



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ingeniería
Maestría en Ciencias en Hidrología Ambiental

**“OPTIMIZACIÓN DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN
UNA PLANTA DOMICILIARIA TIPO SBR A TRAVÉS DE UNA
MODELACIÓN DINÁMICA.”**

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de Maestra en
Ciencias en Hidrología Ambiental

Presenta

Katia Landa Servin

Dirigida por:

Dr. Eusebio Jr. Ventura Ramos

Dr. Eusebio Jr. Ventura Ramos
Presidente


Firma

Dr. José Alberto Rodríguez Morales
Secretario


Firma

M.C. Marcela Susana Dunhe Ramirez
Vocal


Firma

Dr. Martin Alfonso Gutierrez
Suplente


Firma

Dr. Jurgen Baumann
Suplente

Rúbrica
Firma



Dr. Manuel Toledano Ayala
Director de la Facultad de Ingeniería



Dra. Ma. Guadalupe Flavia Loarca Piña
Directora de Investigación y Posgrado

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Septiembre 2018

RESUMEN

Debido a la demanda de agua en la actualidad, el tratamiento de aguas residuales se realiza para eliminar contaminantes y nutrientes de aguas domésticas, para su reutilización. Para conocer la calidad del agua tratada se analizan el oxígeno contenido, la materia orgánica y materia flotante; en donde los valores máximos permitidos son establecidos por la norma mexicana. El tratamiento con el que se trabajara es por medio de reacciones químico - biológicas donde los microorganismos reciben aire para descomponer la materia orgánica mediante la utilización del oxígeno; dicho tratamiento se realiza en un solo tanque SBR, en etapas de llenado, suministración de aire, desinfección y almacenamiento final. Para que el tratamiento se realice de manera óptima es necesario establecer la relación entre los parámetros de calidad de agua, y las condiciones ambientales, para lo cual es necesario realizar una simulación que permita ver distintos comportamientos bajo diferentes gastos de entrada al sistema y composición química del agua, sin dejar de considerar las variables ambientales.

Palabras clave: SBR, Tratamiento biológico, lodos residuales, aguas domésticas.

SUMMARY

Due to the current water demand, wastewater treatment is carried out to eliminate pollutants and nutrients from domestic waters, for reuse. To analyze the quality of the treated water, the oxygen contained, the organic matter and the floating matter are analyzed; where the maximum allowed values are established by the Mexican norm. The treatment with which is worked is through chemical - biological reactions where microorganisms receive air to decompose the organic matter through the use of oxygen; This treatment is carried out in a single SBR tank, in stages of filling, air supply, disinfection and final storage. For optimal treatment is necessary to establish the relationship between water quality parameters and environmental conditions, for which it is necessary to perform a simulation to see different behaviors under different expenses of system entry and chemical composition of water, without neglecting environmental variables.

Keywords: SBR, biological treatment, sewage sludge, domestic water.

DEDICATORIAS Y AGRADECIMIENTOS

Este trabajo lo dedico con todo mi amor a mis papás, quienes en todo momento han apoyado en mi preparación profesional, gracias por darme la oportunidad de estudiar y creer en mí.

Quiero agradecer a mis hermanos Mónica y Kevin por su apoyo incondicional en todo momento, por su confianza y cariño.

A Jaqui, Cinthya, Emy y Romi; quienes con su existir me motivan a ser una mejor persona. Gracias por su amor y compañía.

Gracias David por estar siempre a mi lado y motivarme a concluir cada uno de mis objetivos personales y profesionales; y por tu ayuda en esta investigación.

A mis compañeros y amigos del posgrado Jess, Lui y Felipe, en quienes encontré una amistad y fueron parte del crecimiento científico.

A toda mi familia, amigos, compañeros de la maestría, profesores que aportaron un granito de arena en mi formación.

Muy especial a mi director de tesis el Dr. Ventura, por la acertada orientación, soporte y discusión crítica que me permitió concluir el presente trabajo. También agradezco a mis sinodales el Dr. José Alberto, la M.C. Marce, el Dr. Alfonso y Dr. Jorgen, por su valioso tiempo dedicado al presente trabajo, por su apoyo científico en la investigación, por sus consejos, su profesionalismo y disponibilidad para conmigo.

A Mirelle y Cathy quienes me ayudaron muestreando y analizando datos. Así como su amistad.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología Conacyt, por su apoyo y patrocinio a lo largo de la maestría.

ÍNDICE

RESUMEN	i
SUMMARY	ii
DEDICATORIAS Y AGRADECIMIENTOS	iii
ÍNDICE	iv
ÍNDICE DE TABLAS	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
NOMENCLATURA	viii
1. INTRODUCCIÓN.	1
1.1. Hipótesis.	3
1.2. Objetivos.	3
1.2.1. Objetivo general.	3
1.2.2. Objetivos particulares.	3
2. ANTECEDENTES.	5
2.1. La normativa vigente	5
2.2. Sistemas de tratamiento.	6
3. MARCO TEÓRICO.	9
3.1. Sistemas SBR.	11
3.2. Proceso de Lodos activados.	14
3.3. Reacción Cinética.	15
3.4. Balance de masas.	15
3.5. Ley de Velocidad.	16
3.6. Ecuación de Monod.	17
4. DISEÑO METODOLÓGICO.	19
4.1. Proceso de operación.	20
4.1.1. Definición de los parámetros de operación.	20
4.2. Diseño de reactores.	21
4.2.1. Reactor discontinuo ideal homogéneo	22
4.2.2. Conversión tiempo de reacción	22
4.3. Cinética de crecimiento de biomasa	24
4.4. Caso de estudio.	24
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	29

5.1. pH.	31
5.2. Temperatura.	36
6. CONCLUSIONES.	38
7. REFERENCIAS.	39
8. APÉNDICE.	42
8.1. Código y gráficos de la modelación.	42

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 5.1. Condiciones de operación del SBR.	29
Tabla 5.2. Datos recolectados.	29
Tabla 5.3. Datos utilizados para la regresión.	30
Tabla 5.4. Estadística descriptiva de los datos obtenidos del pH del agua previa al tratamiento.	32
Tabla 5.5. Estadística descriptiva de los datos obtenidos del pH del agua en el reactor.	33
Tabla 5.3. Estadística descriptiva de los datos obtenidos del pH del agua en el reactor.	34
Tabla 5.7. Estadística descriptiva de los datos obtenidos del pH del agua al salir del reactor.	35
Tabla 5.8. Estadística descriptiva de la temperatura obtenida del agua a tratar.	36
Tabla 5.9. Estadística descriptiva de la temperatura obtenida en el reactor.	37

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Límites máximos permisibles de contaminantes (NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-003-SEMARNAT, 1998)	5
Figura 2. Proceso del tratamiento biológico de lodos activados.	7
Figura 3. Diagrama de los principales niveles en el tratamiento de aguas residuales. (Metcalf et al., 2013)	10
Figura 4. Determinación de los parámetros según diagrama de linealización Lineweaver-Burk.	18
Figura 5. Proceso del tratamiento biológico de lodos activados.	19
Figura 6. Proceso del balance de masas.	21
Figura 7. Balance en el volumen de sistema (Scott Fogler, 2001).	21
Figura 8. Ubicación física de la planta de tratamiento.	25
Figura 9. Características y dimensionamiento de la planta	25
Figura 10. Vistas y cortes de la planta SBR.	26
Figura 11. Proceso del reactor SBR.	27
Figura 12. pH de agua a tratar (cruda).	30
Figura 13. pH de agua a tratar (cruda).	31
Figura 14. pH de los lodos contenidos en el reactor SBR.	33
Figura 15. pH del agua al salir del reactor.	34
Figura 16. pH del agua posterior al tratamiento de uv.	35
Figura 17. Temperatura del agua a tratar.	36

Figura 18. Temperatura promedio de los lodos contenidos en el reactor.	37
Figura 19. Validación de los datos obtenidos vs los observados.	45

NOMENCLATURA

nmp	Número más probable	
VSS	Sólidos suspendidos volátiles	
h/l	Huevos de helminto por litro	[h/l]
NVSS	Sólidos suspendidos no volátiles	
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días	[mg/l]
DQO	Demanda química de oxígeno	
SST	Sólidos suspendidos totales	
MLSS	Sólidos en suspensión en el licor mezclado	
MLVSS	Sólidos volátiles en suspensión en el licor mezclado	
MLNVSS	Sólidos no volátiles en suspensión en el licor mezclado	

SÍMBOLOS GRIEGOS

ε	Emisión (emisividad)	
η	Factor de ponderación de la convección natural	
θ	Dirección o ángulo	
λ	Longitud de onda	
ν	Viscosidad cinemática	[m ² s ⁻¹]

ÍNDICES

ATM	Atmósfera
EM	Emitida
OBJ	Objeto
MED	Medida
REF	Reflejada
TOT	Total

1. INTRODUCCIÓN.

En la actualidad la infraestructura para el tratamiento de aguas residuales municipales en México es el 47% (Clara *et al.*, 2005) lo cual no es por las tecnologías disponibles, si no a diversos aspectos económicos, sociales y políticos. A nivel micro no se cuenta con ningún tratamiento, ya que las aguas residuales provenientes de descargas domiciliarias son conducidas al drenaje el cual es descargado en los principales cuerpos de agua. La falta de infraestructura para separar las aguas grises y negras hace que se incremente los gastos de agua a tratar y por los tanto los costos de operación y mantenimiento.

La necesidad que representa el agua en el humano, ya que es un recurso con cualidades y propiedades que permiten la vida; así mismo se sabe que la demanda de este recurso ha incrementado puesto que la población va en aumento (De Villiers, 2000). Esta problemática es también debido a su contaminación que convierte el agua potable en agua residual que contiene una combinación de desechos industriales, hospitalarios, agrícolas y domésticos (Spellman R., 2013), la falta de políticas de sustentabilidad hídrica en México; generan grandes cantidades de agua residual que no es tratada. El destino del agua contaminada es utilizado para reutilizarse en actividades como el riego, sin embargo, en muchas ocasiones no se cuenta con agua en condiciones aceptables para su reutilización, lo que ocasiona una contaminación a nivel de la alimentación en las frutas, verduras y plantas que son consumidas por los seres vivo (Norton-brandão *et al.*, 2013).

El tratamiento de aguas residuales se ha realizado desde los años sesenta (Metcalf *et al.*, 2013), actualmente se cuentan con diversos tipos de tratamientos que se han desarrollado desde entonces, estos tratamientos se basan en remover materia orgánica, producción de gases, microorganismos patógenos y nutrientes de las aguas residuales tanto de descargas domésticas.

En un principio cuando se implementaron las técnicas de tratamiento, su objetivo era eliminar la materia flotante y organismos patógenos, sin embargo al transcurrir de los años se percató que el agua poseía otros tipos de contaminantes por lo que era necesario realizar tratamientos más completos que mitigaran los efectos en la salud y del ambiente; con lo cual se realizan tratamientos más complejos y que además deberían ser regulados por normativas que contengan valores máximos permisibles. La primera normativa desarrollada para el manejo del tratamiento de aguas residuales fue la de U.S. EPA, que contenía los estándares mínimos en el efluente, así como la medición de organismos biodegradables, la demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos totales, oxígeno disuelto y pH.

Conforme al pasar de los años, otros países fueron desarrollando sus propias normativas y en los 1990 las principales legislaciones incluían sanciones a las descargas que no cumplían con dichos valores máximos permisibles (Spellman R., 2013).

En los últimos 20 años se han visto avances cada vez más rápidos en el campo del tratamiento de aguas residuales. Las mejoras en procesos físicos, químicos, biológicos y la combinación de estos sistemas logran realizar el tratamiento en menor tiempo. Como lo hizo (Vargas *et al.*, 2000) en su investigación en la cual por medio de la adición de 4- clorofenol disminuye el tiempo de reacción en el biorreactor aerobio, ante los altos volúmenes de concentración en los substratos.

Más tarde, investigaciones sobre los procesos de desnitrificación y nitrificación, los cuales son realizadas para la degradación de la materia orgánica en el reactor, en el año 2004, (Montserrat *et al.*, 2004) mediante la medición ORP, pH, oxígeno disuelto, reducción potencial de oxidación y temperatura, se determinó la duración del ciclo de reacción para minimizar las variaciones debido a fallas en el equipo de la planta. Lo cual fue fundamental para controlar el proceso de tratamiento.

Recientemente el interés de conocer la calidad del efluente en tiempo real, ha llevado a las investigaciones a desarrollar tecnologías que permitan determinar valores muy cercanos a las condiciones puntuales de operación a diversos lapsos y periodos de tiempo. La investigación realizada por la Universidad de Girona en España por (Colomer *et al.*, 2013), con la cual desarrollaron un modelo que estima el valor de las variables cualitativas del agua tratada con una aproximación del 95%.

