno molecular)	gN/m3	0.0

Alkalinity

salk	alcalinidad	mole/m3	7.0
------	-------------	---------	-----

Influent Fractions

icv	proporción XCOD / SSV	gCOD/gVSS	1.47
fbod	Tasa DBO5 / DBOúltima	-	0.68
ivt	proporción SSV / SST	gVSS/gTSS	0.75

Organic Fractions

frsi	soluble inert fraction of total COD	-	0.16
frss	readily biodegradable fraction of total COD	-	0.27
frxi	particulate inert fraction of total COD	-	0.08
frxu	part. cell decay products fraction of total C...	-	0.0
frxbh	heterotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0
frxba	autotrophic biomass fraction of total COD	-	0.0

Nitrogen Fractions

frsnh	fracción del amonio en el NKT soluble	-	0.9
-------	---------------------------------------	---	-----

ASM1 Nutrient Fractions

ixbn	Contenido de N de la biomasa activa	gN/gCOD	0.086
ixun	Contenido de N de la masa endógena / inerte	gN/gCOD	0.06

Figura 8. Condiciones iniciales ingresadas en el Influent Advisor

Estequiometría del modelo

Fraciones generales

[16] fracción de biomasa que lleva a los productos particula... 0.08 gCOD/gCOD

Biomasa Heterotrófica Activa

[16] rendimiento heterotrófico 0.666 gCOD/gCOD

Biomasa activa autotrófica

[16] rendimiento autotrófico 0.24 gCOD/gN

Aceptar Cancelar

Estequiometría de variable compuesta

Fraciones orgánicas

[16] XCOD/SSV 1.48 gCOD/gVSS

[16] Tasa DBO5 / DBOúltima 0.66 -

Fraciones de nutrientes

[16] Contenido de N de la biomasa activa 0.086 gN/gCOD

[16] Contenido de N de la masa endógena / inerte 0.06 gN/gCOD

Aceptar Cancelar

Figura 9. Parámetros estequiométricos del Reactor Biológico.

Biomasa Heterotrófica Activa

[16] tasa de crecimiento específica máxima de la biomasa he... 0.0 1/d

[16] coeficiente de media saturación del sustrato biodegrad... 20.0 mgCOD/L

[16] coeficiente de media saturación del oxígeno 0.2 mgO2/L

[16] coeficiente de media saturación del nitrato 0.5 mgN/L

[16] factor de crecimiento anoxico 0.8 -

[16] tasa de descomposición de la biomasa heterotrófica 0.62 1/d

Biomasa activa autotrófica

[16] tasa de crecimiento específica máxima de la biomasa au... 0.8 1/d

[16] coeficiente de media saturación del amoniac para el cr... 1.0 mgN/L

[16] tasa de descomposición de la biomasa autotrófica 0.2 1/d

[16] coeficiente de media saturación del oxígeno para el crec... 0.4 mgO2/L

Hidrólisis

[16] tasa de hidrólisis específica máxima 3.0 1/d

[16] coeficiente de media saturación del sustrato lentament... 0.03 gCOD/gCOD

[16] factor de hidrólisis anoxica 0.4 -

Amonificación

[16] tasa de amonificación 0.08 m3/gCOD/d

Temperatura

[16] coeficiente de temperatura para muh 1.072

[16] coeficiente de temperatura para bh 1.029

[16] coeficiente de temperatura para mua 1.072

[16] coeficiente de temperatura para ba 1.029

[16] coeficiente de temperatura para kh 1.072

[16] coeficiente de temperatura para ix 1.072

[16] coeficiente de temperatura para ka 1.072

Aceptar Cancelar

Figura 10. Parámetros cinéticos del Reactor Biológico.

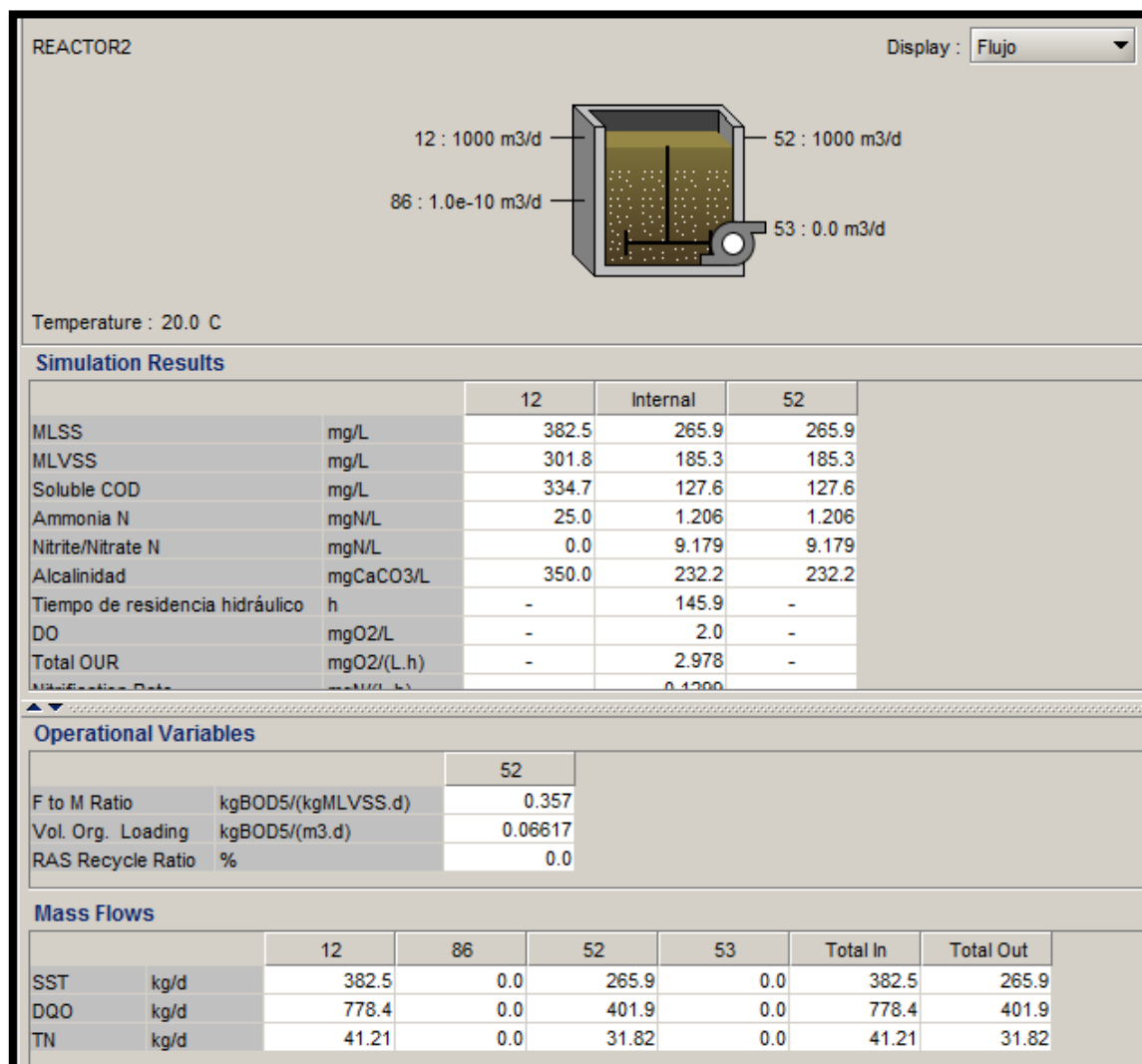


Figura 11. Simulación del modelo en estado estacionario y con caudal máximo. Reactor Biológico.

5.3. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LOS TANQUES DE PROCESO

En cuanto a los tanques de proceso que más impacto tienen sobre el proceso biológico, se tienen: 2 Tanques de Homogeneización, 2 Reactores Aerobios, 2 Clarificadores Secundarios, y 1 Digestor de Lodos. Las características físicas de los tanques de proceso son:

Tabla 10. Condiciones físicas de las estructuras en la PTAR.

ESTRUCTURA	CANTID. TANQUES	LARGO (m)	ANCHO (m)	TIRANTE ÚTIL (m)	VOLUMEN (m ³)
T. HOMOG.	2	32	10	5	1600
REACTOR BIOL.	2	38	32	5	6080
DIGESTOR	1	66	24	5	7920

ESTRUCTURA	CANTID. TANQUES	LARGO (m)	ANCHO (m)	ÁREA CLARIF. (m ²)	TIRANTE ÚTIL
CLARIF. SEC.	2	32	15	480	5

5.4. DETERMINACIÓN DE LA DQO FRACCIONADA

Se han tomado los datos de fraccionamiento de la DQO en porcentaje de los estudios realizados en diferentes países. Sin embargo, dadas las condiciones sociales, culturales y económicas en estos diferentes países, se han diferentes valores de fracción de DQO, a fin de analizar los diversos resultados que pueden arrojar, de lo cual ha resultado lo siguiente:

Tabla 11. Determinación de las fracciones de DQO a utilizar, basadas en estudios a nivel mundial.

Sugiere	Si	Ss	Xi	Xs	Total
* GPSx	5%	20%	13%	62%	100%
México	13%	23%	16%	48%	100%
Francia	13%	33%	10%	44%	100%
Sudáfrica	13%	20%	5%	62%	100%
Dinamarca	19%	24%	8%	49%	100%
Suiza	13%	31%	11%	45%	100%
Hungría	19%	29%	9%	43%	100%
España	13%	47%	3%	37%	100%
Promedio	15%	30%	9%	47%	100%

Si: DQO inerte soluble; Ss: DQO soluble fácilmente biodegradable; Xi: DQO inerte particulada; Xs: DQO lentamente biodegradable. * Sugerencia de IWA para ASM.



Al realizar la primera simulación, se optó por tomar los valores sugeridos por el IWA, ya que representaban la menor diferencia en las remociones. Producto de la simulación se obtuvieron los siguientes datos:

Tabla 12. Resultados de la simulación con fracciones de DQO.

