



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

**“CONSTRUCCIÓN DE UN SISTEMA PILOTO PARA EL
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MEDIANTE UN
PROCESO AEROBIO DE BIOPELÍCULA”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA:

ALAN DERECK AYMERICH MARTINEZ

MÉXICO, D.F.

2016





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



JURADO ASIGNADO

- PRESIDENTE:** DR. ALFONSO DURAN MORENO
VOCAL: DRA. LUZ MARIA LAZCANO ARRIOLA
SECRETARIO: DRA. GEMA LUZ ANDRACA AYALA
1ER. SUPLENTE: M. EN C. ALEJANDRA MENDOZA CAMPOS
2DO. SUPLENTE: M. EN I. SERGIO ADRIAN GARCIA GONZALEZ

SITIO DONDE SE DESARROLLO EL TEMA:

UNIDAD DE PROYECTOS Y DE INVESTIGACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL,
FACULTAD DE QUÍMICA, UNAM, LABORATORIOS 301 A 303, CONJUNTO E.

ASESOR DEL TEMA:

DR. ALFONSO DURÁN MORENO

SUPERVISOR TECNICO:

M. EN I. SERGIO ADRIÁN GARCÍA GONZÁLEZ

SUSTENTANTE:

ALAN DERECK AYMERICH MARTÍNEZ



Contenido

Resumen.....	9
Abstract.....	10
Capítulo 1.....	11
1. Introducción.....	11
1.1 Problemática.....	11
1.2 Justificación	12
1.3 Objetivos	12
Capítulo 2.....	14
2. Marco teórico.....	14
2.1 Definición de aguas residuales.....	14
2.1.1 Uso de Aguas residuales	15
2.1.2 Marco normativo	15
2.2 Características del agua residual	16
2.2.1 Composición de las aguas residuales.....	21
2.2.2 Microorganismos en las aguas residuales	22
2.3 Tratamiento de aguas residuales	23
2.4 Procesos biológicos	24
2.4.1 Tratamiento biológico aerobio y anaerobio en agua residual	26
2.4.1.1 Tratamiento aerobio.....	26
2.4.1.2 Tratamiento anaerobio	27
2.5 Tratamientos físicos.....	28
2.5.1. Reactores de lecho fijo y en suspensión.....	29
2.5.2 Soportes de biopelícula.....	31
2.6 Crecimiento bacteriano	33
2.7 Biopelícula	34
2.7.1 Tipos de metabolismo microbiano	35
2.7.2 Etapas en el proceso de la formación de la biopelícula.....	36
2.8 Biodegradación de compuestos tóxicos por microorganismos	39



2.8.1 Factores que afectan la biodegradación	39
2.9 Aireación en procesos biológicos	40
2.9.1 Microburbujas	41
2.10 Tubo Venturi	42
2.10.1 Aireación por Venturi	43
Capítulo 3	46
3. Metodología	46
3.1 Identificación del problema	47
3.2 Estudio del problema	47
3.3 Áreas de mejora	47
3.4 Diseño conceptual	48
Capítulo 4	51
4. Resultados y Análisis	51
4.1 Construcción	51
4.1.1 Soporte de acero para tubería	52
4.1.2 Estructura del reactor tubular	53
4.1.3 Sistema de bombeo y aireación	57
4.1.4 Sedimentador	60
4.1.5 Panel de control eléctrico	61
4.1.6 Soporte de biopelícula	62
4.2 Análisis de resultados	67
4.2.1 Determinación de flujo y tiempo de residencia dentro del reactor	68
4.2.2 Determinación de transferencia de oxígeno al sistema biológico	69
4.2.3 Carga orgánica superficial	75
4.2.4 Datos técnicos del sistema	76
4.3 Evaluación de la eficiencia	76
Capítulo 5	80
5.1 Conclusiones	80
5.2 Recomendaciones	81



Bibliografía y Referencias	82
Anexos	89
Anexo 1. Medición de oxígeno disuelto	89
Anexo 2. Cálculo del coeficiente global de transferencia	91
Anexo 3. Cálculo de carga orgánica superficial.....	93
Anexo 4. Especificaciones de la bomba utilizada en el sistema.....	94
Anexo 5. Valores de saturación de oxígeno para agua destilada.....	95
Anexo 6. Presión de vapor de agua.....	96



Índice de tablas

		Pagina
Tabla 2.1	Características físicas, químicas y biológicas del agua residual	17
Tabla 2.2	Contaminantes de importancia en el tratamiento del agua residual	19
Tabla 2.3	Composición típica del agua residual doméstica	21
Tabla 2.4	Tipos y numero de microorganismos típicamente presentes en las aguas residuales domesticas	22
Tabla 2.5	Principales operaciones físicas utilizadas actualmente para el tratamiento de residuos peligrosos	29
Tabla 2.6	Comparación básica entre los reactores de lecho fijo y en suspensión	31
Tabla 2.7	Aceptores de electrones en reacciones típicas de microorganismos	36
Tabla 2.8	Características que favorecen la adherencia de los microorganismos	39
Tabla 2.9	Rapidez de transferencia de oxígeno en diferentes sistemas de aireación	45
Tabla 4.1	Áreas de espaciado interno en los soportes	67
Tabla 4.2	Pruebas de medición de flujo	68
Tabla 4.3	Tiempo de residencia hidráulico del sistema	69
Tabla 4.4	Valores de coeficiente de transferencia para cada experimento	73
Tabla 4.5	Valores de velocidad de transferencia para cada experimento	73
Tabla 4.6	Valores de masa de transferencia de oxígeno para cada experimento	74
Tabla 4.7	Carga orgánica superficial	75
Tabla 4.8	Datos técnicos del sistema de tratamiento	76
Tabla 4.9	Características de los sistemas de aireación para el tratamiento de aguas residuales	77



Índice de figuras

		Página
Figura 2.1	Clasificación de procesos biológicos	25
Figura 2.2	Soportes plásticos de forma circular más ampliamente utilizados para el desarrollo de la biopelícula	32
Figura 2.3	Curva típica de crecimiento bacteriano	34
Figura 2.4	Proceso de formación de biopelícula	37
Figura 2.5	Distribución y actividad de la biomasa en un medio sólido	38
Figura 2.6	Diagrama representativo de tubo Venturi	42
Figura 2.7	Esquema de aireador Venturi	44
Figura 3.1	Metodología del proyecto	46
Figura 3.2	Diagrama conceptual del reactor biológico	50
Figura 4.1	Soporte de acero para el reactor biológico	53
Figura 4.2	Colocación de cada sección en el soporte de acero	54
Figura 4.3	Colocación de coples de reparación en cada sección tubular	55
Figura 4.4	Colocación de codos en cada sección del reactor	56
Figura 4.5	Refuerzo interior de codos	56
Figura 4.6	Construcción del arreglo tubular del reactor biológico	57
Figura 4.7	Colocación del sistema de bombeo y tuberías	57
Figura 4.8	Curva de operación de la bomba utilizada	58
Figura 4.9	Sistema de aireación Venturi	59
Figura 4.10	Sistema de aireación completo	60
Figura 4.11	Conexión del sistema de bombeo y aireación al reactor	60
Figura 4.12	Sedimentador para la retención de biomasa a la salida del reactor	61
Figura 4.13	Panel de controles eléctricos	62
Figura 4.14	Reactor biológico aerobio terminado	62
Figura 4.15	Soporte de fibra espiral para biopelícula	64
Figura 4.16	Soporte de fibra circular para biopelícula	65
Figura 4.17	Construcción de los soportes para biopelícula, estructura principal	65
Figura 4.18	Soporte de biopelícula completo	66
Figura 4.19	Espaciamiento interno del soporte	67
Figura 4.20	Variación de oxígeno disuelto	71
Figura 4.21	Determinación del K_La	72



Lista de acrónimos

Al	Aluminio
C.O.S.	Carga Orgánica Superficial
C.U.	Ciudad Universitaria
Ca	Calcio
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
COT	Carbono Orgánico Total
COV's	Compuestos Orgánicos Volátiles
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPA	Environmental Protection Agency
Fe	Hierro
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía e Informática
K	Potasio
Mg	Magnesio
N	Nitrógeno
Na	Sodio
NTK	Nitrógeno Total Kjeldahl
OMS	Organización Mundial de la Salud
P	Fósforo
pH	Potencial de Hidrógeno
ppm	Partes por millón
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
PVC	Policloruro de Vinilo
SDF	Sólidos Disueltos Fijos
SDT	Sólidos Disueltos Totales
SDV	Sólidos Disueltos Volátiles
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SS	Sólidos en Suspensión
SSF	Sólidos en Suspensión Fijos
SSV	Sólidos en Suspensión Volátiles
ST	Sólidos Totales
TRH	Tiempo de Residencia Hidráulica
UNAM	Universidad Nacional Autónoma de México
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación la Ciencia y la Cultura
Zn	Cinc



Resumen

Esta investigación se centra en la construcción de un sistema biológico tubular escala piloto, que utiliza fibras no tejidas como soporte biológico para la biomasa, lo cual se basa en el diseño propuesto por García González S. A. y Durán Moreno A. (2015), en el proyecto titulado “Diseño, construcción y prueba de un nuevo sistema de tratamiento de aguas residuales municipales e industriales en reactores tubulares de biopelícula” del programa PAPIIT de la UNAM; y a partir de los estudios de doctorado realizados en reactores biológicos de lecho fijo escala laboratorio que utilizan fibras no tejidas como soporte de biopelícula.