Principalmente la reutilización del agua tratada en el reúso urbano requiere que tenga nutrientes como el fósforo y el nitrógeno para las plantas, sin embargo, existen contenidos microbiológicos en el agua que nos limitan su uso o que de acuerdo a normativas debe sujetarse a valores máximos permisibles para poder utilizarse. Dependiendo el destino del agua de riego (cultivos o jardines) son los valores permitidos, de acuerdo a la NOM-003-SEMARNAT (1998).

El uso del agua tratada, la cantidad de agua a tratar, el espacio físico de la localización; son algunos de los parámetros para la elección del tratamiento al que se someterá. Dichas técnicas son capaces de producir efluentes de calidad para la producción agrícola. Sin embargo, no se garantiza que la aplicación correcta de las metodologías, proporcione un efluente que cumpla con las normativas de calidad para el riego de agrícola o jardines (Paredes Muñoz y Ramos Ramos, 2014).

Estas investigaciones son de suma importancia para lograr mejoras en los tratamientos en plantas de tratamiento con procesos combinados y en reactores secuenciales. Tal es el caso de los sistemas sequencing batch reactor, SBR.

La planta SBR al realizar su ciclo de tratamiento se presenta con gastos variables, que dependen de los horarios y estaciones del año, esta situación genera inestabilidad al realizar óptimamente el tratamiento. Por lo que esta investigación va a generar escenarios que describan los comportamientos para mejorar el funcionamiento del tren de tratamiento.

En este trabajo se presenta el análisis de datos de calidad de agua, y la de la modelación del comportamiento del sustrato-biomasa, bajo dos escenarios con ciclos de tratamientos para gastos de entrada diferentes.

En el capítulo dos se detallan la metodología de degradación de la materia, mostrando estudios y técnicas desarrolladas en los últimos años para el análisis cualitativo y cuantitativo. Igualmente se discuten las diversas técnicas disponibles para la estimación de los parámetros cinéticos. Finalmente se describen los últimos trabajos que aplican y validan la técnica para la estimación.

El marco teórico (capítulo tres) describe los principios del tratamiento de lodos activados, detallando con especial atención los fenómenos de la digestión aerobia. El diseño metodológico propuesto, detalla una serie de modificaciones a los planteamientos originales para la estimación de parámetros cinéticos en función de datos experimentales.

Finalmente se presentan los resultados obtenidos de cada una de las variables analizadas para la obtención de los modelos, para cada una de las aguas; antes, durante y después.

1.1. Hipótesis.

Mediante la modelación de la demanda química de oxígeno en el reactor, el pH, la temperatura y el ORP, modifican el crecimiento de la biomasa, degradación de la materia y la clarificación del agua en función del tiempo.

1.2. Objetivos.

1.2.1. Objetivo general.

Predecir el comportamiento de la biomasa y el sustrato en un reactor SBR de escala real, alimentado por aguas residuales domésticas, a través de un modelo dinámico.

1.2.2. Objetivos particulares.

- i. Analizar el funcionamiento general y particular de cada etapa del tratamiento, para conocer a detalle el proceso de tratamiento de las fases, realizando muestreos in situ del agua cruda, lodos y tratada, determinando temperatura, pH y oxígeno disuelto.

- ii. Obtener las características físicas, contaminación biológica, constituyentes químicos del agua potable, para conocer sus condiciones iniciales mediante pruebas a nivel laboratorio.
- iii. Realizar los muestreos y determinar el nivel de contaminantes en base a pH, temperatura, sólidos totales, sólidos suspendidos, sólidos sedimentables, residuos minerales, sólidos volátiles, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, nitrógeno, cloruro, fosfato, detergentes sintéticos, coliformes y grasas o aceites; para generar base de datos.
- iv. Generar lodos activos a nivel laboratorio, para la conocer las características químicas que permitan el funcionamiento del sistema de tratamiento bajo las condiciones particulares de operación.
- v. Construir el modelo de simulación del tratamiento del SBR con base a los tiempos de ciclo, patrones de aireación, diámetro de los tubos de las descargas, descargas estacionales, niveles de decantación, desinfección UV para obtener la optimización de la calidad del efluente.
- vi. Establecer relaciones de las concentraciones iniciales de los contaminantes entre la calidad del agua en todo el tren de tratamiento hasta el agua tratada y los parámetros de la simulación, para la evaluación y obtención del algoritmo final del sistema de tratamiento SBR.

2. ANTECEDENTES.

2.1. La normativa vigente

En México es común que la calidad del agua no cumpla con los estándares ya que debido a la gran demanda de agua y al déficit de sistemas de tratamiento de aguas residuales; la utilización de aguas directamente de drenajes descargada sin un previo tratamiento o tratamientos obsoletos que, por falta de mantenimiento, su funcionamiento ya no es el adecuado.

El Programa Nacional Hídrico 2014-2018 (PNH), contempla como objetivo tratar el 100% de las aguas residuales, por lo que es de prioridad de las agendas políticas de los gobiernos municipales, estatales y federales (CONAGUA y SEMARNAT, 2014).

Para el 2012 se generaban 6.7 miles de millones de metros cúbicos de aguas residuales al y según estadísticas del PNH en el 2030 se generará un volumen de 9.2 miles de millones de metros cúbicos (Peña *et al.*, 2013).

La normativa vigente se encarga de regular las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores como, los sistemas de alcantarillado y reúso en los servicios públicos. Para el objetivo de la presente investigación se consideran los siguientes valores:

PROMEDIO MENSUAL					
TIPO DE REUSO	Coliformes fecales (NMP/100 ml)	Huevos helminto (h/l)	Grasas y aceites (mg/l)	DBO5 (mg/l)	SST (mg/l)
Servicios al público con contacto directo	240	≤1	15	20	20
Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	1,000	≤5	15	30	30

Figura 1. Límites máximos permisibles de contaminantes (NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-003-SEMARNAT, 1998)

El campo de aplicación para el reúso de las aguas residuales tratadas en las zonas de aplicación (zonas urbanas): áreas verdes, parques públicos, jardines, centros deportivos, campos de golf, lavado de calles y banquetas, cisternas e hidrantes para control de incendios, baños públicos, wc, procesos industriales y lagos artificiales (Wu *et al.*, 2013).

2.2. Sistemas de tratamiento.

Los sistemas de tratamiento han sido diseñados históricamente con base en parámetros hidráulicos de acuerdo a la composición y reacciones de los procesos bioquímicos que ocurren durante el tratamiento. Sin embargo, durante los últimos años el estudio focalizado en el crecimiento poblacional de los lodos activados ha generado conocimiento para facilitar el proceso de tratamiento (Tchobanoglous *et al.* 2002). El proceso de lodos activados se ha aplicado en todo el mundo en la práctica de tratamiento de aguas residuales municipales e industriales. Este proceso ha demostrado ser efectivo en la eliminación de contaminantes, ya que involucra la conversión de materia orgánica coloidal y disuelta a lodo microbial que se puede remover por fenómenos físicos como la sedimentación.

Se han desarrollado modelos matemáticos para definir la cinética del crecimiento bacterial y específicamente la relación entre la tasa de crecimiento y la concentración del substrato, que está íntimamente relacionado con el contenido la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Droppelmann *et al.*, 2009 estudió el comportamiento de un lodo activado en cuanto a su capacidad para remover la demanda biológica de oxígeno (DBO) y el nitrógeno amoniacal de un lixiviado previamente tratado en una laguna anaeróbica concluyendo que es posible lograr altas remociones de DBO5 (98%, 0,24 kg DBO5/m³ día) y de N-NH₄ (99%, 0,15 kg N-NH₄/m³ día) cuando al lodo activado se aplican 0,073 kg DBO5/kg SSV día (TRH 10 días) y 0,07 kg N-NH₄/SSV día.

Campos *et al.* (2007), trabajando en lodo activado muestran el efecto de la concentración de oxígeno disuelto en la nitrificación, cuando operan con concentraciones de oxígeno disuelto mayores a 1 mg/L la nitrificación es total y no lo es a concentraciones de 0,4 y 0,6 mg/L, esto es coherente con lo reportado por Fan *et al.* (2000), quienes indican que la velocidad de nitrificación puede verse afectada con concentraciones de oxígeno disuelto menores a 1 mg/L.

Satoh *et al.* (2003), al trabajar con flóculos de lodo activado, muestran como la velocidad de nitrificación como producción de NO₃ aumenta en la medida que aumenta la concentración de oxígeno en el seno del líquido, logrando la velocidad máxima a una concentración de oxígeno 40 µM (1,3 mg/L). Jianlong y Ning (2004), verifican en lodo de reactor de membrana una menor velocidad máxima de oxidación del N-NH₄ (como remoción de N-NH₄) a 0,5 mg/L que a 1,5 mg/L.

El sistema SBR con el que se trabaja está basado en un tratamiento biológico de lodos activados, en el cual se degrada la materia por medio de la digestión aerobia. Este proceso basado en periodos de aireación permite la disminución de sólidos volátiles (VSS) por medio de la reducción de lodos presentes en el afluente, siendo este el principal objetivo de un proceso aerobio. La eliminación de los microorganismos es el resultado de una conversión de lodos a productos volátiles por medio de la oxidación. La oxidación se produce cuando el alimento es insuficiente para la biomasa presente. El siguiente diagrama muestra el proceso aerobio de los lodos (Benefield y Randall, 1980).

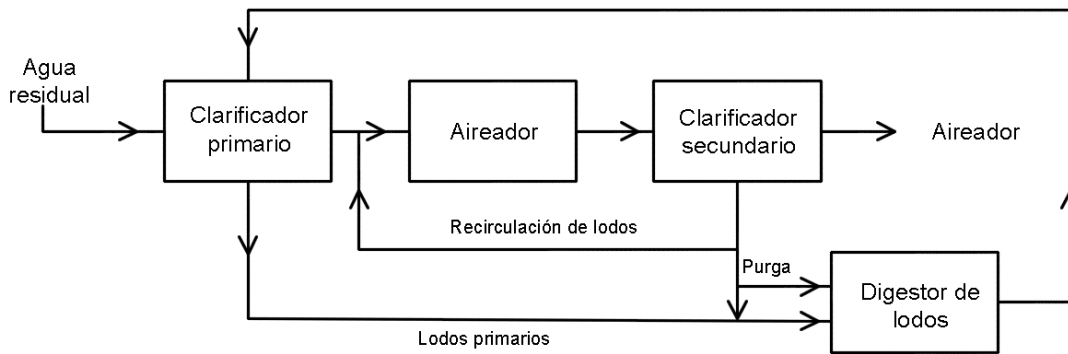


Figura 2. Proceso del tratamiento biológico de lodos activados.

Los bioreactores más utilizados debido a su bajo costo de inversión y mantenimiento son los sistemas abiertos, pues no necesitan de un sistema de control de temperatura (el agua caliente sale del cultivo por evaporación) y requieren poca inyección de CO₂ pues lo toman del ambiente ayudando incluso a combatir el efecto invernadero, aunque la concentración de dióxido de carbono no es suficiente para satisfacer la demanda del cultivo. No obstante, presenta muchas desventajas, principalmente la incapacidad de controlar la contaminación externa, poca irradiación lumínica por auto sombreado de las capas de agua superficiales hacia las más profundas, y poca difusión de gases, lo que conlleva a tener bajos rendimientos de producción y con esto, elevar el costo de cosecha por la baja densidad del cultivo (Christenson y Sims 2011).

El otro tipo de sistemas más comúnmente utilizados son reactores cerrados, generalmente tubulares o paneles. Estos, a comparación de los abiertos, permiten tener un monocultivo pues al no estar en contacto con el medio no sufre de contaminaciones. Otra ventaja es que permite regular la temperatura, cantidad de

O₂ y CO₂, y pH. Gracias a esto, la productividad es mayor, es decir, se obtiene más biomasa por litro de medio (Acién *et al.* 2013).

Muchos estudios han sido realizados en todo el mundo utilizando diferentes tipos de bioreactores, a fin de encontrar las condiciones adecuadas para obtener un producto, ya sea mayor producción de biomasa, más absorción de nutrientes, incrementar la concentración de lípidos, antioxidantes, entre otros.

A pesar de que en los cultivos cerrados se tiene mayor control de los sistemas y que la posibilidad de contaminación es bastante reducida, siempre tienen un costo más elevado que los sistemas abiertos en su operación, sobre todo porque involucran un gasto extra al suministrar CO₂ y regular la temperatura. Por esta razón también es importante buscar una microalga que sea resistente a cambios climáticos y tenga una alta tasa de crecimiento (Santo, 2014)

3. MARCO TEÓRICO.

El principal objetivo del tratamiento de agua es la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la cual indica la capacidad de los microorganismos para oxidar la materia orgánica a CO₂ y agua, utilizando el oxígeno como agente oxidante. Sin embargo, debido a que el agua utilizada para riego en los cultivos hidropónicos no contiene altas cantidades de materia orgánica, la DBO suele tener bajos valores. Por consiguiente, el tratamiento biológico de esta agua no es muy frecuente, pero sí necesario para eliminar el exceso de nutrientes que son descargados y así evitar el problema de eutrofización (Abdel *et al.* 2012)

Para el diseño de tratamientos de aguas residuales es necesario caracterizar las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua a tratar, porque de ello dependerá el tratamiento que se le dará. También se debe conocer la utilización del agua tratada ya que es muy diferente los estándares que se tienen por ejemplo para un agua potable o para riego (Metcalf *et al.*, 2013).