VARIABLE COMPUESTA	DBO5 (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	N Total (mg/L)
MEDIDO INFLUENTE	342.23	778.45	400.63	41.21
MEDIDO EFLUENTE	4.83	21.6	3.13	11.61
MODELADO EFLUENTE	6.08	28.06	6.06	9.98

Variables compuestas (en mg/L). Remociones en %. Valores de DQO fraccionada sugerencia de la IWA. Caudal medio del mes nov-dic 2017. Se usaron los parámetros estequiométricos y cinéticos sugeridos por la IWA.

Se determinó usar 3 de los 4 valores de fracciones de DQO de acuerdo a la sugerencia del IWA. Sin embargo, el valor de la DQO inerte soluble (Si) se calibró, ya que de 0.016 (1.6%) fue más satisfactorio que el de 0.05 (5%) sugerido por el IWA.

Ahora se tenían valores de concentración de contaminantes en la descarga (efluente), cercanos a los esperados por el modelo (los medidos reales), pero, aún debían calibrarse. Se optó por realizar un análisis de sensibilidad de los parámetros cinéticos y estequiométricos que son los que tienen más peso en los resultados, a fin de calibrar el modelo.

5.5. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DE LOS PARÁMETROS CINÉTICOS Y ESTEQUIOMÉTRICOS

A fin de establecer que parámetros eran más sensibles a los cambios dentro del modelo, se realizó un análisis de sensibilidad, donde se determinaron los parámetros cinéticos y estequiométricos más sensibles, con el fin de calibrar el modelo. (Parámetros en tabla 8).



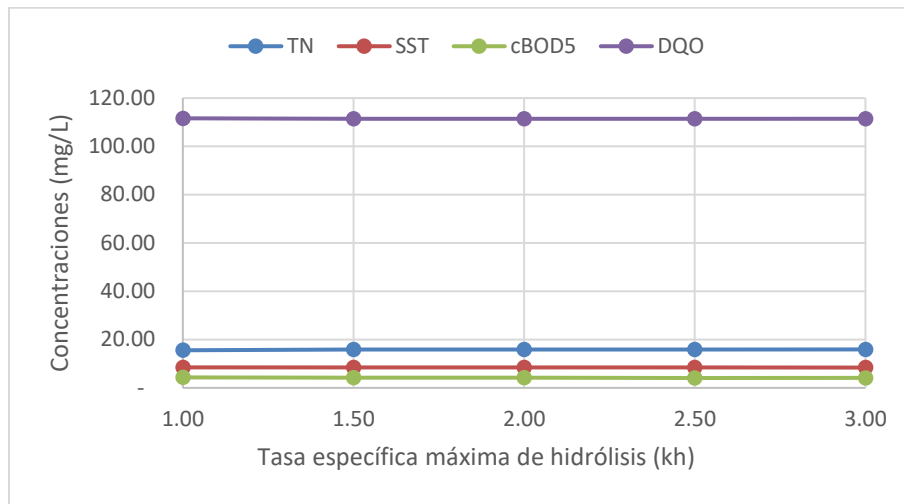


Figura 12. Tasa específica máxima de hidrólisis

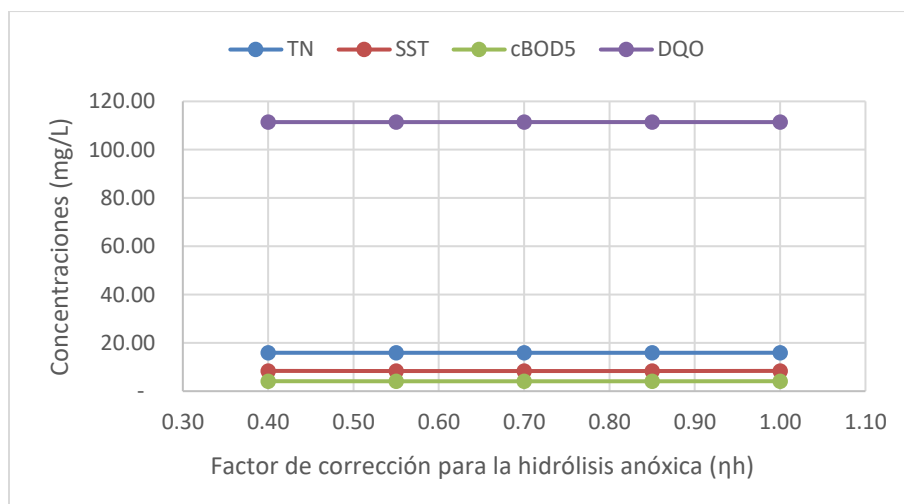


Figura 13. Factor de corrección para la hidrólisis anóxica.

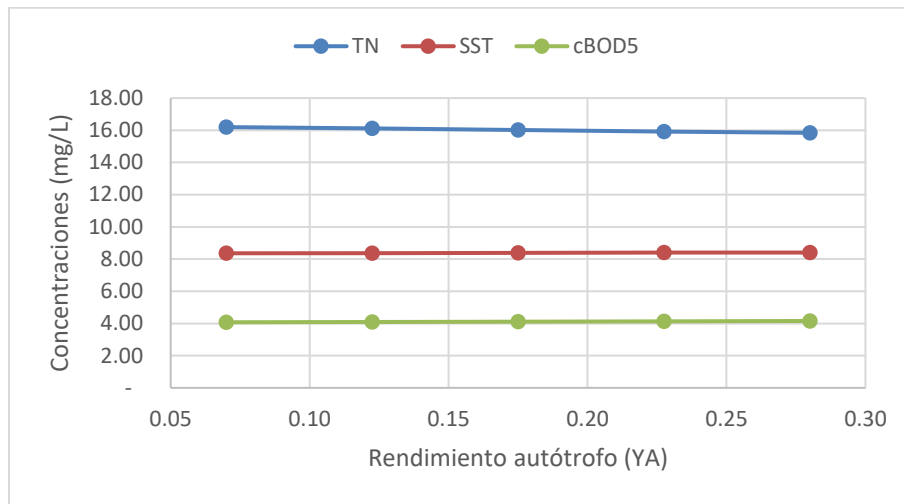


Figura 14. Rendimiento autótrofo.

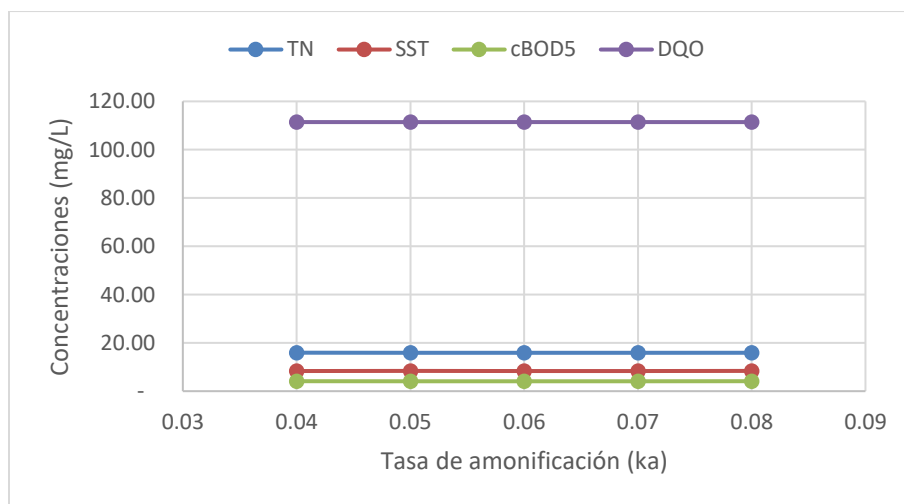


Figura 15. Tasa de Amonificación.

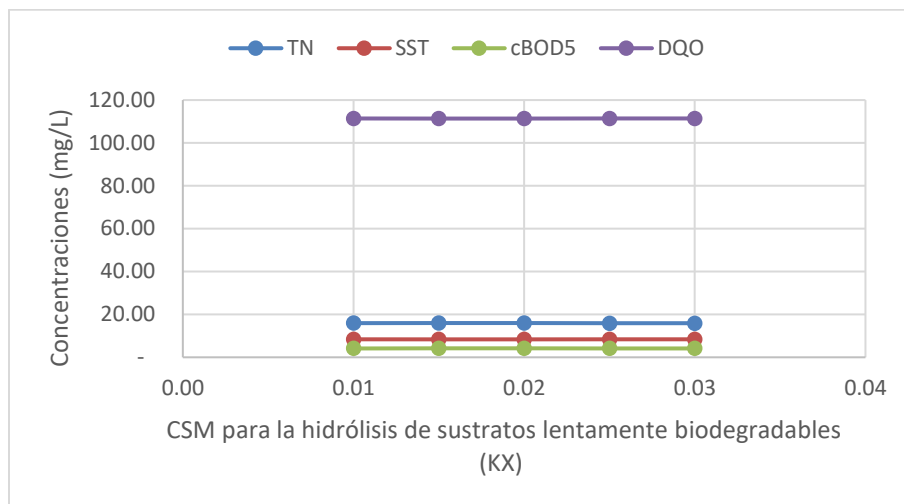


Figura 16. Coeficiente de saturación media para la hidrólisis de sustratos lentamente biodegradables.

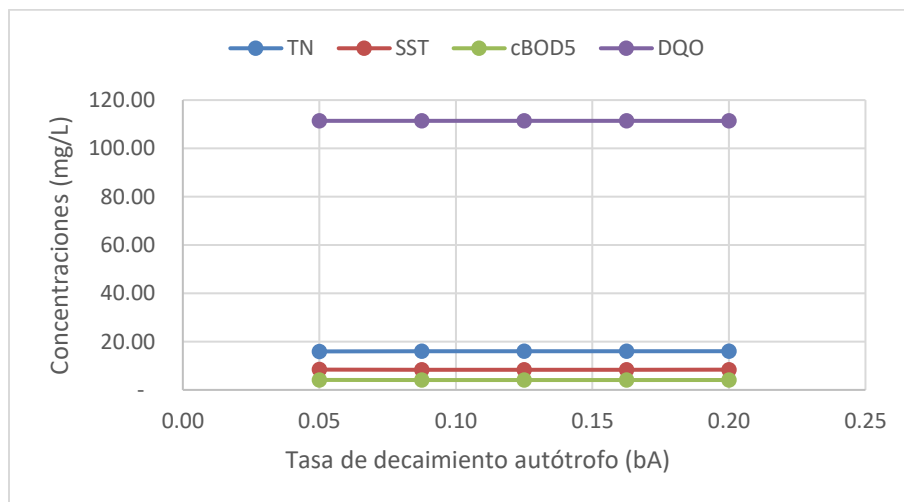


Figura 17. Tasa de decaimiento autótrofo.

