



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN
NICOLÁS DE HIDALGO



MAESTRÍA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

FACULTAD DE BIOLOGÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL

FACULTAD DE QUÍMICA

**“EVALUACIÓN EXPERIMENTAL DE LA VELOCIDAD DE
ROTACIÓN EN UN REACTOR DE BIODISCOS PARA AGUAS
RESIDUALES”**

TESIS

Como requisito parcial para obtener el grado de

MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

Presenta:

MARÍA CARMEN ESPINOSA ESPINOSA

Ingeniera Civil

Director de Tesis:

Doctor en Ciencias Biológicas
RICARDO MIGUEL PÉREZ MUNGUIA

Co-Director de Tesis:

Doctor en Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos
CONSTANTINO DOMÍNGUEZ SÁNCHEZ

Morelia, Mich.

Febrero de 2015

RESUMEN

EVALUACIÓN EXPERIMENTAL DE LA VELOCIDAD DE ROTACIÓN EN UN REACTOR DE BIODISCOS PARA AGUAS RESIDUALES

Por

MARÍA CARMEN ESPINOSA ESPINOSA

Febrero 2015

Maestra en Ciencias en Ingeniería Ambiental

Dirigida por:

Dr. Ricardo Miguel Pérez Munguía

Dr. Constantino Domínguez Sánchez

Los biodiscos es un tratamiento biológico aerobio de crecimiento adherido, utilizado para la depuración de aguas residuales mediante la oxidación de compuestos orgánicos carbonáceos y amoniacales. El reactor posee una serie de discos que están parcialmente sumergidos en el agua residual. Esta situación estimula a la adherencia de población microbológica al material de soporte y posteriormente se desarrolla una película biológica sobre la superficie del disco. Se presenta la metodología para el diseño, construcción y puesto en marcha de un reactor de biodiscos para aguas residuales, siendo el objetivo principal encontrar la velocidad de rotación óptima para la eficiencia de un reactor experimental tipo biodiscos, en un modelo a escala piloto. Donde se caracterizaron los datos de entrada de las aguas experimentales mediante las pruebas fisicoquímicas, se utilizó como sustrato el agua residual generada por el centro de información de arte y cultura de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, y se diseñó el reactor para después construirlo y finalmente ponerlo en marcha, posteriormente trabajar con los tres escenarios de velocidad 3.5 rpm, 6 rpm y 9 rpm, y realizar las pruebas fisicoquímicas y ambientales, para al final estimar la eficiencia de operación del reactor. Además se realizó un análisis de datos para ver la correlación existente entre las variables y pruebas de distribución de los datos. Se puede concluir que el oxígeno disuelto es la variable principal que afecta al reactor dando como resultados

que en las tres velocidades alcanzan la máxima saturación del oxígeno pero en diferentes tiempos.

Palabras claves: biodiscos, diseño, construcción, velocidad de rotación, oxígeno disuelto, concentración de oxígeno, parámetros fisicoquímicos.

ABSTRACT

EXPERIMENTAL EVALUATION OF SPEED OF ROTATION IN A REACTOR FOR WASTEWATER BIODISCS

By

MARÍA CARMEN ESPINOSA ESPINOSA

February 2015

Maestra en Ciencias en Ingeniería Ambiental

Leaded by:

Dr. Ricardo Miguel Pérez Munguía

Dr. Constantino Domínguez Sánchez

The biodiscs is an aerobic biological treatment of attached growth, used for wastewater treatment by oxidation of carbonaceous organic compounds and ammonia. The reactor has a series of discs that are partially submerged in the waste water. This encourages microbial population adherence to the support material and then a biofilm on the surface of the disc is developed. The methodology for the design, construction and launched a reactor for wastewater biodiscs presented, with the main objective to find the optimum rotation speed for the efficiency of an experimental reactor type biodiscs in a pilot-scale model. Where the input of experimental waters were characterized by physico-generated wastewater was used as substrate for the information center of art and culture of the Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, and the reactor was designed for later build it and finally start it, then work with the three scenarios speed 3.5 rpm, 6 rpm and 9 rpm, and perform the physicochemical and environmental testing, to finally estimate the efficiency of operation of the reactor. Further data analysis was performed to see the correlation between variables and test data distribution. It can be concluded that dissolved oxygen is the main variable affecting the reactor giving as results in the three speeds reach maximum oxygen saturation but at different.

Key Words: biodiscs, design, construction, rotation speed, dissolved oxygen, oxygen concentration, physicochemical parameters.

Dedicatoría.

A mis padres **Adelaida y Reynaldo Espinosa** a quienes les dedico este trabajo, ya que ustedes son una gran inspiración y ejemplo para mí, gracias por siempre estar a mi lado y darme todo lo que estaba a su alcance. Siempre me enseñaron a ser mejor persona y que nunca me dé por vencida y lo más importante es que me enseñaron a ser una persona

FELIZ.

A mis hermanas y hermano, **Reyna, Ade y Saúl** por hacerme mejor persona y que si no fuera por ellos nunca hubiera podido llegar hasta donde estoy ahora, y eso ni con toda mi vida no se los podré pagar, gracias porque a pesar de mi carácter y de mis desplantes igual comparten conmigo su tiempo.

A mis padrinos **Yolanda Espinosa y Ricardo García** por ayudarme a lo largo de mi vida y apoyarme en todo lo que me proponga y por su gran paciencia que me han tenido.

A mis tíos y tías, **Roberto, María Elena, Juana, Marcos, Gabriela y Graciela**, por todo el apoyo que me han dado, sobre todo en los momentos más difíciles y sobre todo por hacerme sentir que tengo un gran apoyo en cada una de estas grandes familias.

A mis **primos y primas**, a todos los quiero mucho y más que primos son mis amigos y siempre los llevo en mi corazón.

A mis amigas y amigos **Marisol, Fernanda, Adriana, Ale, Liz, Lety, Evita, Jafet, Alex, Jesús, Joel, Omar, Antonio, Enrique, Oscar y David**, gracias por su paciencia, honestidad, por soportarme en los días malos y por atreverse a confiar en mí.

Agradecimientos.

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por la formación profesional y personal que me ha dado a lo largo de los últimos diez años de mi vida.

Al programa de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental por mi formación. Así mismo a quienes asesoraron mi investigación: el Dr. Ricardo Miguel Pérez Munguia y el Dr. Constantino Domínguez Sánchez, por su apoyo y colaboración y por hacerme mejor profesionalista.

A la Dra. Sonia Sánchez Quispe, M. C. Gabriel Martínez Herrera y al Dr. José Apolinar Cortés por apoyarme en la dirección y orientación de la investigación participando como sinodales.

Al Organismo Operador de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento de Morelia por realizar las pruebas químicas y biológicas de caracterización del agua residual y a todo el personal que colaboro con la generación de ellos.

CONTENIDO

RESUMEN.....	III
ABSTRACT	V
1 INTRODUCCIÓN.....	15
1.1 GENERALIDADES.....	15
1.2 JUSTIFICACIÓN.....	16
1.3 HIPÓTESIS.....	20
1.4 OBJETIVOS.....	21
1.4.1 <i>Objetivo general</i>	21
1.4.2 <i>Objetivos particulares</i>	21
2 MARCO TEÓRICO.....	22
2.1 CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS	23
2.2 TRATAMIENTO BIOLÓGICO.	23
2.3 TRATAMIENTO FISICOQUÍMICO	25
2.4 BIODISCOS (ROTATING BIOLOGICAL CONTACTOR RBC).	26
2.4.1 <i>Componentes de los biodiscos</i>	27
2.5 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA OPERACIÓN DE LOS BIODISCOS.....	29
2.5.1 <i>Agua Residual</i>	29
2.5.2 <i>Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)</i>	29
2.5.3 <i>Carga Hidráulica</i>	29
2.5.4 <i>Carga Orgánica</i>	30
2.5.5 <i>Oxígeno Disuelto</i>	30
2.5.6 <i>Temperatura</i>	31
2.5.7 <i>pH</i>	31
2.5.8 <i>Etapas</i>	31
2.5.9 <i>Velocidad de rotación de los discos</i>	32
2.5.10 <i>Biopelícula</i>	32
2.6 PROCESOS BIOQUÍMICOS.....	33
2.6.1 <i>Comunidades Microbiológicas</i>	33
2.7 BIOPELÍCULA.	40
2.7.1 <i>Formación de la biopelícula</i>	41

2.7.2	<i>Composición Microbiológica de la biopelícula</i>	45
2.8	MATERIA ORGÁNICA CARBONOSA.....	47
2.8.1	<i>Medición de la Materia Orgánica</i>	47
2.8.2	<i>Medición de los Nutrientes</i>	52
2.8.3	<i>Remoción Biológica de Nitrógeno</i>	52
2.8.4	<i>Remoción Biológica de Fósforo</i>	54
3	ANTECEDENTES	56
4	METODOLOGÍA	74
4.1	ETAPA 1. CARACTERIZACIÓN DEL INFLUENTE.....	74
4.1.1	<i>Sustrato</i>	74
4.1.2	<i>Muestras de Tratamiento de Aguas Residuales</i>	74
4.2	ETAPA 2. PROPUESTA DE REACTOR ESCALA.....	76
4.2.1	<i>Especificaciones técnicas</i>	76
4.3	ETAPA 3. CONSTRUCCIÓN DEL REACTOR A ESCALA LABORATORIO.....	81
4.4	ETAPA 4. PUESTA EN MARCHA DEL REACTOR.	82
4.4.1	<i>Alimentación en Batch</i>	82
4.4.2	<i>Alimentación en Continuo</i>	83
4.5	ETAPA 5. OPERACIÓN DEL REACTOR.....	83
4.5.1	<i>Condiciones Ambientales</i>	83
4.5.2	<i>Parámetros Físicoquímicos</i>	84
4.5.3	<i>Velocidad de Rotación de los biodiscos</i>	85
4.5.4	<i>Análisis Estadísticos</i>	86
5	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	88
5.1	DISEÑO DEL REACTOR EN LA DE ESCALA LABORATORIO.....	88
5.1.1	<i>Sustrato</i>	88
5.1.2	<i>Área efectiva de discos para el tratamiento</i>	88
5.1.3	<i>Caudal de diseño</i>	90
5.1.4	<i>Características del tanque del reactor</i>	90
5.1.5	<i>Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)</i>	91
5.1.6	<i>Motor</i>	91
5.2	PLANOS DEL DISEÑO.	95
5.3	CONSTRUCCIÓN DEL REACTOR.	96
5.4	PUESTA EN MARCHA DEL REACTOR.	99
5.5	ANÁLISIS DE DATOS.....	102
5.5.1	<i>pH</i>	103
5.5.2	<i>Temperatura</i>	104

5.5.3	<i>Parámetros fisicoquímicos</i>	105
5.5.4	<i>Oxígeno disuelto</i>	109
6	CONCLUSIONES	113
7	BIBLIOGRAFÍA	117

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Calidad del agua de las cuencas y sus principales afluentes (Situación DQO 2006).	18
Figura 1.2. Volumen de agua residual generada.	18
Figura 2.1. Esquema de un sistema de Biodiscos.....	26
Figura 2.2. Bacterias Spirochaeta sp (izquierda), Spirillum sp (centro), Zooglea ramígera (derecha).	34
Figura 2.3.Flóculos generados en el tratamiento biológico.	34
Figura 2.4.Bacterias filamentosas <i>Beggiatoa sp.</i> (Izquierda), <i>Nocardia sp</i> (centro), <i>Tipo 0914</i> (derecha).	35
<i>Figura 2.5.Ameba desnuda (izquierda), Ameba testácea (derecha)</i>	36
<i>Figura 2.6. Flagelado.</i>	37
<i>Figura 2.7. Ciliado libre (Paramecium caudatum) (izquierda), Ciliado repatante (Euplotes sp.) (centro), y ciliado fijo (Epistylis plicatilis) (derecha).</i>	38
<i>Figura 2.8. Rotíferos: Philodina sp. (izquierda) y Lecane sp. (derecha).</i>	39
<i>Figura 2.9. Nematodo.</i>	40
Figura 2.10. Etapas de formación de biopelícula.	44
Figura 2.11. Difusión de sustrato – oxígeno (izquierda) y etapas de desarrollo de una biopelícula (derecha) .	45
Figura 3.1 Distribución de plantas de tratamiento en México.	58
Figura 3.2 Tipos de procesos existentes en México.	59
<i>Figura 4.1 Esquema de un sistema de Biodiscos en vista frontal.</i>	81
<i>Figura 4.2 Esquema de un sistema de Biodiscos vista en perfil.</i>	81
Figura 5.1 Superficie de disco sumergida sin acotaciones.	88
Figura 5.2 Superficie de disco sumergida con acotaciones.	90
Figura 5.3 Motorreductor.	91
Figura 5.4 Variador de frecuencia.	92
Figura 5.5 Vista frontal.....	95
Figura 5.6 Vista Lateral del reactor.	95
Figura 5.7 Base del reactor.....	96
Figura 5.8 Discos de acrílico.	96
Figura 5.9 Tubos de CPVC de 6mm de espesor.	97
Figura 5.10 Separadores de discos de acrílico de 1.5 cm x 2.5 cm	97
Figura 5.11 Colocación de los separadores rectangulares de acrílico.....	97
Figura 5.12 Separadores de etapas de CPVC	98
Figura 5.13 Colocación de los separadores de cada etapa del reactor.	98
Figura 5.14 Separadores de las etapas del reactor	98
Figura 5.15 Colocación de los separadores de las etapas del reactor.	99

Figura 5.16. Comportamiento de la biopelícula en la fase de inoculación: a) segunda semana, b) cuarta semana, c) y d) quinta semana, e) sexta semana, f) octava semana.....	102
Figura 5.17. Comportamiento del pH en las diferentes velocidades y etapas del reactor	104
Figura 5.18. Comportamiento de la temperatura valores medios.	105
Figura 5.19. Valores de los parámetros fisicoquímicos en el influente y efluente.: a) variables DQO, DBO ₅ , SST, SDT, b) variables NTK y P _T	108
Figura 5.20. Valores del oxígeno disuelto en las diferentes etapas y velocidades.	109
Figura 5.21. Valores de la concentración del oxígeno.....	112

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.1. Escala de clasificación por indicador de calidad del agua.	17
Cuadro 1.2. Municipios prioritarios por tener un grado de marginación alto y muy alto.	19
Cuadro 2.1. Métodos de tratamiento de aguas residuales.	22
Cuadro 2.2. Sistemas de tratamiento aerobio.	24
Cuadro 2.3. Sistemas de tratamiento anaerobios.	25
Cuadro 2.4. Procesos fisicoquímicos generales utilizados en el tratamiento de aguas residuales.	25
Cuadro 3.1 . Caudal de aguas residuales municipales tratadas, en plantas de tratamiento por entidad federativa, 2011. Parte A.	60
Cuadro 3.2 . Caudal de aguas residuales municipales tratadas, en plantas de tratamiento por entidad federativa, 2011. Parte B.	60
Cuadro 3.3. Caudal en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, por entidad federativa según proceso de tratamiento, 2011. Parte 1	62
Cuadro 3.4. Caudal en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, por entidad federativa según proceso de tratamiento, 2011. Parte 2	64
Cuadro 3.5. Especificaciones técnicas de diseño para biodiscos a escala piloto.	71
Cuadro 4.1. Medición de la rugosidad.....	77
Cuadro 4.2. Medición de las condiciones ambientales.	83
Cuadro 4.3. Métodos para cada parámetro fisicoquímico.	84
Cuadro 4.4. Medición para cada parámetro fisicoquímico.	85
Cuadro 4.5. Antecedentes de la velocidad de rotación de biodiscos.	86
Cuadro 5.1. Especificaciones técnicas del motorreductor y el variador de frecuencia.	92
Cuadro 5.2. Especificaciones de diseño.	92
Cuadro 5.3. Cálculos de diseño.	94
Cuadro 5.4. Condiciones nutricionales para inoculación	99
Cuadro 5.5. Estadísticas básicas de oxígeno disuelto, temperatura y pH para inoculación.....	101
Cuadro 5.6. Correlación multivariada de todas las variables.	102
Cuadro 5.7. Estadísticas básicas de oxígeno disuelto, temperatura y pH.....	103
Cuadro 5.8. Valores del coeficiente de transferencia de oxígeno.	111

1 INTRODUCCIÓN.

1.1 Generalidades.

De acuerdo al Programa hídrico visión 2030, existe baja cobertura de alcantarillado en 17 municipios de la zona urbana, y 18 en la rural, debido a la insuficiente capacidad financiera de los organismos operadores de aguas potables, alcantarillado y saneamiento, para solventar sus costos de operación y mantenimiento, así como los requerimientos para el incremento y mejoramiento de los servicios que prestan y bajo nivel de eficiencia física en los sistemas de abasto; se estima en 59% el promedio en todo el estado. Además, el nivel de desinfección del agua abastecida, a nivel estatal en el 2007 se estimó en 91.2%. Asimismo, bajo nivel de cobertura de tratamiento de las aguas residuales, estimándose en 2007 en 31.9%.

De igual modo, se percibe que se tienen volúmenes importantes de agua residual sin tratar que requieren necesaria la instalación de plantas de tratamiento, adecuadas a las características físicas y condiciones económicas de los municipios, en el Estado de Michoacán. El sistema de tratamiento que se proponga habrá de responder a su sencillez y bajos costos de operación. En este sentido el reactor de Biodiscos se emplea como una solución adecuada para pequeños núcleos de población; entre 2000 y 5000 habitantes equivalentes, ya que los costes de construcción y de mantenimiento de depuradoras comunes pequeñas, referidos a número de habitantes, pueden ser superiores que los de las instalaciones mayores (Ambientum, 2002).

La realización de un proyecto para la construcción de una planta de tratamiento contiene, varios aspectos a seguir entre ellos es identificar cuál es su objetivo principal y hacer la evaluación y diagnóstico del área donde se quiere implementar, ya que de esta evaluación depende la duración, el funcionamiento, diseño, construcción y beneficio o perjuicio que se le pueda proveer a la zona.

En México, se cuenta con 2186 plantas de tratamiento y el 46.43% de estas utilizan los procesos denominados de lodos activados. En tanto, que sólo el 0.41% de ellas funcionan con Biodiscos, CONAGUA, 2011c. Esta técnica de tratamiento de aguas residuales, fue

desarrollada en Inglaterra, Alemania y Estados Unidos desde la década de los años 50 del siglo pasado, es parte de un sistema de tratamiento secundario biológico en el que se pueden alcanzar eficiencias de remoción superiores al 85 %, Pérez, 2010. Se denominan del tipo película fija, en el que el soporte para la fijación bacteriana está constituido por un conjunto de discos de material plástico, al que se fija la biomasa.

Los biodiscos son un tratamiento biológico aerobio de crecimiento adherido, utilizado para la depuración de aguas residuales mediante la oxidación de compuestos orgánicos carbonáceos y amoniacales (Rimondi et al, 2007). Esta tecnología originalmente fue concebida en Alemania en 1900, el cual se describe como un cilindro constituido por tablas de madera y posteriormente en 1930 se construyeron unidades industriales (Castillo y Vivas, 1996). En Estados Unidos en el año de 1929, se iniciaron investigaciones de este reactor pero con discos metálicos como medio de soporte, sus resultados no fueron satisfactorios. En la década de los 50's se empezó a trabajar con discos de poliestireno y se inicia su comercialización en la industria (Castillo et al, 2007).

Sin embargo, una pregunta clave en el diseño y operación de una planta de tratamiento de aguas de biodiscos, ha sido sobre la dependencia que pueda existir entre la velocidad de rotación y la eficiencia de remoción. Por lo mismo, El propósito de esta investigación es hallar la velocidad de rotación de los biodiscos para la remoción de contaminantes y consumo energético reducido. Así como describir los procesos biológicos ocurridos en los biodiscos, con la finalidad de contar con una perspectiva más amplia del funcionamiento de un reactor de este tipo.

Para llevar a cabo la etapa experimental se construyó un reactor de biodiscos a escala laboratorio, en los que se realizaron una serie de experimentos para estimar parámetros fisicoquímicos de degradación de la materia orgánica y condiciones ambientales.

1.2 Justificación.

Para monitorear la calidad en las principales corrientes y cuerpos de agua, a nivel nacional, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), que en México es la autoridad del agua, cuenta con la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua (RENAMECA), cuyo propósito es recolectar información suficiente para evaluar la evolución de la calidad del agua,

tanto en cuerpos superficiales, como de aguas subterráneas y en su momento examinar el desempeño y cumplimiento de las acciones de saneamiento en alguna región o localidad. A partir de año 2004, la CONAGUA dejó de reportar la calidad del agua con base al ICA (índice de calidad del agua), utilizando únicamente como indicadores de calidad del agua la demanda biológica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST), utilizando los dos primeros para la estimación de la materia orgánica en los cuerpos de agua como resultado del vertido de aguas residuales urbanas. Los sólidos suspendidos totales, de igual manera pueden tener su origen en la contaminación por aguas residuales, o bien, por procesos de erosión hídrica (CONAGUA, 2012). En el cuadro 1.1 se muestra la escala de estos indicadores de calidad del agua.

Cuadro 1.1. Escala de clasificación por indicador de calidad del agua.

Tipo de calidad del agua	Color	Rango DBO_5 (mg/L)	Rango DQO (mg/L)	Rango SST (mg/L)
Excelente Calidad	EC	$DBO_5 \leq 3$	$DQO \leq 10$	$SST \leq 25$
Buena Calidad	BC	$3 < DBO_5 \leq 6$	$10 < DQO \leq 20$	$25 < SST \leq 75$
Aceptable	A	$6 < DBO_5 \leq 30$	$20 < DQO \leq 40$	$75 < SST \leq 150$
Contaminada	C	$30 < DBO_5 \leq 120$	$40 < DQO \leq 200$	$150 < SST \leq 400$
Fuertemente Contaminada	FC	$DBO_5 > 120$	$DQO > 200$	$SST > 400$

Fuente: Subdirección General Técnica, Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua, CONAGUA, 2006

Con estos indicadores se establece el estado de calidad que guardan las aguas superficiales, lo que permite estandarizar en el territorio nacional la condición del agua en las cuencas hidrográficas y en las regiones administrativas, lo que a su vez posibilita elaborar estadísticas generales para el país y de manera comparativa entre las entidades federativas. En la figura 1.1 se muestran los resultados de la DQO para el estado de Michoacán en el 2006.

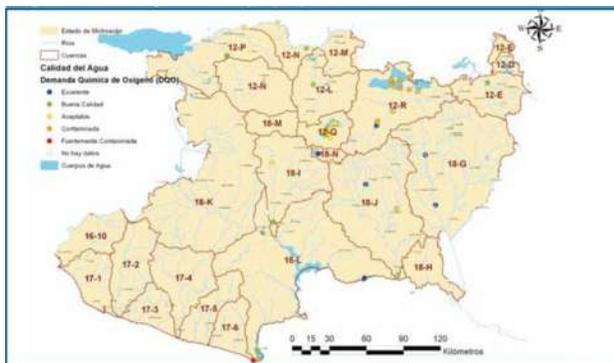


Figura 1.1 Calidad del agua de las cuencas y sus principales afluentes (Situación DQO 2006).

Fuente: Sitios de monitoreo de Calidad del Agua, Subdirección General Técnica, Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua, CONAGUA, 2006.

La figura 1.2 muestra que en el estado de Michoacán la cobertura de tratamiento de aguas residuales generadas es de apenas el 31.9%. En tanto que al considerar la relación entre el volumen generado y el tratados, solo el 22% de estas aguas es tratada antes de verterla en algún cuerpo de agua superficial.

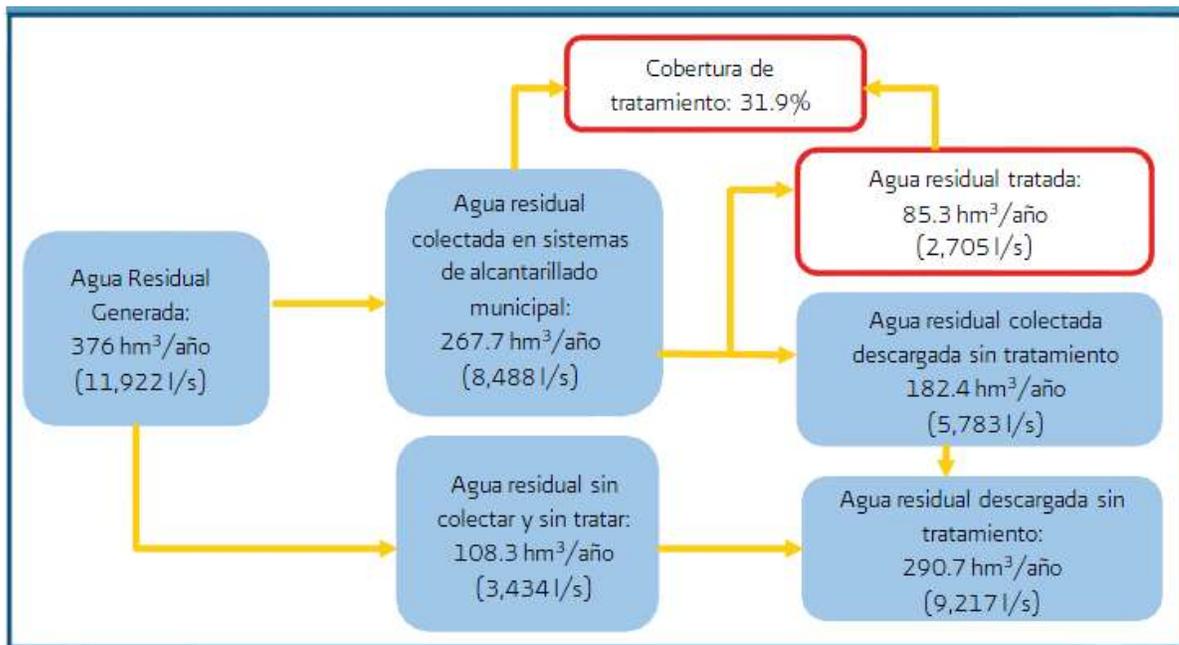


Figura 1.2. Volumen de agua residual generada.

Fuente: Programa Hídrico Visión 2030, Estado de Michoacán de Ocampo.

Las tecnologías empleadas para el tratamiento consisten en lodos activados, lagunas de estabilización y humedales. En total son 32 plantas de aguas residuales en Michoacán.

La ubicación de las plantas de tratamiento en Michoacán se localizan en municipios de mayor población que equivalen al 8.8 % del total en el estado. Es decir restan 103 municipios en los que la construcción de plantas de tratamiento de agua residual debe ser prioritaria.

En el Censo de Población y Vivienda 2010, el Estado de Michoacán de Ocampo ocupa el lugar 9 a nivel nacional por su número de habitantes, cuenta con una población de 4, 351, 037 habitantes. 91 de los 113 municipios en el Estado, tienen poblaciones menores de 40, 000 habitantes. Además que 37 municipios tienen un grado de marginación alto y muy alto (cuadro 1.2), todos estos municipios no cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales, lo que trae como consecuencias la contaminación de los cuerpos de agua receptores y la consecuente disminución de la calidad de vida de los habitantes de estas poblaciones.