El tratamiento de aguas residuales se encuentra dividido en físicos, químicos y biológicos. Donde el sistema analizado en la presente investigación se realiza mediante procesos químicos y biológicos; los primeros funcionan con el suministro de químicos que generan reacciones que depuran los contaminantes del agua, la adición de oxígeno en un medio aeróbico es un claro ejemplo de una reacción química. Por su parte el proceso biológico, se realiza mediante procesos fenómenos biológicos, donde se separan los sólidos de los líquidos y se convierten en gases que se van hacia la atmosfera; este método es usado comúnmente para remover nutrientes como el nitrógeno y el fósforo (Mara, 2004).

Para tener un efluente que cumpla con los estándares de la normativa, es importante distinguir que los contaminantes contenidos son tratados separados bajo diferentes técnicas; principalmente para el reúso se requiere remover los patógenos, nutrientes y grasas o aceites que ponen en riesgo la salud pública, esta eliminación se puede realizar por oxidación, tratamiento biológico, separación física, tratamiento electromecánico (Norton-brandão *et al.*, 2013)

Para la eliminación de patógenos como los huevos de helminto, según las investigaciones (Norton-Brandão *et al.*, 2013), la metodología que resulta eficaz es por medio de oxidación, en donde por medio de radiación UV se realiza la desinfección, el uso de esta radiación puede ser aplicada según diferentes técnicas en lagunas de maduración y filtración.

Como se mencionó anteriormente las características del agua cruda nos servirá para identificar el tratamiento a realizar, existen tratamientos que incluyen los tres tipos de procesos, pero generalmente siguen un tren de tratamiento con la combinación de 1 o más procesos. Los niveles del tratamiento son realizados bajo la siguiente metodología:

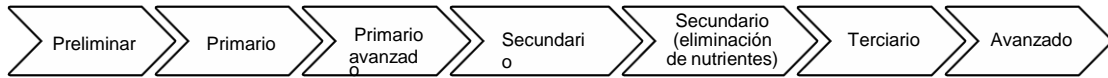


Figura 3. Diagrama de los principales niveles en el tratamiento de aguas residuales. (Metcalf et al., 2013)

- i. La etapa preliminar es el encargado de filtrar el agua cruda de materiales como trapos, palos, rocas, etc.
- ii. La etapa primaria es por medio de un proceso físico en cual se busca remover solidos suspendidos y materia orgánica.
- iii. La etapa primaria avanzada, hace uso de procesos químicos para eliminar solidos suspendidos y materia orgánica,
- iv. La etapa secundaria se realiza una desinfección por medio de tratamientos químicos.
- v. La etapa secundaria de eliminación de nutrientes, está enfocada a la eliminación principalmente de nitrógeno y fosforo.
- vi. La etapa terciaria remueve solidos suspendidos y nutrientes por medio de filtros y/o películas
- vii. La etapa avanzada disuelve materia suspendida que aún se pudieran contener por medio de procesos biológicos.

Para realizar el tratamiento de aguas residuales es necesario conocer las fuentes por su origen: aguas domésticas, industriales, agrícolas y pluviales. Para esta investigación únicamente se abordarán aguas residuales domesticas por la naturaleza y alcances de la investigación.

Las aguas residuales que se van a tratar poseen la característica de ser ricas en contenidos de nitrógeno y fosforo, estas altas concentraciones generan el crecimiento de vegetación en los principales cuerpos receptores, generando problemas en los entornos de faunas (Ramalho, 1990).

Las concentraciones en las aguas se obtienen por medio de muestreos los cuales pueden ser simples o compuestos, los primeros se miden al momento en

que la muestra es tomada y cuando el gasto es constante. Las compuestas son mezclas obtenidas en diferentes momentos (Ramalho, 1990).

Para conocer la calidad del agua se definirán los siguientes parámetros que nos indican el grado de contaminación de las aguas:

Demanda química de oxígeno (DQO): es el volumen de oxígeno requerido para que se oxide la materia orgánica por medios químicos, en otra palabras es un indicador del grado de contaminación presente en el agua, la unidad de medida en que se expresa es en mg/l (Ramalho, 1990).

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO): es la cantidad de oxígeno requerida para que la materia orgánica se oxide biológicamente, al igual que el DQO se mide en mg/l (Ramalho, 1990).

El tratamiento biológico de lodos activados es considerado proceso secundario, en el cual se somete a aireación en periodos de tiempo, para reducir la materia orgánica contenida y a su vez genera una población heterogénea de microorganismos de composición variable que depende del contenido del agua residual y las condiciones ambientales, esta mezcla es conocida como lodos (Ramalho, 1990).

3.1. Sistemas SBR.

Se le llama SBR al sistema que sigue un tratamiento de aguas residuales a base de la tecnología de lodos activados, con una secuencia de vaciado y llenado, este sistema está diseñado principalmente para la eliminación de nutrientes, durante los ciclos se pueden realizar tratamientos anaerobios, aerobios, anóxicos o la combinación de ellos y que como etapa final incluye sedimentación, todo esto llevado a cabo en un mismo tanque (Paredes Muñoz y Ramos Ramos, 2014). El proceso de operación se repite progresivamente dependiendo el flujo que ingrese al sistema, algunas de las fases pueden permanecer en inactividad si el flujo es poco o nulo y es sometido a condiciones inestables a corto plazo que favorecen el crecimiento de microorganismos encargados de procesar la biomasa (Morgenroth y Wilderer, 1998)

Este sistema fue desarrollado en 1914, cuando se empezaron a desarrollar trabajos en plantas a pequeña escala de lodos activados (Paredes Muñoz y Ramos Ramos, 2014). Aunque esta metodología de tratamiento es muy parecida a los SBR ya que un reactor se realiza el tratamiento de manera secuencial y repetitiva.

El proceso de operación del SBR está comprendido principalmente en cuatro etapas, aunque en algunos casos puede contener tratamientos primarios antes de llegar al SBR o tratamientos posteriores, los cuales para fines de la investigación no

se toman en cuenta. Las cuatro fases que están presentes en el sistema a analizar son las siguientes:

- i. *Cámara 1:* Llenado, en esta etapa las aguas residuales son depositadas y almacenadas en un primer tanque el cual únicamente tiene la función de retenerlas según el gasto entrante, la duración en esta y en cada una de las etapas es determinada además por las condiciones de materia orgánica presentes en el agua residual (Morgenroth y Wilderer, 1998). También este tanque tiene la función de regular el gasto variable entrante al sistema, es decir suavizar los cambios del afluente.
- ii. *Cámara 2:* Reactor, el agua residual es transportada por una bomba con un flotador, este último permite que pase la cantidad de agua proporcional a la que se encuentra almacenada en el primer tanque; en el segundo compartimiento se llevan a cabo los procesos de nitrificación y desnitrificación, los cuales se presentan por los periodos de reacción en condiciones aeróbicas y anóxicas.
La condición aeróbica, es la comprendida por un periodo de tiempo en la cual se suministra aire, en un contexto químico el carbono en la materia orgánica presente es oxidado por los microorganismos encargados de realizar la digestión para generar un crecimiento bacteriano, además de nitrificar el amoníaco, el cual se convierte en nitrito y posteriormente en nitrato (Chauvon *et al.*, 2016), este fenómeno es conocido como nitrificación. La condición anóxica se presenta al finalizar la aireación, esto genera que los lodos generados sedimenten. Esta condición es la ausencia de oxígeno en el reactor con lo cual se realiza la desnitrificación.
Las 2 condiciones son alternadas en el reactor en ciclos de nitrificación y desnitrificación favoreciendo la generación de lodos activados encargados de alimentarse de materia orgánica, cuando los lodos son sedimentados en el reactor, se depura una cantidad de ellos para generar un sistema estable de microorganismos, por lo que los lodos viejos son bombeados al primer compartimiento en donde se reciben las aguas residuales.
- iii. *Cámara 3:* En esta fase se concentran las aguas sedimentadas del reactor, este fenómeno que se lleva a cabo por efectos de la gravedad permite que las partículas más grandes sean depositadas en el fondo, con lo cual se permite una clarificación de las aguas en la parte superior, estas aguas se almacenan en un compartimiento externo para ser tratadas con tratamientos secundarios, según la reutilización.
El SBR con el cual se trabaja, se realiza una clarificación secundaria por medio de rayos UV.
- iv. *Cámara 4:* Almacenamiento final, posterior a que el agua es clarificada para eliminar de las aguas residuales toda aquella materia orgánica que no se

eliminó debido a la sedimentación, es depositada en un almacenamiento final para su reutilización. El agua contenida en este tanque debe cumplir con los estándares de las normativas para su reúso. Para fines de la investigación se estarán utilizando los límites máximos permisibles en promedio mensual para un tipo de reúso de servicios al público con contacto directo u ocasional, que permite Coliformes fecales de hasta 1,000 NMP/ 100 ml, huevos de helminto de 5 h/l, grasas y aceites por hasta 15 mg/l, DBO5 de 30 mg/ l y misma cantidad para solidos sedimentables totales; dichos valores se encuentran descritos en la NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-003-SEMARNAT, (1998).

La tecnología SBR se ha estudiado ampliamente durante los últimos años. Lo cual ha permitido avances sobre la eliminación de los contaminantes, en la cual se alternan procesos anaerobios, aerobios y anóxicos, sin embargo, el lograr un proceso con buenos resultados es necesario realizar más acciones que modificar el nivel de oxígeno presente en el agua residual (Wu *et al.*, 2015). Algunas metodologías sugieren suministrar fuentes de carbono externas (glucosa y acetato de sodio en una concentración 50/50) para mejorar la eliminación de fosfato (Kargi y Uygur, 2003). Estas practican tiene como objetivo aumentar la materia orgánica para optimizar la eliminación biológica de fósforo, ya que la alimentación es uno de los factores principales que afectan el rendimiento del SBR (Wu *et al.*, 2015).

La mayor parte de los trabajos relacionados con la optimización del SBR está enfocada en mejorar los procesos por medio de diseños factoriales de dos variables en el sistema de tratamiento, que como respuesta de optimización se obtienen interacciones de 2 parámetros que son incapaces de representar el fenómeno y solamente ofrecen una optimización parcial del tratamiento (Wu *et al.*, 2015).

Wu *et al.*, (2015) en un diseño experimental de la combinación de tres parámetros (primera y segunda alimentación, relación de volumen, tiempo de relación anaerobia/aerobia), obtuvo que realizar una segunda alimentación durante la fase de aireación, cuando esta es mayor que la primera no es recomendable ya que se acumula una cantidad de nitrato la cual no permite el correcto funcionamiento del reactor por la alta concentración de carbono, sim embargo se concluye dicha investigación en que el SBR puede mejorarse mediante el ajuste de la relación volumétrica de la alimentación durante una etapa anóxica para obtener una óptima eliminación de nutrientes en aguas residuales porcinas.

Algunos de las problemáticas que se han identificado para lograr un sistema SBR optimo, es en la composición del agua residual, en recientes investigaciones se encontró altas concentraciones de nano partículas de óxido de zinc (Puay *et al.*, 2015), pueden ser provenientes de productos cosméticos, cremas, pinturas, etc.,

dichas concentraciones inhiben el crecimiento microbiano reduciendo la vida de los lodos encargados de realizar la digestión.

3.2. Proceso de Lodos activados.

Para determinar el gasto intermitente de entrada al sistema de tratamiento SBR, se estimará con los totales diarios en su evolución en el tiempo a manera de obtener un promedio, es común utilizar estructuras hidráulicas para facilitar las mediciones del gasto, como ejemplos vertedores de pared delgada o canales Parshall; también se utilizan métodos volumétricos (Ramalho, 1990). Este último es el que se utilizara para estimar el valor de entrada al sistema, se establece que se harán los 5 días de la semana, tres veces al día (10:00, 14:00 y 19:00) con la finalidad de obtener promedios diarios.

Es importante mencionar la concentración de DBO soluble ya que el proceso de basa en este consumo necesario para realizarse la oxidación biológica en el reactor, el DBO insoluble es separado por sedimentación en etapas posteriores del tratamiento.