El reactor biológico consiste en un sistema aerobio de flujo ascendente, el cual cuenta con 10 módulos tubulares con 2 m de longitud, 16 cm de diámetro y una altura de 1.90 m; con un volumen total de 0.4 m³; cada sección del reactor está compuesta de 2 módulos de soporte de biopelícula, los cuales están conformados por tubos de fibra no tejida, unidos a anillos de PVC de 5.08 cm, 7.62 cm, y 10.16 cm de diámetro respectivamente.

Este reactor utiliza fibras no tejidas como soporte biológico fijo para el crecimiento de los microorganismos; material de alta resistencia que ha demostrado ser de gran utilidad para la retención de la biomasa debido a su porosidad, y además de que provee de área de contacto suficiente para un alto desarrollo de biopelícula en su interior, aumentando la eficiencia en el tratamiento.

Los microorganismos soportados en las fibras demandan una gran cantidad de oxígeno para llevar a cabo su metabolismo degradando los contaminantes presentes en el agua; por lo cual se vuelve de vital importancia el estudio de las condiciones de aireación adecuadas, y a su vez, la transferencia de oxígeno del aire alimentado hacia la corriente de proceso.

Tomando en cuenta lo mencionado anteriormente; en este trabajo se propuso la utilización de un sistema de aireación por medio de un tubo tipo Venturi, el cual se ha reportado que puede transferir una mayor cantidad de oxígeno al influente; éste se encuentra colocado en la entrada del reactor, y su principal función es la dispersión de una gran cantidad de microburbujas de aire, lo que favorece la rapidez de transferencia de oxígeno hacia el líquido.

Se realizaron pruebas de transferencia de oxígeno y se obtuvieron datos de los coeficientes de transferencia de masa dentro del reactor biológico, comparando el sistema Venturi con sistemas convencionales de aireación reportados en la literatura.



Abstract

The following research focuses in the study, and construction of a tubular biological system in pilot scale, which uses nonwoven fibers as biological support for biomass, based in the proposed design by García Gonzalez S. A. and Durán Moreno A.(2015), in the project “Design, construction and test for a new municipal and industry wastewater treatment system of tubular biomass reactor” from PAPIIT research program of the UNAM; and from doctoral studies made in fixed bed biological reactors laboratory scale that uses the same biofilm support.

This biological reactor proposal consists of an aeration system upflow, which has 10 tubular modules with 2 m long, 16 cm in diameter and 1.90 m high; with a total volume of 0.4 m³; each section of the reactor is composed by 2 modules of biofilm supports, which are made of nonwoven fiber tubes, attached to PVC rings of 5.08 cm, 7.62 cm and 10.16 cm in diameter respectively.

The nonwoven fibers serve as mentioned above, as support for fixed biological growth of microorganisms; these have shown be high strength material that are very useful for the biomass retention because of its porosity and contact area for biofilm high development inside, increasing efficiency in the treatment.

The microorganisms in the fibers demand a lot of oxygen to carry out its metabolism and at the same time the present pollutants degradation; thus, becomes vitally important the study of optimal aeration conditions, and at the same time the oxygen transfer from air to flow process.

The aeration system in this project is performed by a Venturi tube, which has been reported that can transfer a large amount of oxygen to the flow; this is placed in the reactor inlet, and its main function is the large amount dispersion of air in micro bubbles; which favors the oxygen transfer rate to the liquid inside the reactor.

Were performed different tests of oxygen transfer to this biological reactor, to determine the mass transfer coefficients inside, and then the results were compared with conventional aeration systems reported in the literature to obtain the efficiency of the aeration system used for wastewater treatment.

With this research, is expected to obtain technical information to allow establish appropriate operating conditions for the proposed biological reactor; as well as, define the most suitable aeration system for the subsequent systems for wastewater treatment.



Capítulo 1

1. Introducción

1.1 Problemática

Las aguas residuales en muchos países son un problema ambiental puesto que contaminan de una manera irracional los ecosistemas en donde son vertidas, lagos, lagunas, manglares, costas, entre otros; los principales afectados son los animales y plantas que habitan en estos ecosistemas; pero los humanos también resultan seriamente afectados ya que muchos de estos lugares son una fuente de agua dulce o simplemente por estar ubicados cerca de poblaciones, resultan una fuente de infección y contaminación para los habitantes aledaños, además de estar afectando el entorno natural.

En México, el agua ha sido reconocida como un asunto estratégico y de seguridad nacional, y se ha convertido en elemento central de las actuales políticas ambientales y económicas, así como un factor clave del desarrollo social. Lograr que todos los cuerpos de agua superficiales y subterráneos del país recuperen su estado natural, aporten flujos para satisfacer las necesidades de la población y contribuyan al crecimiento económico y calidad de vida de la población; para esto se requiere que se mantengan limpios, sin descargas de aguas residuales urbanas, industriales y agrícolas que los contaminen y afecten más allá de su capacidad natural de asimilación y dilución (CONAGUA, 2013).

En México sólo se trata el 35% de las aguas residuales que se generan, la mayoría del agua contaminada llega a los ríos, lagunas, lagos y zonas costeras (INEGI, 2009), la cantidad de aguas residuales que se vierten en estos cuerpos de agua causando un terrible daño a inmensa escala, considerando que el 89.2% de la población cuenta con agua potable y el 85.2% con sistema de drenaje (CONAGUA, 2014); solo en los centros urbanos las descargas ascienden a 7.63 km³ anuales (CONAGUA, 2013).

Debido a esta problemática, el país se ha visto obligado a implementar políticas de regeneración y reutilización de las aguas residuales para así maximizar el aprovechamiento del recurso (IMTA, 2008; SEMARNAT, 2012). Esta reutilización del agua residual no puede hacerse libremente, sino que se rige por una serie de parámetros, los cuales varían según el uso al que se destine el agua, por lo que también serán variables los procesos a que deba someterse el agua antes de ser



reutilizada, atendiendo básicamente a las condiciones de partida de esa agua, al nivel de descontaminación y en función del uso deseado (IMTA, 2008).

1.2 Justificación

La finalidad del presente trabajo es construir un reactor biológico aerobio de biopelícula que sirva como alternativa para el tratamiento de aguas residuales con la realización de este proyecto se busca optimizar el espacio ocupado por los reactores biológicos que se utilizan en la actualidad en las plantas de tratamiento, mejorando a su vez el tiempo de tratamiento y facilitando el mantenimiento del equipo.

Al mismo tiempo, con el sistema interno de soporte para biopelícula se busca retener una mayor cantidad de biomasa durante el periodo de tratamiento; haciendo que el mantenimiento de limpieza o cambio de soporte sea en un periodo de tiempo más largo en comparación con el mantenimiento requerido en las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (CONAGUA, 2014).

La alternativa de cambio en el sistema de aireación busca optimizar la cantidad de oxígeno introducido al reactor, dispersándolo en microburbujas a través de la biopelícula, favoreciendo la transferencia y suministro de oxígeno suficiente a los microorganismos para su desarrollo y evitando que se convierta en un reactivo limitante dentro del sistema, problema que se presenta con recurrencia en el tratamiento de aguas residuales, y lo cual causa la muerte de la biomasa, limitando al sistema a cierta cantidad de sustrato.

Con este sistema piloto de reactor biológico se espera cubrir las necesidades de tratamiento de aproximadamente 80 g DQO/m² día, obteniendo un efluente libre de contaminantes y apto para riego en un tiempo considerablemente menor; ya que contará con un tiempo de residencia hidráulica de 15-20 minutos aproximadamente.

1.3 Objetivos

Objetivo general

- ❖ Dimensionar y construir un sistema piloto para el tratamiento de aguas residuales mediante un proceso aerobio de biopelícula fija que permita probar una nueva forma de incrementar la concentración de biomasa y de reducir el tiempo de tratamiento de agua residual doméstica o municipal, con respecto a los sistemas convencionales.



Objetivos particulares

- ❖ Determinar la eficiencia de un sistema de aireación por tubo Venturi, por medio de un análisis de transferencia de oxígeno dentro del sistema piloto de tratamiento de aguas residuales.

- ❖ Dimensionar una estructura de soporte fija para el crecimiento de biopelícula, optimizando espacio y favoreciendo el flujo de agua dentro del reactor.



Capítulo 2

2. Marco teórico

2.1 Definición de aguas residuales

De acuerdo a la NOM-001 de la SEMARNAT de 1996; las aguas residuales son definidas como aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos, y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas.