Cuadro 1.2. Municipios prioritarios por tener un grado de marginación alto y muy alto.

Municipio		Marginación	Municipio		Marginación
Clave	Nombre	Grado	Clave	Nombre	Grado
008	Aquila	Muy alto	059	Nuevo Urecho	Alto
101	Tzitzio	Muy alto	027	Chucándiro	Alto
057	Nocupétaro	Muy alto	093	Tlalpujahua	Alto
081	Susupuato	Muy alto	007	Aporo	Alto
029	Churumuco	Muy alto	017	Contepec	Alto
092	Tiquicheo	Alto	015	Coalcomán	Alto
099	Tuzantla	Alto	038	Huetamo	Alto
096	Tumbiscatio	Alto	047	Jungapeo	Alto
097	Turicato	Alto	080	Senguio	Alto
026	Chinicuila	Alto	083	Tancitaro	Alto
013	Carácuaro	Alto	002	Aguililla	Alto
049	Madero	Alto	064	Parácuaro	Alto
021	Charapan	Alto	039	Huiramba	Alto
035	La Huacana	Alto	009	Ario	Alto
061	Ocampo	Alto	025	Chilchota	Alto
056	Nahuatzen	Alto			
031	Epitacio Huerta	Alto	079	Salvador Escalante	Alto
077	San Lucas	Alto	046	Juárez	Alto
010	Arteaga	Alto	001	Acuitzio	Alto

Fuente: CONAPO 2007.

De acuerdo a CONAGUA 2012, en el 2011 se destinaron 6 345.9 millones de pesos a la construcción y rehabilitación de obras de agua potable, alcantarillado y saneamiento, inversión 1.4% inferior a la ejecutada el año anterior. De estos recursos 4 509.3 millones (71%) provinieron del Gobierno Federal, 1 280.5 millones (20.2%) de los gobiernos estatales, 518.6 millones (8.2%) de los gobiernos municipales y 37.5 millones (0.6%) de otras fuentes. En las localidades rurales las inversiones se aplicaron de la siguiente manera: 47.8% se destinó para agua potable, 36.2% para alcantarillado, 12.3% para saneamiento y 3.7% para otros conceptos. Observando que para el saneamiento es la menor inversión que se otorga.

Este escenario prevé que aún en las estimaciones más moderadas que se hagan sobre la condición de las aguas que escurren superficialmente en las cuencas del estado, tienen algún grado de contaminación, solo por actividad urbana. Esto es un claro indicador de la urgente necesidad de tratar las aguas residuales; y al considerar las condiciones socioeconómicas en el estado, podrá leerse que este problema deberá en el futuro próximo atenderse con tecnologías de bajo costo orientadas a las pequeñas y medianas poblaciones, lo que es responsabilidad de las autoridades gubernamentales; En tanto que los esfuerzos de investigación en esta materia, tienen que orientarse hacia la generación de datos numéricos y de aproximación para coadyuvar en la resolución de estos problemas; aquí la base que justifica la presente investigación, cuya responsabilidad es la de generar conocimientos sobre la velocidad de rotación de los discos para evitar desprendimiento de la biomasa e incrementar la eficiencia de remoción, con un diseño de planta para el tratamiento de aguas residuales que tiene bases teóricas y prácticas que han demostrado ser costo eficientes tanto en la construcción como para su operación.

1.3 Hipótesis.

Al ser los discos el medio de soporte de la biopelícula, hace que el giro de ellos sea uno de sus principales parámetros para la remoción de contaminantes, cuando la superficie se encuentra sumergida los microorganismos degradan los compuestos orgánicos contenidos en la columna de agua y cuando el disco se encuentre en la atmósfera se presenta absorción de oxígeno. Considerando que al tener velocidades bajas el espesor de la biopelícula empezaría incrementarse y el oxígeno no sería capaz de llegar hasta el fondo y por lo tanto los microorganismos de la capa inferior cambiarían a condiciones de anaerobiosis,

produciendo desprendimiento de la biomasa, asimismo teniendo velocidades altas se produce desprendimiento de la biomasa debido al esfuerzo cortante con el agua. Es fundamental entonces la evaluación de dicha velocidad.

1.4 Objetivos.

1.4.1 Objetivo general

Estimar la velocidad de rotación óptima para la eficiencia de un reactor experimental tipo BIODISCOS, en un modelo a escala piloto.

1.4.2 Objetivos particulares.

1. Caracterizar el agua residual a la entrada del reactor, mediante las pruebas fisicoquímicas.
2. Determinar el área de los biodiscos con base en los datos de entrada.
3. Diseñar y construir el modelo.
4. Obtener la eficiencia del reactor para distintos escenarios de velocidad.
5. Estimar la eficiencia de operación de un reactor biológico de biodiscos, a escala laboratorio, alimentado con un sustrato orgánico completamente soluble y fácilmente biodegradable a carga orgánica volumétrica constante.

2 MARCO TEÓRICO

El tratamiento de las aguas residuales es realizado con el propósito de evitar la contaminación física, química, bioquímica, biológica y radioactiva de los cursos y cuerpos de agua receptores que tienen la categoría de bienes nacionales (Rojas, 2002). De un modo general, el tratamiento persigue evitar:

- Daños a los abastecimientos públicos, privados e industriales de suministro de agua.
- Daño a las aguas destinadas a la recreación y el esparcimiento.
- Daños a las actividades piscícolas.
- Perjuicios a la agricultura y depreciación del valor de la tierra.
- Impacto al entorno ecológico.

Conforme a Pérez-Oddershede (2010), los métodos de tratamiento biológico de las aguas residuales de mayor importancia son los que se indican en el cuadro 2.1. Estos sistemas utilizan procesos de degradación de la materia orgánica a través el empleo de microorganismo cómo las bacterias.

Cuadro 2.1.Métodos de tratamiento de aguas residuales.

Sistemas Biológicos No Convencionales	Lagunas de Estabilización
	Lumbrificación
Sistemas Biológicos Convencionales	Lagunas Aireadas
	Biofiltros o filtros percoladores
	Biodiscos
	Lodos Activados
	Aireación Extendida
	Zanjas de Oxidación
	Reactor Biológico Secuencial (SBR)
Sistemas Biológicos Innovadores	Bioreactor de Membrana (MBR)
	Película Fija Integrada en Lodos (IFAS)
	Procesos Anaeróbicos
	Bioreactor de Lecho Fluidizado
Sistemas Biológicos de Remoción de Nutrientes	Lodo Activado en Pozo Profundo
	Remoción Biológico de Fósforo
	Remoción Biológico de Nitrógeno

Fuente: Metcalf y Eddy, 1996.

2.1 *Características de las aguas residuales urbanas*

Los efluentes urbanos son una mezcla de aguas residuales domésticas y de industrias situadas en la zona urbana. Las primeras proceden de las viviendas y las instalaciones comerciales e incluyen aguas fecales (aguas negras) y aguas de lavabos, duchas, lavadoras, lavavajillas y cocinas fundamentalmente. Estos efluentes presentan cargas orgánicas variables, pero al mezclarse entre sí y con los demás efluentes urbanos, dan como resultado aguas de baja carga orgánica y compleja en cuanto a su composición. Se consideran efluentes de baja carga aquellos que presentan una DQO inferior a los 2000 mg/l.

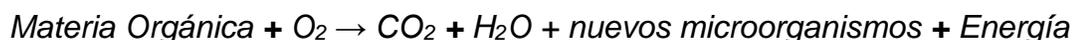
Las aguas residuales urbanas presentan concentraciones generalmente por debajo de los 1000 mg DQO/l, encontrándose habitualmente entre 300 y 700 mg DQO/l. La concentración orgánica depende de diversos factores, siendo fundamental si la red de saneamiento tiene separación de pluviales o no, así como el consumo per cápita de agua potable, determinado por los hábitos de la población. Las aguas residuales urbanas presentan un contenido de materia en suspensión variable, entre 100 y 400 mg SS/l, que pueden contribuir en un 30-70% a la DQO.

En estas valoraciones, se ha observado que la DBO, se sitúa en torno a un 40-60% de la DQO. Y que otros contaminantes presentes son los elementos nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo, y la carga bacteriana de origen fecal, que incluye diferentes tipos de microorganismos patógenos.

2.2 *Tratamiento biológico.*

Consiste en la depuración del agua residual mediante degradación biológica, la cual se lleva a cabo por poblaciones microbiológicas, que de manera general se realiza por dos procesos separados:

a). Proceso aerobio: Consiste en la degradación biológica de los componentes orgánicos en presencia de oxígeno y se puede representar con la siguiente ecuación:

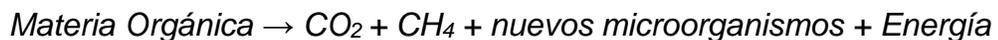


De acuerdo con Pérez (2010), la principal ventaja de estos tratamientos es la buena eficiencia para depurar compuestos orgánicos y remoción de nitrógeno amoniacal (NH₄⁺-N). Debido a que este proceso se lleva a cabo con la presencia de oxígeno, en ocasiones éste debe ser suministrado mediante la inyección directa, turbulencia, o alguna vía mecánica y por ende hay un consumo de energía (costo operativo). En el cuadro 2.2, se muestran algunos de los sistemas aerobios utilizados para la depuración de aguas residuales (Metcalf y Eddy, 1996).

Cuadro 2.2. Sistemas de tratamiento aerobio.

Sistemas de crecimiento Suspendido Aerobios	Sistemas de crecimiento Adheridos Aerobios.
Lodos Activados	Biodiscos
Lagunas Aerobias	Filtro Percolador
Reactores Biológicos Secuenciales (SBR)	Lechos Fluidizados Aerobios

b).Proceso anaerobio: Consiste en la degradación de compuestos orgánicos en ausencia de oxígeno, generando productos como metano y dióxido de carbono, el cual se representa con la ecuación:



Son procesos que pueden depurar aguas residuales con alta contaminación orgánica. Como la degradación se lleva a cabo en ausencia de oxígeno, no requiere alto consumo de energía, menor rendimiento de biomasa, menos nutrientes requeridos, carga volumétrica más altos. Se genera biogás el cual que puede ser utilizado para la generación de energía. Una desventaja importante de este tipo de tratamiento es la generación de olores, especialmente por la producción de ácido sulfhídrico (H₂S). De igual manera se deben tener condiciones controladas como el pH y temperatura para que se desarrolle de manera óptima la degradación anaerobia. En la cuadro 2.3 se muestra los sistemas anaerobios (Metcalf y Eddy, 1996)

Cuadro 2.3. Sistemas de tratamiento anaerobios.

Sistemas de crecimiento Suspendido	Reactores Biológicos Secuenciales Anaerobios (ASBR)
UASB	Sistemas de crecimiento Adheridos Aerobios.
Lagunas Anaerobias	Filtro Anaerobio
	Lechos Fluidizados Anaerobio

2.3 Tratamiento fisicoquímico

Este tipo de tratamiento se caracteriza por la depuración y remoción de contaminantes del agua residual mediante la adición de insumos químicos. Usualmente son utilizados en conjunto con tratamientos biológicos con el objetivo de mejorar las eficiencias de estos procesos mediante la oxidación avanzada, remoción de compuestos peligrosos como los metales. La gran ventaja de este tipo de tratamiento es la alta remoción de contaminantes que se obtienen. Como desventaja es la adición continua de insumos químicos, lo que puede incidir en los costos operativos y pueden invalidar su operación (Pérez, 2010). De igual manera se deben controlar muy bien la dosificación de químicos, pues una dosis menor puede desmejorar la eficiencia y una sobredosificación puede acarrear mayores costos. En la cuadro 2.4 se muestra los principales procesos fisicoquímicos y los insumos utilizados para llevar a cabo el tratamiento.

Cuadro 2.4. Procesos fisicoquímicos generales utilizados en el tratamiento de aguas residuales.

PROCESO	INSUMO
Coagulación-Floculación	Sulfato de Aluminio $Al_2(SO_4)_3$, Óxido de Aluminio (Al_2O_3), Hidróxido de Calcio $Ca(OH)_2$, Sulfato Ferroso ($FeSO_4$), Cloruro Férrico ($FeCl_3$), Clorosulfato Férrico ($FeClSO_4$)
Adsorción	Carbón Activado, Zeolita, Alúmina Activada, Cenizas de Incinerador de Residuos.
Procesos de Oxidación Avanzada por métodos no fotoquímicos	Ozono (O_3), Ozono + Peróxido de Hidrógeno (O_3/H_2O_2), Ozono + catalizador, Procesos Fenton ($H_2O_2 + Fe^{2+}$)
Procesos de Oxidación Avanzada por métodos fotoquímicos	Ozono -Ultravioleta (O_3/UV), Peróxido de Hidrógeno - Ultravioleta (H_2O_2/UV), $O_3/H_2O_2/UV$, Fotofenton (Fe^{2+}/UV), Fotocatálisis (UV/TiO_2)
Precipitación de Nitrógeno Amoniacal	$MgCl_2 \cdot 6H_2O + Na_2HPO_4 \cdot 12H_2O$

2.4 Biodiscos (*Rotating Biological Contactor RBC*).

Es un tratamiento biológico aerobio de crecimiento adherido, utilizado para la depuración de aguas residuales mediante la oxidación de compuestos orgánicos carbonáceos y amoniacales (Rimondi et al, 2007).

El reactor posee una serie de discos que están parcialmente sumergidos en el agua residual. Esta situación estimula a la adherencia de población microbiológica al material de soporte y posteriormente se desarrolla una película biológica sobre la superficie del disco.



Figura 2.1. Esquema de un sistema de Biodiscos.

Fuente: VERLAG, *Produtos Químicos e Equipamentos* (s/f)

El giro de los discos permite que la biopelícula esté en contacto con el agua residual y luego con la atmósfera. Cuando la superficie está sumergida, los microorganismos degradan los compuestos orgánicos depurando el agua. Cuando gira el disco y los deja expuestos a la atmósfera se presenta absorción de oxígeno a la biopelícula y posteriormente se transfiere al agua residual para garantizar las condiciones aerobias (Manosalva y Galindo, 2012).

El giro también sirve para la eliminación de exceso de biomasa adherida en la superficie de los discos mediante el esfuerzo cortante producido por el agua, parte de la

biomasa queda suspendida en el reactor y es transportada hasta el sedimentador secundario (Martínez, 2001).

2.4.1 Componentes de los biodiscos

Los principales elementos que componen un sistema de biodiscos de acuerdo al Metcalf y Eddy (2003), son: eje, medio de soporte, la transmisión, el tanque, cerramientos y el tanque de sedimentación.

Ejes

Son los encargados de dar el soporte a los discos y su rotación, la cual es elemental para la operación del reactor. El material de estos ejes debe ser fuerte para sostener el peso de los discos sumado el peso de la biomasa adherida al material de soporte. Asimismo, se debe tener en cuenta que el eje estará en contacto con el agua residual y por lo tanto debe ser resistente a la corrosión del líquido. Mba et al. (1999), sugiere no utilizar el acero inoxidable puesto que es corroído por las condiciones agresivas del medio, no obstante se puede minimizar o prevenir la corrosión si se refuerza con pintura anticorrosiva o se recubre con algún material resistente como el plástico u otro polímero.

Medio de Soporte (Discos)

Es la superficie donde la población microbiológica se adhiere y se desarrolla para el funcionamiento del sistema. El material debe ser resistente a la corrosión debido a las constituyentes del agua residual pero también se puede generar la corrosión por los microorganismos adheridos a la superficie, los cuales pueden llevar a cabo un rápido deterioro de los discos (Mba et al, 1999).

El material del medio de soporte debe estar diseñado para proveer máxima área superficial para el crecimiento de la biomasa y mayor contacto con el agua residual; además, de permitir el máximo drenaje del líquido sobre el área del disco durante la rotación (Mba, 2003).

Mecanismo de Transmisión.

El giro de los discos es mantenido por un motorreductor de corriente directa de corona sinfín y flecha sólida y para variar la velocidad se utiliza un control de velocidad para motor de corriente directa. Debido a que la velocidad de giro es fundamental para la eficiencia del reactor, la estimación de esta variable es el objeto de investigación del presente proyecto, bajo condiciones controladas de flujo y del tipo y grado de contaminación.

Tanque

Es el compartimiento donde está contenida el agua residual y se sumergen parcialmente los discos. Su volumen depende de la carga orgánica superficial y la carga hidráulica a aplicar (Metcalf y Eddy, 2003).

Cerramientos

Los reactores de biodiscos son protegidos por una cubierta de plástico reforzado con fibra de vidrio (Metcalf y Eddy, 2003), sus propósitos son:

- i. Razones estéticas
- ii. Protección contra el frío en zonas que alcanzan temperaturas bajas.
- iii. Evitar la proliferación de algas no deseadas.
- iv. Proteger a la biomasa y al material de soporte de la intemperie.

Tanques de sedimentación.

Aunque el tanque de sedimentación está separado físicamente del reactor de Biodiscos, se tiene que considerar como parte integral del tratamiento secundario, puesto que los procesos biológicos generan biomasa que debe ser retenida y es el sedimentador secundario en donde se ejecuta esta función (Metcalf y Eddy, 2003). Este sería el último componente del tratamiento biológico y el efluente del sedimentador puede ser descargado a un cuerpo hídrico o llevado a un tratamiento terciario dependiendo de la complejidad del sistema, de las necesidades y objetivos del tratamiento de aguas residuales particulares.

2.5 Factores que influyen en la operación de los biodiscos.

El desempeño del reactor de biodiscos depende de diferentes factores. Entre ellos son: las características del agua residual, tiempo de retención hidráulica, carga hidráulica y orgánica, nivel de oxígeno disuelto, temperatura, pH, número de etapas, velocidad de rotación de los discos y las características de la biopelícula.

2.5.1 Agua Residual.

El agua natural, más aportes, aunque sea sólo de color, constituye el agua residual. No todos los aportes son perjudiciales, en ocasiones hay que añadir sustancias químicas a las aguas naturales, para hacerlas más apropiadas a un determinado uso (Dewisme, 1999).

2.5.2 Tiempo de Retención Hidráulica (TRH)

Es el tiempo que demoraría una partícula en recorrer la longitud del sedimentador en sentido horizontal desde el momento de su entrada al sistema y se estima para calcular la eficiencia del sedimentador (Metcalf y Eddy, 2003).

$$TRH = \tau = \frac{V}{Q}$$

Donde:

TRH = τ = Tiempo de Retención Hidráulica, T.

V = Volumen, L³.

Q = Gasto, L³ T⁻¹

2.5.3 Carga Hidráulica.

Corresponde el gasto aplicado por unidad de superficie (Metcalf y Eddy, 2003), la cual se calcula de la siguiente manera:

$$C.H. = \frac{Q}{A}$$

Donde:

$C. H.$ = Carga Hidráulica (m^3/m^2d)

Q = Gasto del influente (m^3/d)

A = Área de los discos (m^2)

2.5.4 Carga Orgánica.

Es el contenido orgánico aplicado en un tiempo por unidad de superficie (Metcalf y Eddy, 2003). Puede expresarse de la siguiente forma:

$$CO = \frac{CxQ}{A}$$

Donde:

CO = Carga Orgánica (g DBO, DQO o COT/ m^2d)

C = Concentración de carga orgánica del influente (g/L)

Q = Caudal del influente (L/d)

A = Área de los discos (m^2)

2.5.5 Oxígeno Disuelto.

Debido a que el reactor de biodiscos es un sistema de tipo aerobio, el oxígeno disuelto es fundamental para el desarrollo de los procesos biológicos. La transferencia de oxígeno del aire al reactor de Biodiscos puede darse por:

- Absorción de oxígeno en la película líquida sobre la superficie de la biopelícula cuando está expuesta a la atmósfera.
- Inyección directa de oxígeno en la interfase aire – agua.
- Absorción directa de oxígeno a los microorganismos durante la exposición al aire (Cortez et al, 2008).

El oxígeno disuelto es utilizado para la oxidación de la materia orgánica carbonosa y para la nitrificación. Para llevar a cabo las reacciones bioquímicas es necesario garantizar una cantidad de oxígeno suficiente para los procesos aerobios, los que ocurren con valores de oxígeno disuelto mayores a 0.5 mg/L (Romero Rojas, 2008).

2.5.6 Temperatura.

La temperatura influye en el desempeño del reactor debido a la afectación que puede tener sobre los procesos biológicos. Un incremento de temperatura puede aumentar la actividad microbiana y por ende aumenta la tasa de remoción de contaminantes. Cuando la temperatura está por debajo de 13°C los procesos de remoción de carbono y Nitrógeno se ven muy afectados y por lo tanto se debe aplicar un factor de corrección de la superficie necesaria de discos para contrarrestar ese efecto (Metcalf y Eddy, 1996). Aunque el aumento de temperatura contribuye a la actividad microbiológica, la temperatura no puede ser muy alta porque afecta la solubilidad del oxígeno disuelto en el agua y puede ser factor limitante para el proceso microbiológico.

2.5.7 pH.

Es otro factor importante en el desempeño del reactor teniendo en cuenta que interviene en el desarrollo de las comunidades biológicas. La mayoría de las bacterias no toleran pH más bajos de 4.0 y superiores a 9.5. En general, el pH óptimo para el crecimiento bacteriano se sitúa entre 6.5 y 7.5 (Metcalf y Eddy, 1996). Para garantizar un pH estable es necesario que se tenga contenido amortiguador (buffer) en el agua para que no perjudique la actividad microbiológica, por tal motivo se debe analizar dentro del reactor la alcalinidad que muestra la capacidad de neutralizar ácidos en el agua (Metcalf y Eddy, 1996)

2.5.8 Etapas.

Las etapas consisten en subdivisiones que se le instalan al reactor mediante baffles o separando el volumen del reactor en diferentes tanques con el propósito de distribuir el material de soporte (discos). Conforme como el agua recorre el reactor, cada etapa recibe una carga orgánica menor a la etapa anterior debido a la depuración o tratamiento continuo.

Esta situación promueve el establecimiento de diferentes condiciones en cada etapa (carga orgánica, pH, oxígeno disuelto) y contribuyen al desarrollo de diferentes tipos de microorganismos (Metcalf y Eddy, 1996).

Debido a que en el inicio de la primera etapa, ocurren cargas-choque que pueden provocar desprendimiento de biomasa y a que existen importantes cantidades de bacterias filamentosas, es recomendado dividir el reactor de Biodiscos en etapas cuando se tiene altas cargas orgánicas, con lo que además de mitigar estos efectos se logra maximizar la remoción de carbono y nitrógeno amoniacal. Antonie (1976 en Castillo y Vivas, 1996), señala que, al experimentar con unidades de Biodiscos de igual área superficial total, una dividida en dos etapas y la otra en cuatro, se obtuvo una remoción del 85% de DBO para la de cuatro etapas mientras que la otra eliminó el 75%. En tanto que Metcalf y Eddy (1996), sugiere que el reactor de Biodiscos sea diseñado y operado con tres etapas; aunque para la remoción conjunta de DBO y $\text{NH}_4^+\text{-N}$ recomienda instalar cuatro etapas como mínimo.

2.5.9 Velocidad de rotación de los discos.

La velocidad de rotación es un parámetro importante debido a que la transferencia del oxígeno en el agua está en función del giro (Di Palma L. y Verdone, 2008), de igual manera la velocidad de rotación afecta la transferencia de nutrientes a la biopelícula y por ende afecta las tasas de remoción.

A mayor velocidad de giro se obtiene mayor oxigenación y mayores tasas de remoción, no obstante la rotación del disco no puede exceder una velocidad lineal de 0.33 m/s porque el esfuerzo cortante del agua y la turbulencia puede provocar el desprendimiento descontrolado de la biopelícula adherida al disco (Castillo y Vivas, 1996); además, aumenta los costos operativos al consumirse mayor energía de la necesaria.

2.5.10 Biopelícula.

El conocimiento de la biopelícula se hace, fundamental, puesto que su función es remover las sustancias contaminantes del agua residual. Conocer las características de la biopelícula como su color, su aspecto, espesor y su constitución, con estos factores se puede

inferir su desempeño y se pueden establecer correctivos para optimizar los procesos biológicos tendientes a la mejora de eficiencias de remoción.

2.6 Procesos Bioquímicos.

Considerando que el uso de Biodiscos es un sistema biológico, es necesario explicar el funcionamiento y las características de los procesos bioquímicos que ocurren dentro del reactor, pues mediante, esta vía se ejecuta la degradación de los compuestos orgánicos y se hace control del sistema de tratamiento. Para ello, en esta sección se describirá inicialmente el rol que juega los microorganismos dentro del proceso aerobio, describiendo los grupos principales que intervienen en el tratamiento biológico.

2.6.1 Comunidades Microbiológicas.

Los microorganismos pueden obtener energía de diferentes componentes. Conforme a Metcalf y Eddy (1996), los componentes biológicos que se encargan de remover el Carbono, Nitrógeno y Fósforo del agua residual son llamados Organismos Quimiótrofos, es decir, organismos que obtienen energía a partir de remociones químicas como la oxidación de compuestos orgánicos (Organismos Quimioheterótrofos) o inorgánicos (Organismos Quimioautótrofos).

Los principales organismos que intervienen en un proceso biológico son: bacterias, protozoos y metazoos.

Bacterias

Las bacterias son organismos procariontes. Su tamaño oscila entre 0,5 y 5 μm . Son los organismos más importantes en el sistema aerobio porque, se desarrollan bien en el sistema y son excelentes oxidadores de la materia orgánica (Romero Rojas, 2003). Ejemplo de ellos son: *Gallionella* sp, *Spirillum* sp, *Spirochaeta* sp, *Thiopedia* sp y *Zooglea ramígera*.

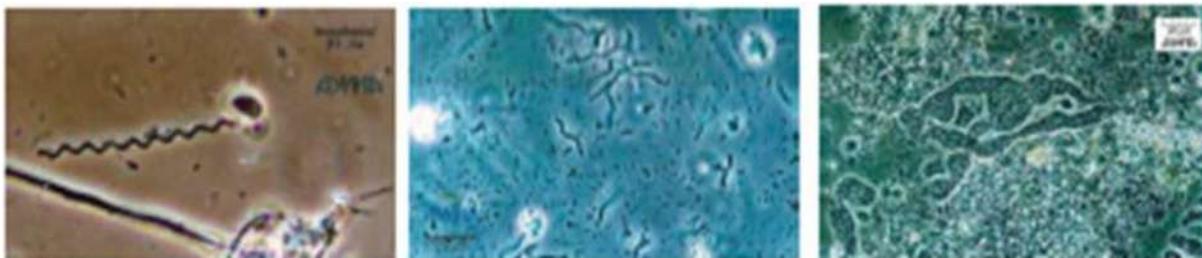


Figura 2.2. Bacterias Spirochaeta sp (izquierda), Spirillum sp (centro), Zooglea ramígera (derecha).