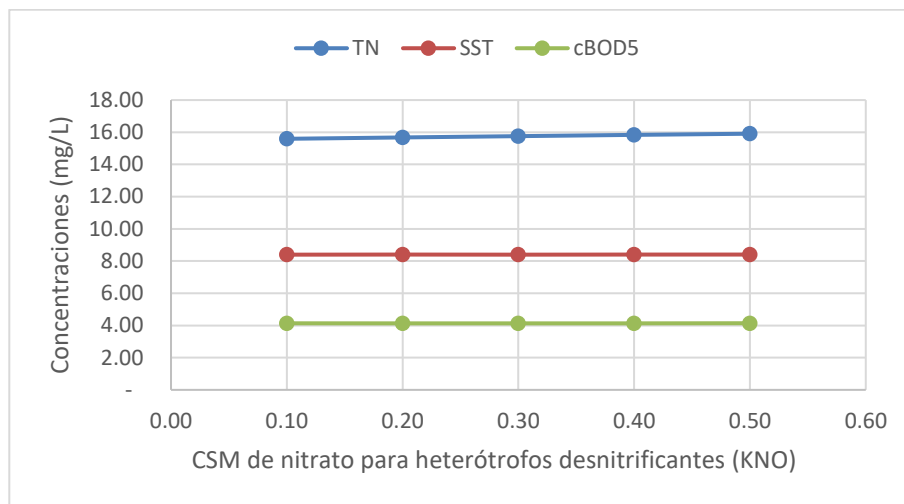


Figura 18. Coeficiente de saturación media de nitrato para heterótrofos desnitrificantes.

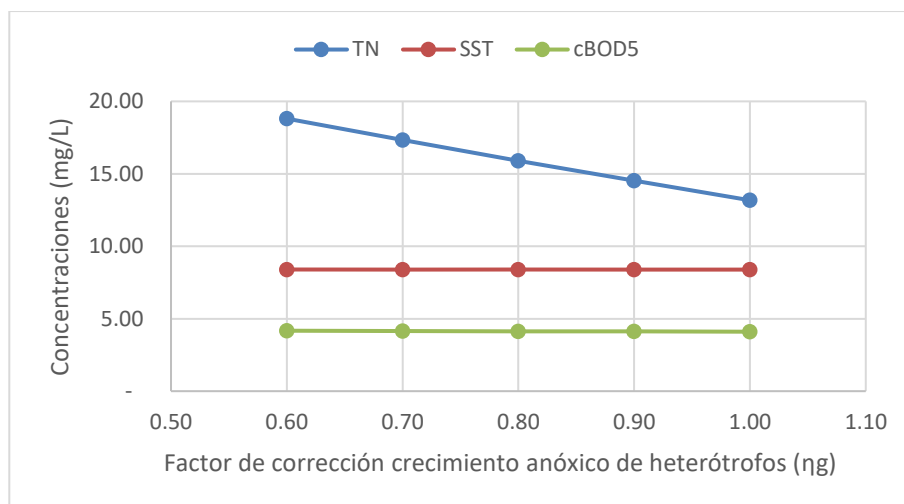


Figura 19. Factor de corrección de crecimiento anóxico de heterótrofos.

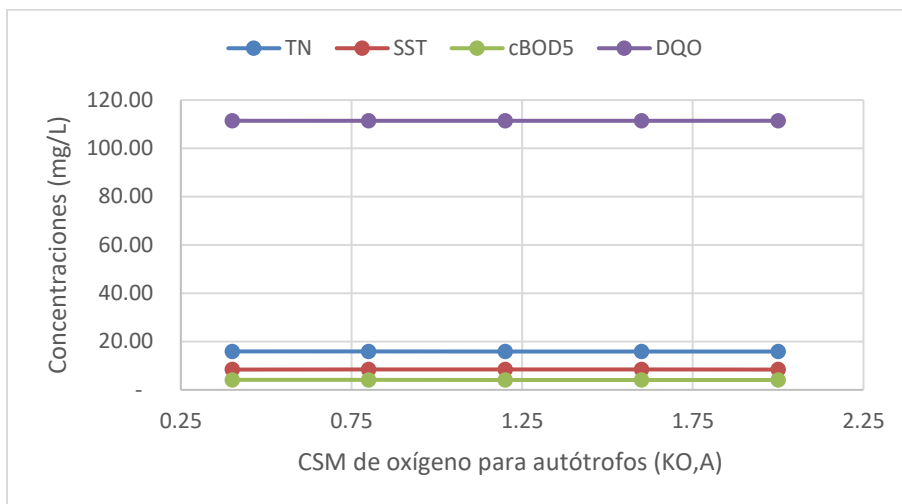


Figura 20. Coeficiente de saturación media de oxígeno para autótrofos.

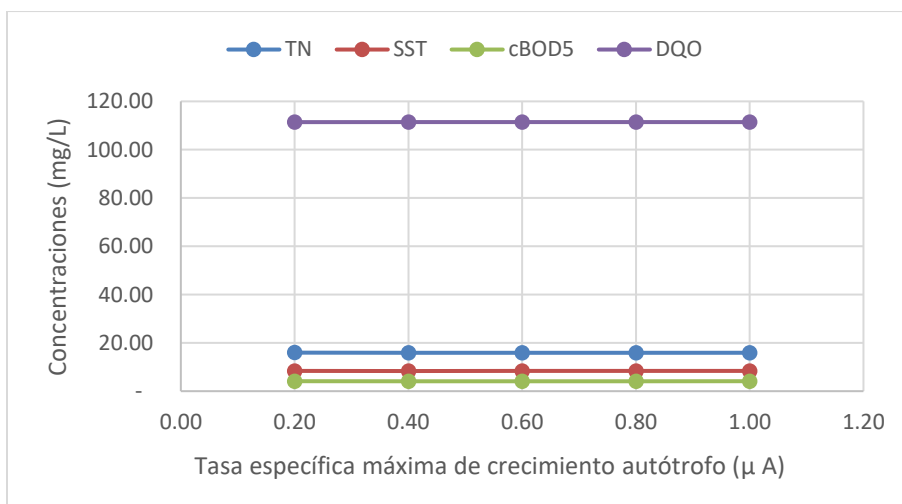


Figura 21. Tasa específica máxima de crecimiento autótrofo.

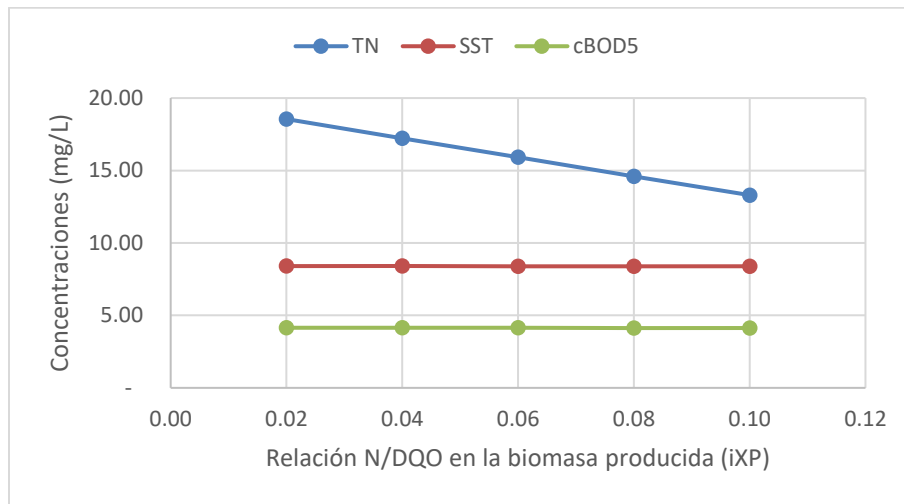


Figura 22. Relación N/DQO en la biomasa producida.

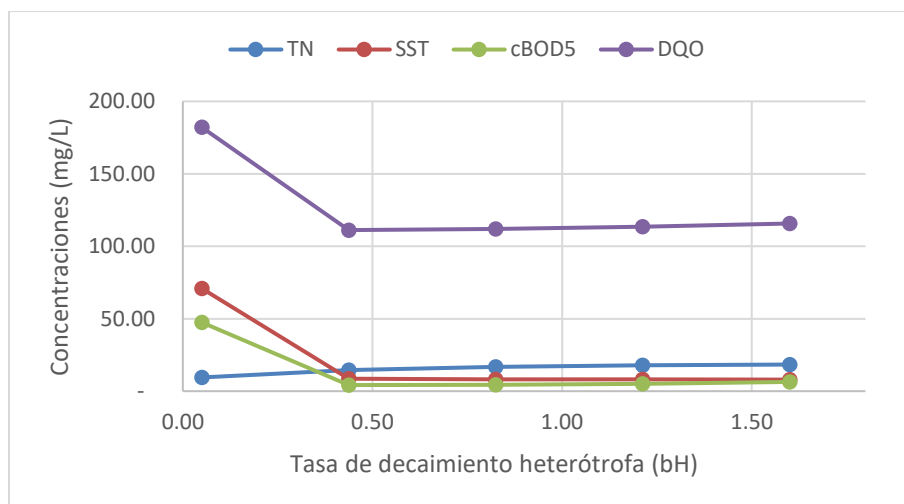


Figura 23. Tasa de decaimiento heterótrofa.