De acuerdo a su origen, las aguas residuales pueden ser clasificadas como (Corominas, 2014; Vivek, 2014):

- Domésticas: aquellas utilizadas con fines higiénicos; Consisten básicamente en residuos humanos que llegan a las redes de alcantarillado por medio de descargas de instalaciones hidráulicas de las edificaciones, así como también de residuos originados en establecimientos comerciales y públicos.
- Industriales: son líquidos generados en los procesos industriales, poseen características específicas, dependiendo del tipo de industria que las genera.
- Infiltración y flujos adicionales: las aguas de infiltración penetran en los sistemas de alcantarillado a través de los empalmes de las tuberías, paredes defectuosas, fisuradas o en limpieza.
- Pluviales: son aguas de lluvia; parte de esta agua es drenada y otra escurre por la superficie, arrastrando arena, tierra, hojas y otros residuos presentes en el suelo.



2.1.1 Uso de Aguas residuales

La escasez cada vez mayor del agua dulce debido al crecimiento demográfico, a la urbanización y probablemente, a los cambios climáticos, ha generado una creciente demanda en el desarrollo de tecnologías para el aprovechamiento de aguas residuales en diversos sectores, como son: la agricultura, acuicultura, la recarga de aguas subterráneas, entre otras (UNESCO, 2003; CONAGUA, 2014). En algunos casos, las aguas residuales son el único recurso hídrico de las comunidades pobres que subsisten por medio de la agricultura. Si bien el uso de aguas residuales en la agricultura puede aportar beneficios a la salud, su uso no controlado generalmente está relacionado con impactos significativos en la salud humana (González, 2011).

Las guías para el uso seguro de aguas residuales en la agricultura deben encontrar el balance justo entre la maximización de los beneficios de salud pública y las ventajas de usar recursos escasos. Es necesario que las guías sean lo suficientemente flexibles para poder adaptarlas a las condiciones locales, sociales, económicas y ambientales (González, 2011; Lorenzo, 2012). Además se deben implementar paralelamente con otras intervenciones de salud como la promoción de la higiene, los servicios de agua potable y saneamiento adecuados, así como otras medidas de atención primaria de la salud (OMS, 2004).

En 1989, la Organización Mundial de la Salud (OMS), publicó las guías sobre el uso seguro de aguas residuales en la agricultura y acuicultura. Estas guías han repercutido significativamente en el reúso racional de aguas residuales y excretas en todos los países (OMS, 2004; González, 2011).

2.1.2 Marco normativo

Los beneficios de contar con agua de calidad son innumerables, por esta razón en México se ha creado un marco normativo que se encarga de regular las descargas de aguas residuales a los cuerpos receptores a través de las normas (SEMARNAT, 2014):

- Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996: Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas o bienes nacionales.
- Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996: Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en la descarga de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.



- Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997: Establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios públicos.
- Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002: Establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes en lodos y biosólido para su aprovechamiento y disposición final.

La preocupación por las descargas de las aguas residuales y sus efectos al medio ambiente ha dado lugar a la promulgación de leyes como la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, y la Ley de Aguas Nacionales que establecen la necesidad de prevenir y controlar la contaminación del agua y proteger los recursos hídricos (SEMARNAT, 2014).

Desde el año 2001 se planteó la necesidad de elevar el nivel de cobertura a fin de restaurar la calidad del agua en las corrientes y acuíferos de México. A partir de ese sexenio y dentro de la iniciativa de fomento a la ampliación de la cobertura y la calidad de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento, se estableció como meta, alcanzar el 36% de tratamiento de las aguas residuales recolectadas en las redes de alcantarillado, situación que se alcanzó satisfactoriamente para el año 2006 con un 36.1% (CONAGUA, 2006); sin embargo, es necesario continuar con los trabajos de recolección y mejoramiento del tratamiento de las aguas residuales producidas en el país, intentando aumentar el porcentaje de tratamiento año con año, hasta alcanzar una cifra porcentual significativa de aprovechamiento en México.

2.2 Características del agua residual

El conocimiento de las características del agua residual es fundamental para el desarrollo de un proyecto de tratamiento, así como para determinar el mejor sistema de tratamiento que se debe seguir para el agua que se tenga.

Las aguas residuales se caracterizan por su composición física, química y biológica. Las principales propiedades físicas del agua así como sus principales constituyentes químicos y biológicos, y su procedencia se muestran a continuación en la Tabla 2.1.



Tabla 2.1 Características físicas, químicas y biológicas del agua residual (Cubillos, 1978; Cubillos, 2000).

Características	Procedencia
Propiedades físicas:	
Color	Aguas residuales domésticas e industriales, degradación de materia orgánica
Olor	Agua residual en descomposición, residuos industriales
Sólidos	Agua de suministro, aguas residuales domésticas e industriales, erosión, infiltración y conexiones incontroladas
Temperatura	Aguas residuales domésticas e industriales
Constituyentes químicos:	
Orgánicos:	
Carbohidratos	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Grasas y aceites	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Plaguicidas	Residuos agrícolas
Fenoles	Vertidos industriales
Proteínas	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Agentes tensoactivos	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Compuestos orgánicos volátiles	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Inorgánicos:	
Alcalinidad	Aguas residuales domésticas, agua de suministro, infiltración de agua subterránea
Cloruros	Aguas residuales domésticas, agua de suministro, infiltración de agua subterránea
Metales pesados	Vertidos industriales
Nitrógeno	Residuos agrícolas y aguas residuales domésticas

**Tabla 2.1** Continuación

Características	Procedencia
pH	Aguas residuales domésticas, industriales y comerciales
Fósforo	Aguas residuales domésticas, industriales, comerciales y aguas de escorrentía
Azufre	Agua de suministro, aguas residuales domésticas, comerciales e industriales
Gases:	
Sulfuro de hidrógeno	Descomposición de residuos domésticos
Metano	Descomposición de residuos domésticos
Oxígeno	Agua de suministro, infiltración de agua superficial
Constituyentes biológicos	
Animales	Ríos y plantas de tratamiento
Plantas	Ríos y plantas de tratamiento
Protistas	Aguas residuales domésticas, infiltración de agua superficial, plantas de tratamiento
Virus	Aguas residuales domésticas

Las normas que regulan los tratamientos secundarios están basadas en las tasas de eliminación de la materia orgánica, sólidos en suspensión y patógenos presentes en el agua residual (Cortina, 2008; SEMARNAT, 2014). Gran parte de las normas, incluyen el control de la eliminación de nutrientes y de los contaminantes prioritarios. Cuando se pretende reutilizar el agua residual, las exigencias normativas incluyen también la eliminación de compuestos orgánicos refractarios, metales pesados y en algunos casos sólidos inorgánicos disueltos (Manahan, 2007; SEMARNAT, 2014).

En la siguiente tabla (Tabla 2.2), se muestran los contaminantes de principal interés en el tratamiento del agua residual.



Tabla 2.2 Contaminantes de importancia en el tratamiento del agua residual (Manahan, 2007).

Contaminantes	Razón de la importancia
Sólidos en suspensión	Estos pueden dar lugar al desarrollo de depósitos de fango y de condiciones anaerobias cuando se vierte agua residual sin tratar al entorno acuático.
Materia orgánica biodegradable	Compuesta principalmente por proteínas, carbohidratos, grasas animales, la materia orgánica se mide en la mayoría de las ocasiones en función de la DBO y DQO. Si se descargan al entorno sin tratar su estabilización biológica puede llevar al agotamiento de los recursos de oxígeno y al desarrollo de condiciones sépticas.
Patógenos	Pueden transmitirse enfermedades contagiosas por medio de los organismos patógenos presentes en el agua residual.
Nutrientes	Tanto el nitrógeno como el fósforo y carbono son nutrientes esenciales para el crecimiento. Cuando se vierten al entorno acuático, estos nutrientes pueden favorecer el crecimiento de la vida acuática no deseada. Cuando se vierten al terreno en cantidades excesivas, también pueden provocar la contaminación del agua subterránea.
Contaminantes prioritarios	Son compuestos orgánicos o inorgánicos determinados en base a su carcinogenicidad, mutagenicidad, teratogenicidad o toxicidad.
Materia orgánica refractaria	Esta materia orgánica tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento; tales como los agentes tensoactivos, fenoles y pesticidas agrícolas.

**Tabla 2.2** Continuación

Contaminantes	Razón de la importancia
Metales pesados	Los metales pesados son frecuentemente añadidos al agua residual en el curso de ciertas actividades comerciales e industriales, y puede ser necesario eliminarlos si se pretende reutilizar el agua residual.
Sólidos inorgánicos disueltos	Los constituyentes inorgánicos tales como el calcio, sodio y los sulfatos se añaden al agua de suministro como consecuencia del uso del agua y es necesario eliminarlos para la reutilización del agua residual.

Para la caracterización del agua residual se emplean tanto métodos de análisis cuantitativos, para la determinación precisa de la composición química, como análisis cualitativos para el conocimiento de las características físicas y biológicas (Ramalho, 2003; Manahan, 2007). Los métodos cuantitativos pueden ser gravimétricos, volumétricos o fisicoquímicos; estos últimos se utilizan para determinar parámetros no relacionados con las propiedades másicas o volumétricas del agua, e incluyen métodos instrumentales como la turbidimetría, colorimetría, potenciometría, polarografía, espectrometría de adsorción, espectroscopia y radiación nuclear (Skoog, 2002; Ramalho, 2003; Rice, 2012).