Fuente: (AYMA, 1999)

Una característica importante de algunas bacterias es su capacidad de flocular. Los flóculos que se forman están constituidos por bacterias unidas unas a otras y también por partículas orgánicas e inorgánicas (figura 2.3). Gracias a la formación de estos flóculos, pueden ser retenidos en la unidad de sedimentación secundaria y de esta manera se obtiene un efluente final más transparente y de mejor calidad.



Figura 2.3. Flóculos generados en el tratamiento biológico.

Fuente: (Villaseca, 2001)

Bacterias filamentosas.

Existe otro tipo de bacterias y deben ser explicadas por separado por sus características especiales. Aunque la mayor parte de las bacterias que depuran el agua residual en el tratamiento biológico tiene forma globular (Coccus), hay algunos microorganismos que presentan sucesiones celulares que parecen cordones, las cuales son llamadas bacterias filamentosas (Olivares, 2009).

Estas se clasifican principalmente por su género y especie, sin embargo hay casos donde se utiliza una denominación alfanumérica. Algunas bacterias filamentosas encontradas

en los reactores de Biodiscos son: *Beggiatoa* sp., *Sphaerotilus natans*, Tipo 0041, Tipo 1701, *Nocardia* sp., Tipo 02IN. (Romero Rojas, 2002). Otros ejemplos de bacterias filamentosas: *Microthrix parvicella*, *Nostocoida limicola III*, *Streptococcus* sp, *hiothrix I*, *Thiothrix II*, Tipo 0092, Tipo 0914, Tipo 1863 (AYMA, 1999).

Son bacterias que degradan los compuestos orgánicos. En pequeñas cantidades son bastante buenos para la biomasa, ya que ellos puedan dar estabilidad y servir de soporte para la estructura de los flóculos, evitando que haya desprendimiento del floculo por turbulencia, aireación o por cualquier otro factor (Environmental Leverage Inc, 2003). No obstante en grandes cantidades pueden causar problemas, puesto que forman estructuras abiertas y/o difusas que al no estar cubiertas de bacterias y partículas puede disminuir la sedimentabilidad del floculo y del lodo, por lo tanto no es retenido en el sedimentador secundario y sale por el efluente deteriorando la calidad del agua. A este inconveniente se le llama Bulking, y se presenta con mayor frecuencia en sistemas de lodos activados.

Específicamente en los reactores de Biodiscos puede presentarse crecimiento de *Beggiatoa*, siendo éste un género no deseado en la operación.

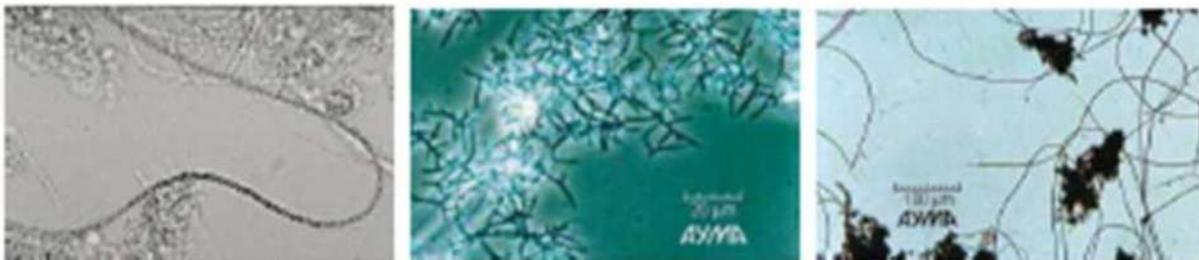


Figura 2.4.Bacterias filamentosas *Beggiatoa* sp. (Izquierda), *Nocardia* sp (centro), Tipo 0914 (derecha).

Fuente: (Environmental Leverage Inc, 2003)

Protozoos.

Estos organismos son protistas unicelulares que pueden ser aerobios o anaerobios. Los protozoos se alimentan de bacterias y otros microorganismos, por lo tanto son muy importantes en el tratamiento biológico pues mejoran la calidad del efluente (Romero Rojas, 2002).

Dentro de este grupo los más importantes son:

Amebas

Su característica principal es su medio de locomoción, la cual lo hacen por pseudópodos. Crecen bien sobre materia orgánica particulada y toleran bajos niveles de oxígeno disuelto. Dentro de las amebas podemos distinguir las amebas desnudas que suelen estar relacionadas con cargas orgánicas altas, y las amebas testáceas que pueden aparecer en instalaciones con buena nitrificación y carga orgánica baja. Su tamaño y forma varía de 10 a 200 μm (Vilaseca, 2001).



Figura 2.5. Ameba desnuda (izquierda), Ameba testácea (derecha)

Fuente: (AYMA, 1999)

Flagelados.

Como su nombre lo dice, posee uno o más flagelos que se encargan del movimiento del organismo. Su presencia puede indicar niveles de DBO soluble altos. Los flagelados no son abundantes cuando el proceso de depuración funciona adecuadamente, además su presencia excesiva en un fango estable, indica una baja oxigenación del mismo o un exceso de carga orgánica (Vilaseca, 2001). En un estudio realizado en biodiscos se encontró *Peranema sp*, un flagelado heterótrofo (Martin-Cereceda et al, 2001). En otro estudio realizado con biodiscos se encontraron los siguientes flagelados: *Bodo caudatus*, *B. edax*, *B. saltans*, *Tetramitus pyriformis*, *Trepomonas agilis*, *T. rotans*, entre otras (Rivera et al, 1988).



Figura 2.6. Flagelado.

Fuente: (Adesahy 2010)

Ciliados.

Este grupo es llamado así porque utiliza cilios (pequeñas estructuras móviles de longitud regular) para la locomoción y para llevar partículas de alimento a la boca. En varios estudios se ha demostrado que este grupo es el más abundante en plantas de biodiscos (Rivera et al, 1983; Martin-Cereceda et al, 2001). Este grupo es dividido en tres subgrupos: Ciliados libres, reptantes y fijos o pedunculados (Bitton, 2005).

Los ciliados libres viven principalmente en el agua libre, desplazándose y alimentándose de las bacterias dispersas en el medio. Tienen formas ovales, redondeadas, alargadas y pueden variar en tamaño 20-400 μm . Ejemplo de ellos son *Chilodonella* sp, *Coleps hirtus*, *Holophrya* sp, *Litonotus fasciola*, *Paradileptus* sp, *Paramecium caudatum*, *Prorodon teres*, *Spirostomum* sp, *Tetrahymena* sp y *Trachellophyllum* sp.

Los ciliados reptantes se desplazan sobre las superficies y flóculos de lodos, alimentándose de las bacterias que encuentran a su paso. Presentan estructuras ciliares llamadas cirros (cilios que aparecen agrupados en tufo o mechones). También se desplazan libremente a través del agua libre. Los más importantes son *Aspidisca* sp, *Euplotes*, *Oxytricha* sp y *Parurosoma* sp.

Los ciliados fijos o pedunculados poseen células que se fijan a sustratos mediante un pedúnculo, aunque existen también especies móviles. Se desarrollan de forma solitaria o formando colonias. Los individuos de este grupo se alimentan de bacterias. Entre los Ciliados fijos encontrados en estudios de biodiscos se encuentran: *Carchesium* sp, *Epistylis*, *Opercularia* sp, *Vorticella* sp y *Zoothamnium* sp (Martin- Cereceda et al, 2001).



Figura 2.7. Ciliado libre (*Paramecium caudatum*) (izquierda), Ciliado reptante (*Euplotes* sp.) (centro), y ciliado fijo (*Epistylis plicatilis*) (derecha).

Fuente: (AYMA, 1999)

Metazoos

Son organismos pluricelulares. Su presencia en el tratamiento de agua residual es menor que la de los protozoos. Los dos grupos que se pueden encontrar son de los phylla Rotifera y Nematoda.

Rotíferos

Estos organismos presentan un órgano rotatorio, con cilios, de movimiento giratorio, creando fuertes corrientes de agua que le sirven para captar su alimento. Los rotíferos frecuentemente se encuentran aferrados a partículas de floc en la superficie. Tienen diferentes formas y tamaños que pueden variar de 50 a 500 μm . Cumplen dos funciones muy importantes:

Estos organismos ayudan a remover bacterias suspendidas (no floculadas) y otras partículas, favoreciendo a la clarificación del agua residual.

Los rotíferos contribuyen a la formación del floc mediante la secreción de gránulos fecales rodeados de mucosa.

La presencia de estos organismos indican un buen proceso de tratamiento, porque necesitan de buenos niveles de oxígeno disuelto (mayor a 1mg/L de OD), bajos niveles de toxicidad indican un bajo contenido de DBO en el agua (Bitton, 2005; Air Products, s.f). Ejemplos de rotíferos son: *Brachionus angularis*, *Cephalodella* sp, *Colurella* sp, *Filinia* sp, *Keratella cochlearis*, *Lecane* sp, *Polyarthra* sp, *Testudinella* sp y *Trichotria pocillum*.

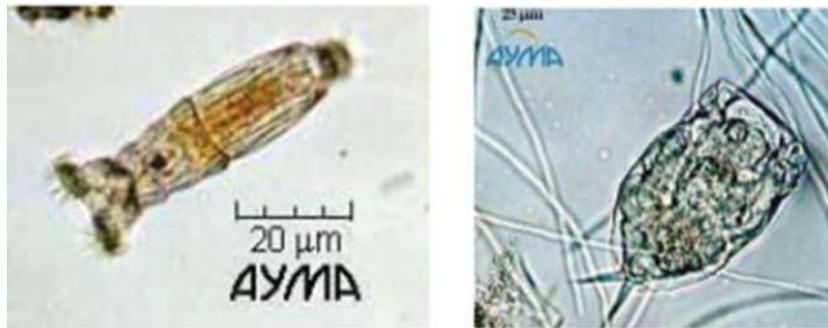


Figura 2.8. Rotíferos: *Philodina* sp. (izquierda) y *Lecane* sp. (derecha).

Fuente: (AYMA, 1999)

Nematodos.

Su tamaño oscila generalmente, entre 100 y 500 μm . Poseen un cuerpo no segmentado de forma cilíndrica y cubierto por una cutícula. La mayor parte de los que aparecen son predadores de bacterias dispersas y protozoos, pero también pueden aparecer formas saprozoicas capaces de alimentarse de la materia orgánica disuelta e incluso de la materia de bs floculas (Vilaseca, 2001)

Pueden vivir en cualquier ambiente y desarrollarse aún en condiciones anóxicas. La presencia de los nematodos es importante debido a que forma cavidades en la biopelícula cuando se mueven y de esta manera se mejora la difusión del oxígeno. También previene el crecimiento excesivo de la biopelícula y evita su obstrucción (Spellman, 2003; Salvado et al, 2004).



Figura 2.9. Nematodo.

Fuente: (Gómez-López, s/f)

Los grupos microbiológicos más característicos dentro de un sistema de biodiscos son los descritos anteriormente, sin embargo cabe destacar que dentro de la población microbiológica también pueden existir algas, crustáceos, hongos, y entre todos estos grupos componen la biopelícula que se genera en el material de soporte (discos).

2.7 Biopelícula.

De acuerdo a Donlan (2002), una biopelícula se define como una comunidad microbiana inmersa en un medio líquido, caracterizada por microorganismos que se hallan adheridos a un sustrato o superficie, que se encuentran embebidos en una matriz extracelular producida por ellos mismos. Otra definición de acuerdo con el concepto de diferentes autores citados por Welter et al (2004), como un asociación de microorganismos que está adosada a una superficie por medio de una matriz extracelular de polisacáridos fibrosos llamada Cápsula o Glicocálix. Las estructuras que forman estas microcolonias contienen canales por los que circulan los nutrientes. La distribución espacial de estos componentes principales dentro de la matriz de biofilm, así como sus propiedades (físicas, químicas y biológicas) influyen la actividad en el mismo y su relación con el ambiente acuoso inmediato. Además el biofilm es muy dinámico cambiando su composición y características en el tiempo, y constituye un modo de crecimiento protegido que permite la supervivencia de las bacterias en un medio hostil.

La biopelícula es el actor principal en el sistema de tratamiento, pues los microorganismos adheridos al soporte toman oxígeno de la atmósfera para la respiración y

luego se encargan de la estabilización de la materia orgánica cuando la biopelícula se sumerge.

2.7.1 Formación de la biopelícula

Existen diferentes teorías sobre la formación de la biopelícula. O'Toole et al. (2000), mencionan que la capacidad de formación de biopelículas no parece estar limitada a un grupo específico de microorganismos y bajo condiciones ambientales adecuadas todos los microorganismos son capaces de formar biopelículas. La formación de una biopelícula se realiza en cuatro etapas principales:

- i. Adhesión
- ii. Formación de microcolonias
- iii. Maduración
- iv. Liberación

La etapa inicial del proceso es el transporte o movimiento de los microorganismos hacia la superficie (sustrato) donde se adhieren. Esta adhesión ocurre más fácilmente en aquellos sustratos más ásperos e hidrofóbicos aunque algunos estudios han demostrado la formación de biopelículas en superficies no polares como teflón y otros plásticos (Bendinger et al, 1993; Fletcher et al, 1979; Pringle et al, 1983). En esta parte del proceso se ha demostrado que ciertas estructuras celulares como las fimbrias, flagelos y los pilis juegan un papel importante, ya que la motilidad proporcionada por estas ayuda a alcanzar la superficie (O'Toole et al, 2000; Donlan, 2002). En algunas bacterias Gram negativas (*Pseudomonas aeruginosa*; *Vibrio cholerae*, *Escherichia coli*, *Salmonella enterica*) se ha visto que los flagelos, las fimbrias de tipo I, IV y los curli son importantes para la etapa de adherencia inicial (O'Toole et al, 2000). Sin embargo, la motilidad no es un requisito indispensable para la formación de una biopelícula, ya que se ha demostrado que muchas bacterias Gram positivas inmóviles como los estafilococos, los estreptococos y las micobacterias son capaces de formar estas comunidades, en estos casos se ha encontrado la participación de proteínas de superficie (AtIE, Bap, Esp) (Cucarella et al, 2001; Toledo-Arana et al, 2001). En la etapa inicial

pueden también influir factores como variaciones en la velocidad de flujo, temperatura del agua, y concentración de nutrientes. Se ha encontrado que un incremento en la concentración de diversos cationes (sodio, calcio, hierro) afecta la adhesión de *Pseudomonas spp* a superficies de vidrio (Fletcher et al., 1988).

En la segunda etapa, comienza la formación de microcolonias, en esta fase una vez que se logra la adherencia el microorganismo empieza a dividirse y las células hijas se extienden alrededor de la superficie, este proceso es parecido al que se observa en la formación de colonias en medios de cultivo sólidos.

En la etapa siguiente de maduración a medida que los microorganismos se dividen y se propagan por la superficie, comienzan a elaborar un exopolisacárido que constituye la matriz estructural de la biopelícula y forma unas estructuras similares a setas entre las cuales se observa la presencia de canales. El exopolisacárido actúa como un sistema de intercambio de iones para atrapar y concentrar los nutrientes, cuando los nutrientes se van acumulando se favorece notablemente la reproducción de los microorganismos. El exopolisacárido que está atrapando nutrientes, también comienza a atrapar otros microorganismos por interacción electrostática y por una obstrucción física. La producción exopolisacáridos es influenciada por la calidad nutricional del ambiente. Se ha observado que el incremento en la concentración de nutrientes está correlacionado con un aumento en el número de células adheridas (Hall-Stoodley et al, 2004). En una biopelícula madura gran parte de su volumen (75% a 95%) está ocupado por la matriz de exopolisacáridos y agua. La composición del exopolisacárido es diferente en cada microorganismo y varía desde alginato en *P. aeruginosa*, celulosa en *Salmonella Typhimurium*, un exopolisacárido rico en glucosa y galactosa en *Vibrio cholerae* y poly-N-acetilglucosamina en *Staphylococcus aureus*. Además, que incluso una misma bacteria, dependiendo de las condiciones ambientales en las que se encuentre, puede producir distintos exopolisacáridos como componentes de la matriz de la biopelícula. Así, algunos aislamientos de *P. aeruginosa* son capaces de producir además de alginato un polisacárido rico en glucosa (Lasa et al., 2005).

En la etapa final algunos microorganismos se liberan de la biopelícula, ya sea en forma individual o en grupo, para poder colonizar nuevas superficies concluyendo así el proceso de

formación de una biopelícula. En esta etapa influyen algunos factores del ambiente externo, como son los cambios en el ambiente, disminución de la disponibilidad de nutrientes (Stoodley et al., 1999), propiedades electroquímicas dentro de la biopelícula (Characklis et al., 1990) y limitación del sustrato o bien es afectada por procesos internos como proteínas reguladoras (Jackson et al., 2002). Con la separación los microorganismos migrarán desde zonas densas a áreas que podrían favorecer su desarrollo, formándose así una nueva biopelícula en sitios distantes. La forma de separación afecta las características fenotípicas de los microorganismos y por lo tanto su capacidad para formar una nueva biopelícula. Los microorganismos desprendidos en grupo conservarán las características que le son proporcionadas al vivir en comunidad lo que representa ventajas para su sobrevivencia y la formación de una nueva biopelícula; por otro lado los microorganismos liberados individualmente presentarán ciertas desventajas al poder fácilmente regresar a su fenotipo planctónico volviéndose altamente susceptibles (Donlan et al., 2002).

Otra teoría planteada por Notermans, et al 1991, propone la formación de la biopelícula en tres etapas (figura 2.10):

- i. Fijación de la bacteria
- ii. Consolidación de la bacteria en la superficie. En esta etapa ocurre la producción de material extracelular (glicocálix) que facilita la fijación de los microorganismos y evita que sean removidas por el flujo de agua.
- iii. Colonización y crecimiento de la bacteria (Barros de Macedo, 2000).

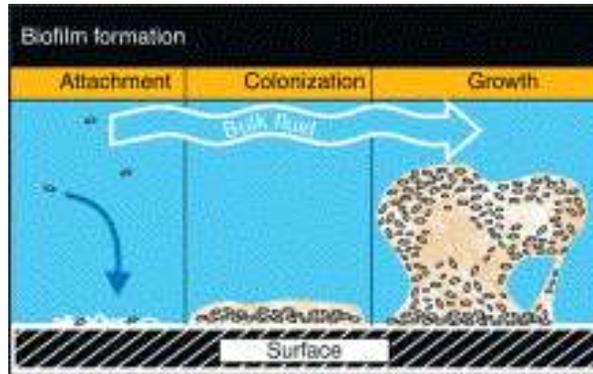


Figura 2.10. Etapas de formación de biopelícula.

Fuente: (Lewandowski-Boltz, 2011)

En la figura 2.11, se muestra que cuando se tiene desarrollada la biopelícula y su espesor se empieza a incrementar, el oxígeno disuelto no es capaz de llegar hasta el fondo y por lo tanto los microorganismos de la capa inferior podrán cambiar alternativamente adaptándose a las nuevas condiciones desarrolladas de anaerobiosis (Cortez et al, 2002). O crecimiento de la biopelícula continúa hasta que llega un momento en que no reciben más oxígeno las capas profundas entonces se produce el desprendimiento de la biomasa, influenciado por el giro del disco y el esfuerzo cortante del agua (Figura 2.11 derecha). Después de dicho acontecimiento comenzará la formación de una nueva, película y así indefinidamente (Welter et al, 2004).

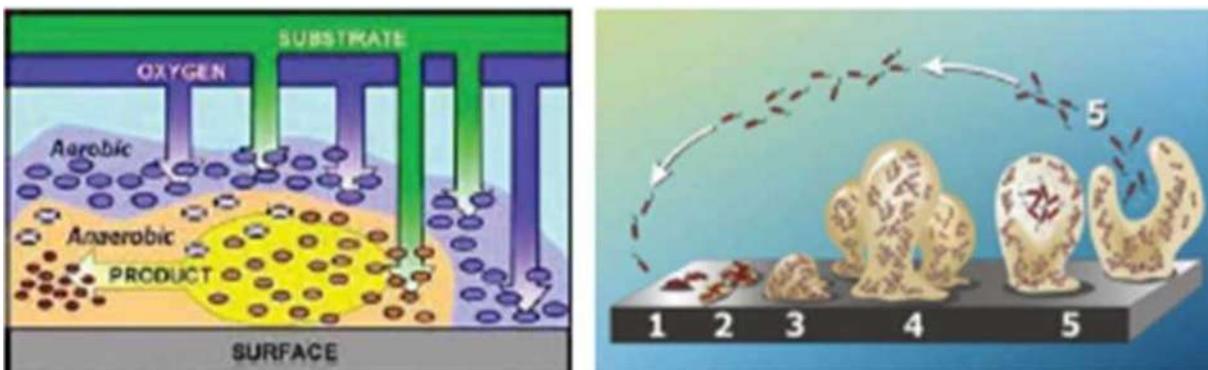


Figura 2.11. Difusión de sustrato – oxígeno (izquierda) y etapas de desarrollo de una biopelícula (derecha)
Fuente: (Biosurface Technologies Corp. 2004) Fuente: (Davies. s.f.)

La naturaleza del soporte es otro factor importante para la formación de la biopelícula, especialmente por el balance entre cargas eléctricas resultantes en la superficie y la rugosidad superficial, siendo la rugosidad un requisito para la elección del material del disco.

2.7.2 Composición Microbiológica de la biopelícula.

Las biopelículas se pueden formar en una amplia variedad de superficies que van desde superficies de plantas, suelo, edificios, monumentos, aparatos médicos, sistemas de tubería de agua potable, ambientes acuáticos, lechos de ríos y tejidos vivos, entre otros (Costerton et al., 1987). Entre las ventajas que presentan los microorganismos que forman parte de una biopelícula se encuentran: mayor cantidad de superficies para establecerse, aumento en la diversidad y eficiencia metabólica, mayor resistencia a estrés ambiental y a factores de defensa del organismo hospedero (Caldwell et al., 1997). En muchas formas una biopelícula representa una estrategia de supervivencia, puesto que proporciona una protección contra las defensas y mecanismos de erradicación microbiana (Betancourth et al., 2004).

Dentro de estos grupos de microorganismos existen una gran variedad de interacciones físicas y metabólicas necesarias para la adhesión, crecimiento y supervivencia, además de aumentar la resistencia de estos grupos a ambientes hostiles para su desarrollo. Las células que se encuentran en una biopelícula, muestran diferencias fisiológicas en

comparación con las células planctónicas (O'Toole et al., 1999; 2000) así como un patrón de expresión génica diferente, por ejemplo *P. aeruginosa* en estado biopelícula transcribe el gen *alg*, el cual es responsable de la producción de alginato, un exopolisacárido que consolida la estructura de la biopelícula y la síntesis del flagelo es reprimida debido a que su presencia podría desestabilizar dicha estructura (Davies et al., 1993). La expresión génica también depende de la superficie que el microorganismo ha escogido para establecerse, los genes se expresan diferente si la superficie es nutritiva o no (Pratt et al., 1998)

La composición de las diferentes biopelículas es variable en función de la superficie donde se encuentran, de forma general, en su interior puede llegar a contener cantidades considerables de agua, está rodeada por una matriz de exopolisacáridos, dentro de esta en menor cantidad se encuentran otras macromoléculas como proteínas, ácidos nucleicos y diversos productos procedentes de la lisis de los microorganismos presentes (Branda et al., 2005). Los exopolisacáridos, los ácidos nucleicos y proteínas forman lo que se conoce como sustancias poliméricas extracelulares.

La Biopelícula desarrollada en los biodiscos está compuesta por una compleja y diversa comunidad que incluye bacterias procariotas, bacterias filamentosas protozoos y metazoos. Su composición está profundamente ligada a las condiciones ambientales que presenta la biopelícula. Factores como pH, temperatura, Oxígeno Disuelto, carga orgánica son determinantes para el desarrollo de algunas especies microbiológicas y la inhibición de otras. Es por este motivo que el reactor de biodiscos es dividido en etapas para favorecer el crecimiento de diferentes especies dependiendo de las condiciones ambientales que se presentan en cada una de ellas.

Kinner y Curds (1989), establecen que la sucesión de microorganismos en las etapas de un biodiscos es similar a lo observado en un proceso de lodos activados. Primero inicia la colonización bacteriana, seguido por protozoos flagelados y pequeñas amebas, posteriormente ciliados libres bacteriívoros, luego nematodos, ciliados fijos y termina en los rotíferos (Bitton, 2005). Al igual como en cualquier ecosistema se presenta interacciones entre la comunidad biológica (en este caso entre los microorganismos) tales como competición,

predación, parasitismo, comensalismo y mutualismo, los cuales definen la diversidad y dominancia de las especies (Welter et al, 2004).

En las primeras etapas de un biodiscos se remueve principalmente los compuestos orgánicos (remoción de DBO) mientras que las etapas donde ya se ha reducido significativamente la DBO, se empieza a remover NH, por procesos de nitrificación. El desempeño de los biodiscos en la remoción de estos compuestos es afectado negativamente por niveles bajos de oxígeno disuelto y de pH (Bitton, 2005).

2.8 Materia orgánica carbonosa

Generalmente, el principal objetivo de los tratamientos biológicos es la remoción de compuestos orgánicos que se lleva a cabo mediante microorganismos quimioheterótrofos. El impacto ambiental a controlar con la remoción de estos componentes es evitar la disminución de la niveles de oxígeno disuelto causado por la descomposición de la materia orgánica en las fuentes hídricas, lo cual a su vez deteriora la flora y fauna acuática.

2.8.1 Medición de la Materia Orgánica

La materia orgánica carbonosa del agua es medida como Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Carbono Orgánico Total (COT), siendo los dos primeros los más utilizados.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La DBO es la cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para oxidar la materia orgánica biodegradable en condiciones aerobias. La DBO es el parámetro más usado para medir la calidad de aguas residuales y superficiales, para diseñar unidades de tratamiento biológico y evaluar sus eficiencias y fijar cargas permisibles en fuentes receptoras (Romero Rojas, 2008).

Usualmente se mide la DBO a los 5 días (DBO₅), la cual representa gran parte del contenido de la materia orgánica carbonosa, sin embargo suele medirse también la DBO a los

20 días (DBO₂₀) la cual representa también el contenido de material orgánico Nitrogenado (DBO nitrogenácea). Matemáticamente, la DBO carbonosa en cualquier tiempo “ t ” es:

$$y = L(1 - e^{-Kt})$$

Donde

y = La DBO ejercida por el agua después de un tiempo t (mg/L)

L = DBO última (se refiere a todo el material orgánico biodegradable contenido en el agua) (mg/L)

K = Constante de velocidad de reacción de la DBO (d⁻¹)

t = Tiempo de reacción (d)

La medición de la DBO se calcula mediante la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el final (APHA et al, 1998).

Aunque es ampliamente utilizada esta prueba, hay que tener en cuenta que existen una serie de limitaciones que pueden hacer variar los resultados de la DBO como:

Concentración de microorganismos en el inóculo: En general el inóculo puede oxidar la materia orgánica siguiendo varios patrones que responden a la concentración de microorganismos, la adaptación a oxidar los compuestos orgánicos del agua residual y adaptación a la temperatura de incubación.