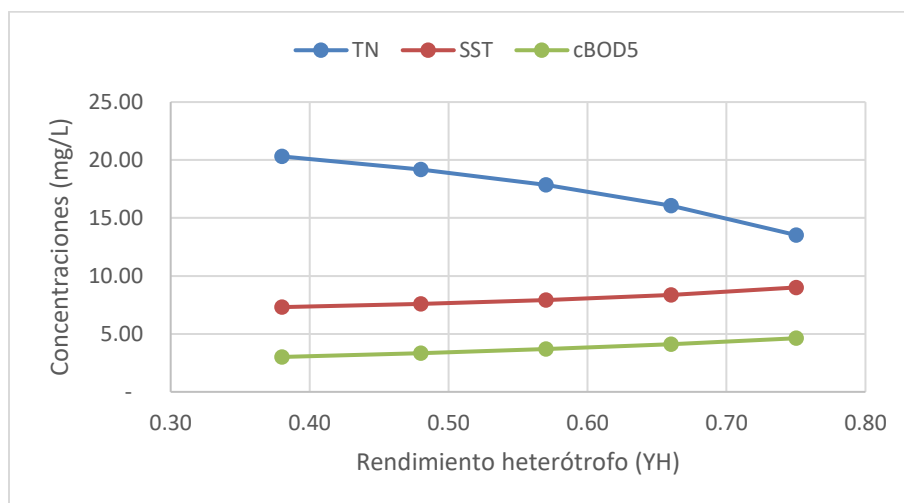


Figura 24. Rendimiento heterótrofo.

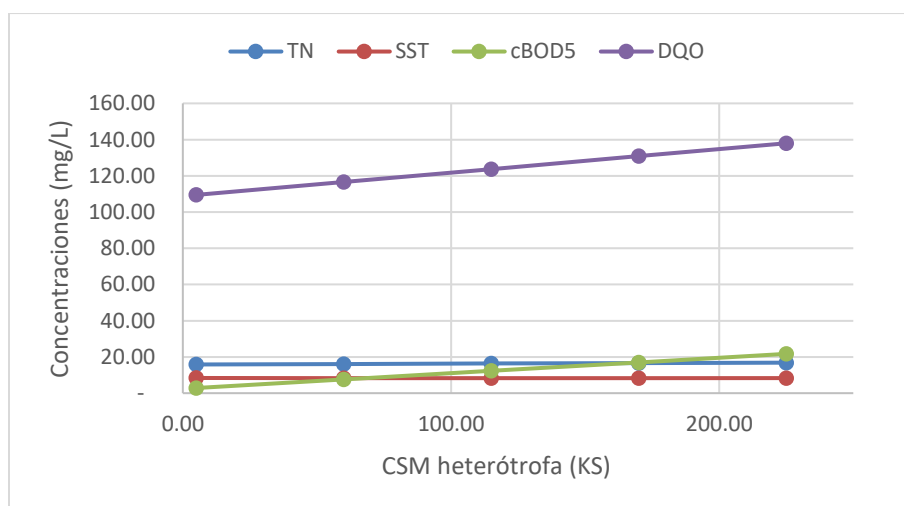


Figura 25. Coeficiente de saturación media heterótrofa.

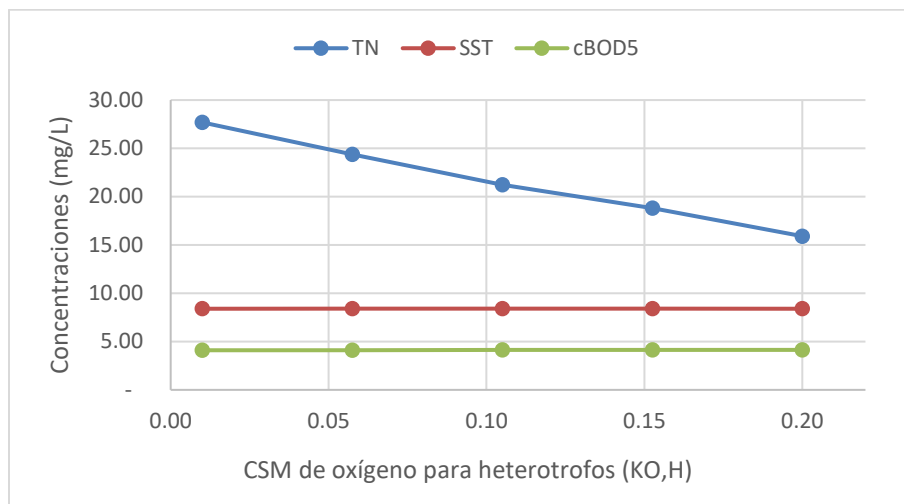


Figura 26. Coeficiente de saturación media de oxígeno para heterótrofos.

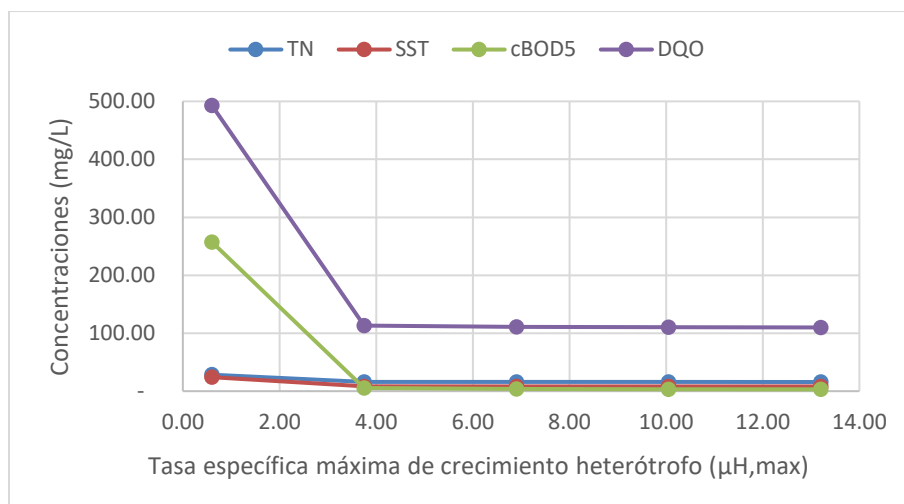


Figura 27. Tasa máxima de crecimiento heterótrofo.

El análisis mostró que los parámetros que muestran mayor sensibilidad son:

- Rendimiento heterótrofo (Y_H)
- Tasa específica máxima de crecimiento heterótrofo ($\mu_{H,max}$)
- Tasa de decaimiento heterótrofa (b_H)
- Coeficiente de Saturación Media heterótrofa (K_S)

- CSM de oxígeno para heterótrofos (KO,H)

5.6. SIMULACIÓN PARA LA CALIBRACIÓN

Una vez que se analizó y determinó el uso de ciertos valores de parámetros cinéticos y estequiométricos, se procedió a realizar simulaciones de calibración.

Tabla 13. Valores de los parámetros cinéticos y estequiométricos calibrados.

YH	Rendimiento heterótrofo	0.20
$\mu_{H,max}$	Tasa específica máxima de crecimiento heterótrofo	5.00
KS	CSM heterótrofa	10.00
KO,H	CSM de oxígeno para heterótrofos	0.33
bH	Tasa de decaimiento heterótrofa	0.69

Los valores de los parámetros calibrados en el modelo fueron congruentes con los rangos sugeridos en la literatura. Los resultados a los que se llegó con la calibración, fueron los siguientes:

Tabla 14. Resultados de la simulación con parámetros calibrados.

VARIABLE	DBO5 (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	N Total (mg/L)
MEDIDO INFLUENTE	342.23	778.45	400.63	41.21
MEDIDO EFLUENTE	4.83	21.6	3.13	11.61
MODELADO EFLUENTE	4.81	21.82	6.53	11.83
REMOCIÓN MEDIDA	1.41%	2.77%	0.78%	28.17%
REMOCIÓN MODELADA	1.41%	2.80%	1.63%	28.71%
ERROR % REMOCIÓN	0.01%	0.03%	0.85%	0.53%

Variables compuestas (mg/L). Remociones en %. Caudal medio mes 1.



El error en el porcentaje de remoción en la descarga de la PTAR fue menor al 1% en las variables compuestas analizadas, el cual se considera muy bueno.

Posteriormente, se compararon los valores medidos contra los simulados, en los que son considerados los parámetros más importantes en el reactor biológico. En este caso se revisaron los Solidos Suspendidos Totales del Licor Mezclado (SSLM), los Solidos Suspendidos Volátiles del Licor Mezclado (SSVLM), La relación entre ambos (SSVLM/SSLM), el Tiempo de Retención Hidráulica (TRH), el Tiempo de Retención Celular y el Oxígeno Disuelto en el agua del Reactor (O.D.).

Tabla 15. Parámetros simulados en el reactor.

VARIABLE	MODELO
SSLM (mg/L)	2535
SSVLM (mg/L)	1935
RELACIÓN: SSVLM/SSLM	0.76
TRH (horas)	8.5
TRC (días)	5.32
O.D. (mg/L)	1.99

De la tabla anterior podemos decir que:

- Los SSLM medidos en el reactor real, son de 2550 mg/L, lo que significa 0.6% de error contra el modelado.
- La relación SSVLM/SSLM es aceptable, ya que la literatura recomienda valores de 0.7 a 0.8
- Los TRH son habituales de 5 a 8 horas para la remoción de carbono y nitrógeno.
- Los TRC son habituales de 5 a 8 días para la remoción de carbono y nitrógeno.
- El valor de O.D. dentro de un reactor biológico aerobio es aceptable de 1 a 2 mg/L.

5.7. SIMULACIÓN PARA OBTENER LA CARGA ORGÁNICA QUE DISMINUYA LA PRODUCCIÓN DE LODOS.

Una vez validado el modelo, se plantearon 6 escenarios para la obtención del valor de carga orgánica adecuado para obtener la menor producción de lodos en la PTAR:



- Escenario 1: Purga alta moviéndose a baja - recirculación alta moviéndose a baja.
- Escenario 2: Purga alta moviéndose a baja - recirculación baja moviéndose a alta.
- Escenario 3: Purga alta y fija - recirculación alta moviéndose a baja.
- Escenario 4: Purga baja y fija - recirculación alta moviéndose a baja.
- Escenario 5: Purga baja moviéndose a alta - recirculación baja y fija.
- Escenario 6: Purga baja moviéndose a alta - recirculación alta y fija.

Para lo anterior, se considera:

- Purga alta: 5.25L/s (10%)
- Purga baja: 1.75L/s (3.5%)
- Recirculación baja: 32.5L/s ((65%)
- Recirculación alta: 67.5L/s (135%)

Tabla 16. Desecho alto moviéndose a bajo; recirculación alta moviéndose a baja.