Las características físicas más importantes del agua residual son el contenido total de sólidos, término que engloba la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta. Otras características físicas importantes son, como ya se mencionó anteriormente, el olor, temperatura, densidad, color y turbiedad (Ramalho, 2003).

El estudio de las características químicas de las aguas residuales abarca el contenido de materia orgánica, la medición del contenido orgánico, la materia inorgánica, y los gases presentes en el agua residual. El hecho de que la medición del contenido de materia orgánica se realice por separado de las características físicas es debido a la importancia en la gestión de calidad del agua y en el diseño de los reactores para el tratamiento de aguas (Skoog, 2002; Manahan, 2007).



A su vez se debe tener conocimiento exhaustivo de las características biológicas de las aguas residuales, se debe de conocer los principales grupos de microorganismos presentes, tanto en aguas superficiales como residuales, así como los que intervienen en los tratamientos biológicos, los organismos patógenos presentes, los organismos utilizados como indicadores de contaminación, los métodos empleados para determinar los organismos indicadores, y los métodos empleados para determinar la toxicidad de las aguas tratadas (Manahan, 2007).

2.2.1 Composición de las aguas residuales

La composición de las aguas residuales se refiere a las cantidades de constituyentes físicos, químicos y biológicos presentes en las aguas residuales. En la Tabla 2.3, se presentan datos típicos de los constituyentes encontrados en el agua residual doméstica.

En función de las concentraciones de estos constituyentes se puede clasificar a las aguas residuales como concentrada, media o débil. Los constituyentes así como sus concentraciones presentan variaciones en función de la hora, día de la semana, mes del año y otras condiciones locales (Campos, 2003; Metcalf, 2003).

Tabla 2.3 Composición típica del agua residual domestica (Metcalf, 2003).

Contaminantes	Unidades	Concentración		
		Débil	Media	Fuerte
Sólidos totales (ST)	mg/L	350	720	1200
Disueltos totales (SDT)	mg/L	250	500	850
Fijos (SDF)	mg/L	145	300	525
Volátiles (SDV)	mg/L	105	200	325
Sólidos en suspensión (SS)	mg/L	100	220	350
Fijos (SSF)	mg/L	20	55	75
Volátiles (SSV)	mg/L	80	165	275
Sólidos sedimentables	mL/L	5	10	20
DBO	mg/L	110	220	400
COT	mg/L	80	160	290
DQO	mg/L	250	500	1000
Nitrógeno total	mg/L	20	40	85
N, orgánico	mg/L	8	15	35
N, amoniacal	mg/L	12	25	50
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0

**Tabla 2.3** Continuación

Fósforo total	mg/L	4	8	15
P, Orgánico	mg/L	1	3	5
P, Inorgánico	mg/L	3	5	10
Contaminantes	Unidades	Concentración		
		Débil	Media	Fuerte
Cloruros	mg/L	30	50	100
Sulfato	mg/L	20	30	50
Alcalinidad	mg de CaCO ₃ /L	50	100	200
Grasa	mg/L	50	100	150
Coliformes totales	NMP/100 mL	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹
COVs	µg/L	<100	100-400	>400

2.2.2 Microorganismos en las aguas residuales

Las aguas residuales presentan distintos tipos y concentraciones de microorganismos en su composición (Manahan, 2007). Se estima que cerca de un 3 o 4% del total de los coliformes en las aguas residuales son *Escherichia coli* patógenos; aunque muy pocas veces se determina la presencia de determinados microorganismos como los quistes de protozoos o los huevos de helmintos, pero es importante conocer los riesgos patológicos que pueden existir en los efluentes de las aguas residuales (Suematsu, 1995; Ramos, 2011).

En la tabla 2.4, se muestran los principales y más comunes microorganismos contaminantes presentes en las aguas residuales.

Tabla 2.4 Tipos y numero de microorganismos típicamente presentes en las aguas residuales domésticas (Suematsu, 1995; Campos, 1999).

Organismo	Concentración, número/mL
Coliformes totales	10 ⁵ -10 ⁶
Coliformes fecales	10 ⁴ -10 ⁵
Estreptococos fecales	10 ³ -10 ⁴
Enterococos	10 ² -10 ³
<i>Shigella</i>	Presentes*
<i>Salmonella</i>	10 ⁰ -10 ²
<i>Pseudomonasaeruginosa</i>	10 ¹ -10 ²
<i>Clostridiumperfringens</i>	10 ¹ -10 ³
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	Presentes*

**Tabla 2.4** Continuación

<i>Quiistes de Protozoos</i>	10^1-10^3
<i>Quiistes de Giarda</i>	$10^{-1}-10^2$
<i>Quiistes de Cryptosporidium</i>	$10^{-1}-10^1$
Huevos de helmintos	$10^{-2}-10^1$
Virus entéricos	10^1-10^2

*Los resultados de estos ensayos suelen clasificarse como positivos o negativos en lugar de ser ensayos cuantitativos.

2.3 Tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales es una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que tienen como fin eliminar los contaminantes presentes en el agua residual. El objetivo del tratamiento es producir agua que pueda ser descargada sin que se altere el medio ambiente (Romero, 2000). Para el tratamiento de las aguas residuales se utilizan en su mayoría procesos biológicos, debido a su alta efectividad en la remoción de materia orgánica presente (Grady, 2011).

Un proceso biológico de tratamiento de agua consiste en un sistema en el cual se mantiene un cultivo de microorganismos denominado biomasa, que se alimenta de las impurezas del agua residual llamado sustrato (Tantak, 2014). Dichas impurezas son la materia orgánica biodegradable, amonio, nitrato, fosfato y otros contaminantes a menor concentración (Messias de Araujo, 2013; Guieysse, 2013).

El tratamiento de las aguas residuales se divide en cuatro etapas importantes (Metcalf, 2003):

- Pre-tratamiento: elimina los residuos fácilmente separables, y en algunos casos se introduce un proceso de pre-aireación.
- Tratamiento primario: comprende los procesos de sedimentación y tamizado
- Tratamiento secundario: comprende los procesos biológicos aerobios y anaerobios, fisicoquímicos como es la floculación para reducir la mayor parte de DBO.
- Tratamiento terciario o avanzado: comprende la reducción final de la DBO, metales pesados y contaminantes químicos, así como la eliminación de patógenos y parásitos.



2.4 Procesos biológicos

Los procesos biológicos son de gran importancia en el campo del tratamiento de las aguas residuales; el desarrollo de estos ha mantenido una estrecha relación entre el costo y eficiencia (Torres, 2003).

Todos los procesos biológicos que se emplean en el tratamiento de agua residual tienen su origen en procesos y fenómenos que ocurren en la naturaleza. El tratamiento biológico consiste en el control del medio ambiente de los microorganismos de modo que se consigan condiciones óptimas de crecimiento (Gordon *et al.*, 2011).

Las principales aplicaciones de estos procesos son la eliminación de materia orgánica presente en el agua residual, medida como DQO, DBO, COT, nitrificación, desnitrificación, eliminación de fósforo, y estabilización de fangos (Gordon *et al.*, 2011).

Los principales procesos biológicos aplicados al tratamiento de agua residual se dividen en cinco grandes grupos (Gordon, 2011; Nodal, 2001):

- ◆ Procesos aerobios
- ◆ Procesos anóxicos
- ◆ Procesos anaerobios
- ◆ Procesos anaerobios, anóxicos o aerobios combinados
- ◆ Procesos en estanques o lagunas

Los procesos mencionados anteriormente dependen de la capacidad de oxigenación que presenten los sistemas de tratamiento o de la cantidad de oxígeno necesario para el crecimiento de los microorganismos presentes, a partir de esto se desarrollan distintos tipos de sistemas para el tratamiento dependiendo del medio en que se encuentre contenida la biopelícula (Figura 2.1).