Compuestos tóxicos en el agua: Iones de Cu, Cr, Pb, Ni, Zn, As, CN, Hg y cloraminas inhiben o retardan la acción microbial, por lo tanto dichos componentes alteran los resultados de la DBO. La falta de microorganismos suficientes y la presencia de sustancias tóxicas resulta una curva de DBO con un periodo de detención.

La Nitrificación de compuestos nitrificables: Para su control debe agregarse 2-cloro-6 (triclorometil) piridina como agente inhibidor para la nitrificación (APHA et al, 1998).

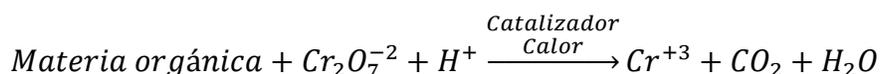
Presencia de algas en las botellas de DBO: Las algas sintetizan oxígeno en la luz y consumen oxígeno en la oscuridad para respiración y no consumen materia orgánica, por lo tanto su presencia altera los resultados en la DBO.

La temperatura de incubación: El cambio de temperatura pueden causar variaciones en la velocidad con que se oxida la materia orgánica, por ellos las demandas serán más altas a temperaturas mayores. Por ello, la incubación debe llevarse a cabo a 20°C para evitar que haya variaciones de los resultados por esta variable (Cubillos, 1981).

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Se usa para medir el oxígeno equivalente a la materia orgánica oxidable químicamente mediante un agente químico oxidante fuerte, por lo general Dicromato de Potasio ($K_2Cr_2O_7$), en un medio ácido y a alta temperatura. Para la oxidación de ciertos compuestos orgánicos resistentes se requiere la ayuda de un catalizador como el sulfato de plata.

La reacción puede representarse de la siguiente manera:



Es una prueba muy utilizada puesto que se pueden obtener resultados en sólo unas tres horas. En general se espera que la DQO sea aproximadamente a la DBO última, pero existen varios factores que hacen que dicha afirmación no se cumpla. Dichos factores son:

Algunos compuestos orgánicos por dicromato no son oxidables biológicamente.

Ciertos compuestos inorgánicos como los sulfuros, sulfitos, tiosulfatos, nitritos y hierro ferroso son oxidados por dicromato e introducen una DQO inorgánica en el resultado del ensayo.

Ciertos compuestos orgánicos como los hidrocarburos aromáticos y la piridina no son oxidados por el dicromato.

La interferencia más importante es el contenido de cloruros en el agua, puesto que también reacciona con el dicromato. Para controlar esta interferencia, debe adicionarse sulfato de mercurio (HgSO_4), para que forme un complejo poco reactivo con los cloruros.

El tiempo del reflujo debe ser siempre de dos horas, puesto que el resultado de la DQO está en función del tiempo de digestión (Romero Rojas, 2008).

Existen tres métodos para la determinación de la DQO: Método de reflujo abierto, método de reflujo cerrado titulométrico y método de reflujo cerrado colorimétrico. Los métodos de reflujo cerrado son más económicos por usar menos cantidades de reactivos y por ende genera menos cantidades de residuos peligrosos. Para determinar contenidos de DQO por encima de 50 mg/L puede usarse cualquiera de los métodos enunciados. Para el caso de valores de DQO 5 a 50 mg/L se puede usar un procedimiento alternativo del método de reflujo cerrado titulométrico. Todos estos métodos avalados por el Standard Methods (APHA et al, 1998).

Carbono Orgánico Total (COT)

El COT es otra manera de medir la contaminación por materia orgánica, especialmente indicado para pequeñas concentraciones. El ensayo se lleva a cabo inyectando una cantidad conocida de la muestra en un horno a alta temperatura o en un medio químicamente oxidante. En presencia de un catalizador, el carbono orgánico se oxida a dióxido de carbono, y la producción del gas se mide cuantitativamente (Metcalf y Eddy, 1996).

El COT puede medirse por 3 métodos: Método combustión - infrarrojo, Método oxidación persulfato - ultravioleta y Método de oxidación húmeda. El método de combustión – infrarrojo este método sirve para determinar COT de compuestos que son químicamente refractarios y que no pueden ser determinados por los otros dos métodos.

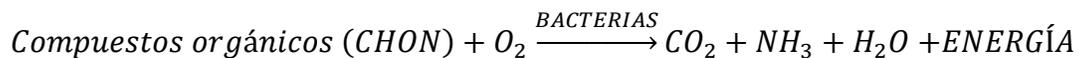
Remoción Biológica de Materia Orgánica Carbonosa.

De acuerdo a Romero Rojas (2008), la remoción de la materia orgánica carbonosa por vía aerobia se explica por dos procesos: la oxidación y la síntesis de los compuestos orgánicos. La oxidación es un proceso exotérmico mediante el cual los organismos producen

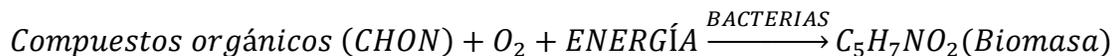
energía necesaria para el crecimiento, degradando el sustrato. En la oxidación biológica aerobia, el oxígeno libre es esencial para los organismos aerobios como agente para la oxidación de compuestos orgánicos en CO_2 . La síntesis es el proceso endotérmico donde se asimila la materia orgánica para la obtención de nuevas células bacterianas (biomasa) mediante el consumo de energía generada en la oxidación. Adicionalmente ocurre otra reacción en ausencia de materia orgánica que se denomina Respiración Endógena, en el cual el tejido celular se convierte en productos gaseosos y en energía para mantenimiento.

Estas tres reacciones ocurren simultáneamente con el objetivo de garantizar la vida de las bacterias o el sostenimiento de la misma y se representan de la siguiente manera:

Oxidación.



Síntesis.



Respiración Endógena.



Aproximadamente 1/3 de la DBO se usa para reacciones catabólicas (oxidación), mientras que 2/3 de ella se utiliza para las reacciones anabólicas (síntesis) (Romero Rojas, 2008). La fórmula $C_5H_7NO_2$ mostrada en el proceso de síntesis es una forma ampliamente usada para representar la composición celular (biomasa).

La Respiración Endógena para autooxidar 113 g de biomasa se requiere consumir 160 gramos de oxígeno, es decir, que para oxidar un gramo de biomasa se consume 1.42 gramos de oxígeno. Cuando se quiere representar también la presencia de fósforo en el material celular se emplea la fórmula $C_{60}H_{87}N_{12}O_{23}P$ (Metcalf y Eddy, 1996).

2.8.2 Medición de los Nutrientes

Nitrógeno

El Nitrógeno puede estar en diferentes formas. Por orden creciente de su estado de oxidación se tiene: Nitrógeno Orgánico (N-org), Amoniacal (N—NH_3), Nitrito (NO_2) y Nitrato (NO_3).

El N-org incluye proteínas, péptidos, ácidos nucleicos, úrea y numerosos materiales orgánicos sintéticos y su fuente está asociada a aguas residuales de tipo orgánico. El N—NH_3 se produce por desaminación de compuestos orgánicos nitrogenados y por hidrólisis de la úrea (APHA y AWWA, 1992). Ambos pueden determinarse conjuntamente con el método de Kjeldahl, el cual consiste pasar la muestra por un proceso de digestión en el que el nitrógeno orgánico se convierte en amoníaco para ser cuantificado posteriormente. Por lo tanto el análisis del Nitrógeno Total Kjeldahl incluye el contenido de N-org y N—NH_3 (Metcalf y Eddy, 1996).

El nitrito (NO_2) es una forma intermedia de oxidación, que puede producirse tanto en la oxidación del amoníaco como en la reducción del nitrato. Esta situación hace que el nitrito sea relativamente inestable y fácilmente oxidable a nitrato, por tal motivo es raro encontrar cantidades mayores a 1 mg/L en el agua residual y 0.1 mg/L en el caso de aguas subterráneas y superficiales (Metcalf y Eddy, 1996)

El nitrato (NO_3) es la forma más oxidada del nitrógeno que se puede encontrar en el agua. En medio aerobio, la acción de las bacterias puede oxidar el nitrógeno amoniacal a nitritos y luego a nitratos. La preponderancia de nitrógeno en forma de nitratos es un indicador que el nitrógeno ha sido estabilizado con respecto a la demanda de oxígeno (Metcalf y Eddy, 1996).

2.8.3 Remoción Biológica de Nitrógeno

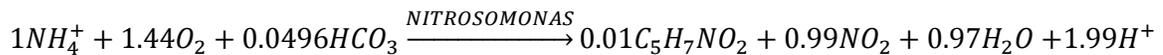
Normalmente en un proceso aerobio, 20% del Nitrógeno que entra en el agua residual es retenido en la sedimentación primaria. Posteriormente en el tratamiento secundario otro 20% se incorpora en las células para la asimilación (síntesis), la cual consiste en la

incorporación del nitrógeno amoniacal dentro de la masa celular. Como se explicó anteriormente, para la síntesis de nuevas células se necesita nitrógeno pues hace parte del componente celular ($C_5H_7NO_2$) lo cual significa un porcentaje cercano al 14% de masa (Metcalf y Eddy, 1996). La remoción por asimilación se hace luego que la biomasa se retira del sistema de tratamiento de agua mediante la purga de lodos, no obstante la mayoría de aguas residuales tienen mayores contenidos de nitrógeno de lo que puede ser asimilado (Crites y Tchobanoglous, 2000). Es por esta razón que debe emplearse otros mecanismos para obtenerse mayores remociones como la Nitrificación y Desnitrificación.

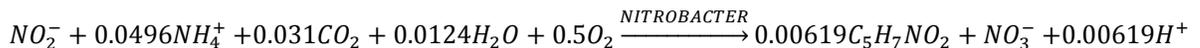
Nitrificación

La nitrificación es un proceso mediante el cual el nitrógeno amoniacal no asimilado es oxidado biológicamente por bacterias nitrificantes mediante dos conversiones, primero a nitritos y luego a nitratos:

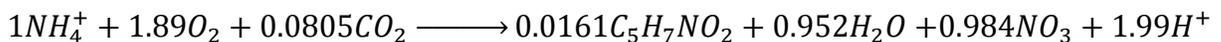
- Conversión de amonio a nitrito.



- Conversión de nitrito a nitrato



- Conversión de amonio a nitrato



A partir de estas reacciones se obtiene que para oxidar 1 mg de nitrógeno amoniacal y convertirlo a nitrato se necesitan 4.6 mg de O_2 y 7.1 mg de alcalinidad, lo que evidencia la necesidad de tener buen nivel de oxígeno disuelto y buena alcalinidad en el agua para que no se ralentice el proceso (Kapoor et al, 2003). Adicionalmente, para favorecer estas transformaciones es necesario que el pH se sitúe entre 7.2 y 9, concentraciones de OD por encima de 1 mg/L y las temperaturas no debe ser tan bajas para que no se inhiba la tasa de nitrificación (Metcalf y Eddy, 1996; Crites y Tchobanoglous, 2000).

Es necesario tener presente que la transformación del nitrógeno amoniacal en nitrato no supone la eliminación del nitrógeno, aunque si permite eliminar su demanda de oxígeno.

Desnitrificación.

La desnitrificación es un proceso mediante el cual los nitritos y nitratos generados en la nitrificación se convierten en nitrógeno gas y óxidos de nitrógeno mediante una variedad de organismos facultativos en condiciones anóxicas (en ausencia de oxígeno) que pueden utilizar nitrato en lugar de oxígeno como aceptor final de electrones. En la desnitrificación, la reducción de nitrato a nitrito a óxido nítrico a óxido nitroso y finalmente a nitrógeno gaseoso puede ser descrita como: $\text{NO}_3 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ (Ramalho, 1993; Diaz, 2003).

Las bacterias desnitrificantes obtienen energía para su crecimiento de la conversión de nitratos en nitrógeno gaseoso, pero requieren una fuente de carbono para la síntesis celular. En las ocasiones que se tiene un agua con poco contenido de materia orgánica se debe recurrir a una fuente externa de carbono como la adición de Metanol, pero en la mayoría de los sistemas biológicos de desnitrificación se utilizan las mismas aguas residuales o el tejido celular como fuentes de carbono necesario (Crites y Tchobanoglous, 2000).

El parámetro crítico para la desnitrificación es la concentración de oxígeno disuelto. La presencia de OD suprime el sistema enzimático necesario para el desarrollo del proceso de desnitrificación. La alcalinidad se produce durante este proceso, lo cual provoca aumento del pH y se recupera parte de la alcalinidad consumida en el proceso de la nitrificación (Metcalf y Eddy, 1996).

Con este proceso se hace remoción del nitrógeno del agua ya que el contenido de nitrato es convertido a nitrógeno gaseoso, y por ende este es liberado a la atmósfera.

2.8.4 Remoción Biológica de Fósforo

Para el caso del fósforo, su única vía de remoción es la asimilación (incorporación en las células bacterianas) y posteriormente extracción mediante la purga de lodos. Sin embargo, el fósforo sólo hace parte del componente celular en promedio en un 3% y por lo tanto es poco lo que incorporan dentro de su estructura, siendo relativamente baja las eficiencias en un tratamiento biológico convencional alcanzando sólo de 10 a 30% de remoción (Ramalho, 1993; Metcalf y Eddy, 1996; Crites y Tchobanoglous, 2005).

Bajo ciertas condiciones de operación, los microorganismos toman fósforo en exceso, realizándose la remoción del mismo al retirar las células que lo contienen en exceso. A este efecto de tomar fósforo en exceso es llamado "Luxury uptake". De acuerdo con Sedlak (1991), establece que el fundamento de este proceso se basa en las siguientes observaciones:

- Un número de bacterias son capaces de almacenar en sus células cantidades de fósforo en exceso en forma de polifosfatos.
- En presencia de productos de fermentación simple producidos bajo condiciones anaerobias (ácidos grasos volátiles -AGV), estas bacterias los asimilarán en forma de poli-b-hidroxibutirato (PHB).
- Bajo condiciones aerobias, la energía producida dentro de las células se incrementan debido a la oxidación de los productos de almacenamiento y los polifosfatos (Crites y Tchobanoglous, 2000; Diaz, 2003).

Cuando una zona es anaerobia es seguida de una zona aerobia, los microorganismos toman fósforo por encima de los niveles normales, el cual no sólo utilizan para el mantenimiento de la célula, la síntesis y el transporte de energía, sino que es almacenado para su uso posterior. El lodo que contiene el exceso de fósforo es purgado y de esta manera se retira del agua residual (Crites y Tchobanoglous, 2000).

3 ANTECEDENTES.

El tratamiento de las aguas residuales es relativamente reciente. Su inicio data de fines del S. XIX y principios del XX y coincide con la época de la higiene. Esto se desarrolló como consecuencia de la relación entre contaminación de los cursos y cuerpos de agua y las enfermedades de origen hídrico (Rojas, 2012).

En un principio, el tratamiento se hacía mediante el vertido de las aguas residuales al suelo, pero prontamente la superficie de los terrenos no fue suficiente para absorber el cada vez mayor volumen de aguas residuales. En Inglaterra, después de la epidemia del cólera de mitad del S. XIX, se inició la construcción de los sistemas de alcantarillado, pero el tratamiento de aguas residuales recibió poca atención. Debido a lo pequeño de sus ríos en longitud y caudal, la contaminación del agua, pronto se convirtió en un problema. Al principio, el tratamiento estuvo dirigido a evitar problemas con la industria y agricultura más que a los problemas de salud (Campos, 2010).

A fin de evitar estos problemas se idearon y llevaron a la práctica nuevos métodos de tratamiento intensivo. De este modo, se estudió la precipitación química, digestión de fangos, filtración intermitente en arena, filtración en lechos de contacto, aeración de aguas residuales y finalmente en 1912 se desarrolló del proceso de lodos activados (Rojas, 2012).

Las actividades domésticas, industriales y agrícolas, encaminadas a satisfacer las necesidades de la sociedad al generar desechos diversos, son las fuentes de contaminación de ríos, canales y lagos, traduciéndose en la desaparición de la vegetación natural, así como en la muerte de peces y demás animales acuáticos. Ante esta problemática, cada vez mayor, el saneamiento de las aguas residuales adquiere más importancia para asegurar su recolección, transporte, tratamiento y adecuada disposición en los cuerpos receptores, en condiciones que no perjudiquen al medio ambiente y la salud de la población (CONAGUA, 2011b).

No obstante que esta problemática se agudiza en los grandes conglomerados humanos, también en las pequeñas poblaciones esta situación ha alcanzado actualmente condiciones críticas, ya que debido al inadecuado manejo de las aguas residuales se está poniendo en riesgo, en muchos casos la disponibilidad de los recursos existentes para abastecer a la población de agua potable (Cajigas, 1999)

Dada la urgencia de frenar este creciente deterioro, es necesaria la implantación de sistemas que permitan tratar adecuadamente las aguas residuales antes de que sean descargadas a un cuerpo receptor o utilizarlas para riego agrícola, sin embargo, es un hecho que la mayoría de los municipios del país carecen de recursos económicos para realizar los proyectos que demandan la construcción de estos sistemas, así como de una base técnica suficiente para desarrollarla por sí mismos.

De acuerdo a CONAGUA (2011b), se tiene reportado que en el 2009 las descargas de aguas residuales municipales comprenden $7.49 \text{ km}^3/\text{año}$ ($237.5 \text{ m}^3/\text{s}$) de los cuales sólo son recolectadas en alcantarillado $6.59 \text{ km}^3/\text{año}$ ($209.1 \text{ m}^3/\text{s}$) y se tratan $2.78 \text{ km}^3/\text{año}$ ($88.1 \text{ m}^3/\text{s}$), para usos no municipales incluyendo la industria se tiene registrado que contienen $6.01 \text{ km}^3/\text{año}$ ($190.4 \text{ m}^3/\text{s}$) y se tratan $1.16 \text{ km}^3/\text{año}$ ($36.7 \text{ m}^3/\text{s}$). En la figura 3.1 se muestra la distribución de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

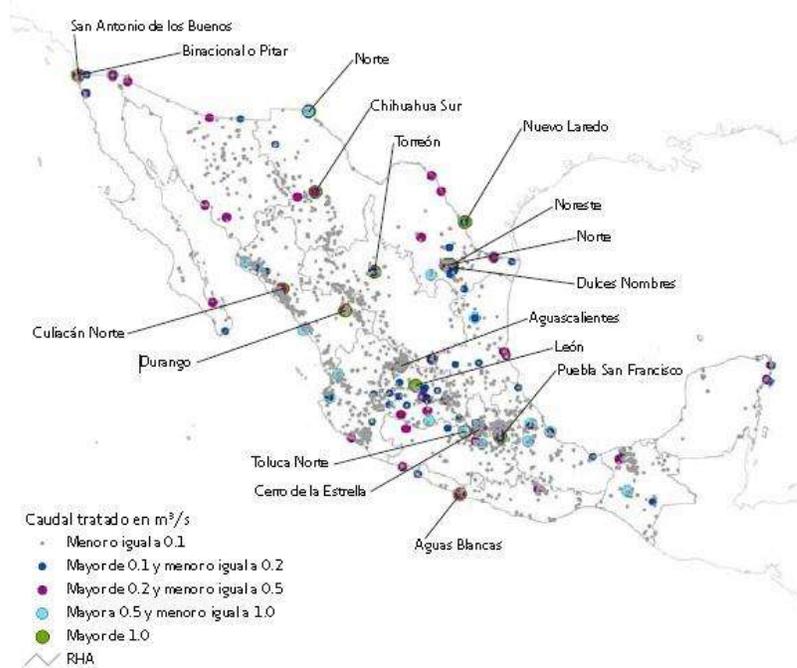


Figura 3.1 Distribución de plantas de tratamiento en México.

Fuente: CONAGUA. Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento, 2010.

Al concluir el año 2010 existían registradas en el país, 2,186 plantas municipales de tratamiento en operación, con una capacidad total instalada de 126,847.49 l/s, las que daban tratamiento a 93,600.18 l/s, equivalentes al 44.8% del agua residual generada y colectada en los sistemas municipales de alcantarillado del país. Al cierre de 2011 el registro de plantas en operación aumentó a 2,289 instalaciones, con una capacidad instalada de 137,082.13 l/s y caudal tratado de 97,640.22 l/s, que significa incrementos en el ejercicio del 7.47% en cuanto a capacidad instalada y de 4.14% en caudal tratado, que permitieron alcanzar una cobertura de tratamiento de aguas residuales municipales del 46.5% en el ejercicio. (CONAGUA, 2011a).

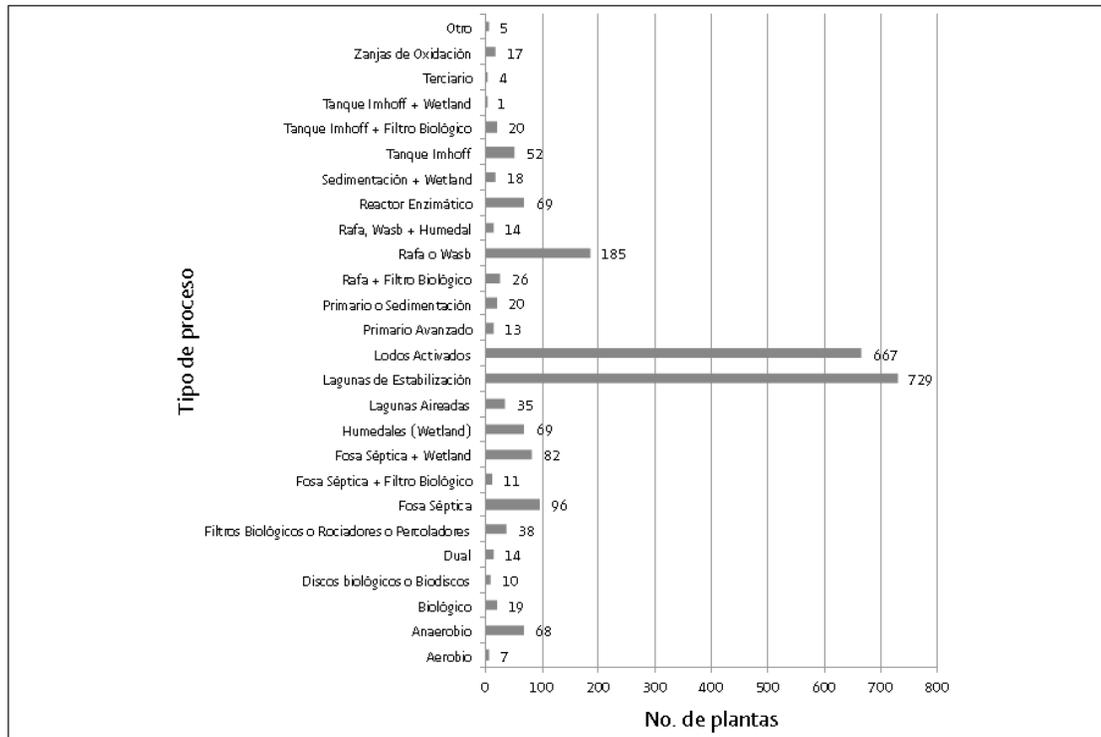


Figura 3.2 Tipos de procesos existentes en México.

Fuente: Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación, Diciembre 2011.

En la figura 3.2 se muestra los tipos de procesos de plantas de tratamiento en México. En el cuadro 5 se observa la distribución de las plantas de tratamiento en operación por entidad federativa. Cabe aclarar que en la información anterior sólo se reporta la infraestructura en operación porque es la que incide, a través del caudal tratado, en los indicadores de cumplimiento y el avance de metas (CONAGUA, 2011a).

CAPÍTULO 3. ANTECEDENTES

Cuadro 3.1 . Caudal de aguas residuales municipales tratadas, en plantas de tratamiento por entidad federativa, 2011. Parte A.

Entidad federativa	En operación			
	N° de plantas	Capacidad instalada (l/s)	Caudal tratado (l/s)	Cobertura de tratamiento % (l/s)
Aguascalientes	132	4783.5	3351.7	100
Baja California	36	7568.6	5732.9	99.7
Baja California Sur	23	1447.5	1062.8	60.9
Campeche	26	174.5	147.3	7.8
Chiapas	31	1543.5	856	21.5
Chihuahua	156	9207.3	6459.2	74.2
Coahuila de Zaragoza	20	4956.5	3858	47.4
Colima	59	1773.5	1349.1	52.5
Distrito Federal	28	6770.5	3329.8	15.1
Durango	173	4351.9	3345.7	71.2
Guanajuato	62	5990.4	4443.6	53.2
Guerrero	58	3890.8	3147	82.4
Hidalgo	17	377.5	367.2	14.5
Jalisco	151	7016.3	5256.3	36.8
México	139	8743	6493.9	27.4
Michoacán de Ocampo	32	3654.5	2845.6	31
Morelos	50	2777.7	1810.6	27.7
Nayarit	64	2393.6	1628.4	79.1
Nuevo León	60	17494	10250.1	100

Cuadro 3.2 . Caudal de aguas residuales municipales tratadas, en plantas de tratamiento por entidad federativa, 2011. Parte B.

CAPÍTULO 3. ANTECEDENTES

Entidad federativa	En operación			
	Nº de plantas	Capacidad instalada (l/s)	Caudal tratado (l/s)	Cobertura de tratamiento % (l/s)
Oaxaca	69	1520.5	995.1	41
Puebla	70	3213.9	2767.8	55.2
Querétaro de Arteaga	84	2293.4	1500.3	46
Quintana Roo	34	2350.5	1724.2	67.1
San Luis Potosí	38	2509.9	2115.2	60.5
Sinaloa	210	5794.6	5004.1	76.6
Sonora	81	4932.5	3027.2	35.9
Tabasco	77	2077.9	1613.9	21.8
Tamaulipas	45	7782.8	5876.1	84.6
Tlaxcala	63	1117.2	818.3	53
Veracruz de San Ignacio de la Llave	105	6911.9	5359.4	41.7
Yucatán	28	491.4	99.1	2.7
Zacatecas	68	1170.8	1004.3	24.3
Total Nacional	2289	137082.4	97640.2	46.5

Fuente: CONAGUA, 2010c.

El cuadro 3.3 y 3.4 se presentan las plantas de tratamiento por tipo de proceso y por estado. Se observa que el método más utilizado en el país es el de lagunas de estabilización, aplicado en 729 plantas, equivalentes al 31.8% del total de las mismas. Le sigue el de lodos activados que se aplica en 667 plantas, 29.1% del total. En tercer lugar figura el proceso de RAFA (Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente), que se utiliza en 185 plantas, que equivalen al 8.1% (CONAGUA, 2011a).

Cuadro 3.3. Caudal en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, por entidad federativa según proceso de tratamiento, 2011.