Recirc.	Desecho	SST-R	SSV-R	SSV/SST	SSV (g/L)	TRH	TRC	C.O.	EFLUENTE FINAL (mg/L)			
									SST	DBO5	DQO	NT
L/s	L/s	mg/L	mg/L		Desecho	hr	DÍAS	d ⁻¹				
135	10.5	2124	1660	0.782	2.7	7.23	4.1	0.660	6.11	4.89	21.64	12.76
130	10	2171	1693	0.780	2.8	7.38	4.2	0.647	6.16	4.89	21.67	12.66
125	9.5	2223	1728	0.777	2.9	7.55	4.3	0.634	6.22	4.88	21.69	12.52
120	9	2276	1765	0.775	3.1	7.72	4.4	0.621	6.28	4.87	21.72	12.41
115	8.5	2334	1803	0.772	3.2	7.91	4.6	0.608	6.34	4.86	21.74	12.27
110	8	2396	1845	0.770	3.3	8.10	4.8	0.594	6.40	4.85	21.77	12.14
105	7.5	2462	1888	0.767	3.5	8.29	5.0	0.580	6.46	4.83	21.79	12.01
100	6.9	2535	1935	0.763	3.6	8.50	5.3	0.566	6.53	4.81	21.82	11.83
95	6.5	2612	1984	0.760	3.9	8.72	5.4	0.552	6.61	4.79	21.84	11.69
90	6	2699	2039	0.755	4.2	8.95	5.6	0.537	6.69	4.76	21.87	11.50
85	5.5	2793	2096	0.750	4.5	9.19	5.9	0.523	6.77	4.72	21.89	11.35
80	5	2896	2157	0.745	4.8	9.45	6.2	0.508	6.86	4.67	21.90	11.19
75	4.5	3019	2229	0.738	5.1	9.72	6.7	0.492	6.96	4.62	21.93	10.93
70	4	3154	2304	0.731	5.4	10.01	7.4	0.476	7.07	4.55	21.94	10.74
65	3.5	3302	2376	0.720	5.7	10.31	8.2	0.461	7.18	4.43	21.92	10.63

Tabla 17. Desecho alto moviéndose a bajo; recirculación baja moviéndose a alta.

Recirc.	Desecho	SST-R	SSV-R	SSV/SST	SSV (g/L)	TRH	TRC	C.O.	EFLUENTE FINAL (mg/L)			
L/s	L/s	mg/L	mg/L		Desecho	hr	DÍAS	d ⁻¹	SST	DBO5	DQO	NT
135	3.5	3981	2678	0.673	4.5	7.23	11.6	0.409	7.68	3.89	21.83	9.84
130	4	3703	2572	0.695	4.4	7.39	10.0	0.426	7.47	4.16	21.89	10.05
125	4.5	3440	2444	0.710	4.3	7.55	8.8	0.448	7.27	4.32	21.89	10.47
120	5	3232	2346	0.726	4.1	7.73	7.8	0.467	7.10	4.49	21.91	10.63
115	5.5	3036	2239	0.737	4.0	7.91	7.0	0.489	6.95	4.60	21.90	10.90
110	6	2852	2131	0.747	3.9	8.10	6.3	0.514	6.80	4.68	21.87	11.25
105	6.5	2687	2031	0.756	3.7	8.29	5.8	0.539	6.66	4.75	21.85	11.54
100	6.958	2532	1935	0.764	3.6	8.50	5.3	0.566	6.53	4.81	21.82	11.83
95	7.5	2392	1842	0.770	3.5	8.72	4.9	0.595	6.41	4.86	21.79	12.16
90	8	2260	1754	0.776	3.4	8.95	4.5	0.625	6.30	4.90	21.76	12.46
85	8.5	2137	1669	0.781	3.3	9.19	4.1	0.656	6.19	4.93	21.73	12.74
80	9	2020	1587	0.786	3.2	9.45	3.8	0.690	6.08	4.96	21.70	13.02
75	9.5	1909	1509	0.790	3.1	9.72	3.5	0.726	5.98	4.99	21.68	13.30
70	10	1804	1432	0.794	3.0	10.01	3.3	0.765	5.89	5.02	21.66	13.57
65	10.5	1702	1358	0.798	3.0	10.31	3.0	0.807	5.79	5.05	21.64	13.85

Tabla 18. Desecho fijo y alto; se mueve recirculación.

Recirc.	Desecho	SST-R	SSV-R	SSV/SST	SSV (g/L)	TRH	TRC	C.O.	EFLUENTE FINAL (mg/L)			
L/s	L/s	mg/L	mg/L		Desecho	hr	DÍAS	d ⁻¹	SST	DBO5	DQO	NT
135	10.5	2124	1660	0.782	2.7	7.23	4.1	0.660	6.11	4.89	21.64	12.76
130	10.5	2103	1646	0.783	2.7	7.39	4.1	0.666	6.09	4.90	21.64	12.81
125	10.5	2083	1631	0.783	2.7	7.55	4.0	0.672	6.07	4.91	21.64	12.86
120	10.5	2060	1616	0.784	2.7	7.73	3.9	0.678	6.06	4.92	21.64	12.91
115	10.5	2037	1599	0.785	2.7	7.91	3.9	0.685	6.04	4.92	21.64	12.97
110	10.5	2012	1582	0.786	2.7	8.10	3.8	0.693	6.02	4.93	21.63	13.03
105	10.5	1986	1563	0.787	2.8	8.29	3.7	0.701	6.00	4.94	21.63	13.10
100	10.5	1958	1543	0.788	2.8	8.50	3.7	0.710	5.98	4.95	21.63	13.17
95	10.5	1928	1522	0.789	2.8	8.72	3.6	0.720	5.96	4.96	21.63	13.25
90	10.5	1897	1500	0.791	2.8	8.95	3.5	0.730	5.93	4.97	21.63	13.33
85	10.5	1863	1475	0.792	2.9	9.19	3.4	0.743	5.91	4.98	21.63	13.42
80	10.5	1837	1449	0.789	2.9	9.45	3.3	0.756	5.88	5.00	21.63	13.51
75	10.5	1788	1421	0.795	2.9	9.72	3.2	0.771	5.85	5.01	21.64	13.62
70	10.5	1747	1391	0.796	2.9	10.01	3.1	0.788	5.82	5.03	21.64	13.73
65	10.5	1702	1358	0.798	3.0	10.31	3.0	0.807	5.79	5.05	21.64	13.85

Tabla 19. Desecho fijo y bajo; se mueve recirculación.

Recirc.	Desecho	SST-R	SSV-R	SSV/SST	SSV (g/L)	TRH	TRC	C.O.	EFLUENTE FINAL (mg/L)			
L/s	L/s	mg/L	mg/L		Desecho	hr	DÍAS	d ⁻¹	SST	DBO5	DQO	NT
135	3.5	3981	2678	0.673	4.5	7.23	11.6	0.409	7.68	3.89	21.83	9.84
130	3.5	3953	2670	0.675	4.6	7.39	11.4	0.410	7.66	3.93	21.84	9.85
125	3.5	3933	2668	0.678	4.7	7.55	11.2	0.411	7.64	3.97	21.86	9.79
120	3.5	3896	2652	0.681	4.7	7.73	11.0	0.413	7.61	3.99	21.86	9.85
115	3.5	3843	2623	0.683	4.8	7.91	10.7	0.418	7.58	4.01	21.85	10.01
110	3.5	3819	2621	0.686	4.8	8.10	10.6	0.418	7.56	4.06	21.88	9.93
105	3.5	3779	2605	0.689	4.9	8.29	10.4	0.421	7.53	4.10	21.89	9.96
100	3.5	3729	2582	0.692	5.0	8.50	10.2	0.424	7.49	4.13	21.89	10.05
95	3.5	3675	2552	0.694	5.1	8.72	9.9	0.429	7.45	4.15	21.87	10.15
90	3.5	3636	2542	0.699	5.2	8.95	9.6	0.431	7.42	4.21	21.90	10.13
85	3.5	3574	2509	0.702	5.3	9.19	9.3	0.437	7.38	4.24	21.90	10.28
80	3.5	3512	2481	0.706	5.4	9.45	9.1	0.442	7.33	4.29	21.90	10.36
75	3.5	3459	2461	0.711	5.5	9.72	8.8	0.445	7.29	4.35	21.93	10.33
70	3.5	3390	2427	0.716	5.6	10.01	8.5	0.451	7.25	4.40	21.93	10.41
65	3.5	3302	2376	0.720	5.7	10.31	8.2	0.461	7.18	4.43	21.92	10.63

Tabla 20. Recirculación fija y baja; se mueve desecho.

Recirc.	Desecho	SST-R	SSV-R	SSV/SST	SSV (g/L)	TRH	TRC	C.O.	EFLUENTE FINAL (mg/L)			
L/s	L/s	mg/L	mg/L		Desecho	hr	DÍAS	d ⁻¹	SST	DBO5	DQO	NT
65	3.5	3302	2376	0.720	5.7	10.31	8.2	0.461	7.18	4.43	21.92	10.63
65	4	3083	2266	0.735	5.4	10.31	7.2	0.484	7.02	4.59	21.94	10.82
65	4.5	2885	2152	0.746	5.2	10.31	6.4	0.509	6.86	4.69	21.93	11.13
65	5	2712	2047	0.755	4.9	10.31	5.7	0.535	6.73	4.77	21.90	11.48
65	5.5	2563	1953	0.762	4.7	10.31	5.3	0.561	6.60	4.83	21.88	11.77
65	6	2431	1868	0.768	4.4	10.31	4.9	0.587	6.49	4.87	21.85	12.06
65	6.5	2314	1790	0.774	4.2	10.31	4.6	0.612	6.39	4.91	21.82	12.31
65	7	2210	1719	0.778	3.9	10.31	4.3	0.637	6.30	4.94	21.80	12.55
65	7.5	2115	1654	0.782	3.8	10.31	4.1	0.662	6.21	4.96	21.77	12.78
65	8	2030	1595	0.786	3.6	10.31	3.8	0.687	6.13	4.98	21.75	12.99
65	8.5	1953	1540	0.789	3.5	10.31	3.6	0.711	6.06	5.00	21.73	13.19
65	9	1882	1489	0.791	3.4	10.31	3.4	0.736	5.95	5.01	21.70	13.37
65	9.5	1817	1442	0.794	3.2	10.31	3.3	0.760	5.92	5.03	21.68	13.54
65	10	1757	1399	0.796	3.1	10.31	3.2	0.783	5.85	5.04	21.66	13.70
65	10.5	1702	1358	0.798	3.0	10.31	3.0	0.807	5.79	5.05	21.64	13.85

Tabla 21. Recirculación fija y alta; se mueve desecho.