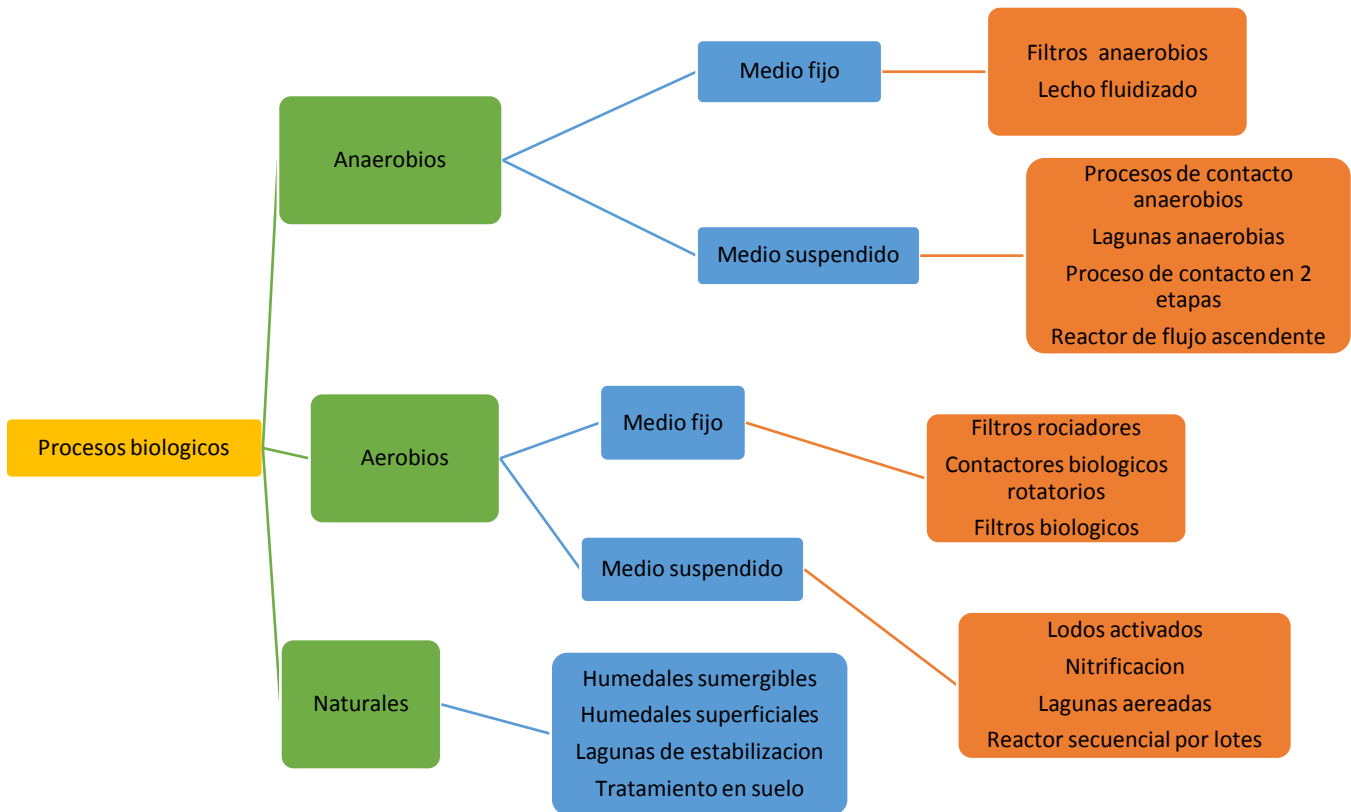


Figura 2.1 Clasificación de procesos biológicos (Pell, 2008).

Los principales factores que afectan y son importantes considerar para la mejor elección del tratamiento de las aguas residuales son principalmente, las características del agua residual (Cortina, 2008; Ramalho, 2003), tales como la:

- Composición: presencia de lípidos, carbohidratos, proteínas.
- Biodegradabilidad
- Concentración de los compuestos
- Flujo del influente
- Disponibilidad de nutrientes y elementos traza
- Alcalinidad y capacidad tampón
- Sólidos en suspensión
- Presencia de compuestos tóxicos e inhibitorios
- Temperatura
- Fluctuaciones en la composición, concentración, pH, flujo, descargas alternas a las que estén expuestas.



Y la situación local para la planta de tratamiento (Cortina, 2008), como:

- Terreno disponible
- Costos de descarga de efluentes
- Restricciones de descarga
- Posibilidad de utilizar efluente
- Utilización y/o tratamiento de lodos
- Situación financiera

Con base en las características anteriores, el tratamiento por medio de lodos activados ha sido el más utilizado en nuestro país debido a que presenta una amplia disponibilidad de oxígeno para los microorganismos presentes, y soporta altas concentraciones de contaminantes sin perder su efectividad (Cardoso, 2012; Limón, 2013).

Aunque cabe mencionar, que presenta grandes desventajas en cuanto al tamaño del terreno necesario para su construcción, así como la cantidad de oxígeno que debe ser suministrada desde el fondo de los reactores, y la acumulación de lodos en exceso que son necesarios tratar (Nodal, 2001; Cardoso, 2012).

2.4.1 Tratamiento biológico aerobio y anaerobio en agua residual

2.4.1.1 Tratamiento aerobio

Las bacterias, en presencia de oxígeno, rompen y convierten el contaminante en formas más simples. Las colonias de microorganismos aerobios utilizan el carbono orgánico presente en los efluentes como fuente de carbono y energía. La degradación aerobia puede expresarse como (Rodríguez, 2002; Chan, 2009):

Materia orgánica + microorganismos + O₂ + nutrientes → CO₂ + H₂O + microorganismos + materia orgánica oxidada

Si existe limitación de alimento, los microorganismos consumen su propio protoplasma para obtener energía para las reacciones que mantienen con vida a los microorganismos (Bailey, 1986).

La forma de convertir los contaminantes durante el proceso de degradación aerobia sucede en dos fases, uno de oxidación o respiración, y el otro de síntesis. La oxidación consiste en romper las cadenas de los contaminantes hasta llegar a



CO₂, agua, nitratos, sulfatos, entre otros, tomando el oxígeno disuelto en el proceso (Doble, 2005).

La fase de síntesis produce la biomasa mediante actividad bioquímica. El sustrato, que es la fuente de carbono, actúa como donador de electrones para promover el desarrollo de las bacterias, utilizando las enzimas como catalizadores de las reacciones químicas que se presentan en el proceso de degradación, las cuales rompen las moléculas complejas para convertirlas en moléculas más sencillas, cuya función es permitir el paso a través de la membrana de los microorganismos. Posteriormente, las células metabolizan las moléculas sencillas de la materia orgánica reorganizándolas en estructuras moleculares y construyendo protoplasma celular por fisión binaria (Rodríguez, 2002; Doble, 2005).

En este tipo de tratamiento se llevan a cabo procesos catabólicos oxidativos; ya que el catabolismo oxidativo requiere la presencia de un oxidante de la materia orgánica y normalmente este no está presente en las aguas residuales, y requiere ser introducido artificialmente (Grady, 2011). La forma más conveniente de introducir un oxidante es por la disolución de oxígeno de la atmósfera, utilizando la aireación mecánica, lo que implica altos costos operacionales del sistema de tratamiento (Kassab, 2010).

Las principales ventajas del tratamiento son (EPA, 2000; Chan, 2009):

- ✓ Proporcionar un mejor nivel de tratamiento que los sistemas anaerobios
- ✓ Protegen valiosos recursos de agua en zonas donde existen otras formas de tratamiento no controlado
- ✓ Pueden extender la vida útil del campo de drenaje
- ✓ Reducen la descarga de amoníaco a las aguas receptoras

Por otra parte las desventajas que presenta el tratamiento son (EPA, 2000; Chan, 2009):

- × Altos costos operacionales
- × Producción de malos olores
- × Altos gastos de energía
- × Altas producciones de lodos para tratamiento

2.4.1.2 Tratamiento anaerobio

Este tipo de proceso es menos frecuente y más lento en comparación con el proceso aerobio, en donde los hidrocarburos sirven como donadores de electrones



bajo distintos mecanismos como: hidroxilación, carboxilación y condensación (Ahumada, 2009).

La digestión anaerobia es un proceso de transformación y no de destrucción de materia orgánica; como no hay presencia de oxidante en el proceso, la capacidad de transferencia de electrones de la materia orgánica permanece intacta en el metano producido (Chan, 2009). Debido a que no se presenta oxidación en el tratamiento, se tiene que la DQO teórica del metano equivale a la mayor parte de la DQO de la materia digerida, y una mínima parte de la DQO es convertida en lodo (Chan, 2009; Kassab, 2010)

De las reacciones bioquímicas que ocurren en la digestión anaerobia, sólo una pequeña parte de la energía es liberada, mientras que la mayor parte de esa energía permanece como energía química en el metano producido (Kassab, 2010).

Las ventajas que presenta este tratamiento son (Chan, 2009):

- ✓ Cargas orgánicas aplicables altas
- ✓ Se produce energía (biogás)
- ✓ Baja producción de lodos
- ✓ Requiere poco espacio
- ✓ Requiere poco equipo mecánico
- ✓ Menor inversión que el tratamiento aeróbico
- ✓ Aplicable a baja o gran escala
- ✓ Baja emisión de olores y patógenos

A su vez, este tipo de tratamiento presenta las siguientes desventajas (Chan, 2009):

- × Más lento que el tratamiento aerobio
- × Mayor sensibilidad a compuestos tóxicos
- × Requiere mayor tiempo de aclimatación
- × Menor eficiencia
- × Producción de H₂S

2.5 Tratamientos físicos

Los procesos físicos aplicados al tratamiento de los residuos (Tabla 2.5), se utilizan fundamentalmente para llevar a cabo la separación de los residuos en sus fases o en sus componentes, y la concentración de las sustancias responsables



de su peligrosidad (Metcalf, 2003). Las operaciones de separación pueden ser por procedimientos mecánicos forzados como las filtraciones de todos los tipos o la centrifugación, o bien por medio de procedimientos hidráulicos como la decantación (César, 2003).