Parte 1

Entidad federativa	Discos biológicos		Dual		Filtros biológicos		Lagunas de estabilización		Lagunas aireadas		Lodos activados		Primario		Primario Avanzado	
	N	Q (l/s)	N°	Q (l/s)	N	Q (l/s)	N°	Q (l/s)	N°	Q (l/s)	N°	Q (l/s)	N°	Q (l/s)	N°	Q (l/s)
Aguascalientes	0	0	1	1900	0		66	150	0		43	1274	0		0	0
Baja California	0	0	0	0	2	165	0		9	2990	18	1945	0			
Baja California Sur	0	0	0	0	0		11	258	0		10	798	0		0	
Campeche	0	0	0	0	0		0		0		22	121	0		1	10
Chiapas	0	0	1	100	3	493	10	192	0		0		0		0	
Chihuahua	0	0	0	0	0		122	1014	0		10	5408	5	8		
Coahuila de Zaragoza	0	0	0	0	0		6	1460	0		11	1967	0		0	
Colima	0	0	0	0	0		11	73	0		8	1182	0		0	
Distrito Federal	0	0	0	0	0		0		0		26	3284	0		1	30
Durango	0	0	0	0	0		162	902	1	1680	9	584	0		0	
Guanajuato	0	0	0	0	2	314	5	737	1	5	24	1441	9	1538	2	165
Guerrero	0	0	0	0	2	94	9	70	1	6	43	2945				
Hidalgo	0	0	0	0	0		3	42	0		4	275	0		0	
Jalisco	1	10	1	50	5	443	12	134	1	20	79	4344	0			
México	1	10	2	1201	2	6	17	557	0		78	4379	0		1	20
Michoacán de Ocampo	1	6	0	0	1	5	8	536	1	190	10	2013	0		0	
Morelos	3	24	0	0	5	690			0		34	985			0	

CAPÍTULO 3. ANTECEDENTES

Nayarit	1	100	0	0	1	800	41	373	2	90	10	208	0		0	
Nuevo León	0	0	0	0	0		20	169	1	10	37	10046	0		0	
Oaxaca	0	0	0	0	1	75	6	39	0		13	697	0		0	
Puebla	1	86	0	0	3	135	16	111	0		6	139	1	6	4	2217
Querétaro de Arteaga	0	0	1	400	4	359	1	1	0		33	628	0		0	
Quintana Roo	0	0	7	392	1	136	1	3	0		23	1189	0		0	
San Luis Potosí	0	0	1	1000	0		8	317	2	295	13	458	0		0	
Sinaloa	0	0	0	0	0		36	1760	3	21	14	529	0		2	2453
Sonora	0	0	0	0	0		69	1511	3	1464	5	246	0		0	
Tabasco	0	0	0	0	1	70	12	680	2	216	3	85	0		2	20
Tamaulipas	0	0	0	0	0		24	2114	0		15	3689	2	32	0	
Tlaxcala	0	0	0	0	1	120	19	169	4	419	3	27	0		0	
Veracruz de San Ignacio de la Llave	0	0	0	0	3	1621	16	477	1	120	38	2074	3	14	0	
Yucatán	0	0	0	0	0				0		18	71	0		0	
Zacatecas	2	122	0	0	1	49	18	275	3	48	7	416	0		0	
Total Nacional	10	358	14	5043	38	5575	729	14124	35	7574	667	53447	20	1598	13	4915

Fuente: CONAGUA, 2010c

CAPÍTULO 3. ANTECEDENTES

Cuadro 3.4. Caudal en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, por entidad federativa según proceso de tratamiento, 2011.

Parte 2

Entidad federativa	R.A.F.A		Reactor enzimático		Tanque IMHOFF		Tanque Séptico		Wetland		Zanjas de oxidación		Otros		Total	
	N°	Q(l/s)	N°	Q(l/s)	N°	Q(l/s)	N°	Q(l/s)	N°	Q(l/s)	N°	Q(l/s)	N°	Q(l/s)	N°	Q(l/s)
Aguascalientes	0		0		0		13	11	3	3	0	0	6	13	132	3352
Baja California	0		0		0		0		0		5	610	2	23	36	5733
Baja California Sur	0		0		0		0		0		0	0	2	7	23	1063
Campeche	0		2	8	0				0		0	0	1	8	26	147
Chiapas	5	23	0		3	4	2	1	1	27	0	0	6	14	31	856
Chihuahua	0		0		0				1	1	0	0	18	28	156	6459
Coahuila de Zragoza	0		0		0		1	1	0		2	430	0	0	20	3858
Colima	0		0		1	4	2	2	0		0	0	37	87	99	1349
Distrito Federal	0		0		0		0		0		0	0	1	16	28	3330
Durango	0		0		0		0		0		0	0	1	180	173	3346

CAPÍTULO 3. ANTECEDENTES

Guanajuato	17	91	0		0		0		0		1	140	1	13	62	4444
Guerrero	0		0		1	6	0		1	16			1	10	58	3147
Hidalgo	1	4	0		1	4	1	3	0		0	0	7	40	17	367
Jalisco	36	104	0		0		10	14	3	8	1	18	2	12	151	5256
México	6	16	2	4	1	12	3	5	1	5	2	177	23	103	139	6494
Michoacán de Ocampo	5	60	0		0		0		4	15	1	15	1	4	32	2046
Morelos			0		1	8	1	4	1	1	0		5	95	50	1811
Nayarit	4	7	0		0		1	1	3	5	0		1	45	64	1628
Nuevo León			0								2	25	0	0	60	10250
Oaxaca	0		1	3	1	15	0		39	145	0		8	21	69	995
Puebla	27	55	0		0		7	12	0		1	4	4	9	70	2768
Querétaro de Arteaga	37	60	3	4	0		0		1	1	1	26	3	21	84	1500
Quintana Roo	0		0		0		0		0		0		2	4	34	1724
San Luis Potosí	1	13	0		0		4	9	2	11	0		7	33	38	2115
Sinaloa	0		33	68	0		40	42	1	7	0		81	125	210	5004

CAPÍTULO 3. ANTECEDENTES

Sonora	0		0		0		3	2	1	4	0		0	0	81	3027
Tabasco	4	8	4	11	34	235	0		4	237			11	52	77	1614
Tamaulipas	0		0		1	15	0		1	5	0		2	22	45	5876
Tlaxcala	32	59	0				0		2	22	0		2	2	63	818
Veracruz de San Ignacio de la Llave	4	759	4	1	7	39	8	11	0	0	1	1	20	244	105	5359
Yucatán	0		0		0				0	0	0		10	28	28	99
Zacatecas	6	24	20	32	1	9	0		0	0	0		10	9	68	1004
Total Nacional	185	1283	69	131	52	351	96	118	69	513	17	1446	275	1268	2329	96839

Como se aprecia, únicamente el 0.41% de la PTAR del país son de biodiscos. El concepto y principio de funcionamiento de este tipo surgió desde principios del S. XX, originalmente fue concebido en Alemania en 1900, el cual se describe como un cilindro constituido por tablas de madera y posteriormente en 1930 se construyeron unidades industriales (Castillo y Vivas, 1996).

En Estados Unidos en el año de 1929, se iniciaron investigaciones de este reactor pero con discos metálicos como medio de soporte, sus resultados no fueron satisfactorios. En la década de los 50 se empieza a trabajar con discos de poliestireno y se inicia su comercialización (Castillo et al, 2007).

En Suiza, este tipo de sistemas es habitual para el tratamiento de las aguas para poblaciones pequeñas. Así, por ejemplo, hasta 1990 de las 1000 plantas de tratamiento de ese país el 30% corresponde a comunidades de menos de 1000 habitantes. La tendencia en ese entonces era a la construcción de plantas de Biodiscos debido a su operación sencilla y satisfactoria, a la aplicación de sistemas de biofilm y a la preferencia de plantas pequeñas sobre colectores de gran tamaño (Dunner, 2004).

En México, poco han sido utilizados estos sistemas, del total de plantas construidas (2289), 10 son de Biodiscos apenas el 0.41 %. En el estado de Michoacán, se tienen construidas 32 PTAR y sólo una con el sistema de Biodiscos, la que se encuentra en Lagunillas (CONAGUA, 2011a).

En cuanto a la eficiencia de remoción de contaminantes, se han encontrado algunos estudios que dan referencia de ello.

Di Palma y Verdone, en el 2008, hicieron experimentos a escala laboratorio sobre la transferencia de oxígeno, utilizando un agua residual sintética evaluaron la influencia de la velocidad de rotación de los discos en la tasa de transferencia de oxígeno en presencia de la biomasa. Evaluaron cinco velocidades de rotación de discos de 3, 4, 5.5, 7 y 10 rpm. Se obtuvo la capacidad de remoción de Los resultados experimentales mostraron que hay un aumento lineal de transferencia de oxígeno, es proporcional para el período de rotación y un término constante debido al aumento en la superficie de intercambio.

Zhiqiang et al, 2006, ellos trabajaron para el tratamiento de aguas residuales municipales sintéticas utilizando un reactor de biodiscos de tres etapas empleando como medio de soporte discos estructurales reticulares y cada etapa tiene nueve discos, de 0.30 m de diámetro. Los discos fueron hechos de PVC y cubierto con material de goma de 2 cm de espesor en forma de red estructural con un 97% porosidad. La superficie específica promedio por etapa es de 1.27 m². La remoción de DQO y nitrógeno total son 78.8 a 89.7% y 40.2 a 61.4%, respectivamente.

Un estudio de Gupta y Gupta en 1998, ellos elaboraron un reactor de biodiscos a escala laboratorio con agua residual sintética, fue preparada con acetato, como fuente de carbono y cloruro de amonio como fuente de nitrógeno en concentraciones que estaban cerca de los que se encuentran en el hogar de acuerdo a Stover y Kincannon, en One-step nitrification and carbon removal. Water and Sewage Works, en 1975. El efluente NH₄⁺-N, NO₂-N y NO₃-N las concentraciones varió entre 2.0-4.8, 1.6-10.6 y 4.0-12.1 mg/L, respectivamente. El oxígeno disuelto se redujo de 5.0 a 2.9 mg/L. La eliminación de materia orgánica en la primera fase varía entre 5.8-14.1 g DQO/m²d.

Šíma et al, en el 2012, desarrollaron un reactor a escala laboratorio modificado a base de biodiscos que consiste en un tambor hecho de malla de acero inoxidable, el interior del tambor está ocupado por cilindros de madera de roble, fue inoculado con white rot fungus *Irpex lacteus* fue usado para la decolorización de agua residual sintética que contienen el colorante reactivo naranja número 16 (RO16) y remazol brillante azul R (RBBR), en la etapa batch se hizo experimentos de decoloración inicial de 100 mg dm⁻³ tomó desde 4 hasta 5 hora para la RBBR y 21 horas para RO16 se obtuvo 85% de remoción En el experimento de decoloración en flujo continuo, con un flujo de 0.5 mg/min de la RBBR se alcanzó una remoción del 20%. Los cilindros de madera de roble produjeron biopelícula delgada.

En el tratamiento de agua residual doméstica se hizo un estudio comparativo entre cuatro sistemas: humedal superficial, humedal subsuperficial horizontal, biodiscos y filtros percoladores. En los biodiscos, se obtuvo remoción de DQO mayor al 75%, 80 en SST, 40% en Nitrógeno total, 41% en fósforo total, y remoción de coliformes totales en 2.6 log (Fountoulakis et al, 2009). En otro estudio se evaluó la eficiencia de remoción de DBO₅, DQO,

DQO_{soluble}, SST, NH₄⁺-N y NTK. Se obtuvo remociones en promedio de 85.8%, 82.3%, 84.7%, 63.2%, 92.8% y 85% respectivamente (Hiras et al, 2004).

Castillo y Vivas (1996), exponen los resultados de la interpretación de un tratamiento en conjunto de aguas residuales domésticas y de una industria papelera mediante un reactor de Biodiscos con un caudal de 9.5 L/s, alcanzándose remociones mayores al 95% en DBO, DQO y SST.

Para el caso de la industria de enlatados de comida, se llevó a cabo un estudio donde se trató el agua residual con una DBO_{última} o DBO_{total} de 6349 mg/L, con una remoción del 96.4%. También se evaluó el comportamiento de la eficiencia con respecto a las variaciones de la velocidad de giro y del porcentaje de su emergencia del disco. Los resultados óptimos se obtuvieron a una velocidad de giro de 11 RPM y 36% de área sumergida de disco (Najafpour et al, 2006).

Igualmente se han hecho estudios con efluentes de la industria cárnica con una DQO de 12250 mg/L, alcanzándose remociones del 92% en DQO para una carga orgánica superficial de 7.7 g DQO/m².d y se evidenció nitrificación del proceso (Behling et al 2003).

En otro estudio se trató un efluente del mismo tipo de industria en Turquía, que contenía una DQO aproximada a 3,000 mg/L y se obtuvo remociones del 79%. Se removió también sólidos totales en un 50% (Oguz y Oguz, 1993).

Banerjee en 1996, estudió agua sintética con contenidos de fenol y sulfocianuro (tóxicos). Se removió cada uno de estos compuestos en 95% y 85% respectivamente, operando a una temperatura de 18° a 21°C, una carga de 4.4±0.2g de fenol/m².d y 1.30±0.25g de sulfocianuro/m².d a una velocidad rotacional optima de 10 a 20 RPM.

Kapoor et al, (2003) es el que se llevó a cabo para el tratamiento de efluente de la industria mineral con altos contenidos de NH₄⁺-N, demostró que los Biodiscos pueden alcanzar altos porcentajes de remoción de nitrógeno amoniacal por procesos de nitrificación (>95%). Igualmente se ha aplicado este sistema para el tratamiento de aguas residuales ácidas de la minería que poseen hierro, mediante la oxidación de Fe²⁺a Fe³⁺ para su posterior precipitación y recuperación. Se ha utilizado también para la degradación en conjunto de

Cianuro, Sulfocianuro y Nitrógeno Amoniacal con remociones por encima del 95%. Para la industria metalúrgica del Zinc (hidrometalurgia) se genera efluentes con contenido de Selenio, el cual se pudo remover mediante la reducción del metal a su estado elemental con eficiencias mayores al 90%. También se evaluó el tratamiento de efluentes con contenidos de oxalato (tóxico) generado en la extracción del mineral bauxita obteniéndose buenos resultados, lo que demostró la viabilidad de implementar los Biodiscos como sistema de tratamiento para la degradación de oxalato (Kapoor et al, 2003).

En el cuadro 3.5 se presenta un resumen de las especificaciones técnicas de diseño para biodiscos a escala piloto.

Cuadro 3.5. Especificaciones técnicas de diseño para biodiscos a escala piloto.

Agua a tratar	Caudal ml/min	No. de etapas	No. de discos por etapa	No. De discos totales	Ø disco (m)	Espesor disco (mm)	% Área sumergida del disco	Velocidad discos (RPM)	Material discos	Vol. Tanque (L)	Autores
Agua residual sintética, constituida por una solución acuosa de THB (Biolife, Milano, Italy).	8.32 – 54.23	1	10	10	0.20	-----	50%	3, 4, 5.5, 7 y 10	PVC	2	Di Palma y Verdone, 2008
Agua residual sintética preparada con acetato como base de carbono y cloruro de amonio como fuente de nitrógeno	-----	3	14	42	0.25	2	32%	5	Acrílico	-----	Gupta y Gupta, 1998
Agua residual de industria textil	-----	3	-----	-----	0.13	-----	-----	-----	Malla de acero inoxidable ocupado con cilindros de madera de roble	1.021	Šíma et al, 2012
Agua residual municipal sintética	128.33 – 230	3	9	27	0.30	20	45%	-----	PVC y cubierto con material de goma	69	Zhiqiang et al, 2006

CAPÍTULO 3. ANTECEDENTES

Agua sintética con metales pesados	6.9 - 55.5	1	14	14	0.25	3	40%	10	Polistireno	10	Costley y Wallis, 2000
Agua sintética con concentraciones salinas	-----	2	20	40	0.2	-----	40%	5	Polipropileno	9.5	Kargi y Dincer, 1999
Lixiviado	1.25 - 4.21	4	12	48	0.29	5	-----	7	Corrugado	-----	Borzacconi et al, 1996
Lixiviado				48	0.3	-----	-----	5.5	Lijados	60	Alvarez y Suarez, 2006
Lixiviado	13.9	4	10	40	0.3	-----	40%	6	Acetato perforado	20	Castillo et al, 2007
Efluente domestico		3	5	15	0.5	4	47%	12	Corrugado	19.5	Ayoub et al, 2004
Efluente industria cárnica	5.2			50	0.18	3	40%	2.5	Plastico corrugado	9.7	Behling et al, 2003 ^a
Agua residual industrial	50	4	7	28	0.25	2	40%	4	Acetato	12.2	Diez y Gomez, 1999
Dilución de suero proveniente de la elaboración del queso	300 - 400 - 500	1	10	10	0.3	2	40%	1.5	Acrílico	32	Navarro et al, 2004

CAPÍTULO 3. ANTECEDENTES

Como se explica anteriormente la eficiencia de remoción de contaminantes de diferentes orígenes del agua residual alcanza porcentajes satisfactorios, como en la industria papelera alcanza porcentajes entre el 85-90% de DQO para escala piloto y real, en el tratamiento de agua residual proveniente de lixiviados a escala piloto se tiene remociones del 70- 90% de DQO, a escala real se tiene una remoción de 16% de DQO y 86% de DBO. Con respecto a al influente de la industria petrolera a escala piloto se obtuvo una remoción de 76.1%, en la industria cárnica a escala piloto la remoción de DQO se encuentra entre 79-92%. Los influentes de la industria de enlatados de comida a pequeña escala se obtuvo remociones del 96.4%, lo anterior nos permite concluir que utilizar reactores de biodiscos nos dan buenos resultados referentes a la remoción de contaminantes con diferentes características del agua.

4 METODOLOGÍA

Los procedimientos metodológicos se establecen en las siguientes etapas

- Etapa 1. Caracterización del influente.
- Etapa 2. Propuesta de reactor escala.
- Etapa 3. Construcción del reactor a escala laboratorio.
- Etapa 4. Puesta en marcha del reactor.
- Etapa 5. Operación del reactor.

4.1 Etapa 1. Caracterización del influente.

4.1.1 Sustrato.

El sustrato que se utilizó son las aguas residuales generadas por el Centro de Información de Arte y Cultura (CIAC) de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

4.1.2 Muestras de Tratamiento de Aguas Residuales.

De acuerdo a la NMX – 003 – 1980 que establece los lineamientos generales y recomendaciones para muestrear las descargas de aguas residuales, para determinar sus características físicas y químicas (DOF, 2013). Se tomarán las muestras en el centro del colector del CIAC. Se realizarán muestras compuestas, para que representen el promedio de las variaciones de los contaminantes. El intervalo entre la toma de cada muestra simple para integrar la muestra compuesta, debe ser el suficiente para determinar la variación de los contaminantes del agua residual, dentro de un periodo mínimo de 24 horas y serán preservadas durante el transporte por medio de un baño de hielo. Para conformar el volumen de cada una de las muestras simples debe ser proporcional al caudal de la descarga en el momento de su toma.

La muestra simple que se tome en el punto de descarga, de manera continua, en día normal de operación que refleje cuantitativa y cualitativamente el o los procesos más representativos de las actividades que generan la descarga, durante el tiempo necesario para completar un volumen suficiente para que se lleven a cabo los análisis necesarios para conocer su composición. El volumen de cada muestra simple necesario para formar la muestra compuesta se determina mediante la siguiente ecuación:

$$VMS_i = VMC \left(\frac{Q_i}{Q_t} \right)$$

Donde:

VMS_i = volumen de cada una de las muestras simples "i", litros.

VMC = volumen de la muestra compuesta necesario para realizar la totalidad de los análisis de laboratorio requeridos, litros.

Q_i = caudal medido en la descarga en el momento de tomar la muestra simple, litros por segundo.

$$Q_t = \sum_{n=1}^{\infty} Q \text{ L/s}$$

Q_t = La suma de todos los gastos medidos durante la toma de la muestra compuesta.

La frecuencia de muestreo depende de la variabilidad del caudal y la carga de contaminante. Para pequeñas variaciones las muestras se toman a intervalos entre 2 y 24 horas. Las muestras individuales de la compuesta deben tener entre 25 y 100 ml y el volumen compuesto debe tener entre 2 y 4 litros (Ramalho R. S., 2003). Las muestras se evaluarán en el Departamento de Calidad de Agua del Organismo Operador de Aguas Potables del Municipio de Morelia, Michoacán.

4.2 Etapa 2. Propuesta de reactor escala.

Esta etapa consiste en el diseño del reactor, teniéndose en cuenta la información obtenida en la bibliografía con respecto a la calidad del agua de los efluentes y a los parámetros de diseño que son las características del agua residual, área efectiva de los discos, las especificaciones del tanque para el reactor, tiempo de retención hidráulica, diseño de la transmisión mecánica que son recomendados por Metcalf y Eddy (2003) y Ferrer et al. (2008).

4.2.1 Especificaciones técnicas.

Porcentaje de área sumergida del disco.

Con respecto de los estudios realizados a los reactores tipo Biodiscos para pequeña escala, se establece un porcentaje de área sumergida del disco de 40% Metcalf y Eddy (2003). Debido a que porcentajes más altos de sumergencia implica poca exposición del disco a la atmósfera y por ende disminuye la oxigenación de la biopelícula y del reactor, además implica mayor contacto del eje con el agua aumentando el deterioro del anterior. Porcentaje más bajos posibilita mayor exposición de la biopelícula a la atmósfera, sin embargo se dificulta transferir el oxígeno del disco al agua al encontrarse poco sumergido (Metcalf y Eddy 2003 y Maldonado y Jacip, s.f.).

Diámetro de los discos y número de discos.

Al tener disponible una tubería de 38 cm que se utilizará como tanque y para poder ensamblar los discos con el tanque se consideró utilizar un diámetro de 34 cm dejando 2 cm para que se pueda desarrollar la biopelícula y proporcionar la máxima área de contacto con el agua residual. Se establece que el reactor tendrá un total de 40 discos. El material de los discos es de acrílico de 3 mm de espesor.

Rugosidad de los discos.

Se realizó un lijado para permitir mayor adherencia de los microorganismos a los discos, posterior al lijado se realizó una prueba de barrido para conocer su

rugosidad. En el cuadro 4.1 se muestra los valores de rugosidad antes del lijado y después del lijado. En la literatura no se encuentran valores de rugosidad en discos por lo que esto no se puede comparar.

Cuadro 4.1. Medición de la rugosidad

	Rugosidad (μm)	
	Sin lijar	Lijado
Transversal	0.014	3.695
Longitudinal	0.013	2.957

Caudal de diseño

Teniendo en cuenta la siguiente ecuación se determinó el caudal a partir de la carga orgánica de diseño (18 g DQO /m² d), el área efectiva de los discos (6.94 m²) y la concentración del influente promedio (9.0 g/L de DQO).

$$Q = \frac{COxA}{C}$$

Donde:

CO = Carga Orgánica (g DQO /m² d)

C = Concentración de carga orgánica del influente (g/L)

Q = Caudal del influente (L/d)

A = Área de los discos (m²)

Dimensiones del tanque.

Se utilizará un tubo comercial de PVC con un diámetro interno de 38 cm.

Longitud del reactor

La longitud del tanque se obtuvo sumando el espacio necesitado para los 40 discos con sus respectivos espaciamentos, de acuerdo con las siguientes consideraciones.

Para la longitud de cada etapa se determina de la manera siguiente:

$$l = e \cdot n + a(n - 1) + 2b$$

Donde:

- l = longitud de cada etapa (cm)
- e = espesor de los discos (cm)
- n = número de discos por etapa
- a = distancia entre discos (cm)
- b = distancia entre discos-etapas (cm)

Por lo tanto

$$l = (0.3) \cdot (10) + 0.6(10 - 1) + 2(2.5) = 13.4 \text{ cm}$$

Para la longitud total del reactor se determinó sumando la longitud de cada etapa.

$$L = \sum_{i=1}^N l_i$$

Donde:

- L: longitud del reactor (cm)

N: número de etapas en el reactor

Volumen efectivo del reactor.

El volumen efectivo del reactor se determinó, calculando la capacidad del tanque y se le restó el volumen de la porción sumergida de los discos, el cual se muestra en la siguiente ecuación:

$$V_R = (A_t \times L) - (A_d \times P \times e \times n_T)$$

Donde:

V_R = Volumen efectivo del reactor

A_t = Área transversal de agua en el tanque (hallada en AutoCad) (m²)

L = Longitud del reactor (m)

A_d = Área sumergida de cada disco (hallada en AutoCad) (m²)

P = Proporción de Área sumergida del disco

e = Espesor de los discos (m)

n_T = Número de discos en el reactor

Etapas del reactor.

Para maximizar la remoción de DBO y nitrógeno amoniacal se recomienda incorporar al sistema más de cuatro etapa (Maldonado y Jacip, s.f., Metcalf y Eddy 2003). Para nuestro caso se establecen 4 etapas en el reactor con el fin de que se desarrollen los diferentes microorganismos y optimizar la remoción de la materia orgánica carbonosa y nitrogenácea. En cada etapa se tienen 10 discos. Las divisiones de las diferentes etapas se construyeron del mismo material de los discos.

Espaciamiento entre discos y disco-etapa.

El espacio entre los discos es de 6 mm ya que esto nos garantiza el crecimiento del espesor de la biopelícula y el espacio se garantiza adicionando 1 argolla de CPVC de 6 mm de espesor entre cada disco y para garantizar el movimiento uniforme de los discos se adhirieron cuatro rectángulos por disco de 1.5 x 2.5 cm en los bordes del disco. El espacio entre los discos y las divisiones de etapas se estableció en 2.5 cm, con el motivo de proporcionar un espacio suficiente para hacer mediciones directa en cada etapa o extraer muestras para su análisis (Pérez, 2010).

Sistemas de recirculación.

De acuerdo a Romero y Rojas (2008), Castillo y Vivas (1996) y Ramalho (2003), en sus estudios concluyen que la recirculación no influye significativamente en las eficiencias ni en el desempeño del reactor y sólo se recomienda cuando se presentan condiciones de sobrecarga, para este trabajo. No habrá sistema de recirculación de lodo sedimentado ni del efluente.

Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

Se define como el tiempo que teóricamente pasa el agua dentro del sistema de tratamiento biológico y que se utiliza en el diseño (CONAGUA, 2007). Resulta a partir de la división entre el volumen efectivo del reactor y del caudal de diseño.

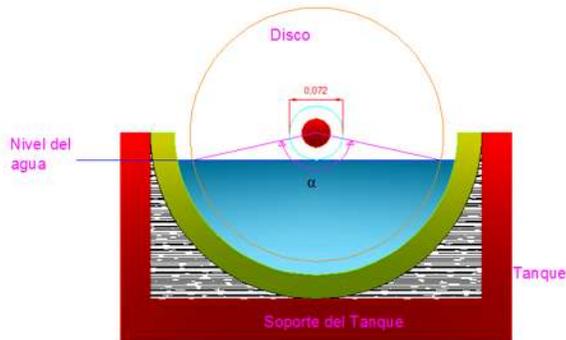
$$TRH = \frac{V}{Q}$$

Soporte del tanque.