Recirc.	Desecho	SST-R	SSV-R	SSV/SST	SSV (g/L)	TRH	TRC	C.O.	EFLUENTE FINAL (mg/L)			
L/s	L/s	mg/L	mg/L		Desecho	hr	DÍAS	d ⁻¹	SST	DBO5	DQO	NT
135	3.5	3981	2678	0.673	4.5	7.23	11.6	0.409	7.68	3.89	21.83	9.84
135	4	3732	2584	0.692	4.4	7.23	10.1	0.424	7.49	4.13	21.89	10.02
135	4.5	3512	2485	0.708	4.2	7.23	9.0	0.441	7.32	4.30	21.91	10.27
135	5	3320	2391	0.720	4.0	7.23	8.1	0.458	7.17	4.43	21.91	10.51
135	5.5	3150	2301	0.730	3.9	7.23	7.4	0.476	7.03	4.53	21.90	10.76
135	6	2998	2217	0.739	3.7	7.23	6.9	0.494	6.91	4.66	21.88	11.00
135	6.5	2862	2137	0.747	3.6	7.23	6.4	0.513	6.79	4.67	21.86	11.23
135	7	2740	2063	0.753	3.4	7.23	6.0	0.531	6.69	4.72	21.84	11.46
135	7.5	2628	1994	0.759	3.3	7.23	5.6	0.549	6.59	4.76	21.81	11.67
135	8	2554	1928	0.755	3.2	7.23	5.2	0.568	6.50	4.80	21.78	11.89
135	8.5	2432	1868	0.768	3.1	7.23	4.9	0.587	6.41	4.82	21.75	12.08
135	9	2345	1811	0.772	3.0	7.23	4.7	0.605	6.33	4.85	21.73	12.26
135	9.5	2266	1757	0.775	2.9	7.23	4.5	0.624	6.25	4.87	21.70	12.44
135	10	2192	1707	0.779	2.8	7.23	4.3	0.642	6.18	4.88	21.67	12.60
135	10.5	2124	1660	0.782	2.7	7.23	4.1	0.660	6.11	4.89	21.64	12.76

6. ANÁLISIS DE RESULTADOS

Los resultados presentados fueron generados con base en los datos recabados de calidad del agua, dimensiones de tanques, tren de tratamiento, parámetros de DQO fraccionada y parámetros cinéticos y estequiométricos calibrados, simulado en estado estacionario, con librería adecuada para la remoción de carbono nitrógeno y tomando como base el modelo ASM1 de la IWA.

Respecto al escenario 1, como se aprecia en la figura 12, los valores de carga orgánica se mantienen entre 0.45 d^{-1} y 0.65 d^{-1} , siendo los lodos de desecho (purga) menores, de 3.5 L/s , cuando la carga orgánica es menor (0.45 d^{-1}), comprobando así la hipótesis, a menor carga orgánica, menor producción de lodos.

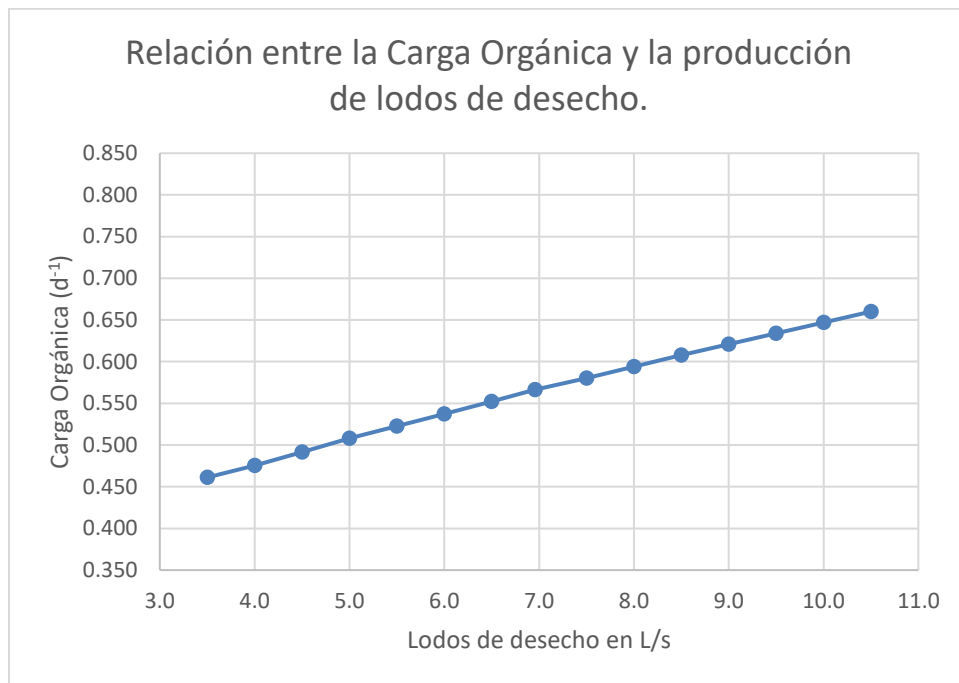


Figura 28. Relación entre la Carga Orgánica y la producción de lodos de desecho en el escenario 1.

En cuanto al escenario 2, como se aprecia en la figura 13, los valores de carga orgánica se mantienen entre 0.40 d^{-1} y 0.80 d^{-1} , siendo los lodos de desecho (purga) mayores, de 10.5 L/s , cuando la carga orgánica es mayor (0.8 d^{-1}).

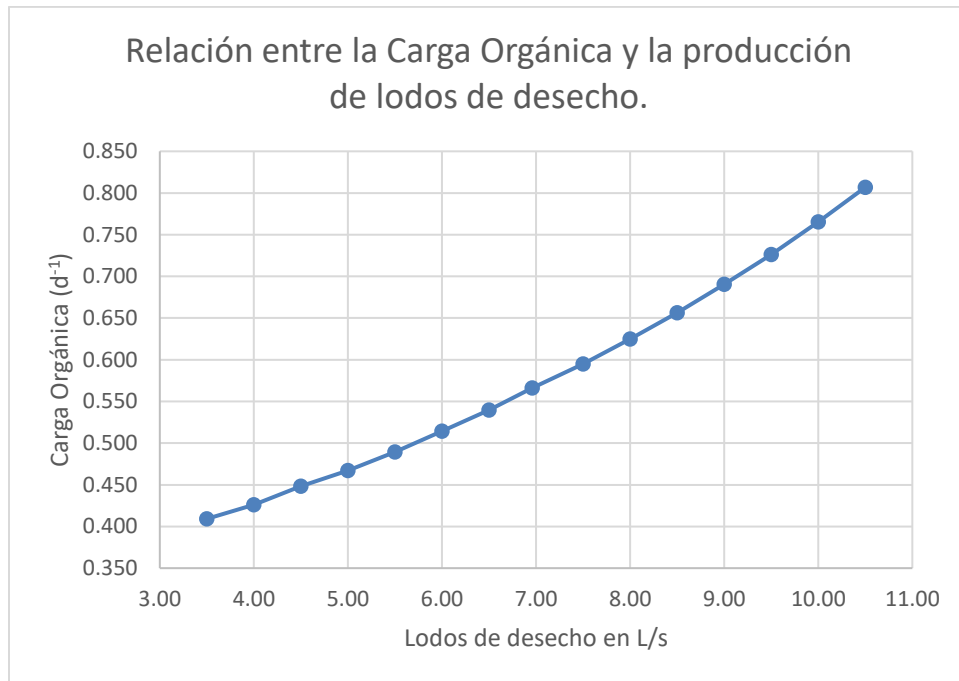


Figura 29. Relación entre la Carga Orgánica y la producción de lodos de desecho en el escenario 2.

De los escenarios 3 y 4, podemos decir, como se aprecia en las figuras 14 y 15, los valores de carga orgánica se mantienen bajos cuando los lodos de desecho son bajos y se mantienen altos cuando los lodos de desecho son altos.

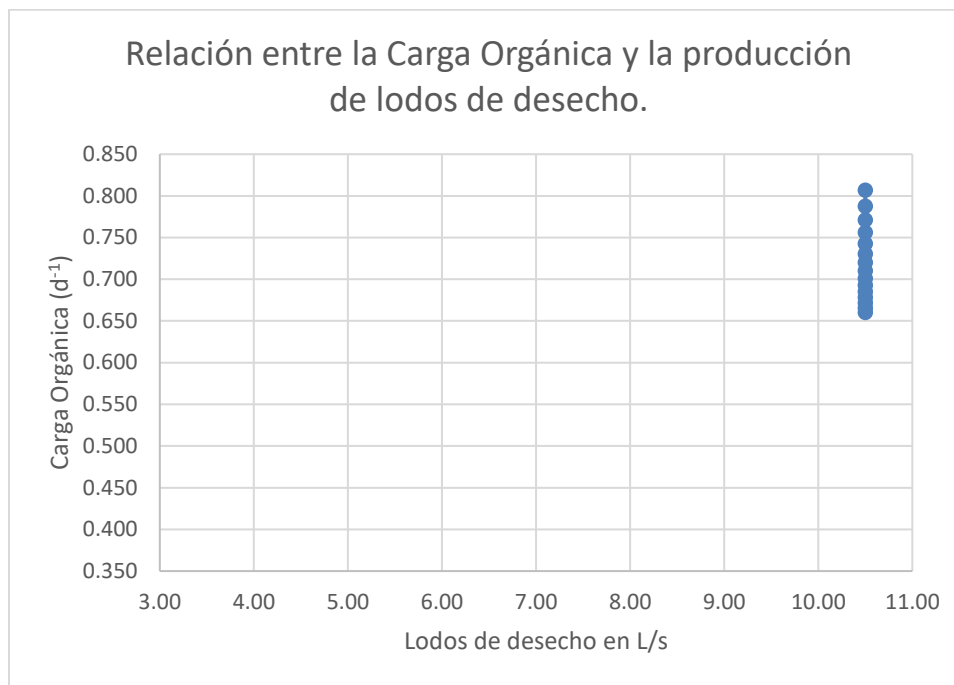


Figura 30. Relación entre la Carga Orgánica y la producción de lodos de desecho en el escenario 3.