Estos tratamientos no modifican la constitución de los componentes, sino la forma de presentación y pueden utilizarse como técnicas separadas o como complemento a los métodos químicos y biológicos (Manahan, 2007; César, 2003).

Los procesos físicos de separación de componentes actúan segregando especies iónicas o moleculares, procedentes de flujos de residuos de composición múltiple, y no requieren de reacciones químicas para ser efectivos. Se aplican frecuentemente en el tratamiento de aguas y lodos residuales industriales (César, 2003).

Tabla 2.5 Principales operaciones físicas utilizadas actualmente para el tratamiento de residuos peligrosos (Ramalho, 2003; César, 2003).

Centrifugación	Sedimentación/decantación	Destilación
Evaporación	Filtración	Floculación
Flotación	Precipitación	Separación por aire
Separación por vapor	Adsorción de carbón activado	Adsorción en resina
Cristalización	Fijación de metales	Intercambio iónico
Extracción con disolventes	Destilación por vapor	Ultra filtración
Osmosis inversa	Electrodialisis	

2.5.1. Reactores de lecho fijo y en suspensión

Existen 2 tipos de sistemas de reactores de biopelícula para el tratamiento de las aguas residuales; los de cultivo fijo y los de cultivo en suspensión (Tabla 2.6); los sistemas más utilizados en la actualidad son los reactores de biopelícula en suspensión, debido a que presentan una ventaja en el tratamiento debido al contacto continuo que tienen los microorganismos con el agua residual (Escalante, 2000; Noyola, 2000).

Existen diversas formas de poner en contacto las fases dentro de un sistema de tratamiento; se puede realizar por medio de lecho fijo o en suspensión. La decisión de utilizar uno u otro dependerá de cómo sea la resistencia de transferencia de masa en el sistema; es decir; si ésta se halla en el gas o en el líquido, y dependiendo de este factor decidir qué elemento se utiliza como fase dispersa y cuál como fase continua (Iborra, 2013; Rocha, 2008).



Si la fase dispersa es el líquido, puede dispersarse en forma de gotas, columna de lluvia, o en forma de riachuelos; por otra parte, si la fase dispersa es el gas, éste se dispersa en forma de borboteo; y la operación en co-corriente o contracorriente dependerá de la disponibilidad de las fuerzas impulsoras para la transferencia de materia, calor y reacción (Iborra, 2013; Fernández, 2014).

Para obtener un diseño óptimo en el tratamiento deben de considerarse numerosos factores, pudiendo ocurrir que el mejor diseño corresponda al empleo de dos tipos de reactores distintos conectados en serie (Iborra, 2013; Fernández, 2014).

El proceso en lechos fijos consiste en tener un medio de soporte sólido, que permite que sobre éste se desarrolle un medio microbiano que consume el material orgánico cuando es puesto en contacto. Para este fin se hace fluir el agua a través del medio, procurando efectuar la aspersion del agua en el medio de manera uniforme; si el agua se distribuye de esta manera a través de la sección transversal del contenedor, las posibilidades de contacto del agua con todo el medio biológico que se encuentra serán mayores (Rocha, 2008).

En los sistemas de lecho en suspensión, el fluido arrastra las partículas de biopelícula o los soportes donde está adherida; las partículas pueden moverse en co-corriente, contracorriente o en flujo cruzado respecto del flujo del agua, siendo deseable que ambas fases sigan el modelo de flujo pistón (Rocha, 2008; Iborra, 2013).

Los factores a tener en cuenta para decidir entre un sistema u otro son: el contacto solido-líquido, el control de temperatura, el tamaño de partícula, y la manera de afrontar el problema de regeneración de biomasa (Tabla 2.7) (Iborra, 2013; Rocha, 2008).

Las principales ventajas del reactor de lecho en suspensión son el empleo de partículas pequeñas con elevada eficiencia, un lecho prácticamente isotérmico, una pérdida de presión pequeña, y el poder sustituir la biomasa sin parar el sistema; por otra parte la principal desventaja radica en el modelo de flujo complejo que dificulta el modelo y diseño del reactor (Iborra, 2013).

Por el contrario, en el reactor de lecho fijo, el modelo de flujo es fácil de entender y modelar, además resulta ser económico de construir y operar; sin embargo presenta serios problemas en cuanto a isothermicidad, pérdida de presión, y mantenimiento en el sistema (Iborra, 2013).



Tabla 2.6 Comparación básica entre los reactores de lecho fijo y en suspensión (Iborra, 2013; Rocha, 2008).

	Lecho fijo	Lecho en suspensión
Modelo de flujo-contacto	Flujo del fluido próximo a flujo pistón, por lo que la eficiencia del contacto es elevada.	Flujo del fluido complejo. Si el flujo es un gas se forman burbujas grandes por lo que la eficiencia de contacto es baja.
Control de temperatura	Formación de zonas calientes, con desarrollo de ΔT radial y axial.	Control fácil de $\Delta T \approx 0$
Perdidas de presión/ Tamaños de partícula	La pérdida de presión es elevada al usar d_p pequeños para reducir la influencia de la transferencia interna de materia.	Se pueden usar d_p pequeños; la eficiencia de partícula es elevada y la pérdida de presión reducida.
Desactivación- Regeneración	Para solucionar los problemas por desactivación. El reactor se sobredimensiona y es necesario parar el sistema para retirar la biomasa.	Permite la extracción fácil de la biomasa sin parar el sistema.

2.5.2 Soportes de biopelícula

Para el correcto funcionamiento de los reactores biológicos de biopelícula en el tratamiento de aguas residuales, son requeridos soportes específicos para contener la biomasa en desarrollo; el tipo de soportes más ampliamente utilizados son piedras de río, piedra volcánica, empaques plásticos de diversas formas, placas en arreglos específicos, etc. (Figura 2.2), sitios donde la biomasa pueda adherirse y desarrollarse para llevar a cabo la digestión biológica del material orgánico contenido en las aguas residuales (Cercado, 1999).



Figura 2.2 Soportes plásticos de forma circular más ampliamente utilizados para el desarrollo de la biopelícula (Rocha, 2008).

Para que el proceso de conversión del material orgánico a células sea efectivo, se debe disponer de una gran superficie de contacto con el líquido que contiene el material orgánico a remover con la biomasa que se encarga de digerir éste; cuanto mayor sea la superficie de contacto y el tiempo de contacto entre el líquido y la biomasa, mayor será la efectividad en la conversión (Messias de Araujo, 2013; Rocha, 2008).

El material sólido deseable para el desarrollo de la biomasa deberá reunir las siguientes características (Rocha, 2008; Zalakain, 2011):

- Tener una gran superficie o área de contacto por unidad de volumen
- Deberá ser de bajo peso específico para que el reactor que lo contiene, pueda ser construido sin que sea necesario emplear materiales de alta resistencia mecánica y por consiguiente de alto costo.
- Deberá ser económico

En la actualidad existen estudios realizados con soportes de materiales fibrosos no tejidos; estos han demostrado tener una alta retención de biomasa, y un mayor tiempo de permanencia de la misma (García, 2015). En estudios posteriores realizados con otro tipo de soportes porosos, se ha demostrado tener características similares al de las fibras no tejidas; lo que proporciona valiosa información sobre la eficiencia que tienen este tipo de materiales para el desarrollo de biopelícula (Messias de Araujo, 2013).

Los reactores con soportes plásticos o fibrosos para biopelícula, presentan una notable diferencia en el tratamiento de aguas residuales, ya que estos sistemas tienen la ventaja de poder contener la biomasa en su interior, lo que ayuda a que



se desarrolle una mayor cantidad de biopelícula y por ende una mayor eficiencia en la degradación de los contaminantes presentes (Saucedo,2005); del mismo modo existen desventajas en este tipo de sistemas, ya que al desarrollarse una alta cantidad de biopelícula, los factores como la transferencia de oxígeno y la cantidad de sustrato, presentan una mayor demanda, esto quiere decir, que se requiere de una mayor cantidad de alimento y nutrientes para el desarrollo de los microorganismos; así como también, se requiere de una mayor cantidad de oxígeno dentro del sistema para alcanzar a oxigenar hasta el interior de los soportes donde se encuentra adherida la biopelícula (Saucedo, 2005; Casey, 1998).

Según estudios recientes, se ha demostrado que los reactores biológicos pueden tratar cargas orgánicas superficiales por arriba de 100 g DQO/m²*día, obteniendo remociones de hasta 97%; sin embargo al aumentar la carga a 200 g DQO/m²*día, existe un déficit en la transferencia de oxígeno lo cual disminuye la remoción del contaminante hasta 76%; este déficit se debe principalmente a la gran cantidad de células viables que albergan estos soportes por lo cual utilizan casi en su totalidad el oxígeno transferido (García, 2015); por lo que se ha comprobado que la transferencia de oxígeno del aire hacia el bulto del líquido sigue siendo un factor limitante, por lo cual es necesario realizar estudios de diferentes formas para proporcionar oxígeno a este tipo de sistemas y poder hacerlos más eficientes. (Nivala, 2012, García, 2015).