Como soporte del tanque se utilizará una mesa de acero cuya superficie superior tendrá forma circular para que se asiente el reactor la mesa tendrá un recubrimiento de pintura resistente al agua por el motivo de que tendrá contacto directo con el agua residual.

4.3 Etapa 3. Construcción del reactor a escala laboratorio.

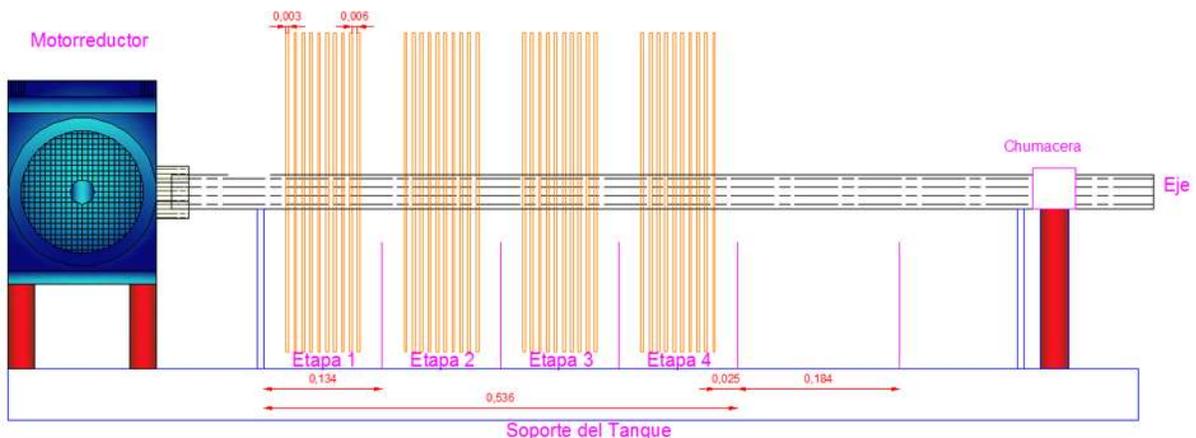
El reactor será construido en el Laboratorio de Hidráulica “Ing. David Hernández Huéramo” de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, la construcción del reactor se realizará con la ayuda del servicio social de dicho laboratorio. Las dimensiones del reactor se muestran en las figuras 4.1 y 4.2.



Vista Frontal

Figura 4.1 Esquema de un sistema de Biodiscos en vista frontal.

Fuente: Elaboración propia.



Vista Lateral

Figura 4.2 Esquema de un sistema de Biodiscos vista en perfil.

Fuente: Elaboración propia.

4.4 Etapa 4. Puesta en marcha del reactor.

La inoculación del reactor consiste en el procedimiento que debe llevarse a cabo para desarrollar la biopelícula en los discos, fomentar las condiciones necesarias para el crecimiento de microorganismos y por ende iniciar el tratamiento biológico. La inoculación consta de dos etapas la alimentación en batch y en forma continua.

4.4.1 Alimentación en Batch.

El reactor se inoculará con licor mixto de tratamiento biológico de una planta de Biodiscos que se encuentra ubicada en el Centro de Información, Arte y Cultura (CIAC), de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Se determinó que las mejores remociones de DQO se daban a una carga orgánica superficial de 16 a 21 g DQO/m²d (Di Palma, 2008, Borzzacconi et al 1996; Álvarez y Suárez, 2006; Castillo et al 2007), por lo tanto se procedió a diseñar el reactor biológico con 18 g DQO/m²d. Para evitar sobrecargas, se alimentará con una carga menor a la diseñada de 12 y se dejará de alimentar una vez a la semana para facilitar la oxigenación del reactor y propiciar el desarrollo de poblaciones microbiológicas. Al inicio se estará alimentado cada día por batch con una carga orgánica inicial aproximadamente 12 g DQO/m²d que corresponde a 2/3 de la de diseño

Para verificar el comportamiento del reactor se estarán haciendo mediciones diarias de Oxígeno Disuelto (OD) en cada etapa para observar las condiciones aerobias y notar la respuesta del reactor ante variaciones de este parámetro, registrándose también la temperatura del agua en cada una de las etapas. De acuerdo con la carga orgánica aplicada si se tienen variaciones de Oxígeno Disuelto con tendencia a disminuir, se debe dejar de alimentar un día de la semana para contribuir nuevamente a la oxigenación del reactor (Pérez, 2010). La adición del licor mezclado de la Planta de Biodiscos del CIAC durará hasta que se haya desarrollado la biopelícula en los discos.

4.4.2 Alimentación en Continuo.

En este segundo período se adecuará el reactor biológico al sustrato. Se conectará directamente al recipiente donde se encuentra concentrado el sustrato. Se hará una medición diaria del Oxígeno Disuelto OD en cada una de las etapas con su respectiva temperatura y se dejará de alimentar una vez a la semana para favorecer la oxigenación (Pérez, 2010).

4.5 Etapa 5. Operación del reactor.

Después de haberse adaptado el reactor a las condiciones de diseño para el tratamiento se determinan diferentes parámetros fisicoquímicos que definen el desempeño del reactor con respecto a las eficiencias. En esta etapa se medirán los parámetros ambientales, los fisicoquímicos y la velocidad de rotación de los biodiscos.

4.5.1 Condiciones Ambientales.

En la operación y desempeño del reactor de Biodiscos depende de diferentes factores como lo son la temperatura, pH y el OD (Diez y Gómez, 1999; Al-Ahmady, 2005 y Cortez et al, 2008). Por lo tanto durante esta etapa se hará un seguimiento diario de OD, temperatura y pH en cada una de las etapas para observar el comportamiento del reactor ante variaciones de dichos parámetros, la matriz de apoyo para la medición es la que se presenta en el cuadro 4.2.

Cuadro 4.2. Medición de las condiciones ambientales.

Gasto =		
Velocidad =		
Etapa 1		
Temperatura	pH	OD (mg/L)

4.5.2 Parámetros Físicoquímicos.

Se analizará DQO, DBO₅, SST y NTK, conforme a las NMex correspondientes (cuadro 12), en el afluente y el efluente del reactor de Biodiscos para observar el comportamiento del tratamiento y a la vez determinar la eficiencia del mismo. Con el NTK analizado se determinará la eficiencia de remoción frente a este parámetro. El análisis de nitritos y nitratos se hará con el objetivo de cuantificar la nitrificación, ya que estas dos especies tienden a aumentar en el afluente de un sistema aerobio debido a la oxidación del NTK (Metcalf y Eddy 2003; Ramalho R. S., 2003), registrando los datos conforme al cuadro 4.3.

Cuadro 4.3. Métodos para cada parámetro físicoquímico.

Parámetro	Método	Norma
OD	Electrodo de membrana	NMX-AA-012-SCFI-2001
pH	Potenciométrico	NMX-AA-008-SCFI-2011
DQO	Método de reflujo abierto	NMX-AA-030/1-SCFI-2010
DBO ₅	Incubación a 20°C	NMX-AA-028-SCFI-2001
SST	Gravimetría	NMX-AA-034-SCFI-2001
NTK	Kjeldalh	NMX-AA-026-SCFI-2008

Cuadro 4.4. Medición para cada parámetro fisicoquímico.

Parámetro (Unidades)	Gasto =	
	Velocidad=	
	Influyente	Efluente
DQO (mg/L)		
DBO ₅ (mg/L)		
N _{Total} (mg/L)		
SST(mg/L)		

4.5.3 Velocidad de Rotación de los biodiscos.

Después de que se empezó a alimentar el reactor en continuo se iniciará la etapa de pruebas de velocidad del reactor, de acuerdo a los antecedentes (cuadro 4.5) se observa que hay velocidades menores de 3 rpm que fueron utilizadas para inoculación (Navarro et al, 2004, Martín-Cereceda et al, 2002 y Behling et al, 2003), , para este trabajo se iniciará la experimentación con una velocidad de 3 rpm durante 4 semanas, se aumentará la velocidad a 9 rpm que es la velocidad más elevada que se encontró en los antecedentes (Sassi, et al, 1996, Alemzadeh y Vossoughi, 2001 y Akhbari et al, 2011), y se realizará otra corrida con una velocidad intermedia 6 rpm.

Cuadro 4.5. Antecedentes de la velocidad de rotación de biodiscos.

Velocidad de rotación (RPM)	Autor
1.5	Navarro et al, 2004 Martín-Cereceda et al, 2002
2.5	Behling et al, 2003
3	Sayess et al, 2013 Sirianuntapiboon, 2006
4	Diez y Gomez, 1999
5	Kargi y Dincer, 1999 Gupta y Gupta, 1999 Zhiqiang, et al, 2006
5.3	Vijay et al, 2004
5.5	Álvarez y Suarez, 2006
6	Castillo et al, 2007
7	Borzacconi et al, 1996
10	Anal y Suparna, 2008 Costley y Wallis, 2000 Sassi, et al, 1996
12	Ayoub et al, 2004
15	Alemzadeh y Vossoughi, 2001
2 y 12	Chungsyng et al, 1995
3, 4, 5.5, 7 y 10	Di Palma y Verdone, 2009
5, 10 y 15	Akhbari et al, 2011

4.5.4 Análisis Estadísticos.

Se procesará la información obtenida con el paquete estadístico JMP v. 6, que nos permitirá encontrar las posibles relaciones entre las variables de velocidad de rotación de los discos con los parámetros fisicoquímicos y ambientales, que permitan conocer e incorporar el conjunto de variables en un reactor biológico. El proceso es el siguiente:

- i. Para encontrar si en todas las muestras pertenecen a una misma población de datos, se procesarán mediante un análisis de datos atípicos (Outlier Analysis).
- ii. Se realizará el análisis de normalidad de datos, se encuentran las variables que presentan distribución normal, para tomar decisiones sobre la homogenización de los datos.
- iii. Se aplicará el análisis de correlación paramétrica de Pearson (asociación lineal) y No Paramétrica con el Coeficiente de Correlación de Spearman, tomando en cuenta la distribución de los datos.
- iv. Las pruebas de hipótesis se correrán a partir de Análisis de Varianza de una sola Vía (ANOVA), Pruebas de Tukey/Kramer y Wilcoxon para observar la variación propia de cada variable.
- v. Para verificar y tomar decisiones sobre las velocidades de rotación más apropiadas para valorar la eficiencia del reactor, también se harán pruebas multivariadas a partir de Análisis de Discriminantes, Análisis de Componentes Principales (ACP) y de Correspondencia sin Tendencias (DECORANA)

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

5.1 *Diseño del reactor en la de escala laboratorio.*

5.1.1 **Sustrato**

Se utilizaron como sustrato las aguas residuales generadas por el Centro de Información de Arte y Cultura (CIAC) de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Los principales componentes para el diseño del reactor es la carga de iones disueltos en la columna, valorada en DQO, ya que este es el que provee de alimento a los microorganismos que estarán dentro del reactor. Las aguas residuales generadas por esta institución se obtuvo un comportamiento uniforme tiene una DQO promedio de 280 a 300 mg/L.

A partir de las características del sustrato y de las especificaciones técnicas, se calcularon los siguientes parámetros de diseño.

5.1.2 **Área efectiva de discos para el tratamiento.**

El área de superficie equivalente calculada para cada disco fue de 0.091 m², no obstante como se sumerge el 40% (Metcalf y Eddy 2003) del disco, habrá una superficie en el centro que no está en contacto el agua y que es ocupado por el eje, tal como se muestra en la figura 5.1.

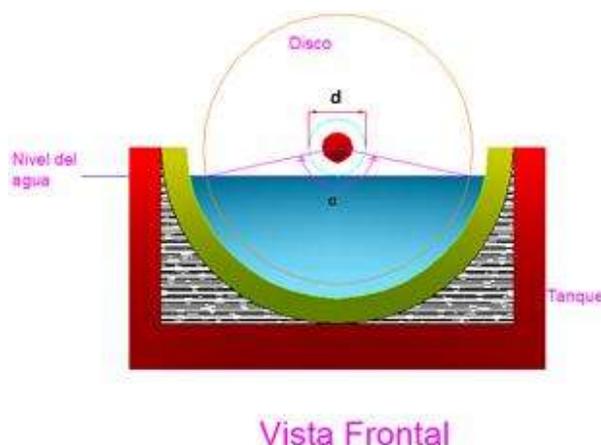


Figura 5.1 Superficie de disco sumergida sin acotaciones.

El área no sumergida debe restarse porque no aporta biopelícula y por lo tanto tampoco al tratamiento. Esto se hizo con la siguiente ecuación.

$$A = \frac{\pi}{2}(n_T)(D^2 - d^2)$$

Donde:

A = Área efectiva de los discos (m²)

n_T = Número de discos en el reactor

D = Diámetro del disco (m)

d = Diámetro de superficie no sumergida (m)

En el procedimiento, es necesario primero hallar “d”, y éste parámetro se determina a partir del ángulo α . De acuerdo con Diez y Gómez (1999) y Rana y Khare (2002), cuando se trabaja con un porcentaje de sumergencia del 40%, el ángulo α que comprende la superficie mojada, con vértice en el centro del disco de 162°. El valor de “d” para ese ángulo resultó 0.072 m, el cual puede hallarse por trigonometría o mediante cálculos hechos en AutoCad en la figura 5.2 se muestra los resultados. Así que se obtuvo un área efectiva total de 6.94 m².

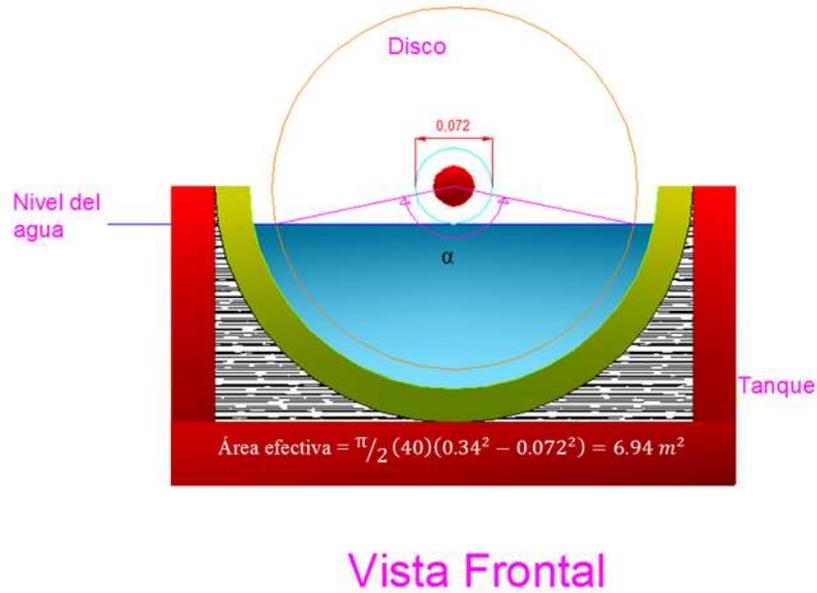


Figura 5.2 Superficie de disco sumergida con acotaciones.

5.1.3 Caudal de diseño

Debido a que los valores de la DQO de la fuente de tratamiento es de 18 g DQO/m²d, con una concentración de carga orgánica de 9 g/L y que el área de los biodiscos es de 6.94m², se determinó un caudal del afluente (Q) de 6.94 ml/min. Que equivale a 13.88 L/d = 0.58 L/h.

$$Q = \frac{\left(18 \frac{g \text{ DQO}}{m^2 d}\right) (6.94 \text{ m}^2)}{\left(9 \frac{g \text{ DQO}}{L}\right)} = 13.88 \frac{L}{d} = 0.01388 \frac{m^3}{d} = 9.64 \frac{ml}{min}$$

5.1.4 Características del tanque del reactor.

Considerando el espaciamiento entre discos (6.0 mm), el espesor de discos (3.0 mm) y el espaciamiento entre la división de etapas y disco (2.5 cm), se establecieron para el reactor los siguientes valores de longitud y volumen:

Longitud de 13.4 cm por etapa, teniendo en total 0.536 m.

$$l = (4) \cdot (13.4) = 53.6 \text{ cm} = 0.536 \text{ m}$$

Volumen de 21.5 L.

$$V_R = (0.0431\text{m}^2 \times 0.536\text{m}) - (0.0339\text{m}^2 \times 0.4 \times 0.003\text{m} \times 40) = 0.0215 \text{ m}^3 = 21.5 \text{ L}$$

5.1.5 Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

A partir de los valores del caudal del efluente y del volumen del reactor, se estimó que el TRH es de 37.2 h.

$$TRH = \frac{V}{Q} = \frac{21.5 \text{ L}}{13.88 \frac{\text{L}}{\text{d}}} = 1.55 \text{ d} = 37.2 \text{ h}$$

5.1.6 Motor.

Para la selección del motor se consideraron los siguientes aspectos: Planta piloto con dimensiones pequeñas, eje soportado por chumaceras que ofrecen poca fricción, los discos parcialmente sumergidos en el agua (por lo tanto existe una fuerza de repulsión que permite facilitar aún más el giro y que la velocidad de giro de discos es variable, por lo que conectó un variador de frecuencia (figura 5.4).



Figura 5.3 Motorreductor.

Con todas éstas características descritas se requirió de un motorreductor (figura 5.3) de ½ hp de potencia. Las especificaciones se describen en el cuadro 5.1

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

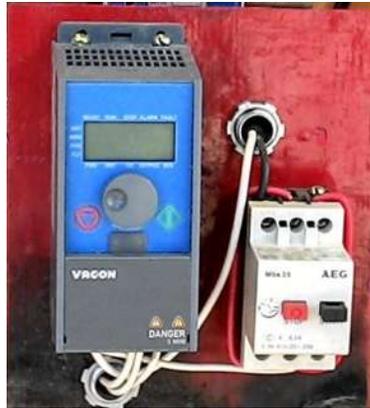


Figura 5.4 Variador de frecuencia.

Cuadro 5.1. Especificaciones técnicas del motorreductor y el variador de frecuencia.

Especificaciones del motorreductor		Especificaciones del variador de frecuencia	
Marca	US/WWE	Potencia	1/4 hp
Fase	Trifásico	Voltaje	220 V
RPM externas	1750		
Potencia	½ hp		
Voltaje	90 V		
Relación de 60/1			
Armazón 56C Corona Sinfín Flecha Sólida			

El resumen de los valores de diseño y los calculados se muestran en los cuadros 5.2 y 5.3.

Cuadro 5.2. Especificaciones de diseño.

Datos de diseño	
Porcentaje de área sumergida del disco	40 %
Diámetro de los discos	0.34 m
Espesor de los discos	3.00 mm

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Material de los Discos y subdivisiones de Etapas	Acrílico
Material del Tanque	PVC
Número de Discos	40
Espaciamiento entre discos	6.00 mm
Espaciamiento entre discos y división de etapa	2.5 cm
Diámetro interno del tanque	0.38 m
Diámetro del eje	0.0381 m
Variador de frecuencia (Potencia)	1/4 hp

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cuadro 5.3. Cálculos de diseño.

Cálculos	Ecuación	Datos	Resultados
Área efectiva de discos	$A = \frac{\pi}{2} (n_T)(D^2 - d^2)$	$n_T = 40$ $D = 0.34 \text{ m}$ $d = 0.072$	$A = 6.94 \text{ m}^2$
Caudal de diseño	$Q = \frac{COxA}{C}$	$CO = 18 \frac{g \text{ DQO}}{\text{m}^2 d}$ $A = 6.94 \text{ m}^2$ $C = 9 \frac{g \text{ DQO}}{L}$	$Q = 13.88 \frac{L}{d}$
Longitud de cada etapa	$l = e \cdot n + a(n - 1) + 2b$	$e = 0.3 \text{ cm}$ $n = 10$ $a = 0.6 \text{ cm}$ $b = 2.5 \text{ cm}$	$l = 13.4 \text{ cm}$
Longitud del reactor	$L = \sum_{i=1}^N l_i$	$N = 4$ $l = 13.4 \text{ cm}$	$L = 53.6 \text{ cm}$
Volumen del reactor	$V_R = (A_t \times L) - (A_d \times P \times e \times n_T)$	$A_t = 0.0431 \text{ m}^2$ $L = 0.536 \text{ m}$ $A_d = 0.0339 \text{ m}^2$ $P=0.4$ $e = 0.003 \text{ m}$ $n_T = 40$	$V_R = 21.5 \text{ L}$
Tiempo de Retención Hidráulico	$TRH = \frac{V}{Q}$	$V_R = 21.5 \text{ L}$ $Q = 13.88 \frac{L}{d}$	$TRH = 37.2 \text{ h}$

5.2 Planos del diseño.

Con base en los resultados anteriores, se diseñó el reactor con los valores que se muestran en las figuras 5.5 y 5.6. En especial se consideró la profundidad del disco (0.136 m) lo que ofrece una superficie de 0.173 m² por cada disco y la separación de los mismos fue de 6 mm, por lo que en total se expondrá una superficie total de 6.94 m² para el establecimiento de la biopelícula; pero considerando que los discos fueron sujetos entre sí por cuadros de 3.75 cm², esto provocó una reducción del área de 6.88 m².

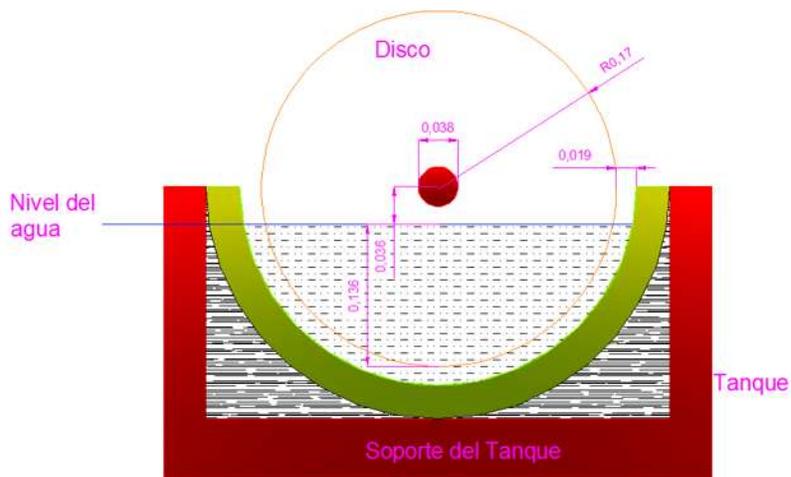


Figura 5.5 Vista frontal.

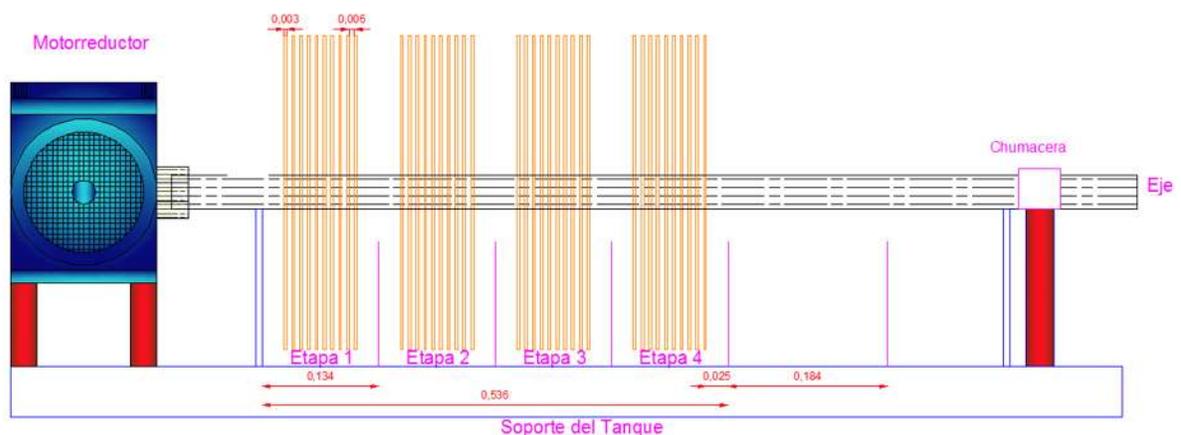


Figura 5.6 Vista Lateral del reactor.

5.3 Construcción del reactor.

Conforme a los cálculos de diseño se procedió a la construcción del reactor.

La construcción del reactor se realizó de un tubo de PVC de 38 cm de diámetro interno con un volumen ocupado de 21.5 litros. Se construyó la base del reactor de perfiles de acero de 1 ½ pulgada con el diseño que se muestra en la figura 5.7.



Figura 5.7 Base del reactor.

Se utilizó un eje de acero de 1 ½ pulgada el cual fue recubierto de pintura antioxidante. Se colocaron 40 discos de acrílico de 34 cm de diámetro (figura 5.8), los cuales fueron lijados para una mayor adherencia de la biopelícula.

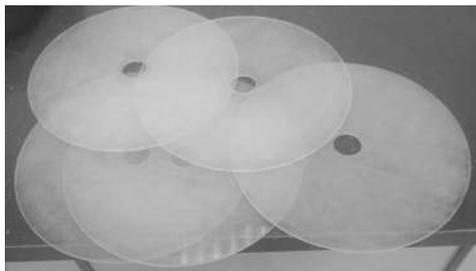


Figura 5.8 Discos de acrílico.

Los discos tienen una separación de tubo de CPVC de 6 mm de espesor (figura 5.9) y con la finalidad de lograr la rotación simultánea de los discos, estos fueron fijados entre sí de la siguiente manera. En cada disco con referencia al centro

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

a cada 90° se colocó un rectángulo de 1.5 cm x 2.5 cm en total cuatro rectángulos por disco (figura 5.10), de acrílico de 6 mm de espesor en los bordes como se muestra en la figura 5.11.

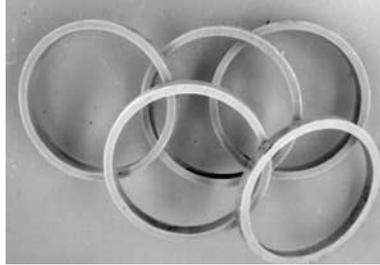


Figura 5.9 Tubos de CPVC de 6mm de espesor.



Figura 5.10 Separadores de discos de acrílico de 1.5 cm x 2.5 cm



Figura 5.11 Colocación de los separadores rectangulares de acrílico.

Y para la separación de cada etapa se utilizó un tubo de CPVC de 5 cm de espesor (figura 5.12) y se colocaron rectángulos de acrílico del mismo espesor del tubo de CPVC como se ilustra en la figura 5.13, esto con el fin de que todos los discos puedan girar constantemente en la misma dirección y al mismo instante.

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN



Figura 5.12 Separadores de etapas de CPVC



Figura 5.13 Colocación de los separadores de cada etapa del reactor.

Para el cambio de cada etapa se utilizaron difusores de acrílico como se ilustra en las figuras 5.14 y 5.15.