Los sólidos volátiles en suspensión son los lodos biológicos, mediante la experimentación se pueden determinar midiendo la pérdida de peso de los sólidos suspendidos totales (SST), posterior a la incineración a 600°C, el remanente de la incineración son los sólidos en suspensión no volátiles (NVSS) (Ramalho, 1990).

$$SST = VSS + NVSS \quad (1)$$

El proceso comienza con la alimentación inicial, con un DBO soluble, el principal objetivo es reducir el DBO en el efluente, por la oxidación aerobia de la materia orgánica, la alimentación inicial se combina con el lodo ya contenido que genera una alimentación combinada (Ramalho, 1990), el agua que sale del reactor es direccionada a un clarificador que para el caso de estudio es por medio de UV, la descarga que se obtiene es purga o lodo reciclado y para ambos casos poseen el mismo DBO soluble, el lodo reciclado al unirse con la alimentación inicial generan nuevamente la alimentación combinada . El DBO soluble combinado se calcula mediante un balance de materia de las corrientes.

$$MLSS = MLVSS + MLNVSS \quad (2)$$

Donde, MLSS son los sólidos en suspensión en el licor mezclado, MLVSS los sólidos volátiles en suspensión en el licor mezclado y MLNVSS los sólidos no volátiles en suspensión en el licor mezclado.

El balance global del agua residual está dado por la siguiente ecuación:

$$Q_F = Q_e + Q_w \quad (3)$$

La relación de reciclado es el agua residual reciclada entre el agua residual inicial:

$$r = Q_R / Q_F \quad (4)$$

$$Q_R = rQ_F \quad (5)$$

La alimentación combinada es la alimentación inicial más la alimentación reciclada:

$$Q_o = Q_F + Q_R = Q_F(1 + r) \quad (6)$$

Lo optimización que se busca lograr en la presenta investigación es por medio de la modelación de parámetros de datos medidos en el tratamiento SBR en el cual modelo abarca las relaciones cinéticas de balance de materia, la producción neta de MLVSS (lodos biológicos) y las ecuaciones de la sedimentación óptima de los lodos.

3.3. Reacción Cinética.

La importancia de conocer la cinética del tratamiento es porque este valor nos dice la velocidad en la materia es degrada por lo microorganismos, la concentración de MLVSS es alta al inicio del tratamiento (fase de síntesis), conforme el tiempo avanza la concentración comienza a disminuir por la insuficiencia de alimento para los microorganismos por lo que se da un canibalismo. La ecuación Michaelis - Menten describe la cinética del reactor (Ramalho, 1990).

La velocidad de consumo en las primeras etapas es constante e independiente a las concentraciones del sustrato, dichas concentraciones de DBO son elevadas, estas ecuaciones son de orden cero. Por el contrario, cuando la velocidad es proporcional a la concentración del sustrato remanente, es decir, cuando se tienen concentraciones por debajo de 500 mg/l, se tiene ecuaciones de primer orden.

3.4. Balance de masas.

Las combinaciones de los procesos en el reactor están descritas por medio de

las ecuaciones de las leyes de conservación de materia (balance de masas). El

balance de masas es la clave en el diseño y análisis de los procesos microbiológicos.

$$\frac{dN_j}{dt} = F_{j0} + G_j - F_j \quad (7)$$

Donde N_j representa el número de moles de j en un tiempo t [NT-1]; considerando que variables como temperatura y concentración se mantienen uniformes dentro del sistema, F_{j0} la velocidad de flujo de j hacia el sistema [NT-1]; G_j representa la velocidad de generación de j por reacción química dentro del sistema [NT-1]; y F_j la velocidad de flujo de j desde el sistema [NT-1].

El reactor discontinuo ideal homogéneo también conocido como batch o por lotes es discontinuo debido a su modo de operación, no tiene flujo de entrada ni salida mientras que la reacción se está llevando a cabo, es decir f_{j0} y F_j son igual a cero; el contenedor puede realizar una secuencia de diversas operaciones sin necesidad de romper la contención, para este tipo de reactor la ecuación del balance de moles para j es la siguiente:

$$\frac{dN_j}{dt} = G_j \quad (8)$$

Es ideal debido al tipo de flujo interno y homogéneo porque solo se lleva una fase es decir la reacción homogénea no tiene variación en la rapidez de reacción en el sistema.

3.5. Ley de Velocidad.

Para determinar la ley de velocidad es necesario conocer el tipo de reacción que se llevara a cabo, la reacción homogénea es en la que interviene una fase es decir líquida, también la reacción es irreversible cuando es continua en una sola dirección hasta agotar los reactivos, en términos químicos su comportamiento es como si no existiera la condición de equilibrio.

La velocidad de desaparición de la especie A es $-r_A$, esta variable es

dependiente de la composición, la temperatura, una constante de velocidad de la reacción y de la reacción de otras especies que intervienen en toda la reacción

Existen dos métodos el integral y el diferencial, para esta investigación se utiliza el método integral que a partir de la postulación de una ecuación cinética se obtiene la relación concentración-tiempo a partir de datos experimentales.

3.6. Ecuación de Monod.

El modelo propuesto por Monod (1950), representa por medio de un gráfico el comportamiento del crecimiento de la biomasa (microorganismos), la curva de crecimiento ya mencionada anteriormente comprende las fases de latencia, exponencial, estacionaria y endógena.

La dinámica del crecimiento celular de la biomasa y consumo del sustrato está representada por la cinética de remoción del sustrato y la cinética de crecimiento de la biomasa es de decir la velocidad de reacción explicada por la ley de velocidad.

El sistema de ecuaciones diferenciales que describe la relación entre el crecimiento de la biomasa y la degradación del sustrato:

$$\frac{dX(t)}{dt} = \mu(S)X(t) \quad (9)$$

$$\frac{dS(t)}{dt} = -\frac{1}{Y} \cdot \frac{dX(t)}{dt} \quad (10)$$

Donde $X(t)$ es la concentración de biomasa en el tiempo [ML⁻¹]; $\mu(S)$ la velocidad específica de crecimiento en S [ML⁻¹]; Y la constante del rendimiento del sustrato. Las condiciones iniciales es $X(0)$ y $S(0)$.

Sin embargo, obtener la velocidad del crecimiento de los microorganismos se depende del sustrato disponible en el medio, por lo que se utiliza la ecuación de Monod que está en función de la concentración de sustratos, establece lo siguiente:

$$\mu(S) = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S} \quad (11)$$

Donde la velocidad de crecimiento $\mu(S)$ es la velocidad de aumento de la concentración celular por unidad de tiempo [T]; además depende de la constante de velocidad máxima de crecimiento μ_{max} que es la velocidad máxima de multiplicación que puede alcanzar el microorganismo en condiciones en las que está creciendo; S la concentración del sustrato que un lote disminuye conforme pasa el tiempo [ML⁻¹]; y K_s la concentración del sustrato a la que se producen microorganismos con una velocidad igual a la mitad de la velocidad específica de crecimiento máximo, también es un indicador que representa la afinidad del organismo por ese sustrato, entre mayor afinidad, al valor de K_s es mayor.

De acuerdo con la Ec (12), se necesitan obtener los valores de los parámetros

K y μ para encontrar se utilizó una linealización de la ecuación por mínimos cuadrados para calcular la pendiente y la ordenada al origen.

La regresión lineal sigue la forma:

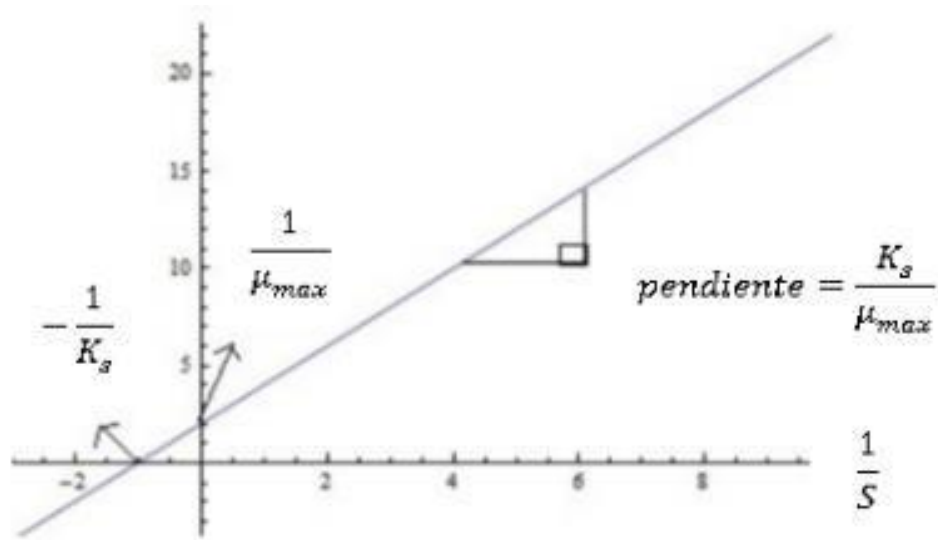


Figura 4. Determinación de los parámetros según diagrama de linealización Lineweaver-Burk.

donde $\mu = \frac{1}{\mu_{max} \left(1 + \frac{K_s}{S} \right)}$, $m = \frac{K_s}{\mu_{max}}$ (13)

$$\mu = \frac{\ln X(\mu) - \ln(X_0)}{\mu - \mu_0}$$

$$\mu = \frac{\mu_{max} \left(1 + \frac{K_s}{S} \right) - \mu_{max}}{S} \quad (14)$$

4. DISEÑO METODOLÓGICO.

El reactor SBR (Sequencing Batch Reactor) que se utiliza para la investigación tiene como base de funcionamiento un tratamiento secundario por medios biológicos de lodos activados, que opera en condiciones discontinuas, es decir, es alimentado y durante un determinado tiempo reacciona aeróbicamente para posteriormente sedimentar y descargar el agua contenido para volverse alimentar con el agua residual; y así de manera continua se realizan los ciclos en el sistema (Ramalho, 1990).

La concentración del sustrato se comporta como lo muestra la figura 2, en la fase de síntesis que es la comprendida del tiempo 0 a t_c en donde la concentración va disminuyendo, en t_c el sustrato es muy poco que ya no se presenta crecimiento de microorganismos, por lo que se presenta una especie de canibalismo entre los microorganismos (fase endógena). El punto máximo de la curva de la biomasa (MLVSS) ocurre en el t_c cuando las dos velocidades son iguales.

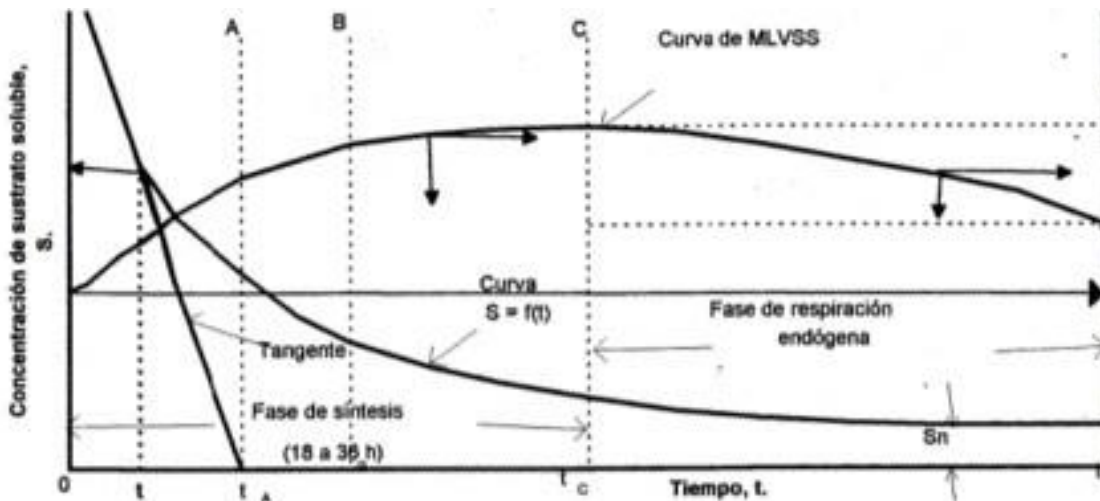


Figura 5. Proceso del tratamiento biológico de lodos activados.

El ambiente aeróbico es sensible a parámetros que pueden modificar el proceso de la digestión, como la temperatura y el pH en relación con el tiempo de residencia. La temperatura es un factor determinante cuando esta se encuentra por debajo de los 20 °C, cuando se presentan temperaturas muy frías se considera una alternativa el calentar el lodo. Por otro lado, el pH no puede descender de 5.5 ya que esto generaría un mal desempeño en la digestión (Ramalho, 1990).

El tratamiento de aguas residuales de lodos activados que previamente tienen incorporado al tren de tratamiento un cárcamo de recepción o también conocido

como sedimentador o clarificador primario, remueve hasta entre el 50% de los sólidos suspendidos totales (Tchobanoglous et. al 2002), un 25% de DBO y DQO.

4.1. Proceso de operación.

El afluente proveniente de la descarga de aguas residuales domesticas contiene un DBO de 200 ± 37 mg/l. La concentración de sólidos suspendidos volátiles es de 5.130 mg/l.

Para los ciclos de aireación se presentan dos escenarios dependiendo la carga volumétrica que recibe el reactor.

El tiempo de residencia es de 30 días, lo cual es prolongado debido a la baja tasa de producción de lodos.

4.1.1. Definición de los parámetros de operación.

SBR, reactor discontinuo secuencial funciona por medio de ciclos de llenado y vaciado, trabaja por un tratamiento convencional de lodos activados pero los procesos se llevan a cabo se realizan en un mismo tanque (Tchobanoglous et al., 2003).