2.6 Crecimiento bacteriano

Para la efectividad del control del ambiente en el tratamiento biológico, es necesario conocer los principios básicos del crecimiento de los microorganismos. Las bacterias son los microorganismos de vital importancia para el tratamiento biológico de las aguas residuales.

El patrón de crecimiento de las bacterias en un reactor biológico es inicialmente la inoculación en un volumen fijo de microorganismos, dichos microorganismos están en función del tiempo, ya que las bacterias se reproducen en forma logarítmica (Bailey, 1986).

El patrón de crecimiento del número de células en función del tiempo, consta de cuatro fases distintivas (Figura 2.3):

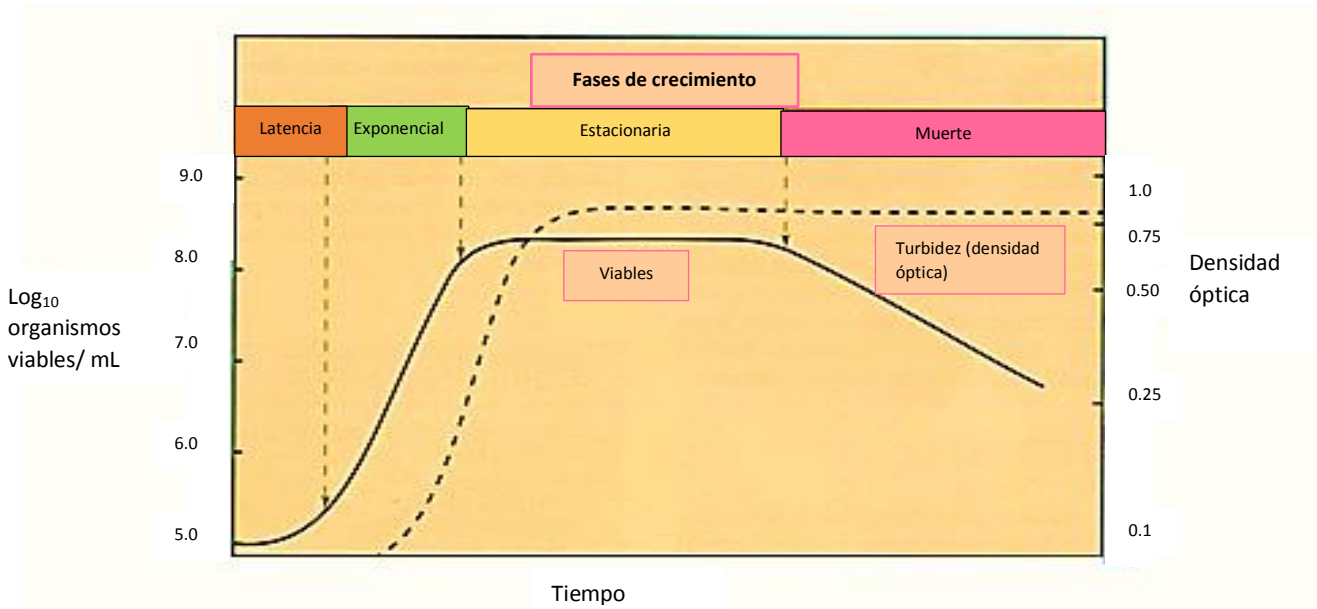


Figura 2.3 Curva típica de crecimiento bacteriano (Tortora, 2007).

- Fase de latencia: representa el tiempo requerido por los microorganismos para la aclimatación a un nuevo medio y comenzar a reproducirse.
- Fase exponencial: durante este periodo las células se dividen a una rapidez determinada por su tiempo de generación y su habilidad para la degradación de sustrato.
- Fase estacionaria: el crecimiento de los microorganismos se detiene y permanece en estado estacionario, esto es debido a que: (1) las células han agotado el sustrato o nutrientes en el medio, (2) las células han agotado el oxígeno disuelto en el medio por lo que comienzan a morir, (3) el crecimiento de las nuevas células se ve compensado por la muerte de las células antiguas.
- Fase de muerte: durante esta fase las bacterias mueren a una rapidez mayor a la producción de nuevas células; la rapidez de inhibición generalmente está en función de la población viable y las características del medio.

2.7 Biopelícula

El término biopelícula, hace referencia a una serie de microorganismos que se encuentran en un exopolímero de glicocálix, y que se organiza en forma de colonias adheridas a diferentes superficies, ya sean blandas, móviles o inertes (Betancourth *et. al.*, 2004). El exopolímero producido por los microorganismos, forma una matriz adherente en donde estos quedan atrapados y comienzan a



organizarse en colonias con diferentes requerimientos metabólicos (Betancourt, 2004; Welter *et. al.*, 2005).

La estructura de la biopelícula es morfológicamente y fisiológicamente distinta a la de las bacterias fuera de ella; además ésta presenta propiedades dinámicas, ya que su composición y características cambian con el tiempo (Welter *et. al.*, 2005).

Aunque la composición de la biopelícula es variable en función del sistema que se tenga, en términos generales, el componente mayoritario es el agua, la cual puede representar hasta el 97% del contenido total (Branda, 2005).

Además de agua y células bacterianas, la matriz de la biopelícula es un complejo formado principalmente por exopolisacáridos. En menor cantidad se encuentran otras macromoléculas como proteínas, DNA y productos procedentes de la lisis de las bacterias (Sutherland, 2001; Branda, 2005).

Se han realizado estudios utilizando microscopia cofocal, que ha demostrado que la arquitectura de la matriz de la biopelícula no es sólida, y presenta canales que permiten el flujo de agua, nutrientes y oxígeno; incluso hasta las zonas más profundas de ésta. La existencia de estos canales no evita que dentro de la biopelícula se encuentren diferentes ambientes en los que la concentración de nutrientes, pH y oxígeno sea diferente (Davey *et. al.*, 2000; Stoodley *et. al.*, 2002).

Para evitar la formación de productos indeseables dentro de la biopelícula, se utiliza un sólido inerte como soporte de la misma. Por estas razones, se presentan colonias mixtas de microorganismos, los cuales pueden tener metabolismo aerobio o anaerobio, esto va a depender del grosor de la biopelícula y el tiempo que el soporte este sumergido en el medio en el medio de donde los microorganismos obtienen el sustrato y el oxígeno para su desarrollo (Bailey, 1986; Davey, 2000; Branda, 2005).

2.7.1 Tipos de metabolismo microbiano

El metabolismo bacteriano se basa principalmente en el intercambio de electrones de los microorganismos con el oxígeno disuelto en el medio; cuando el oxígeno molecular es usado como aceptor de electrones en la respiración metabólica, existe un proceso conocido como respiración aeróbica. Los microorganismos que son dependientes de la respiración aeróbica para satisfacer sus necesidades energéticas requieren de un suministro de oxígeno externo; estos organismos son llamados aerobios obligados (Mathews, 2002; Madigan, 2005).



Los compuestos que oxidan la materia inorgánica como el nitrato y el nitrito pueden funcionar como aceptores de electrones para la respiración de algunos microorganismos en ausencia de oxígeno, a los procesos que usan este tipo de organismos son conocidos como anóxicos (Mathews, 2002).

Los organismos que generan energía por fermentación y que pueden existir sólo en un ambiente sin oxígeno se conocen como anaerobios obligados (Dreyfus, 2007). Existen también los organismos facultativos, que son aquellos que tienen la habilidad de crecer en presencia o ausencia de oxígeno (Madigan, 2002; Dreyfus, 2007).

En la Tabla 2.7 se muestran los aceptores de electrones de acuerdo a las reacciones típicas de los microorganismos a partir de su metabolismo:

Tabla 2.7 Aceptores de electrones en reacciones típicas de microorganismos (Mathews, 2002; Dreyfus, 2007)

Entorno	Aceptor de electrones	Proceso
Aerobio	Oxígeno (O ₂)	Metabolismo aerobio
Anaerobio	Nitrato (NO ₃) ⁻	Desnitrificación
	Sulfato (SO ₄) ⁻²	Reducción de sulfato
	Dióxido de carbono (CO ₂)	Metanogénesis

2.7.2 Etapas en el proceso de la formación de la biopelícula

La formación de la biopelícula se puede dividir en tres etapas importantes; la etapa inicial que consiste en la formación y adherencia de la biopelícula en la superficie; esta etapa está influenciada por la movilidad de las células en el medio (Stoodley, 2002).

Los microorganismos al estar en contacto directo con el agua toman elementos necesarios para su desarrollo, los cuales son metabolizados; las fuerzas de atracción electrostática y las fuerzas de van der Waals son las encargadas de la retención y unión de las moléculas de los microorganismos para la formación de biopelícula en esta primera etapa (Flemming, 2007; Horswill, 2007).