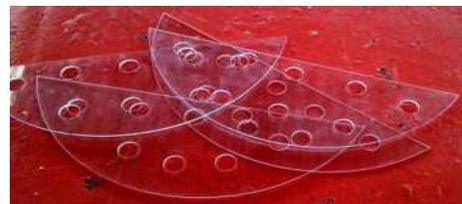


Figura 5.14 Separadores de las etapas del reactor



Figura 5.15 Colocación de los separadores de las etapas del reactor.

5.4 Puesta en marcha del reactor.

Se procedió a inocular el reactor con lodos de la planta de aguas residuales del Centro de Información de Arte y Cultura (CIAC) de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Los resultados de las investigaciones previamente consultadas (cuadro 5.4), muestran que se utilizaron diferentes compuestos para asegurar condiciones nutricionales suficientes para los microorganismos.

Cuadro 5.4. Condiciones nutricionales para inoculación

Compuestos	Nombre del compuesto	Autor
$C_2H_4O_2$	Ácido acético	Valle, 2012
NH_4NO_3	Nitrato de amonio	
$NH_4H_2PO_4$	Fosfato de amonio	
$(CH_4N_2O)_3$	Urea	Pozo, 2009
(KH_2PO_4)	Fosfato monopotásico	
$C_{12}H_{22}O_{11}$	Sacarosa	Solano y Rangel, 2006
$(NH_4)_2SO_4$	Sulfato de amonio	Alarcón et al, 2003
KH_2PO_4	Fosfato de potasio monobásico	

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

FeSO ₄ •7H ₂ O	Sulfato Ferroso Heptahidratado	
C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁	Sacarosa	Sassi, et al, 1996
NH ₄ HCO ₃	Bicarbonato de amonio	
KH ₂ PO ₄	Fosfato de potasio monobásico	
C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁	Sacarosa	Wood et al, 1981
(CH ₄ N ₂ O) ₃	Urea	
NH ₄ (H ₂ PO ₄)	Fosfato de amonio	

En esta etapa de formación y adherencia de la biopelícula se suministró sustrato de agua residual domestica enriquecida con sacarosa (C₁₂H₂₂O₁₁), el cual proporcionaba una cantidad suficiente de carbono que permitió el desarrollo, crecimiento y estabilidad de los microorganismos sobre el soporte.

El tiempo de inoculación y establecimiento de la biopelícula fue de ocho semanas. Con la finalidad de reconocer el medio en que esta se desarrolló, durante esta fase, se midió la variación del pH, Temperatura y Oxígeno Disuelto por cada etapa del reactor, en el cuadro 5.5, se muestran los valores máximos, mínimos y de tendencia central de los parámetros medidos. Encontrado que el pH tiene una distribución normal y en las primeras tres fases el pH es de carácter básico, pero cambió a ácido en la quinta etapa; sin embargo, la prueba de varianza de una sola vía (ANOVA) y la de Tukey/Kramer, no muestran que las diferencias numéricas tengan significado estadístico (R² 0.034; Prob. > F 0.3958).

Con relación a la temperatura, se encontró una distribución Johnson Su, el valor máximo registrado fue para la etapa uno (21.6°C) y el más bajo se encontró en la etapa V (13.8°C), la prueba no paramétrica de Wilcoxon/Kruskal Wallis, indica que existen diferencias estadísticamente significativas entre las etapas (X² 10.53; Prob X² 0.0323), siendo menores las temperaturas en las dos últimas, respecto a las primeras dos.

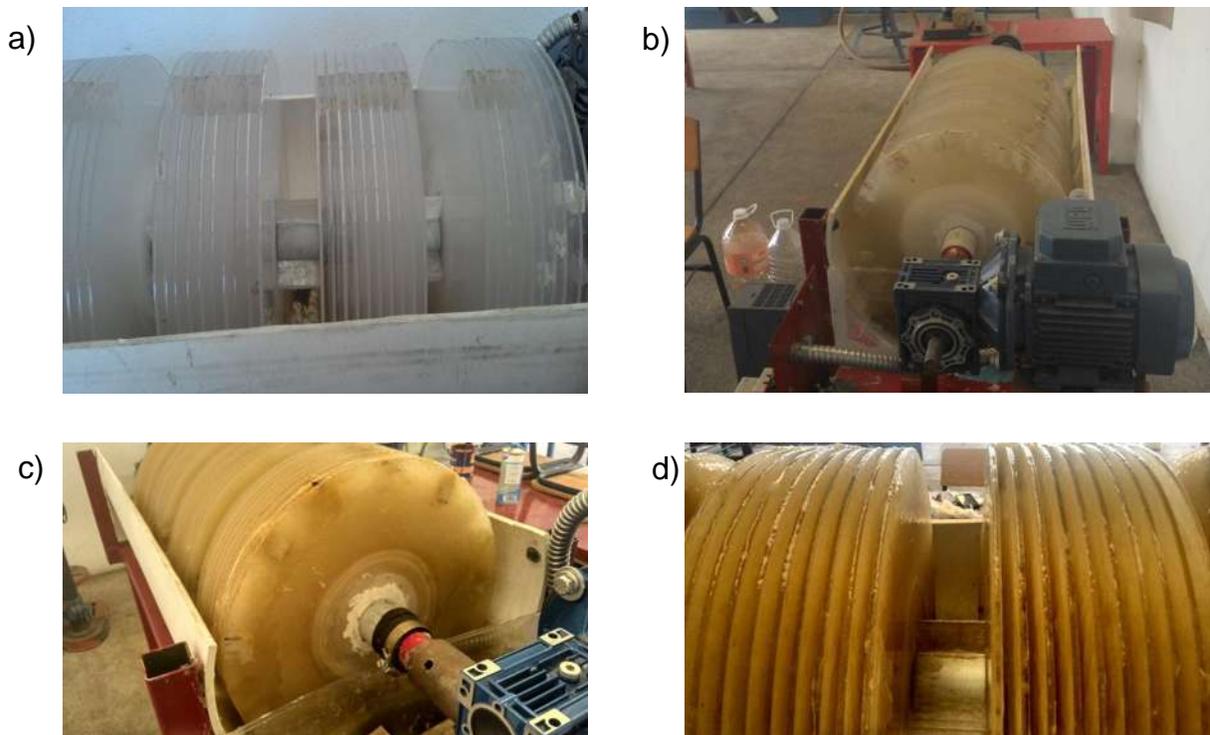
CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La variación del Oxígeno Disuelto, tuvo distribución de Johnson Su y tampoco mostró diferencias estadísticamente significativas, dado que la prueba no paramétrica de Wilcoxon/Kruskal Wallis (X^2 8.85; Prob X^2 0.0648).

Cuadro 5.5. Estadísticas básicas de oxígeno disuelto, temperatura y pH para inoculación

	pH	TEMP	OD
Máximo	10.6	21.6	6.4
Mínimo	5.4	13.8	0.1
Media	7.7	18.4	3.9
Desviación Estándar	1.03	0.98	1.51

Durante las dos primeras semanas no hubo aparición en la biopelícula, en la tercera y cuarta semana existió una ligera presencia de la biopelícula, en las semanas anteriores incremento la biopelícula, en la última semana hubo desprendimiento de biopelícula. En la figura 5.16 se observa el comportamiento de la biopelícula a lo largo de las ocho semanas.



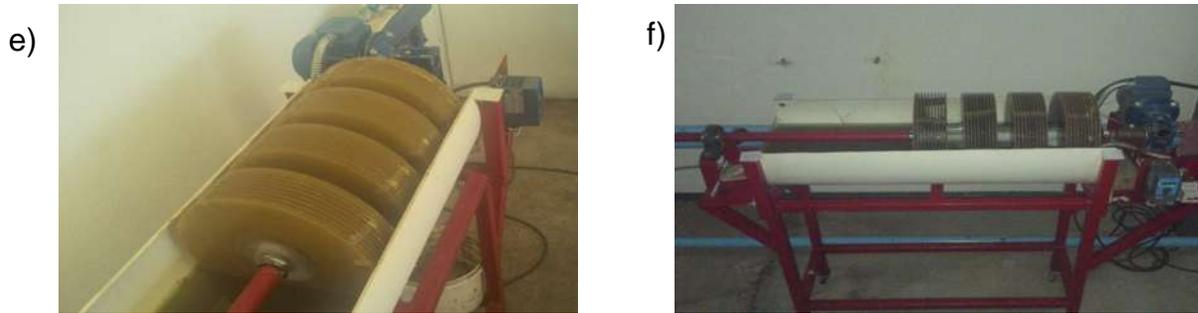


Figura 5.16. Comportamiento de la biopelícula en la fase de inoculación: a) segunda semana, b) cuarta semana, c) y d) quinta semana, e) sexta semana, f) octava semana.

5.5 Análisis de datos.

Se realizó una matriz con las siguientes variables, la fase de inoculación, las velocidades de 3, 6 y 9 rpm, número de etapa, oxígeno disuelto, pH, temperatura y hora, y las sub-matrices generadas fueron correspondientes a cada tipo de velocidad con sus respectivas respuestas de número de etapa, oxígeno disuelto, pH, temperatura y hora de muestreo.

El análisis de correlación multivariado indicó que las variables no tienen diferencias significativas entre ellas cuadro 5.6, por lo tanto se decidió trabajar con sub-matrices para poder dar una explicación del resultado anterior.

Cuadro 5.6. Correlación multivariada de todas las variables.

	pH	T (°C)	OD (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SDT (mg/l)	DQO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	NTK (mg/l)	P _T (mg/l)
pH	1.0000									
T (°C)	-0.1995	1.0000								
OD (mg/l)	0.6548	-0.8712	1.0000							
ST (mg/l)	-0.5297	0.9368	-0.9879	1.0000						
SST (mg/l)	0.5007	-0.9481	0.9821	-0.9994	1.0000					

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

SDT (mg/l)	0.5043	-0.9468	0.9829	-0.9996	1.0000	1.0000				
DQO (mg/l)	0.4497	-0.9649	0.9695	-0.9958	0.9983	0.9981	1.0000			
DBO₅ (mg/l)	0.4528	-0.9640	0.9704	-0.9961	0.9985	0.9983	1.0000	1.0000		
NTK (mg/l)	0.4925	-0.9511	0.9803	-0.9991	1.0000	0.9999	0.9988	0.9990	1.0000	
P_T (mg/l)	0.5100	-0.9446	0.9841	-0.9997	0.9999	1.0000	0.9976	0.9979	0.9998	1.0000

Con el objetivo de conocer la respuesta del reactor a las velocidades estudiadas, se midió la variación del pH, Temperatura y Oxígeno Disuelto por cada etapa del reactor, en el cuadro 5.7, se muestran los valores máximos, mínimos, de tendencia central y dispersión de los parámetros medidos.

Cuadro 5.7. Estadísticas básicas de oxígeno disuelto, temperatura y pH.

	Velocidad de inoculación			Velocidad 3.5 rpm			Velocidad 6 rpm			Velocidad 9 rpm		
	pH	TEMP	OD	pH	TEMP	OD	pH	TEMP	OD	pH	TEMP	OD
Máximo	10.60	21.60	6.40	9.00	21.60	5.30	9.30	22.45	7.57	9.40	22.20	5.06
Mínimo	5.40	17.35	0.10	4.90	13.80	0.12	5.20	16.05	3.00	7.10	17.10	0.29
Media	7.75	18.37	3.93	7.44	18.33	3.40	6.94	19.32	1.84	8.69	19.33	3.31
Desviación Estándar	1.03	0.89	1.51	1.21	0.98	1.51	0.88	1.60	1.84	0.64	1.01	1.13

5.5.1 pH

El pH tiene distribución Johnson Su en los 3 cambios de velocidades evaluados en este trabajo y en las primeras cuatro fases el pH es de carácter básico, pero cambió ligeramente a ácido en la quinta etapa; sin embargo, la prueba no paramétrica de Wilcoxon/Kruskal Wallis, no mostró diferencias estadísticamente significativas para las velocidades de 3.5 rpm (X^2 3.0441; Prob X^2 0.5505) y 6 rpm (X^2 1.4232; Prob X^2 0.8401), sólo en la velocidad de 9 rpm se encontraron diferencias significativas (X^2 11.3822; Prob X^2 0.0226). Bibliográficamente no se encontró una relación del pH con la distribución y las pruebas paramétricas.

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las cuatro velocidades estudiadas, el pH en las primeras cuatro etapas tiene tendencia hacia la basicidad mientras que en la última etapa tiende hacia la acidez, sólo se hizo seguimiento de esta variable sin tomarse acciones para neutralizarlo. Esta decisión se tomó para evaluar la respuesta del reactor frente a estas condiciones, con lo que se comprobó la resistencia de la basicidad sin deteriorar su operación.

En la figura 5.17 se muestra el comportamiento del pH, y se distingue que los datos de menor variación se encuentran en la velocidad III que corresponde a 9 rpm, y existe uniformidad de los datos con respecto a cada etapa de la misma velocidad. Con una disminución en la quinta etapa. Asimismo se observa que los valores de pH más elevados ocurrieron en la etapa 1 de las velocidades de inoculación (3.0 rpm) y 3.5 rpm.

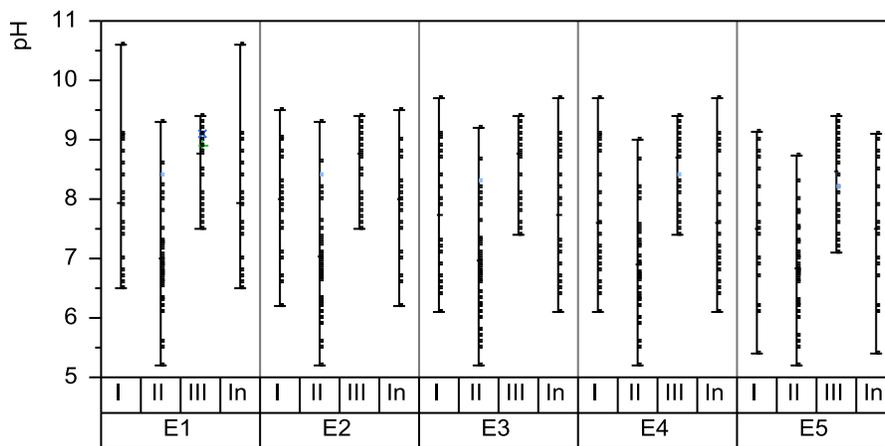


Figura 5.17. Comportamiento del pH en las diferentes velocidades y etapas del reactor

5.5.2 Temperatura

Con relación a la temperatura, se encontró una distribución normal para los tres tipos de velocidades, las pruebas de varianza de una sola vía (ANOVA) y la de Tukey/Kramer, no muestran que las diferencias numéricas tengan significado estadístico por etapa y por la hora de su medición (3.5 rpm R^2 0.05717; Prob. > F 0.1453), (6 rpm R^2 0.0204; Prob. > F 0.4145) y (9 rpm R^2 0.0106; Prob. > F 0.5001),

Bibliográficamente no se encontró una relación de la temperatura con la distribución y las pruebas paramétricas.

Se observa que la temperatura más elevada en todo el experimento está en la etapa tres con una velocidad de 6 rpm y fue medido a las 08:00 p.m., mientras que la temperatura más baja durante todo el experimento se encuentra en la tercera etapa de la velocidad de 3.5 rpm y fue medido a las 10:00 a.m., en la figura 5.18 se observa uniformidad de los valores medios de la temperatura.

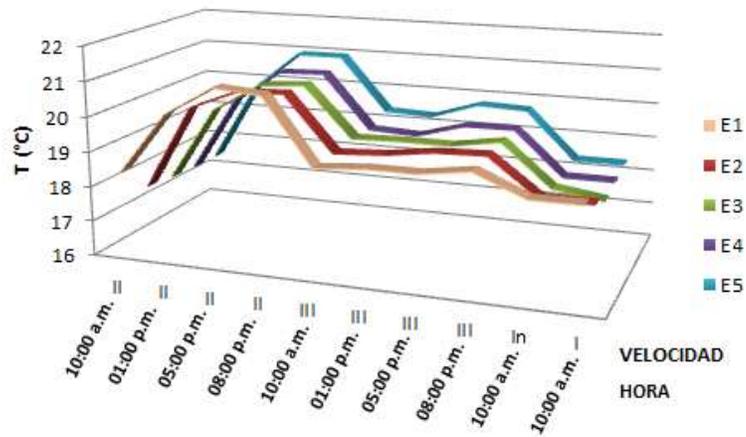


Figura 5.18. Comportamiento de la temperatura valores medios.

5.5.3 Parámetros fisicoquímicos.

En la figura 5.19 se indican los valores de las variables fisicoquímicos que se midieron a la entrada (influyente) y salida del reactor (efluente). El influyente pertenece al agua residual del centro de información de arte y cultura de la UMSNH, y el efluente corresponde al líquido que sale tratado después de pasar por el reactor biológico y por el sedimentador secundario.

Con respecto a la DQO se encontró un valor promedio en el influyente de 1148.67 mg/l en la velocidad de 3.5 rpm se obtuvo un 67.28% de remoción, mientras que para una velocidad de 9 rpm se alcanzó un 73.55% de remoción, en la figura 5.18 muestra la diferencia significativa entre el influyente y efluente del reactor. En los estudios de Biodiscos se obtuvieron remociones entre 70 y 92% de DQO (Šíma et al,

en el 2012; Zhiqiang et al, 2006; Hiras et al, 2004; Behling et al 2003; Gupta y Gupta en 1998; Oguz y Oguz, 1993). Comparando los resultados de DQO en el reactor se observa que el porcentaje de remoción para la velocidad de 9 rpm, se ubican en el rango obtenido por Zhiqiang et al, 2006. En tanto que para la velocidad de 3.5 rpm, se presentan porcentajes de remoción inferiores al 70%, valor por debajo del intervalo señalado en la bibliografía.

La DBO₅ es el parámetro utilizado para medir la contaminación orgánica que es degradable por microorganismos, aunque no mide directamente cuanto es la cantidad de materia orgánica presente en el agua, si muestra la cantidad de oxígeno necesario para oxidar dichos compuestos biodegradables. Para el influente se encontró una DBO₅ media de 377.30 mg/l, consiguiendo una eficiencia de remoción para la velocidad de 3.5 rpm de 66.44% y para la velocidad de 9 rpm del 53.18%. En los trabajos de biodiscos tuvieron resultados de remoción entre un 76 a 82% (Suntud y Sudarat, 2013; Hiras, et al., 2004; Suntud y Chollada, 2007). Los resultados que alcanzó el reactor no se encuentran dentro del intervalo especificado por los investigadores citados.

El grado de biodegradabilidad del agua residual se determina a partir de la relación DBO/DQO, e indica que porción del contenido oxidable puede degradarse mediante procesos biológicos (Pérez, 2010), en este trabajo dicha relación en el influente es de 0.33 y en el efluente es de 0.63 lo cual indica que el influente no se encuentra orgánicamente estabilizado.

El influente tenía los SST de 84.33 mg/l en promedio, con un porcentaje de remoción de 13.79%, en la bibliografía el rango de remoción es de 70% a 95% (Pérez, 2010; Hiras et al., 2004), los resultados del reactor no se encuentran dentro del intervalo citado por estos autores.

Un reactor biológico no está diseñado con el proposito de remover sólidos suspendidos ya que esta función debe ejecutarse en sistemas previos como el desarenador y sedimentador por esta razón es de esperarse que las remociones no sean altas conforme a la bibliografía.

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) se obtuvo en el influente una concentración promedio de 0.71 mg/l, el efluente poseía una remoción del 23.50%, de acuerdo a la bibliografía se tiene un porcentaje de remoción entre el 45 al 94% (Hiras, et al., 2004; Kapoor, et al., 2003; Pérez, 2010; Suntud y Chollada, 2007), el reactor no se encuentra dentro del rango aquí citado.

En el influente el valor medio del Fósforo fue de 0.19 mg/l con una remoción de 42.70%, en la literatura se especifican remociones de fósforo en un rango entre 10 a 25% (Metcalf y Eddy, 1996), de acuerdo a lo anterior el reactor se encuentra dentro del este rango de remoción.

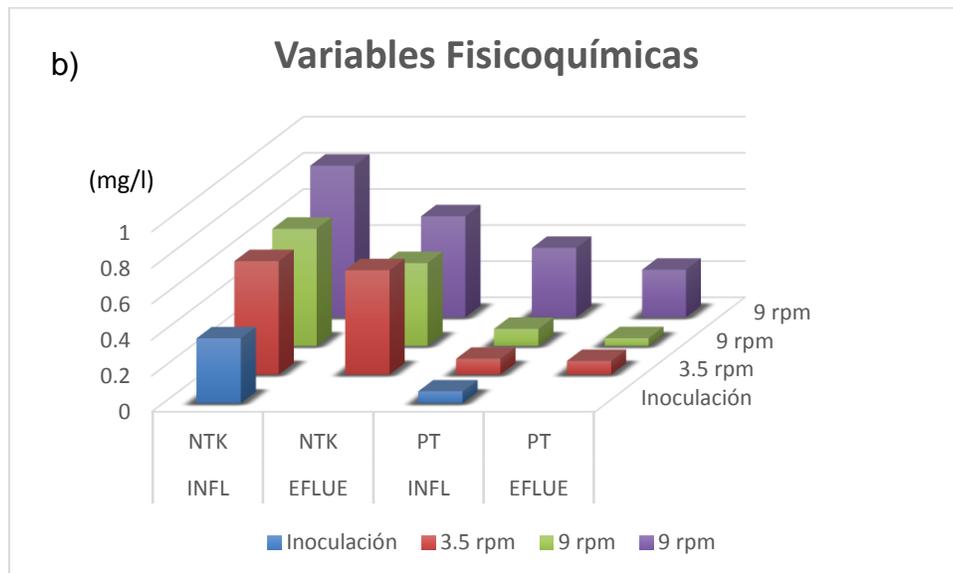
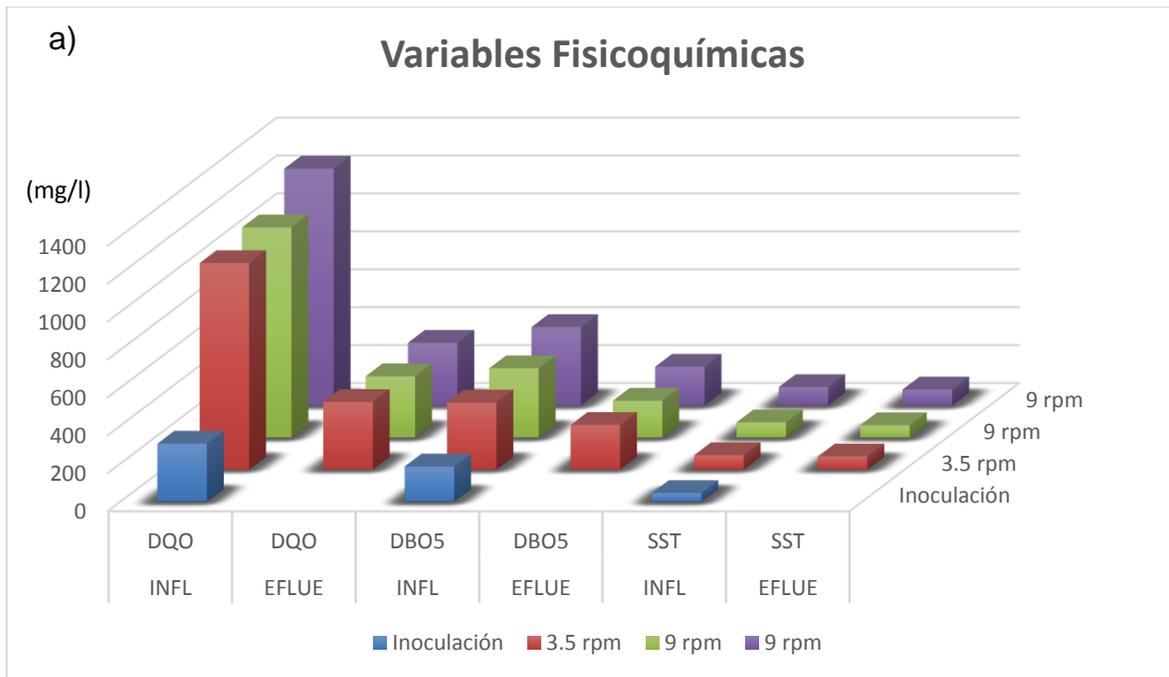


Figura 5.19. Valores de los parámetros físicoquímicos en el influente y efluente.: a) variables DQO, DBO₅, SST, SDT, b) variables NTK y P_T.

5.5.4 Oxígeno disuelto

El Oxígeno Disuelto, tuvo distribución Johnson Su en las tres tipos de velocidades y mostró diferencias estadísticamente significativas, de acuerdo con la prueba no paramétrica de Wilcoxon/Kruskal Wallis en las tres velocidades (3.5 rpm X^2 8.7507; Prob X^2 0. 0676), (6 rpm X^2 62.9098; Prob X^2 0. 0001) y (9 rpm X^2 131.0766; Prob X^2 0. 0001). Bibliográficamente no se encontró una relación del OD con la distribución y las pruebas paramétricas.

En la figura 5.20 se observa que en las tres primeras etapas la concentración es uniforme con respecto a la misma velocidad, mientras que a partir de en la etapa cuatro hasta la cinco el intervalo de variación aumenta teniendo valores entre 0.10 y 5.80 con tendencia a disminuir este valor máximo. Los valores de concentración máxima de oxígeno en el experimento se presentan para las velocidad de 6 rpm, donde el valor máximo de todo para todo el periodo de pruebas del trabajo, fue de 7.57 mg/l presente en la etapa tres. El valor mínimo es de 0.10 mg/l que se encuentra en la quinta etapa de la velocidad de la fase de inoculación.

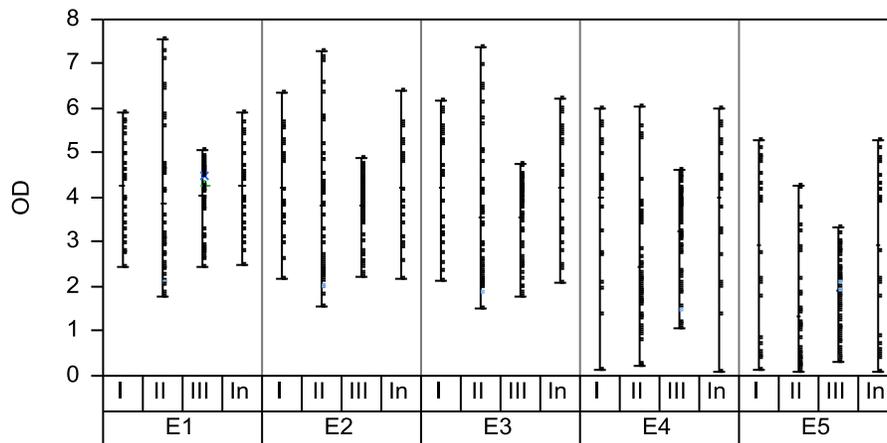


Figura 5.20. Valores del oxígeno disuelto en las diferentes etapas y velocidades.