DBO5, expresa el contenido de nutrientes orgánicos, este valor es la medida del consumo de oxígeno en el efluente.

Concentración de lodos, es la concentración de sólidos en suspensión en el reactor, es te valor está relacionado con los sólidos suspendidos en el licor mezclado (SSLM).

Sólidos volátiles suspendidos (SVS), comprende todos los sólidos de material orgánico e inorgánico.

Sólidos volátiles suspendidos en el licor de la mezcla (SSVLM), la concentración de lodos en la etapa de aeración.

Tiempo de retención, es el tiempo empleado por el efluente en el reactor:

$$\theta = \frac{V}{Q} \quad (15)$$

donde V es el volumen del reactor [m³], Q es el caudal [m³/s]

Edad del lodo,

$$\theta_c = \frac{V}{Q_w} \quad (16)$$

donde Q_w es el caudal de purga en el reactor

4.2. Diseño de reactores.

Las combinaciones de procesos en el reactor están descritas por medio de las ecuaciones de las leyes de conservación de materia (balance de masas). El balance de masas es la clave en el diseño y análisis de los procesos microbiológicos.

El balance de masas de moles de j en cualquier instante t , esta descrito por la ecuación:

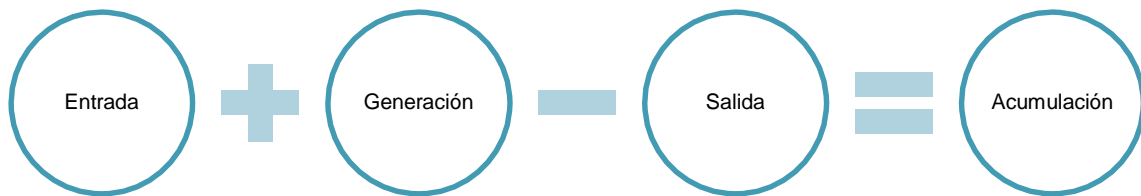


Figura 6. Proceso del balance de masas.



Figura 7. Balance en el volumen de sistema (Scott Fogler, 2001).

La velocidad total de generación dentro del volumen del sistema esta expresada por la siguiente integral:

$$G_j = \int^v r_j dV \quad (17)$$

Donde r_j es la posición en el volumen del sistema [NT-1L-1]; y V la velocidad de formación de j [L-1].

Al sustituir tenemos la ecuación general de balance de moles para cualquier reacción química.

$$F_{j0} - F_j + \int r_j dV = \frac{dN_j}{dt} \quad (18)$$

Con esta ecuación general se puede desarrollar la ecuación de diseño del reactor discontinuo ideal homogéneo que es que se modelara.

4.2.1. Reactor discontinuo ideal homogéneo

El reactor discontinuo ideal homogéneo también conocido como batch o por lotes es discontinuo debido a su modo de operación, no tiene flujo de entrada ni salida mientras que la reacción se está llevando a cabo, es decir f_{j0} y F_j son igual a cero; el contenedor puede realizar una secuencia de diversas operaciones sin necesidad de romper la contención, para este tipo de reactor la ecuación del balance de moles para j es la siguiente:

$$\int r_j dV = \frac{dN_j}{dt} \quad (19)$$

Es ideal debido al tipo de flujo interno y homogéneo porque solo se lleva una fase es decir la reacción homogénea no tiene variación en la rapidez de reacción en el sistema, por lo que la ecuación de balance de moles para el reactor batch es:

$$\frac{dN_j}{dt} = r_j dV \quad (20)$$

La utilización de estos reactores es para llevar a cabo operaciones a pequeña escala, teniendo como ventaja que se pueden realizar conversiones altas si el reactivo permanece periodos de tiempo largos, sin embargo, esto incrementa los costos de mantenimiento.

4.2.2. Conversión tiempo de reacción

La conversión de la especie A es el número de moles de A que han reaccionado por mol de A alimentado al sistema, es decir:

$$X_A = \frac{\text{moles de A que reaccionan}}{\text{moles de A alimentados}} \quad (21)$$

Modelar el consumo de sustrato y crecimiento, ajustando los parámetros del modelo se puede lograr una buena correlación de los datos experimentales.

Como se mencionó anteriormente, la conversión X_A está en función del tiempo en el que el reactivo se encuentre reaccionando en el reactor, durante el proceso de reacción se alcanzara una situación de equilibrio hasta que llega un momento en que se agotara.

El número de moles de A que quedan en el reactor después de un tiempo t:

$$N_A = N_{A0} - N_{A0}X \quad (22)$$

donde N_A son los moles de A en el reactor en el tiempo t [NT-1]; N_{A0} los moles de A alimentados inicialmente en el reactor en el t=0 [NT-1]; y $N_{A0}X$ los moles A consumidos en la reacción.

El número de moles A que permanecen después de la conversión X:

$$N_A = N_{A0} - N_{A0}X = N_{A0}(1 - X) \quad (23)$$

El balance de moles A sin variación espacial en la velocidad de reacción es:

$$\frac{dN_A}{dt} = r_A V \quad (24)$$

donde r_A es la velocidad de desaparición de A [NT-1].

Para determinar el tiempo en el que el reactivo debe estar en el reactor para alcanzar la conversión en forma diferencial es:

$$N_{A0} \frac{dX}{dt} = -r_A V \quad (25)$$

La forma integral de la expresión anterior nos permite determinar el tiempo re

querido en que se alcanza la conversión X , cuando el volumen no es función predeterminada del tiempo:

$$t = N_{A0} \int_0^{x(t)} \frac{dX}{-r_A V} \quad (26)$$

4.3. Cinética de crecimiento de biomasa

La ecuación que describe el crecimiento de los microorganismos:

$$\frac{dx}{dt} = \mu x \quad (27)$$

donde x es la concentración, μ es la velocidad de crecimiento y t es el tiempo de crecimiento.

Es posible conocer el tiempo si se resuelve la ecuación diferencial por variables separables, teniendo la condición inicial de que $t=0$; $x=x_0$:

$$t = \frac{\ln 2}{\mu} \quad (28)$$

Sin embargo, obtener la velocidad del crecimiento de los microorganismos se depende del sustrato disponible en el medio, por lo que se utiliza la ecuación de Monod que está en función de la concentración de sustratos, establece lo siguiente:

4.4. Caso de estudio.

Los análisis se desarrollaron en una planta tratamiento SBR localizada en las instalaciones de la Universidad Autónoma de Querétaro en la facultad de ingeniería.



Figura 8. Ubicación física de la planta de tratamiento.

Capacidad de la planta (24 horas)	2100 L – 2400 L
Tiempo del ciclo en el reactor	12 horas
Ciclos por día	2
Capacidad por ciclo	1050 L – 1200 L
Etapas de cada ciclo:	
Operación normal	5 min aireación / 15 min descanso
Fase de sedimentación	90 min
Fase de evacuación	30 min

Figura 9. Características y dimensionamiento de la planta

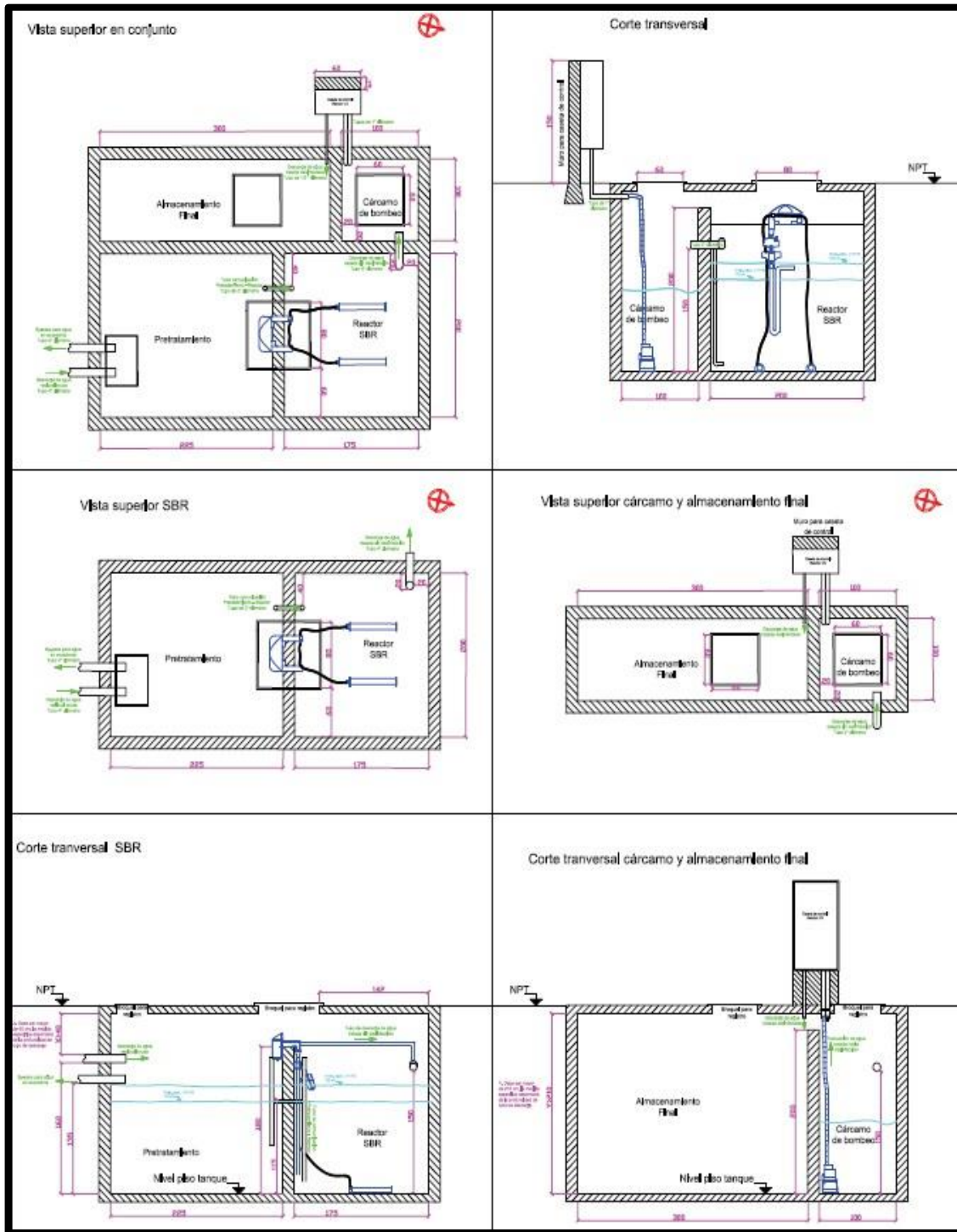


Figura 10. Vistas y cortes de la planta SBR.

La planta lleva a cabo los siguientes procesos:

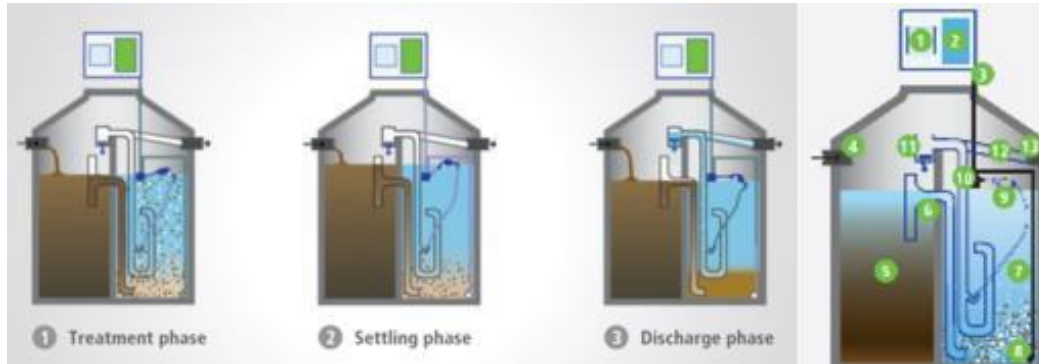


Figura 11. Proceso del reactor SBR.

Descripción de procesos

- i. Fase de tratamiento (sedimentación primaria)
- ii. Fase de sedimentación (reactor)
- iii. Fase de descarga

La primera fase es un pretratamiento en el cual se lleva a cabo una sedimentación primaria, el flujo entrante proveniente del drenaje sanitario es depositado en el primer compartimento (5), por medio de abertura en la pared divisoria el agua fluye a través de una tubería de regulación (6) sumergida (la cual garantiza el mismo nivel de aguas entre el compartimento del pretratamiento (5) y el reactor (7)). En el reactor SBR se encuentra una válvula de flotador (9) que dirige aire de manera intermitente en la parte inferior del reactor por medio de un difusor (8) o a la bomba de aire (10) en la parte superior; cuando la válvula de flotador (9) alcanza su nivel más alto se activa la bomba superior de aire (10) y cuando el nivel de agua es bajo se airea por el difusor (8). El nivel alto de agua en el reactor biológico (7) permite la recirculación de lodos a través de la tubería de regulación (6). Al terminar la aireación comienza la fase que es la sedimentación en el reactor, los lodos decaen al fondo permitiendo que en la parte superior se concentre el agua clarificada, durante la fase de sedimentación, el tanque de buffer (11) se mantiene cerrado para permitir que se evacue el agua clarificada y entre la fase de descarga.