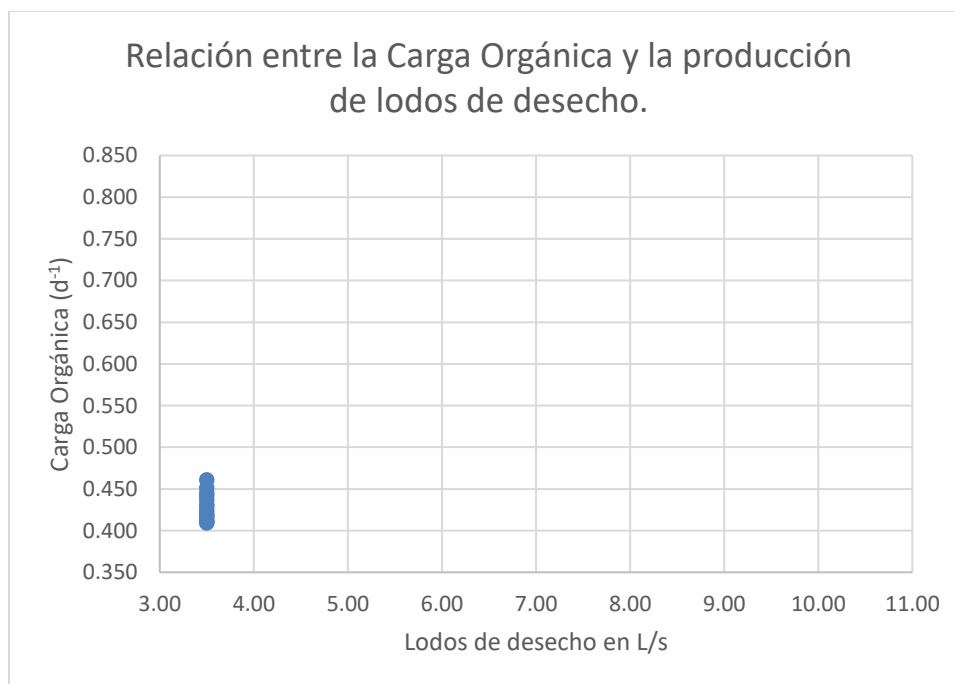


Figura 31. Relación entre la Carga Orgánica y la producción de lodos de desecho en el escenario 4.

Para el escenario 5 podemos decir, que, de acuerdo a la figura 16, los valores de carga orgánica son bajos con lodos de desecho bajos, y son altas con lodos de desecho altos, manteniendo una tendencia constante al alza, con rangos de cargas orgánicas de 0.4 d^{-1} a 0.8 d^{-1} , y con lodos de desecho de 3.5 L/s a 10.5 L/s .

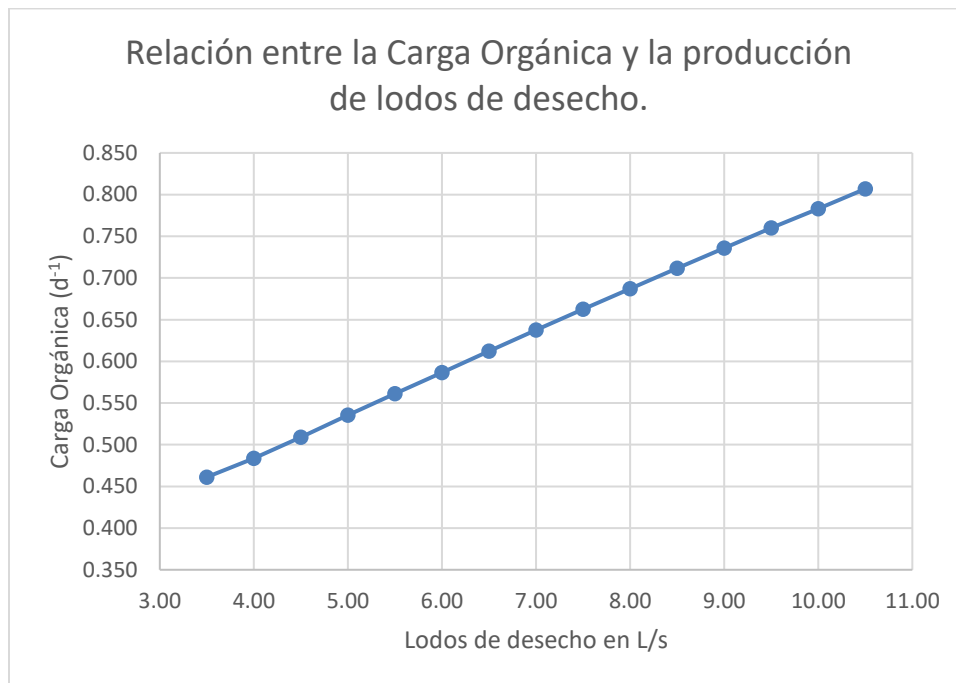


Figura 32. Relación entre la Carga Orgánica y la producción de lodos de desecho en el escenario 5.

Finalmente, del escenario 6, como se muestra en la figura 17, sigue habiendo una tendencia creciente y constante en los lodos de desecho, con rangos de 3.5 L/s a 10.5 L/s , pero con cargas orgánicas más bajas, que están del orden de 0.4 d^{-1} a 0.65 d^{-1} .

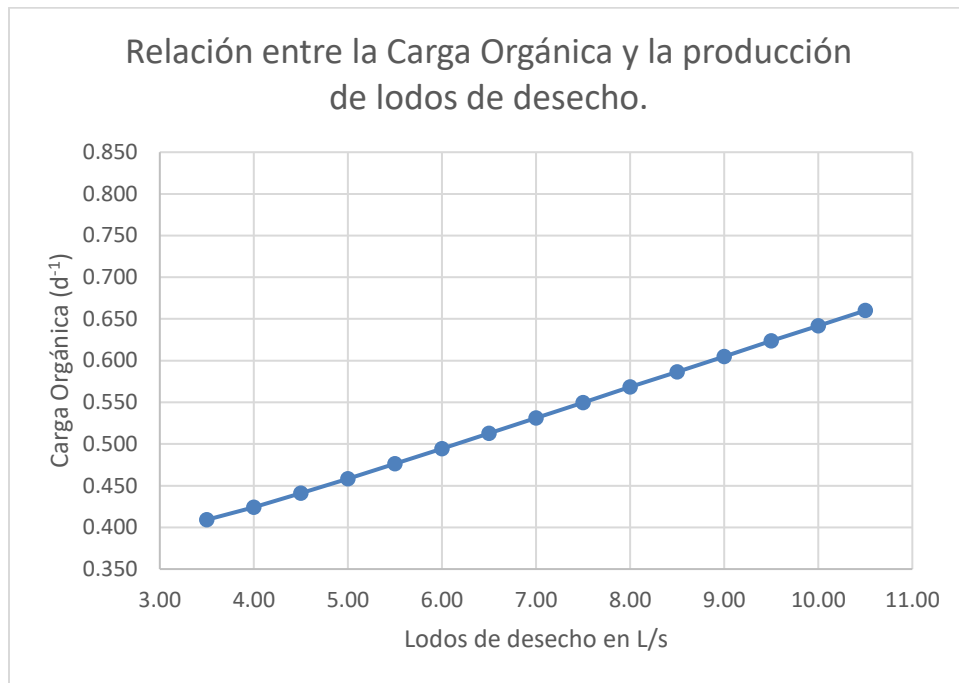


Figura 33. Relación entre la Carga Orgánica y la producción de lodos de desecho en el escenario 6.

De los resultados obtenidos de la simulación para obtener la carga orgánica adecuada, podemos indicar los mejores resultados presentados. Se tomó en cuenta que los valores presentados en cada parámetro estuvieran dentro de los rangos lógicos que maneja la literatura.

Tabla 21. Mejores resultados de los escenarios analizados.

	Recirculación		PURGA		SST	SSV	SSV/SST	SSV (mg/L)	TRC	C.O.	EFLUENTE FINAL (mg/L)			
	%	L/s	%	L/s	mg/L	mg/L		Producción de lodos	DÍAS	d ⁻¹	SST	DBO5	DQO	NT
1	70.4%	70.0	4.0%	4.0	3154	2304	0.731	5397	7.4	0.476	7.07	4.55	21.94	10.74
2	115.7%	115.0	5.5%	5.5	3036	2239	0.737	4000	7.0	0.489	6.95	4.60	21.90	10.90
3	135.8%	135.0	10.6%	10.5	2124	1660	0.782	2671	4.1	0.660	6.11	4.89	21.64	12.76
4	135.8%	135.0	3.5%	3.5	3981	2678	0.673	4529	11.6	0.409	7.68	3.89	21.83	9.84
5	65.4%	65.0	4.0%	4.0	3083	2266	0.735	5442	7.2	0.484	7.02	4.59	21.94	10.82
6	135.8%	135.0	5.5%	5.5	3150	2301	0.730	3885	7.4	0.476	7.03	4.53	21.90	10.76

Se indicaron los valores que más se acercaron de 15 propuestas de combinación de recirculación y PURGA de lodos para cada uno de los 6 escenarios (90 resultados posibles), podemos describir lo siguiente:

- La producción de lodos más alta fue en los escenarios 5 y 1, con 5.44 y 5.39 gr/L de SSV de lodos respectivamente, aunque los TRC son buenos, de 7.4 días.
- Si bien es cierto que el escenario 3 presenta el menor PURGA de lodos, y que la relación SSV/SST es de 0.78 (muy cercana al ideal 0.8) se tiene una carga orgánica muy alta, de 0.66 d⁻¹, ya que se ha considerado cargas orgánicas idoneas entre 0.4 y 0.5 d⁻¹.
- El escenario 4 presenta una producción de lodos media de 4.53 gr/L, pero el TRC es relativamente alto, de 11.6 días, aunque la C.O. es la más baja de este análisis, de 0.41 d⁻¹; sin embargo, la relación SSV/SST se queda muy por debajo de lo necesario con un valor de 0.67 (aceptable entre 0.7 y 0.8)

- El escenario 2 presenta datos en el límite, por un lado, el TRC es bueno, de 7 días, la producción de lodos no luce tan alta, 4gr/L, la C.O. está al límite con un valor de 0.49 d^{-1} , La relación SSV/SST es aún aceptable con valor de 0.74
- El escenario 6 ha resultado la mejor alternativa con una producción de lodos de 3.88 gr/L, la segunda más baja de este análisis, el TRC es bueno, de 7.4 días, tomando como valor habitual de 6 a 8 días para remoción de carbono y nitrógeno. La C.O. es de 0.47 d^{-1} es muy aceptable, aunque cercana al 0.5 donde ya se considera alta. La relación SSV/SST es de 0.73, dentro del rango aceptable de 0.7 a 0.8. Los valores del efluente final para SST, DBO5, DQO y NT no se vieron afectados y cumplen la norma. Por lo que la combinación de Recirculación y purga de lodos idónea para esta PTAR resulto ser de 135 L/s y 5.5 L/s respectivamente, las cuales representan el 135.8% y 5.5% del caudal total que entra a la planta.



7. CONCLUSIONES

Después haber definido la metodología a utilizar, el modelo a seguir, de haber obtenido los datos físicos de las instalaciones de tratamiento y de la calidad del agua a tratar, se pudieron realizar las simulaciones del modelo elegido, tanto para la calibración de las fracciones de DQO, como para la calibración de los parámetros cinéticos y estequiométricos, y después del análisis realizado a los diversos resultados, en distintos escenarios, podemos concluir lo siguiente:

El estudio se basó en la determinación de los valores de carga orgánica adecuados para lograr la reducción en la producción de lodos biológicos de desecho en una planta de tratamiento de aguas residuales existente en la ciudad de Morelia.

Se concluye que las cargas orgánicas bajas tienen una baja producción de lodos biológicos de desecho. Las cargas orgánicas bajas (menores a 0.4 d^{-1}) pueden inhibir la actividad bacteriana que ayuda a la depuración de las aguas. Las cargas orgánicas altas tienen una alta producción de lodos. Las cargas orgánicas altas (mayores a 0.5 d^{-1}) representan sustrato en exceso, ya que las bacterias no alcanzan a degradarlo eficientemente. Por lo que el valor ideal de la carga orgánica estaría entre 0.4 d^{-1} y 0.5 d^{-1}

Al variar la cantidad de lodos recirculados y de lodos desechados (de purga), se alteran principalmente las relaciones de carbono, nitrógeno y sólidos suspendidos, con lo cual provocamos alteración del equilibrio iónico de los cationes mayoritarios, con lo cual podemos buscar que la colonia bacteriana de nuestro reactor biológico tenga un catabolismo fuerte y un anabolismo débil, pero sin llegar al grado de inhibir su actividad.

El escenario que ha representado mejores resultados en el modelo calibrado, ha obtenido un valor de carga orgánica de 0.47 d^{-1} , para una recirculación de lodos de 135 L/s y con un desecho de lodos de 5.5 L/s. Para la PTAR existente se tiene una recirculación de lodos de 100 L/s, lo cual significa que al aumentar 35% la recirculación, permite una producción de



lodos de desecho 22% menor que la actual, la cual es de 7 L/s. Por lo cual podría reducirse el costo del tratamiento, desecho y disposición de lodos en un porcentaje similar.

El monitoreo continuo de los procesos de operación en las plantas de tratamiento de aguas residuales, en conjunto con los modelos y el uso de softwares de simulación, son estrategias poco utilizadas en nuestro país, las cuales podrían permitir establecer estrategias de operación que en general ayuden a mejorar los procesos de operación, y en lo particular, ayuden a disminuir la producción de lodos biológicos de desecho de manera más eficiente.



8. REFERENCIAS

- I. 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.
- II. 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.
- III. Comisión Nacional del Agua (2017). Estadísticas del Agua en México, Edición 2017. D.R.© Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- IV. Metcalf & Eddy (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. Cuarta Edición, Mc-Graw Hill. Nueva York. 1819 pp.
- V. 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.
- VI. 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.
- VII. Reichert, P. (2006). A standard interface between simulation programs and systems analysis software. *Water Science & Technology* 53 (1): 267-275.
- VIII. Beck, M. B. (1999). Coping with ever larger problems, models, and data bases. *Water Science and Technology* 39 (4):1-11.
- IX. Jeppsson y Vanrolleghem, P. A., U. (1994). Simulators for Modelling of WWTP. Cost 682 *Enviroment En: Report 1992-95*. Gent, Bélgica. 8:69-80 pp.
- X. Takács, I., Dudley, J. y Snowling, S. (2007). A closer look at the dangers of uncalibrated simulators. *Water Environment Federation* 21(11): 1476-1486.
- XI. Hossein Hazrati, Jalal Shayegan (2011). Upgrading activated sludge systems and reduction in excess sludge. *Bioresource Technology* 10327–10333.



- XII. Elisavet Amanatidou, Georgios Samiotis, Eleni Trikoilidou, George Pekridis, Nikolaos Taousanidis. (2015) Evaluating sedimentation problems in activated sludge treatment plants operating at complete sludge retention time. *Water Research* 69 20-29.
- XIII. Yunping Han, Meng Luo, Hong Chen, Wenzhe Zhang, Junxin Liu, Benyi Xiao. (2017). Deterioration mechanisms of sludge settleability in sludge reduction systems with metabolic uncouplers. *International Biodeterioration & Biodegradation* 123 296-303.
- XIV. P.M. Romero-Pareja, C.A. Aragon, J.M. Quiroga, M.D. Coello. (2017). Evaluation of a biological wastewater treatment system combining an OSA process with ultrasound for sludge reduction. *Ultrasonics Sonochemistry* 36 336–342.
- XV. Yinxiang Xu, Yuanyuan Fang, Zhenhua Wang, Dan Guo, Yi Liu, Yuan Huang, Pengbo Fu, Juehui Jin, Chenwen Wei, Hualin Wang, Tao Zeng. (2018). In situ sludge reduction and carbón reuse in an anoxic/oxic process coupled with hydrocyclone breakage. *Water Research* 141 135-144.
- XVI. Jun Gu, Qin Yang, Yu Liu. (2018). Mainstream anammox in a novel A-2B process for energy-efficient municipal wastewater treatment with minimized sludge production. *Water Research* 138 1-6.
- XVII. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2008). D.R.©. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Edición 2008. Compendio de Estadísticas Ambientales. México. ISBN 978-968-817-910-9.
- XVIII. Dégremont (1980), Manual técnico del agua, Bilbao, pp 105-473, 749-781.
- XIX. Moeller, G. (1997), Biological Treatment of Municipal sludge. Biotechnology for Water Use and Conservation The Mexico 96 Workshop, OECD, Cedex, París, Francia.
- XX. Ma. Laura Ortiz Hernández, Margarita E. Gutiérrez Ruiz y Enrique Sanchez Salinas. (1995). Propuesta de manejo de los lodos residuales de la planta de tratamiento de



la ciudad industrial del valle de Cuernavaca, estado de Morelos, México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 11 (2), 105-115.

- XXI. Castrejón, J. A. Barrios, B. Jiménez, C. Maya, A. Rodríguez, A. y González, (2000). Evaluación de la calidad de lodos residuales de México. FEMISCA. AIDIS. Morelia, Mich. México. Año 1. Tomo 1.pp. 913.
- XXII. Qilin Wang, Wei Wei, Yanyan Gong, Qiming Yu, Qin Li, JingSun, Zhiguo Yuan. (2017). Technologies for reducing sludge production in wastewater treatment plants: State of the art. Science of the Total Environment 587-588, 510-521 Contents.
- XXIII. Norma Oropeza García (2006). Lodos residuales: estabilización y manejo. Caos Conciencia 1: 51-58
- XXIV. NMX- AA004-SCFI-2001. Norma Mexicana para la determinación de sólidos sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Diario oficial de la federación.
- XXV. 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.
- XXVI. NMX- AA007-SCFI-2001. Norma Mexicana para la determinación de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Diario oficial de la federación.
- XXVII. NMX- AA008-SCFI-2000. Norma Mexicana para la determinación del pH. Diario oficial de la federación.
- XXVIII. 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.
- XXIX. NMX-AA-028-SCFI-2001. Norma Mexicana que determina la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5) en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Diario oficial de la federación.



- XXX. NMX- AA029-SCFI-2001. Norma Mexicana para la determinación de fósforo en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Diario oficial de la federación.
- XXXI. 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.
- XXXII. 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.
- XXXIII. NMX- AA042. Norma Mexicana para la determinación del número más probable de coliformes totales y fecales. Diario oficial de la federación.
- XXXIV. NMX- AA073-SCFI-2001. Norma Mexicana para la determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Diario oficial de la federación.
- XXXV. NMX- AA093-SCFI-2001. Norma Mexicana para la determinación de la conductividad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Diario oficial de la federación.
- XXXVI. 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.
- XXXVII. NMX- AA042. Norma Mexicana para la determinación del número más probable de coliformes totales y fecales. Diario oficial de la federación.
- XXXVIII. NMX- AA073-SCFI-2001. Norma Mexicana para la determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Diario oficial de la federación.
- XXXIX. NMX- AA093-SCFI-2001. Norma Mexicana para la determinación de la conductividad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Diario oficial de la federación.



- XL. 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.
- XLI. NOM-002-SEMARNAT-1997. Norma Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano municipal. Diario oficial de la federación.
- XLII. NOM-003-SEMARNAT-1996. Norma Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en el servicio público. Diario oficial de la federación.