Se calculó el coeficiente de transferencia de oxígeno y con ello la concentración de oxígeno en el periodo de la experimentación de cada una de las diferentes velocidades. El volumen del reactor es de 0.0215 m³, el área del reactor es de 0.0431 m² y la saturación del oxígeno en Morelia es de 7.39 mg/l. En el cuadro

CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.8 se muestran los resultados del k_{La} , conforme a la bibliografía no se puede comparar estos valores porque no se tienen los mismos valores de diseño del reactor con los de la literatura.

Cuadro 5.8. Valores del coeficiente de transferencia de oxígeno.

VELOCIDAD	k_{La} (1/d)
Inoculación	0.13
V=3.5 rpm	0.15
V=6 rpm	0.26
V=9 rpm	0.39

En la figura 5.21 se aprecia que en las cuatro velocidades del experimento todas llegan al nivel máximo que es el valor de saturación del agua de Morelia, además que las cuatro en diferente tiempo llegan a ese nivel máximo, para la velocidad de inoculación y la de 3.5 rpm tarda más de 30 días en llegar al máximo, mientras que para la velocidad de 6 rpm tarda 20 días al llegar al máximo y para la velocidad de 9 rpm dura 15 días en alcanzar el máximo.

En las cuatro velocidades la concentración del oxígeno llegó al valor máximo de saturación lo cual indica que el reactor tiene un buen funcionamiento a pesar de que los valores más bajos del oxígeno disuelto se encuentran en la quinta etapa se puede justificar que un factor puede ser el desprendimiento de la biopelícula debido al esfuerzo cortante, de acuerdo a Paul et al. (2012), no importa la condición y el valor del esfuerzo cortante aplicados durante el crecimiento, se observa desprendimiento gradual, la fuente de carbono es el principal factor que influye en el tamaño de la capa basal y esta presenta un mayor grado de compactación y de densidad que las exteriores. Asimismo Bergstedt et al. (2004), demostraron que la turbulencia tiene un impacto en la demanda de oxígeno y el metabolismo bacteriano, además puede estar influenciado por factores como el cambio niveles de nutrientes en el experimento, la geometría del reactor, el crecimiento de biopelícula y formación bacteriana.

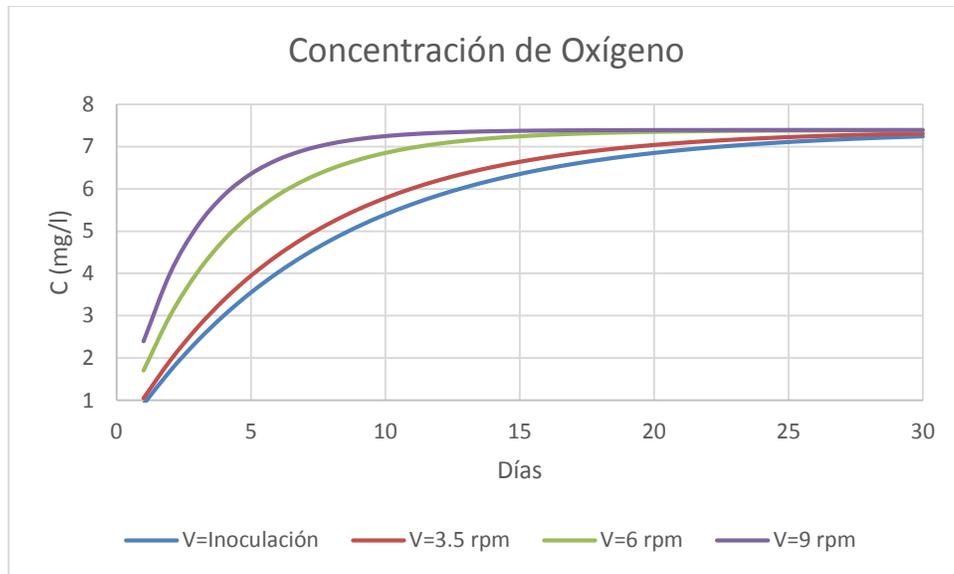


Figura 5.21. Valores de la concentración del oxígeno.

6 CONCLUSIONES

En México se vienen encaminando acciones de tratamiento de las aguas residuales de forma permanente. La construcción de plantas de tratamiento se enfoca a ciudades con poblaciones de cientos de miles de habitantes dejando fuera a las comunidades rurales donde se empiezan a manifestar problemas de contaminación.

En este proyecto se establecieron los parámetros de diseño necesarios para la construcción de un reactor de biodiscos a escala laboratorio, posteriormente se inoculó el reactor, durante esta fase se midieron condiciones ambientales pH, temperatura y oxígeno disuelto. Todo esto con el propósito de contribuir al desarrollo de tecnologías de aplicación en esas comunidades.

En cuanto al cumplimiento de objetivos y validación de hipótesis se concluye lo siguiente:

El alcance del objetivo general del trabajo se considera satisfactorio debido a que se logró la construcción del reactor, su puesta en operación y las pruebas experimentales. Sin embargo en lo correspondiente a la obtención de resultados óptimos para la velocidad de rotación se tienen limitantes. Esto es, se requiere contar con un mayor número de pruebas para la medición de DQO y DBO de manera diaria.

Respecto a la caracterización del agua residual de entrada al reactor se cumplió cabalmente, se realizaron pruebas de laboratorio de DQO, DBO, SST, NKT y PT cuyos valores demostraron que se trata de una agua residual DBO < 413 mg/l.

Los objetivos particulares 2, 3 y 4 que tienen ver con el dimensionamiento, diseño, construcción del modelo y pruebas experimentales para distintos escenarios de velocidad de rotación se cumplieron. Se probaron velocidades de 3.5, 6 y rpm.

Para medir la eficiencia de operación del reactor en los escenarios de velocidad de rotación, se realizaron pruebas de laboratorio fundamentalmente DQO y DBO a la entrada y salida del reactor.

Se evaluaron las fases del cambio de velocidades y se trabajó con 3.5 rpm, 6 rpm y 9 rpm. Se evaluó el comportamiento del reactor en sus diferentes etapas con respecto a condiciones ambientales como fue el oxígeno disuelto, pH, temperatura obteniendo las siguientes conclusiones:

La temperatura permaneció uniforme en las cuatro primeras etapas del reactor y en la quinta etapa del reactor aumentaba alrededor de 1°C con respecto a las otras etapas no encontrando información de los motivos de esta variación en la literatura revisada. Al ser mínima dicha variación se puede considera que no impacta en la eficiencia de operación del reactor.

Durante toda la experimentación el pH tendió hacia la basicidad en las primeras cuatro etapas, mientras que en la quinta tendía hacia la acides, existiendo uniformidad en sus datos en las etapas de cada velocidad.

El nivel de oxígeno disuelto tuvo gran variación, para la velocidad de 6 rpm se obtuvieron los mayores valores de oxígeno disuelto, siguiendo la velocidad de 3.5 rpm y la velocidad de 3 rpm que es de la inoculación, haciendo que los valores medios de la velocidad de 9 rpm se han los más bajos, aunque esta velocidad es la que tiene un grado de dispersión menor comparada con las otras velocidades. No obstante los valores de transferencia de oxígeno del reactor mostraron que la velocidad de 9 rpm alcanza el valor máximo en sólo 15 días mientras que la velocidad de 6 rpm en 20 días y las velocidades de 3.5 y 3 rpm en más de 30 días.

Durante la experimentación se hicieron análisis de DQO, DBO₅, SST, NTK y P_T, sólo se realizaron en la velocidad de 3.5 y 9 rpm en una sola ocasión durante este periodo, lo que se recomienda es realizar mayor número de estas pruebas para poder corroborar los resultados, de acuerdo a la literatura consultada en las pruebas de DQO y P_T el reactor se encuentra dentro del rango de eficiencia de la bibliografía consultada mientras que la DBO₅, SST y NTK no alcanzan el rango de remoción de la literatura.

Se realizó un análisis de datos de correlación multivariada, los datos no mostraron significancia, por lo que se decidió a realizar sub-matrices de las cuales sólo el oxígeno mostro diferencias significativas en los datos.

Finalmente para evitar el desprendimiento de la biopelícula por los factores de falta de oxígeno en las capas inferiores y con respecto al esfuerzo cortante del agua con los discos, debe ser una velocidad de 6 rpm, para evitar desprendimiento de biopelícula.

En términos de la eficiencia de operación del reactor con respecto a la DQO para los escenarios de velocidad trabajados se tienen valores mayores de oxígeno disuelto esperado debido a la agitación que se genera por el movimiento del agua y rotación de los discos. Respecto a la DBO removida, fue un 44 % menor que la de entrada. La literatura revisada reporta valores hasta de 80%.

Respecto a la hipótesis asumida se puede decir que los biodiscos son un medio importante para la remoción de materia contaminante a través microorganismos que degradan los compuestos orgánicos provocado por el movimiento o rotación que logra añadir oxígeno. Sin embargo, tiene en contra que las velocidades de rotación habrán de ser menores de 6 rpm y mayores de 3 rpm para evitar que los microorganismos de la capa inferior cambien a condiciones de anaerobiosis, debido al desprendimiento de la biopelícula. A velocidades mayores de 9 rpm se produce desprendimiento de la biomasa debido al esfuerzo cortante con el agua.

Con relación de la continuidad de este trabajo para investigaciones futuras se sugiere abordar lo correspondiente a:

Revisión diaria del modelo para verificar su comportamiento con respecto al desprendimiento de biomasa.

En el diseño del reactor se recomienda colocar una válvula para el desalojo de lodos, en la parte inferior del reactor.

CAPÍTULO 6. CONCLUSIONES

Con respecto a la remoción de nutrientes, se obtuvo en el reactor de biodiscos un tratamiento debajo de las remociones de investigaciones aquí citadas, es importante entonces realizar estudios bajo las mismas condiciones para analizar más detalladamente los procesos bioquímicos para la remoción de nutrientes y así cuantificar las vías de eliminación, de esta manera se tendrán explicaciones con mayor detalle sobre las remociones obtenidas en este tipo de reactores.

7 BIBLIOGRAFÍA

Adesahy. 2010. <http://adesahy.blogspot.mx/2010/12/reproduksi.html>. Accesada en julio de 2013.

Akhbari A., Zinatizadeh A.A.L, Mohammadi P., Irandoust M. y Mansouri Y. 2011. **Process modeling and analysis of biological nutrients removal in an integrated RBC-AS system using response surface methodology** *Chemical Engineering Journal* **168**(1): 269–279.

Al-Ahmady, K. K. 2005. **Effect of Organic Loading on Rotating Biological Contactor Efficiency**. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. *Envir. Res.and Public Health* **2**(3):469-477

Alarcón, A., Quiroz, F., Vergara, O., Aroca, E. 2003. **Tratamiento biológico de aire contaminado con hidrocarburos volátiles en un bioreactor de lecho circulante airlift**. XV Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS – Chile.

Alemzadeh, I. y Vossoughi M. 2001. **Biodegradation of toluene by an attached biofilm in a rotating biological contactor**. *Process Biochemistry*. **36**(1):707-711

Álvarez, C. A. y Suárez G. J. 2003. **Tratamiento Biológico del Lixiviado generado en el Relleno Sanitario “El Guayabal” de la ciudad de San José de Cúcuta**. *Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal*.

Ambientum. (2002, Enero). "Depuración de aguas en biodiscos." *Revista Ambientum*.

Anal C. y Suparna M. 2008. **Dimensional analysis for modeling oxygen transfer in rotating biological contactor**. *Bioresource Technology*. **99**(1): 3721–3728.

- Ayoub G., Saikaly P., El-Fadel P., M y Baydoun E. 2004. **Impact of Step-Feed on COD and BOD₅ removal in rotating biological contactors.** *Environmental Engineering Science*. **21**(5): 11 pp.
- Banerjee, G. 1996. **Phenol and Thiocyanate-Based Wastewater Treatment in RBC Reactor.** *Journal of Environmental Engineering*. **122**(10): 941–948
- Behling, E., Caldera, Y. A., Marin, J. C., Gutiérrez, E. C. y Fernández, N. M. 2003. **Comportamiento de un reactor biológico rotativo de contacto (RBC) en el tratamiento de efluentes de una industria cárnica.** *Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY* **16**(2):83-91.
- Bendinger, B., Rijnaarts H. H. M., Altendorf, K., Zehnder, A. J. B. 1993. **Physicochemical cell surface and adhesive properties of coryneform bacteria related to the presence and chain length of mycolic acids.** *Applied Environmental Microbiology*. **59**(39): 73–77.
- Bergstedt M., Hondzo M. y Cotner J. 2004. **Effects of small scale fluid motion on bacterial growth and respiration.** *Freshwater Biology*. **49**(1): 28–40.
- Branda, S. S., Vik, A., Friedman, L. y Kolter, R. 2005. **Biofilms: the matrix revisited.** *Trends in Microbiology*. **13**: 20–26.
- Cajigas A. 1999. **Necesidad de la depuración de las Aguas Residuales. Procesos de tratamiento.** XVII Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras. Tomo I. España.
- Caldwell D. E., Wolfaardt, G. M., Korber, D. R. y Lawrence, J. R. 1997. **Do bacterial communities transcend Darwinism?** *Advances in Microbiol Ecology*. **15**:105-191.
- Campos A. D. (2010). **Introducción a la Hidrología Urbana.** Universitaria Potosina. México. 269pp

- Castillo, F. y Vivas, F. 1996. **Tratamiento de Aguas Residuales de una Empresa Papelera, con Sistemas de Biodiscos.** *Revista Acotepac.*
- Castillo E., Vergara M., y Moreno Y. 2007. **Landfill leachate treatment using a Rotating Biological Contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor.** *Waste management Bioresource Technology.* **27**(1): 720-726.
- Censo 2010. INEGI
<http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/mich/poblacion/default.aspx?tema=me&e=16> (Accesada enero 2013)
- Cervantes, F., Pérez, J. y Gómez, J. 2000. **Avances de la eliminación biológica del Nitrógeno de las Aguas Residuales.** *Revista Latinoamericana de Microbiología.* **42**:72-82
- Characklis, W. G., McFeters, G. S. y Marshall, K. C. 1990. **Physiological ecology in biofilm systems.** *Biofilms Wiley.* New York. pp 341-394
- Chungsyng, L., Chin, A. y Yeh, L. 1995. **Treatment of high-strength organic wastewaters using an anaerobic rotating biological contactor.** *Environment International.* **21**(3):313-323
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2012a. **Atlas del agua en México.**
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2012b. **Situación del subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento.**
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2011c. **Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación.**
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2011d. **Estadísticas del agua en México.**

- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2009. **Programa Hídrico Visión 2030 del Estado de Michoacán de Ocampo.**
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2007. **Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento.**
- Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira R. y Mota, M. 2008. **Rotating Biological contactors: a review on main factors affecting performance.** *Reviews in Environmental Science and Biotechnology.* **7(2):155-172.**
- Costerton, J. W., Cheng, K. J. y Geesey G. C. 1987. **Bacterial biofilms in nature and disease.** *Annual Review of Microbiology.* **41:435-464**
- Costley S. C. y Wallis F. M. 2001. **Effect of flow rate on heavy metal accumulation by rotating biological contactor (RBC) biofilms.** *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology.* **24(4):7 pp**
- Cucarella, C., Solano, C., Valle, J., Amorena, B., Lasa, I. y Penades, J. R. 2001. **Bap, a Staphylococcus aureus surface protein involved in biofilm formation.** *Journal of Bacteriology.* **18(3): 2888-2896**
- Davies, D.G., Chakrabarty, A. M. y Geesey G. G. 1993. **Exopolysaccharide production in biofilms: substratum activation of alginate gene expression by Pseudomonas aeruginosa.** *Applied Environmental Microbiology.* **59: 1181-1186**
- Dewisme, E., 1999. **Características de las Aguas Residuales.** XVII Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras. España.
- Diez, J. F. y Gómez, V. J. 1999. **Diseño y construcción de un sistema de Biodiscos para el Tratamiento de Aguas Residuales.** Tesis de Licenciatura. Escuela de Ingenierías – Facultad de Ingeniería Mecánica. Medellín, Universidad Pontificia Bolivariana, UPB. 158 pp.

- Di Palma, L.y Verdone, N. 2008. **The effect of disk rotational speed on oxygen transfer in rotating biological contactors.** *Bioresource Technology.* **100**(1): 1467–1470.
- Donlan, R.M. 2002. **Biofilms: Microbial life on surfaces.** *Emerging Infective Disease.* **8**(8): 81–90.
- Dunner S. I. A. 2004. **Evaluación Integral de plantas de tratamiento de aguas servidas y alternativas de tratamiento de localidades rurales concentradas. Aplicaciones en las regiones R. M. y VII.** Tesis de Maestría. Escuela de Ingeniería y Ciencias. Universidad de Chile. Santiago de Chile, Chile. 175 pp.
- Paul, E., Ochoa, J.C., Pechaud Y., Liu, Y. y Line, A., 2012. **Effects of shear stress and growth conditions on detachment and physical properties of biofilms.** *Water Research.* **46** :5499-5508
- Fletcher, M. y Loeb, G. I. 1979. **Influence of substratum characteristics on the attachment of a marine pseudomonad to solid surfaces.** *Applied Environmental Microbiology.* **37**:67-72
- Fountoulakis, M. S., Terzakis, S., Chatzinotas, A., Brix, H., Kalogerakis, N. y Maniosa, T. 2009. **Pilot-scale comparison of constructed wetlands operates under high hydraulic loading rates and attached biofilm reactors for domestic wastewater treatment.** *Sci. Tot. Envir.* **407**(8):2996-3003
- García M. I., Betancort R. J.R., Juan José Salas R. J. J., Peñate S. B., Pidre B. J. R., Sardón M. N. 2006. **Guía sobre tratamientos de aguas residuales urbanas para pequeños núcleos de población.** Daute Diseño, S.L. México.
- Gómez-López, M. s/f.
<https://sites.google.com/site/milagrosmezlpez/losanimalesinvertebrados22>.
Accesada en julio de 2013.

- Grau G. P. 2007. **Nueva Metodología de Modelado Integral de las EDAR**. Tesis de Doctorado. Escuela Superior de Ingenieros Industriales. Universidad de Navarra. Navarra España 360 pp.
- Gupta, A. y Gupta S. 1998. **Simultaneous carbon and nitrogen removal in a mixed culture aerobic RBC biofilm**. *Water Resource*. **33**(2):555-561.
- Hall-Stoodley, L., Costerton, J. W., y Stoodley M. 2004. **Bacterial biofilms: from the natural environment to infectious diseases**. *Nature Review Microbiology*. **2**:95-108
- Hiras, D. N., Manariotis, I. D. y Grigopoulos, S. G. 2004. **Organic and nitrogen removal in a two-stage Rotating Biological Contactor treating municipal wastewater**. *Bioresource Technology*. **93**(1):91-98
- Infraestructura hidráulica. Comisión Nacional del Agua.
<http://www.conagua.gob.mx/Contenido.aspx?n1=3&n2=60&n3=87&n4=30>
(Accesada enero 2013)
- Jackson, D. W., Suzuki K., Oakford, L., Simecka, J. W., Hart, M. E. y Romeo T. 2002. **Biofilm formation and dispersal under the influence of the global regulator CsrA of Escherichia coli**. *Journal of Bacteriology*. **18**(4):290-301
- Kapoor, A., Kulper, A., Bedard, P. y Gould, W. D. 2003. **Use of a rotating biological contactor for removal of ammonium from mining effluents**. *The European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection*. **3**(1):88-100
- Kovach Computing Services. 1998. **Multi Variate Statistical Package MVSP v. 3.01**. Kovach Computing Services Inc.
- Lewandowski, Z., Boltz, J. P. 2011. **Biofilms in Water and Wastewater Treatment**. *Protection Treatise on Water Science, Water-Quality Engineering*. **4**(1):529-570

- Maldonado, J., Jacipt, A., s.f. **Sistema de Tratamiento para aguas residuales industriales en mataderos.** *Revista ambiental Agua, Aire y Suelo.* **1(1)**
- Martín-Cereceda, M., Zamora, J., Pérez-Uz, B. y Guinea, A. 2002. **Ciliate Communities of Rotating Biological Contactor Biofilms: A Multivariate Approach.** *System. Appl. Microbiol.* **25(1):301-313**
- Mba, D., Bannister, R. H., y Findlay, G. E., 1999. **Mechanical redesign of the rotating biological contactor.** *Water Research.* **33(18):3679-3688**
- Mba, D., 2003. **Mechanical evolution of the Rotating Contactor Biological into the 21st century.** *Proceeding of the Institution of Mechanical Engineers, Part E: Journal of Process Mechanical Engineering.* **217(3):189-219**
- Metcalf y Eddy, 2003 .**Wastewater Engineering Treatment and Reuse.** Fourth Edition. Mc Graw Hill. 1819 pp
- Najafpour, G. D., Zinatizadeh, A. A. L. y Leec, L. K. 2006. **Performance of a three-stage aerobic RBC reactor in food canning wastewater treatment.** *Biochemical Engineering Journal.* **30(3):297-302**
- Navarro, A. F., Palladino, L. A., Moreno, D. 2004. **Operación de un sistema de biodiscos para el tratamiento de efluentes líquidos.** XXIX Congreso de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- Oguz, M y Oguz, M. 1993. **Characterization of Ankara meat packinng plan wastewater and treatment with a rotating biological contactor.** *International journal of environmental studies.* **44(1):39-44**
- O'Toole, G., Kaplan, H. B. y Kolter, R. 2000. **Biofilm formation as microbial development.** *Annual Review of Microbiology.* **54:49-79**
- Pratt, L. A. y Kolter, R. 1998. **Genetic analysis of Escherichia coli biofilm formation: defining the roles of flagella, motility, chemotaxis and type I pili.** *Molecular Microbiology.* **30:285-293**

- Pérez A. J. D. 2010. **Aplicación y Evaluación de un Reactor de Contactores Biológicos Rotativos (RBC o Biodiscos) a escala laboratorio como tratamiento de los lixiviados generados en el relleno sanitario de La Pradera.** Tesis de Maestría. Maestría en Ingeniería Urbana. Universidad de Medellín. Medellín, España. 175 pp.
- Pérez O. A. V. 2010. **Selección de Sistemas de Tratamiento de Agua Residual para la localidad de Santa Bárbara usando Metodología de decisión multicriterio AHP.** Tesis de Licenciatura. Escuela de Ingeniería y Ciencias. Universidad de Chile. Santiago de Chile, Chile. 110 pp.
- Pozo Z. G. A. 2009. **Optimización de la operación de un reactor aeróbico de biopelícula bacteriana inmovilizada: incidencia de los nutrientes en la biosíntesis de polihidroxialcanoato (PHA) como producto del tratamiento de efluentes de celulosa kraft.** Tesis de Maestría. Maestría en Ciencias mención Microbiología. Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 56 pp.
- Pringle J.H. y Fletcher M. 1983. **Influence of substratum wettability on attachment of freshwater bacteria to solid surfaces.** *Applied Environmental Microbiology.* **45**(8): 11– 17.
- Ramalho R. S., 2003. **Tratamiento de Aguas Residuales.** Editorial Reverte.705 pp. **Resumen de proyecto tipo mediante el proceso de biodiscos para el tratamiento de aguas residuales municipales.** Instituto Nacional de Ecología.
- Rojas R. 2002. **Conferencia Determinación de la constante cinética en lagunas de estabilización Métodos Experimentales.** Curso Internacional “GESTIÓN INTEGRAL DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES”.
- Rojas R. 2002. **Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales.** XXIX Congreso de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Curso Internacional Gestión Integral de Tratamiento de Aguas Residuales.

SAS Institute. 2008. JMP v. 8. Statistical Discovery from SAS. SAS Institute Inc.

Sassi, G., Ruggeri, B., Bosco, F. y Specchia, V. 1996. **Relaxation time analysis of a rotating biological contactor**. *Chemical Engineering Science*. **51**(11):2853-2858

Sayess R. R, Saikaly P. E., El-Fadel M., Li D., Semerjian L 2013. **Reactor performance in terms of COD and nitrogen removal and bacterial community structure of a three-stage rotating bioelectrochemical contactor**. *Water Research*. **47**(1):881-894

Sierra, C. A., 2004. **Principios de diseño de operaciones unitarias y procesos de tratamiento de aguas residuales domésticas**. Medellín. 237 pp.

Šíma, J., Povedič, J., Roubíčková, T., Hasal., P. 2012. **Rotating drum biological contactor and its application for textile dyes decolorization**. *20th International Congress of Chemical and Process Engineering CHISA 2012. Procedia Engineering*. **42**: 1579– 1586.

Sirianuntapiboon, S., 2006. **Treatment of wastewater containing Cl₂ residue by packed cage rotating biological contactor (RBC) system**. *Bioresource Technology*. **97**(1): 1735– 1744.

Solano, J. y Rangel, M. 2006. Pérez O. A. V. 2010. **Evaluación operacional de un sistema escala laboratorio de biopelícula anaerobia soportada para el tratamiento de aguas residuales domésticas**. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ingenierías Físico – Químicas, Escuela de Ingeniería Química. Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga, Colombia. 66 pp.

Suntud S.y Chollada C., 2007. **Packed cage rotating biological contactor system for treatment of cyanide wastewater**. *Bioresource Technology*. **98**: 266–272.

Suntud S.y Sudarat C., 2013. **Effect of Ni²⁺ and Pb²⁺ on the efficiency of packed cage rotating biological contactor system**. *Environmental Chemical Engineering*. **1**: 233– 240.

- Toledo-Arana, A., Valle, J., Solano, C., Arrizubieta, M. J., Cucarella, J. y Lamata, M. 2001. **The enterococcal surface protein, Esp, is involved in Enterococcus faecalis biofilm formation.** *Applied Environmental Microbiology*. **67**: 4538–4545.
- Valdez E. C., Alba B., Vázquez G. 2003. **Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales.** Fundación ICA, A.C.
- Vijay K., Sanjeev C. y S.K. Gupta 2004. **Model for oxygen transfer in rotating biological contactor.** *Water Research*. **38**(1): 4297– 4304.
- Welter, A., Castillo, J., Grumelli, Y., Martínez, W. M. 2010. **Diseño construcción e instalación de una planta piloto compacta de depuración de líquidos residuales que posee como tratamiento biológico la tecnología de biodiscos.** *Avances de Energías Renovables y Medio Ambiente*.
- Wood, L., Hurley, B. y Matthews, P. 1981. **Some observations on the biochemistry and inhibition of nitrification.** *Water Research*. **15**(5): 543– 551.
- Welter, A., Romero, J., Grumelli, Y., Sánchez, J., y Ascar, G. 2004. **La biopelícula en los procesos RBC.** Recuperado en enero 2014, de <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/argentina14/welter.pdf>
- Zhiqiang, C., Qinxue, W., Jianlong, W., Fang, L., 2006 . **Simultaneous removal of carbon and nitrogen from municipal-type synthetic wastewater using net-like rotating biological contactor (NRBC).** *Process Biochemistry*. **41**: 2468–2472.