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

(29)

Donde la tasa de crecimiento μ depende de la constante de velocidad máxima de crecimiento μ_{\max} que puede alcanzar el microorganismo, S la concentración del sustrato y K_s la constante de velocidad de crecimiento.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

La obtención experimental de la digestión se llevó en un reactor a escala real, con un volumen promedio de 3.40 m³, la operación diaria en reactor está compuesta por dos ciclos con un promedio de duración de 10h cada uno; cada ciclo a su vez tiene tiempo de reacción; compuesto por un sistema de aireación cuyo mecanismo es por una bomba que suministra aire al sistema durante 5 minutos por un descanso de 3 minutos durante 6 horas, tiempo en el cual se estima que la materia ya se degrada en el mayor porcentaje . Se realizaron una serie de muestreos en una serie de tiempo de 9 horas en las cuales se recolectaban a cada hora y media, con la finalidad de obtener los coeficientes cinéticos con base a la teoría anteriormente mencionada; que describen como es que se degrada la materia orgánica y crece la materia biológica.

Tabla 5.1. Condiciones de operación del SBR.

Condiciones operacionales	Unidad	Valor
Temperatura	°C	22.68
pH	-	8.00
Oxígeno disuelto	mg/L	2.45

La tabla 5.1 muestra en promedio las condiciones de variables de control: temperatura, pH y Oxígeno disuelto durante la operación de la planta, las cuales son importante conocer para conocer las condiciones de crecimiento biológico.

Los resultados obtenidos de la medición del DBO5 y SSV se muestran en la tabla 5.2, que describen la biomasa y el sustrato durante 9 horas.

Tabla 5.2. Datos recolectados.

TIEMPO (h)	DBO5 (mg/l)	SSV (mg/l)
0.0	782	500
1.5	500	650
3.0	285	845
4.5	189	978
6.0	74	1045
7.5	35	1145
9.0	18	1256

Los resultados obtenidos fueron procesados para poder utilizar la ecuación de la cinética de Monod, misma que nos permite determinar el comportamiento de los procesos de degradación de materia y crecimiento de biomasa.

A partir de la obtención de estos estimadores se pueden sustituir en un modelo de crecimiento biológico en el cual nos ayuda a predecir el comportamiento del sustrato y biomasa a partir de datos experimentales.

En la tabla 5.3 se muestran los resultados obtenidos de la linealización según la metodología Lineweaver- Burk, se espera que los coeficientes cinéticos puedan ser empleados para simulaciones de reactores SBR en el tratamiento de aguas residuales para aguas domésticas.

Tabla 5.3. Datos utilizados para la regresión.

Tiempo	Biomasa	Sustrato	μ	1/S	1/ μ	Y	b	μ_{max}	K_s
hora	mg/l	mg/l		x	y				
0.0	500	782	0	0.0013	0.0000	0.9668	6.1575	0.162	12.219
1.5	650	500	0.1749	0.0020	5.7172				
3.0	845	285	0.1749	0.0035	5.7172				
4.5	978	189	0.1491	0.0053	6.7074				
6.0	1045	74	0.1229	0.0135	8.1393				
7.5	1145	35	0.1105	0.0286	9.0519				
9.0	1256	18	0.1023	0.0556	9.7711				

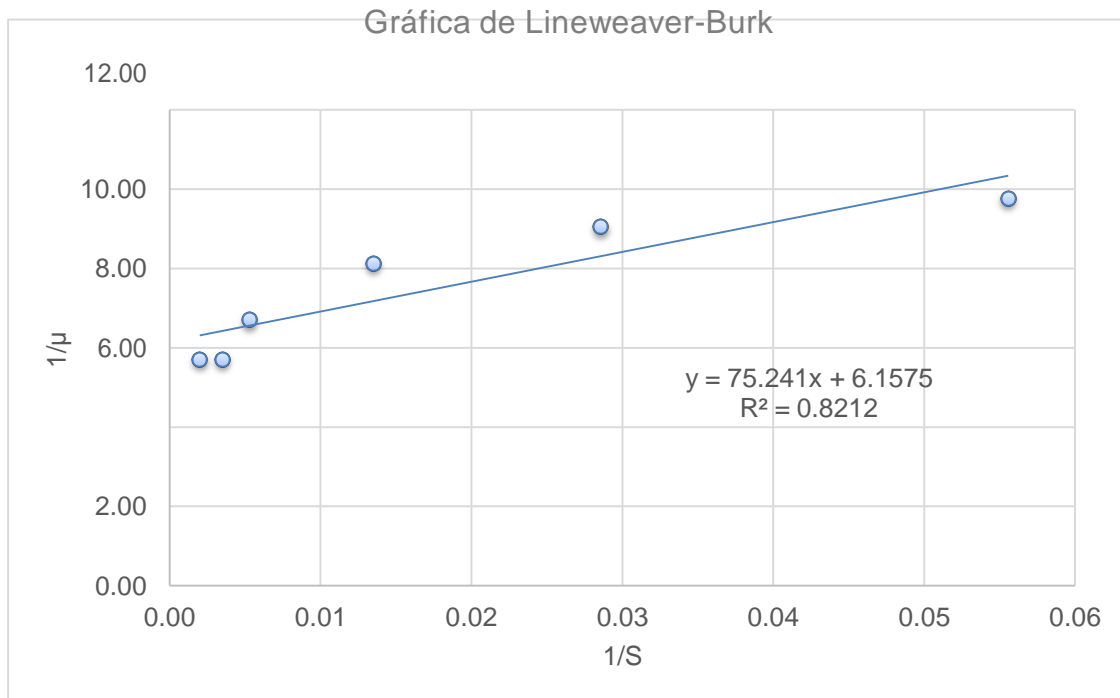


Figura 12. pH de agua a tratar (cruda).

La metodología para estimar los coeficientes cinéticos K_s y μ_{\max} que intervienen en la reacción en un reactor biológico mediante el proceso de degradación de la materia orgánica en el comportamiento del sustrato y biomasa en SBR a escala real, el cual fue alimentado con aguas residuales domésticas. Para la obtención experimental de los parámetros mencionados anteriormente, se muestreo continuamente, recolectando el agua contenida en el reactor para posteriormente obtener el DBO5 y los sólidos suspendidos volátiles durante un lapso de 9 horas, esta información permitió conocer el tiempo y comportamiento del sustrato como el de la biomasa, para establecer paramétricamente el crecimiento y decrecimiento de la degradación de materia para posteriormente ser utilizados para calibrar modelos de predicción de crecimiento biológico.

Debido a la cantidad de variables que se tenían que medir, con una replica de tres veces, se realizó un calendario de muestreo, que, de acuerdo a la disponibilidad del laboratorio, y el tiempo de análisis de cada variable, se determino que aquellas variables de obtención instantánea se obtendrían cada tercer día; estas son el pH, la temperatura, color, turbiedad, oxígeno disuelto, y conductividad eléctrica.

Las series de tiempo que se obtuvieron de las variables medidas en las diferentes aguas se muestran a continuación:

5.1. pH.

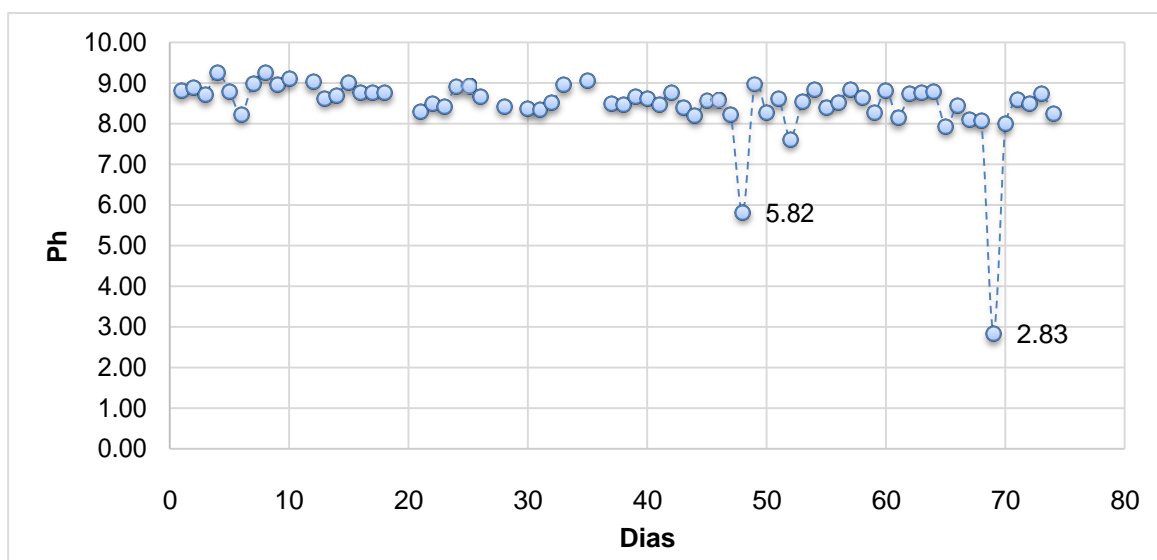


Figura 13. pH de agua a tratar (cruda).

El análisis estadístico descriptivo obtenido de los datos anteriores, se realiza para interpretar los principales indicativos sobre el comportamiento. El error típico

nos representa la variabilidad que existe cuando se tienen varias muestras, en este caso la poca variabilidad que existe con respecto al promedio es mínimo, lo mismo sucede con la desviación estándar y el coeficiente de variación por lo que nos permite promediar los tres valores medidos.

En los datos anteriores se observa que el pH se mantiene entre 8-9, cuyo valor es característico de aguas domésticas, cabe destacar que se presentan dos picos, y el pH disminuye dos días, lo cual puede ser resultado de algún químico presente en las descargas del drenaje, sin embargo, al ser presentarse en solo dos días, no se considera relevante.

Tabla 5.4. Estadística descriptiva de los datos obtenidos del pH del agua previa al tratamiento.

	1	2	3	Promedio
Media	8.45727273	8.47227273	8.48318182	8.47090909
Error típico	0.10361632	0.1045001	0.10477129	0.10425885
Mediana	8.615	8.62	8.61	8.617
Moda	8.41	8.91	8.83	8.9
Desviación estándar	0.84	0.85	0.85	0.85
Varianza de la muestra	0.7085986	0.72073783	0.72448357	0.71741386
Curtosis	31.5029684	31.9306259	31.8998856	31.8266704
Coficiente de variación %	9.95	10.02	10.03	10.00
Rango	6.45	6.43	6.45	6.43
Máximo	9.31	9.24	9.26	9.25666667
Total de días	66	66	66	66

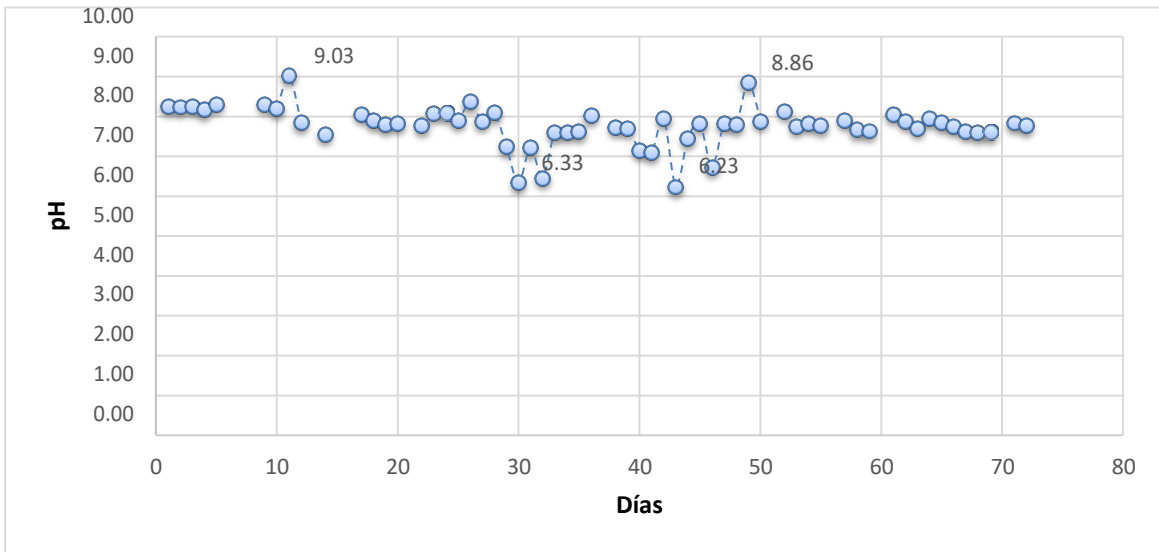


Figura 14. pH de los lodos contenidos en el reactor SBR.

El pH en los lodos que se encuentran en el reactor, debe permanecer estable para garantizar la vida de los lodos, y poder degradar la materia orgánica de la mejor manera.

Tabla 5.5. Estadística descriptiva de los datos obtenidos del pH del agua en el reactor.

	1	2	3	Promedio
Error típico	0.06467143	0.06419607	0.06453515	0.06436083
Mediana	7.83	7.83	7.825	7.83
Moda	7.85	7.83	7.75	7.83
Desviación estándar	0.501	0.497	0.500	0.499
Varianza de la muestra	0.25094362	0.24726811	0.24988712	0.24853902
Curtosis	2.57540593	2.68827596	2.74402613	2.68817033
Coefficiente de variación %	6.44	6.40	6.43	6.41
Rango	2.74	2.8	2.85	2.7966667
Mínimo	6.26	6.24	6.2	6.23333333
Máximo	9	9.04	9.05	9.03
Suma	467.06	466.37	466.14	466.523333
Total de días	60	60	60	60

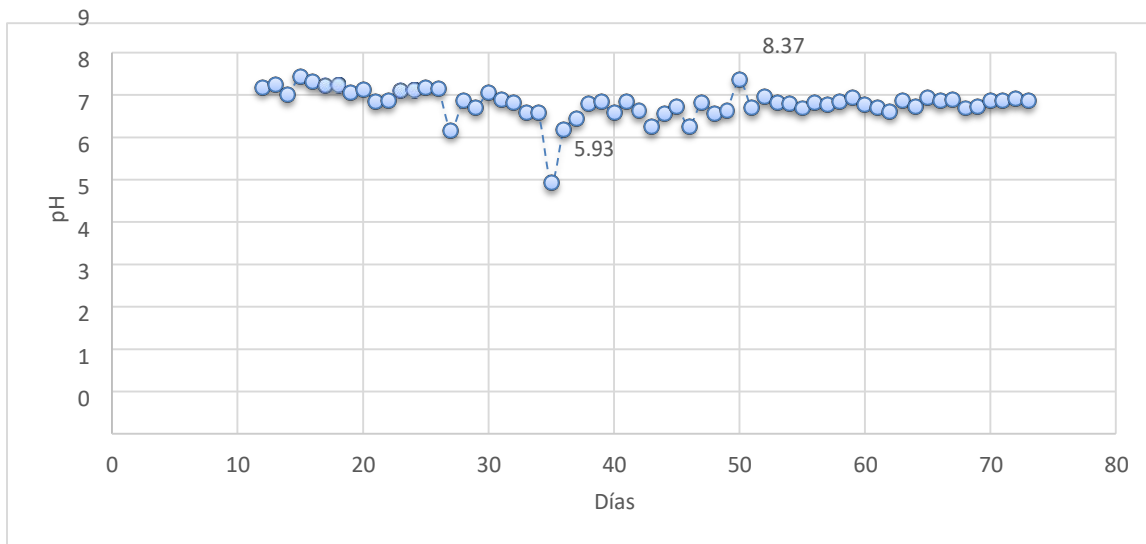


Figura 15. pH del agua al salir del reactor.

Tabla 5.6. Estadística descriptiva de los datos obtenidos del pH del agua en él reactor.

	1	2	3	<i>Promedio</i>
Media	7.80354839	7.79725806	7.81096774	7.80392473
Error típico	0.04526851	0.04550392	0.04805949	0.04579629
Mediana	7.83	7.83	7.835	7.84166667
Moda	8.19	7.84	7.86	7.86
Desviación estándar	0.35644463	0.35829821	0.37842083	0.36060035
Varianza	0.12705278	0.1283776	0.14320233	0.13003261
Curtosis	11.6860991	12.4020007	8.91110228	11.059238
Coefficiente de variación	4.57	4.60	4.84	4.62
Rango	2.45	2.57	2.92	2.51
Mínimo	5.93	5.89	5.98	5.93333333
Máximo	8.38	8.46	8.9	8.44333333
Suma	483.82	483.43	484.28	483.843333
Total de días	62	62	62	62

El comportamiento del pH en el agua se encuentra a la salida del reactor, al inicio muestra valores por arriba de los 9, esto es normal debido que al inicio del

funcionamiento el agua que salía del reactor no era almacenada para un tratamiento posterior, por lo que al almacenarse en la cisterna, esta pudo estar un poco sucia y haber generado que el pH se elevara, sin embargo a lo largo del tiempo presenta ya un pH estable que oscila con una tendencia lineal entre 7-8.

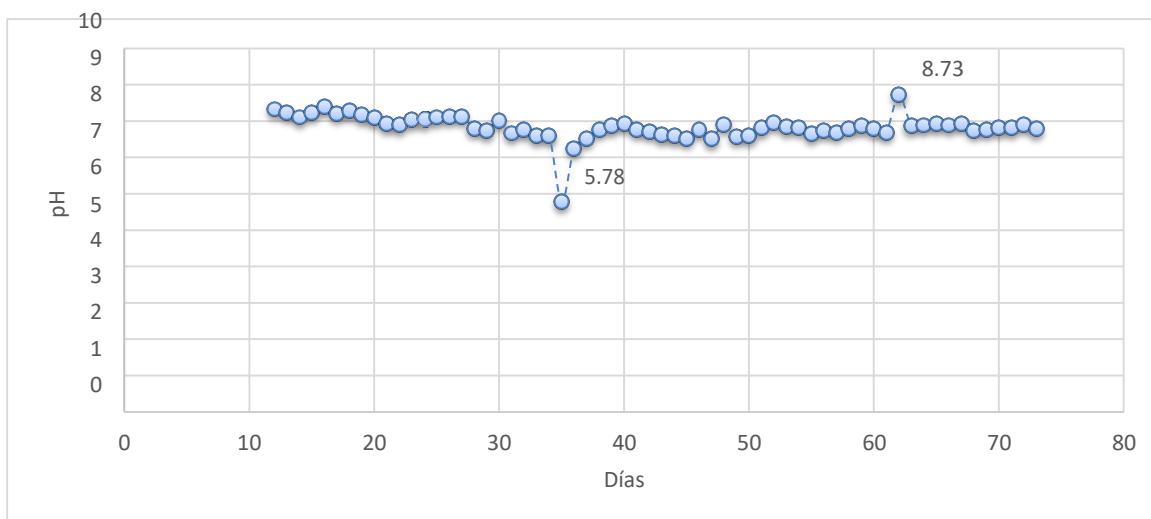


Figura 16. pH del agua posterior al tratamiento de uv.

Tabla 5.7. Estadística descriptiva de los datos obtenidos del pH del agua al salir del reactor.

	1	2	3	Promedio
Media	7.83688525	7.84370968	7.84364516	7.84215591
Error típico	0.04604734	0.04667712	0.04760266	0.04638146
Mediana	7.83	7.83	7.825	7.82833333
Moda	7.89	7.6	7.92	7.92666667
Desviación estándar	0.35964121	0.36753603	0.37482372	0.36520797
Varianza de la muestra	0.1293418	0.13508273	0.14049282	0.13337686
Curtosis	15.3567873	17.2826314	16.0437665	16.4819387
Coficiente de variación	4.59	4.69	4.78	4.66
Rango	2.94	2.97	2.96	2.95666667
Mínimo	5.85	5.74	5.74	5.77666667
Máximo	8.79	8.71	8.7	8.73333333
Suma	478.05	486.31	486.306	486.213667
Total de días	62	62	62	62

5.2. Temperatura.

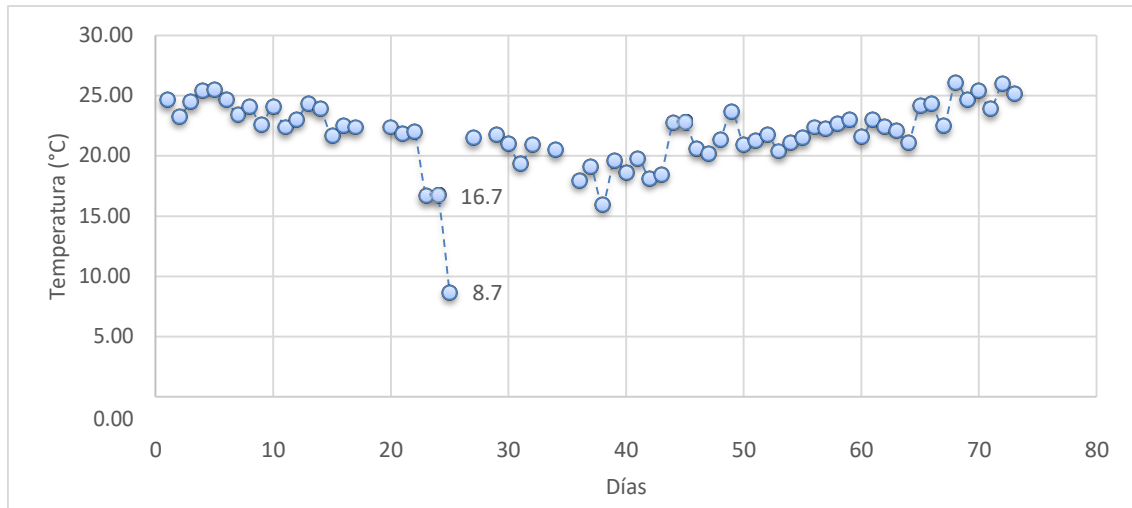


Figura 17. Temperatura del agua a tratar.

Tabla 5.8. Estadística descriptiva de la temperatura obtenida del agua a tratar.

	1	2	3	Promedio
Media	21.8010606	21.871194	21.9085075	21.870199
Error típico	0.34241594	0.34194462	0.34544528	0.34184264
Mediana	22.2	22.3	22.4	22.4
Moda	24.2	22.5	22.7	24.7
Desviación estándar	2.78180026	2.79893731	2.82759147	2.79810258
Varianza de la muestra	7.7384127	7.83405007	7.9952735	7.82937807
Curtosis	6.61148371	6.45338767	6.21716563	6.46142294
Coficiente de variación	12.76	12.80	12.91	12.79
Rango	17.43	17.43	17.43	17.43
Mínimo	8.67	8.67	8.67	8.67
Máximo	26.1	26.1	26.1	26.1
Suma	1438.87	1465.37	1467.87	1465.30333
Total de días	67	67	67	67

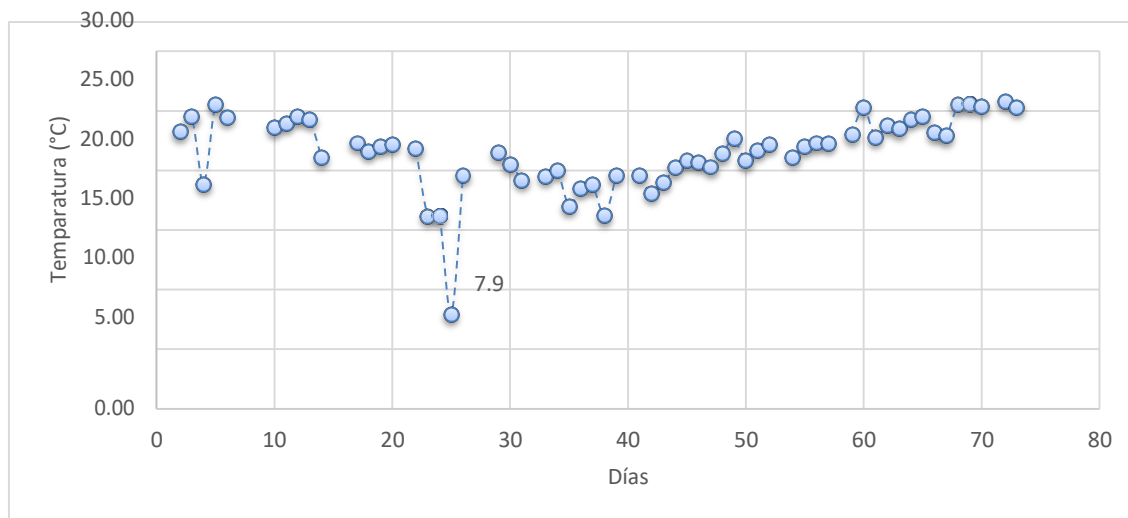


Figura 18. Temperatura promedio de los lodos contenidos en el reactor.

Tabla 5.9. Estadística descriptiva de la temperatura obtenida en el reactor.

	1	2	3	Promedio
Media	21.5194915	21.5389831	21.5440678	21.5341808
Error típico	0.40288632	0.4044248	0.40515578	0.40390498
Mediana	22	22	22	22
Moda	25.5	25.5	16.2	19.6
Desviación estándar	3.09462851	3.10644585	3.11206059	3.10245303
Varianza de la muestra	9.5767256	9.65000584	9.6849211	9.62521479
Curtosis	5.08970021	5.10109091	5.04945716	5.09704364
Coficiente de variación	14.38	14.42	14.45	14.41
Rango	17.85	17.9	17.9	17.8833333
Mínimo	7.95	7.9	7.9	7.91666667
Máximo	25.8	25.8	25.8	25.8
Suma	1269.65	1270.8	1271.1	1270.51667
Total de días	59	59	59	59

6. CONCLUSIONES.

La identificación de la cinética en el proceso de tratamiento de aguas residuales nos permite conocer cómo se a través del tiempo se comporta la producción de biomasa para así establecer tiempos óptimos en los que se debe realizar la depuración de los lodos del reactor SBR, esto con la finalidad de llevar un control de la edad de los lodos y garantizar un óptimo rendimiento en el funcionamiento de la digestión aerobia como principal proceso que se lleva a cabo el reactor. La importancia de conocer los tiempos de retención del sistema es para favorecer la nitrificación y obtener un efluente con calidad para poder ser descargado en cauces naturales.

Para la obtención de los datos experimentales es importante mencionar que se deben recolectar las muestras ya que la planta se encuentre aclimatada, esto se puede corroborar mediante la medición de variables de control como el pH, temperatura y oxígeno disuelto, que para nuestro caso se esperó a que su comportamiento oscilara en valores muy cercanos a la media de una serie de tiempo previamente obtenida.

Por parte del comportamiento de la biomasa y el sustrato, se observó que su concentración crece y decrece respectivamente con un comportamiento esperado, pero alcanza su valor igualitario cercano a las 2 horas en que se alimenta el sistema, lo cual nos dice que la cantidad de materia a degradar es igual a la cantidad de microorganismos disponibles a alimentarse, que es un buen tiempo, pensando que el ciclo dura 9 horas.

De acuerdo al comportamiento observado y al coeficiente de correlación que es de 0.82, se recomienda realizar las mediciones en intervalos de tiempo más cortos, es decir, a cada media hora, sin embargo, esto encarece los costos de muestreo y análisis ya que serían más de doble de muestras a analizar, pero nos permitiría obtener una mejor correlación de los datos.

7. REFERENCIAS.

Chauvon, G., J. Vassel, and A. Vande Wouwer. 2016. Dynamic Simulation and Optimisation of a SBR Wastewater Treatment System. :198–203.

CONAGUA, and SEMARNAT. 2014. Programa Nacional Hídrico 2014-2018. Programa Nac. Hídrico 2014-2018:142. Available from: <http://www.conagua.gob.mx/Contenido.aspx?n1=1&n2=28&n3=28>

Kargi, F., and A. Uygur. 2003. Effect of carbon source on biological nutrient removal in a sequencing batch reactor. *Bioresour. Technol.* 89:89–93.

Mara, D. 2004. *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries.* Routledge.

Metcalf & Eddy, G. Tchobanoglous, F. L. Burton, H. D. Stensel, and R. Tsuchihashi. 2013. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse Recovery.* Fifth Edit. (McGraw-Hill Higher Education, editor.). New York.

Montserrat, R., J. Colomer, M. L. Ruiz, C. Jesus, and J. Melendez. 2004. Qualitative Trends for Situation Assessment in SBR Wastewater Treatment Process. :5–9.

Morgenroth, E., and P. A. Wilderer. 1998. Sequencing Batch Reactor Technology: Concepts, Design and Experiences (Abridged). *Water Environ. J.* 12:314–320. Available from: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1747-6593.1998.tb00192.x>

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-003-SEMARNAT. 1998. México.

Norton-brandão, D., S. M. Scherrenberg, and J. B. Van Lier. 2013. Reclamation of used urban waters for irrigation purposes e A review of treatment technologies. *J. Environ. Manage.* 122:85–98. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.012>

Paredes Muñoz, J. F., and M. Ramos Ramos. 2014. Reactores discontinuos secuenciales: Una tecnología versátil en el tratamiento de aguas residuales. *Cienc. e Ing. neogranadina* 24:49–66.

Peña, M. E. D. La, J. Ducci, and V. Zamora. 2013. Tratamiento de aguas residuales en México. *Nota Técnica #IDB-TN-521*:42.

Puay, N.-Q., G. Qiu, and Y.-P. Ting. 2015. Effect of Zinc oxide nanoparticles on biological wastewater treatment in a sequencing batch reactor. *J. Clean. Prod.* 88:139–145. Available from: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095965261400314X>

Ramalho, R. S. 1990. *Tratamiento de Aguas Residuales.*R. S.A., editor. :716.

Spellman R., F. 2013. Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations. 3 edition. CRC Press.

De Villiers, M. 2000. Water: The Fate of our Most Precious Resource. st Mariner. (B. Mariner, editor.). Mariner Books.

Wu, T. Y., A. W. Mohammad, S. L. Lim, P. N. Lim, and J. X. W. Hay. 2013. Recent Advances in the Reuse of Wastewaters for Promoting Sustainable Development. In: Wastewater Reuse and Management. Springer Netherlands, Dordrecht. p. 47–103. Available from: http://link.springer.com/10.1007/978-94-007-4942-9_3

Wu, X., J. Zhu, J. Cheng, and N. Zhu. 2015. Optimization of Three Operating Parameters for a Two-Step Fed Sequencing Batch Reactor (SBR) System to Remove Nutrients from Swine Wastewater. Appl. Biochem. Biotechnol. 175:2857–2871. Available from: <http://dx.doi.org/10.1007/s12010-014-1467-0>

Benfield, L., and C. Randall. 1980. Biological process design for wastewater treatment. Prentice-.

Campos, J.L., J.M. Garrido-Fernández, R. Méndez y J.M. Lema; Nitrification at High Ammonia Loading Rates in an Activated Sludge Unit, Bioresource Technology: 68(2), 141-148 (1999).

Chudoba P, Capdeville B. A possible way towards reduction of waste sludge production. Sixth IAWPRC Conference on Design and Operation of Large Wastewater Treatment Plants. Prague, 1991.

Droppelmann, C. V, U. A. Bello, and F. De Ecología. 2009. Tratamiento en Lodo Activado del Lixiviado de un Relleno Sanitario Treatment of Landfill Leachate using Activated Sludge. 20:11–19.

Fan, X.J. y otros cinco autores; Nitrification in a Membrane Bioreactor (MBR) for Wastewater Treatment, Water Science Technology: 24(3-4), 289-294 (2000).

Metcalf, Eddy. Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse. 3rd ed. New York, USA: McGrawHill, 1991.

McCarty PL. Sludge concentration-needs, accomplishments and future goals. J Water Pollut Control Fed 1966;38:493.

Ramalho, R. S. 1990. Tratamiento de Aguas Residuales.R. S.A., editor. :716.

Satoh, H., Y. Nakamura, H. Ono y S. Okabe; Effect of Oxygen Concentration on Nitrification and Denitrification in Single Activated Sludge Flocs, Biotechnology and Bioengineering: 83(5), 604-607 (2003).

G. Tchobanoglous, F.L. Burton, H.D. Stensel, third ed, in: Metcalf & Eddy,

Wastewater engineering; Treatment disposal reuse, McGraw-Hill book company, New York, USA, 2002.

8. APÉNDICE.

8.1. Código y gráficos de la modelación.

El modelo fue resuelto en por medio del método numérico de Runge Kutta en Matlab, el código utilizado es el siguiente:

```
clc
clear all
close all

%Determinación de parámetros cinéticos
n=7;
tiempo=[0 1.5 3 4.5 6 7.5 9];

%Datos observados
biomasa=[500 650 845 978 1045 1145 1256];
sustrato=[782 500 285 189 74 35 18];

%miu
miu(1)=0;

for i=2:7
    miu(i)=(log(biomasa(i))-log(biomasa(1)))/(tiempo(i)-
    tiempo(1));
end

%inverso de miu
invmiu(1)=0;

for i=1:7
    invmiu(i)=1/miu(i);
end

%inverso de sustrato
invsustrato(1)=0;

for i=1:7
    invsustrato(i)=1/sustrato(i);
end

%Regresion lineal para determinación de parámetros cinéticos

p=polyfit(invsustrato,invmiu,1);
pol=polyval(p,invsustrato);
plot(invsustrato,invmiu,'*', invsustrato,pol,'r')
```



```

xlabel='1/S')
ylabel='1/miu')
%legend=('Datos observados','linea de tendencia','

miumax=1/p(2);
Ks=p(1)*miumax

clc
clear all
tic
tiempo = [0,500];
x0 = [160,0,0];

[tsol, xsol] = ode45(@rungekutta,tiempo,x0)

plot(tsol,xsol)
xlabel('tiempo,min')
ylabel('concentracion, M')
legend('C','B','G')
title('concentracion vs tiempo')
toc

clc
clear all
close all
tic
%Concentración vs Tiempo de Sustrato y Biomasa

%Datos de entrada
So=500;
Xo=782;

x0=[So,Xo];

%Dominio del problema
a=0;           %tiempo inicial
b=9;          %tiempo final
tiempo=[a,b];

[tsol,xsol]=ode45(@rungekutta4,tiempo,x0)

ysol=xlsread('matriz','A1:B153');
plot(tsol,ysol(:,1),'b*',tsol,xsol(:,1),'b',tsol,ysol(:,2),'r
*',tsol,xsol(:,2),'r')
grid

```

```

title('Concentración de biomasa observada vs Concentración de
biomasa estimada')
xlabel('Tiempo,h')
ylabel('Concentración,mg/L')
legend('Biomasa observada','Biomasa estimada','Sustrato
observado','Sustrato estimado','location','best')

clc
clear all
close all

%Grafica datos Observados vs Estimados

tiempo=[0 1.5 3 4.5 6 7.5 9];
ysol
%Datos obsersevados
biomasa=[500 650 845 978 1045 1145 1256];
sustrato=[782 500 285 189 74 35 18];

%Datos estiamados
bio=[500 642.54 810.24 1018.4 1249.8 1255.4 1255.4];
sust=[782 634.44 490.126 24.32 5.80 0 0];

plot(tiempo,biomasa,'*',tiempo,bio,'b',tiempo,sustrato,'*',ti
empo,sust,'r')
title('Concentración de biomasa observada vs Concentración de
biomasa estimada')
xlabel('Tiempo,h')
ylabel('Concentración,mg/L')
legend('Biomasa observada','Biomasa estimada','Sustrato
observado','Sustrato estimado','location','best')

```

Concentración de biomasa observada vs Concentración de biomasa estimad

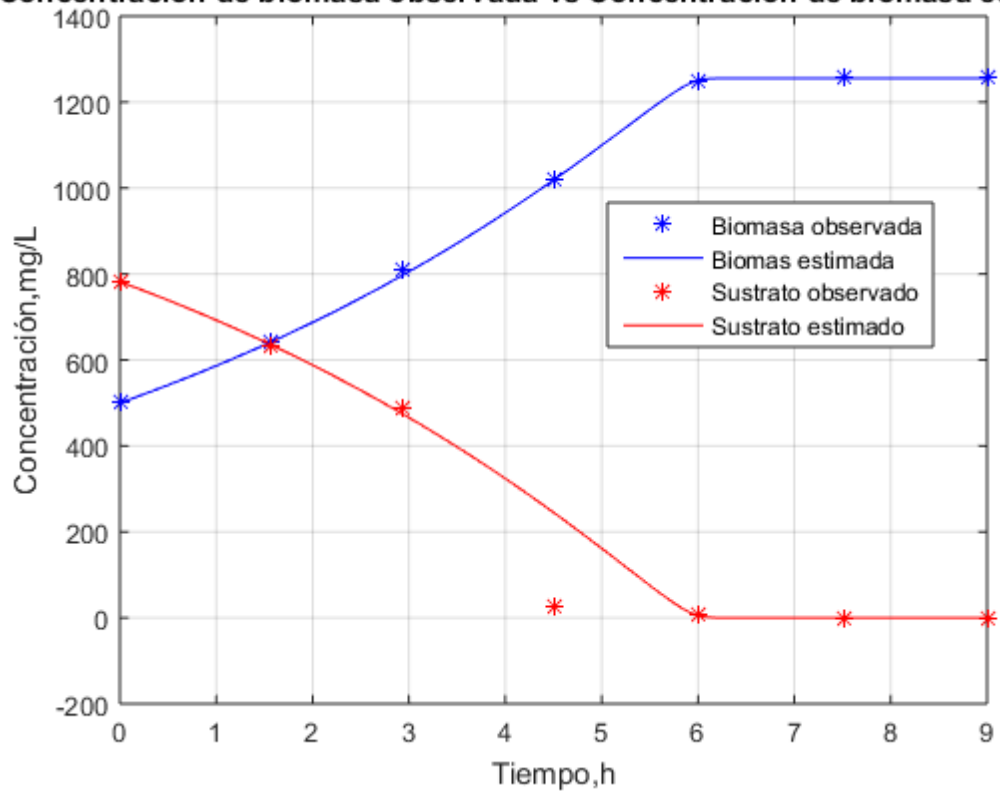


Figura 19. Validación de los datos obtenidos vs los observados.