Una vez que las bacterias se han adherido a la superficie, comienzan a dividirse y a extenderse alrededor de la superficie donde se encuentra adherida, formando una monoclonia; a partir de este punto, las bacterias continúan su crecimiento aumentando cada vez más su volumen y extendiéndose hasta cubrir por completo la superficie que las contiene (Sutherland, 2001; Flemming, 2007).

Por último, algunas bacterias de la biopelícula formada son liberadas para poder adherirse a nuevas superficies; además se da la producción de material extracelular, lo que facilita la adherencia de los microorganismos en nuevas áreas (Figura 2.4). En esta última etapa, el crecimiento de la biopelícula está en función de la tasa de crecimiento microbiano, de la estabilidad de la biopelícula, y del contacto con el agua residual que contiene el sustrato necesario para su desarrollo (Xavier, 2007; Hibbing, 2010).

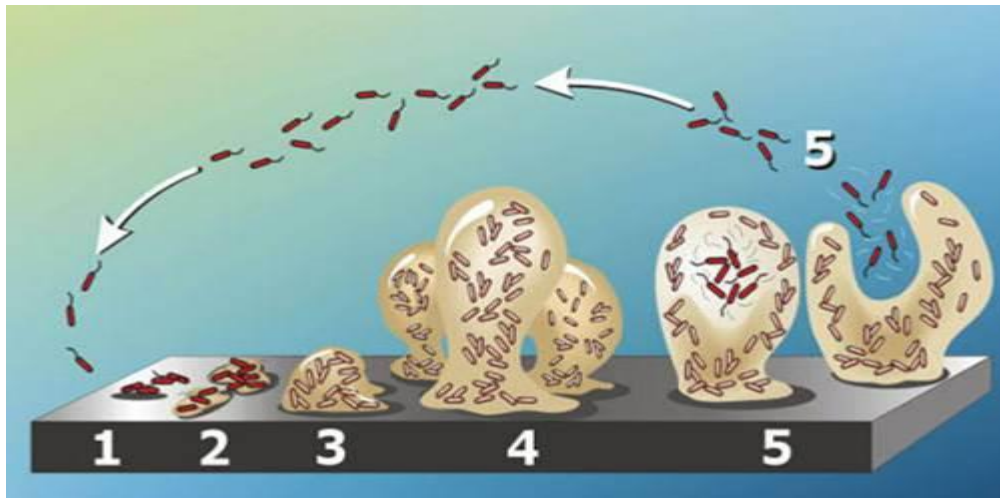


Figura 2.4 Proceso de formación de biopelícula (Phillips, 2008).

Por medio de los fenómenos de difusión y convección, los nutrientes y sustrato son transportados a través de las capas de la biopelícula; esto lo hacen por medio de canales que existen entre las células por donde a su vez pasa el oxígeno necesario para el desarrollo de los microorganismos (Stoodley, 1999; Betancourt, 2004); aunque cabe mencionarse que hay una pequeña capa de microorganismos anaerobios contenidos en la capa más profunda de la biopelícula, que se adaptan a la falta o a la baja cantidad de oxígeno que llega hasta ellos (Figura 2.5), estos microorganismos presentan características diferentes a los microorganismos aerobios contenidos en las capas superiores de biopelícula, y presentan diferente afinidad a la degradación de sustratos, debido a su distinta actividad metabólica (Romero, 1999; Yun-Fang, 2014).

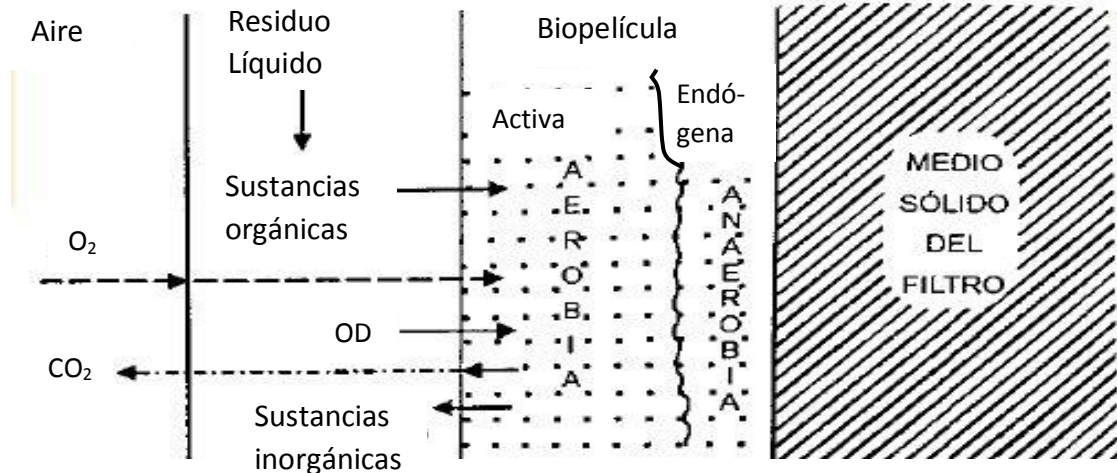


Figura 2.5 Distribución y actividad de la biomasa en un medio sólido (Romero, 1999).

Es necesario intentar reducir lo más posible el desarrollo de microorganismos anaerobios en los soportes fijos de biopelícula para aumentar la eficiencia del sistema; ya que al combinarse ambos, la cantidad de sustrato que se consume es menor debido a que cada tipo de microorganismo consume un tipo diferente de sustrato (Madigan, 2005; Mathews, 2002; Yun-Fang, 2014); a consecuencia de esto, la capa donde se encuentran los microorganismos anaerobios entra en fase de crecimiento endógena, lo que provoca la pérdida de adherencia al medio de soporte, y ocasiona el desprendimiento de la biopelícula; lo que puede detener o reducir la degradación de los contaminantes deseados durante el tratamiento, debido a la falta de biopelícula o al tiempo de espera de regeneración de la misma; para combatir esto, es necesario aumentar la oxigenación dentro de la biopelícula, y buscar distintos tipos de soporte que favorezcan el flujo de oxígeno a través de las capas de la biopelícula (Romero, 1999).

Existen algunas características importantes para favorecer la adherencia de los microorganismos al soporte, las cuales se muestran a continuación en la Tabla 2.8:



Tabla 2.8 Características que favorecen la adherencia de los microorganismos (Cercado 1999; Donlan, 2002).

Parámetro	Característica
Carga electrostática del soporte	Debe ser positiva debido a la carga negativa de los microorganismos.
Afinidad por el agua	Ésta debe ser baja para que atraiga eficazmente a los microorganismos presentes en el medio.
Porosidad	Estos deben ser profundos, debido a que gracias a los poros, los microorganismos entran brindándole una mayor estabilidad a la biopelícula.

2.8 Biodegradación de compuestos tóxicos por microorganismos

La biodegradación es un proceso en el cual los microorganismos tienen la capacidad de utilizar parcial o completamente compuestos presentes en el medio como fuente de carbono y energía para su desarrollo, degradando dichos compuestos hasta CO_2 y agua en el caso de microorganismos aerobios (Rodríguez, 2003; Fang, 2013).

A este proceso de degradación se le llama mineralización, ésta consiste en la alteración estructural de los compuestos y la formación de intermediarios metabólicos que pueden servir como elementos estructurales para las células (Maier, 2014).

Este proceso se realiza por medio de enzimas y mecanismos a nivel de membrana que permite la entrada de nutrientes y depende de varios factores, tales como: las características del contaminante, concentración, microorganismos presentes, y condiciones ambientales (Maier, 2014; Rodríguez, 2003).

2.8.1 Factores que afectan la biodegradación

La biodegradación de los compuestos puede verse afectada por diversos factores que impidan el correcto metabolismo de los microorganismos encargados de realizarla (Maier, 2014; Rodríguez, 2003):

pH: Éste afecta a los microorganismos y sus enzimas, influyendo tanto en la disociación como en la solubilidad de diversas moléculas y en la disponibilidad de nutrientes. Los intervalos óptimos para el desarrollo están entre 6.5-8.5.

Temperatura: este es un factor que afecta el crecimiento, la supervivencia y la actividad metabólica de los microorganismos; a su vez influye en los cambios



estructurales y químicos de los compuestos a degradar. El intervalo de temperatura adecuado para que la biodegradación se lleve a cabo es entre 20 - 30°C.

Nutrientes y sustrato: la importancia de estos dos elementos se da por el hecho de que son indispensables para el desarrollo, crecimiento y supervivencia de los microorganismos, además de ser necesarios para los procesos de biosíntesis y otras funciones metabólicas.

Aunque cada microorganismo requiere distintos tipos de nutrientes, en todos los casos se requiere de macronutrientes (P, N, K, por mencionar los principales), y de micronutrientes (Ca, Mg, Na, Fe, como ejemplo).

2.9 Aireación en procesos biológicos

Los sistemas de aireación convencionales en las plantas de tratamiento de aguas residuales representan entre un 45 al 60% del gasto de energía total de la planta (Bolles, 2003); por lo que es importante seleccionar un sistema adecuado que cubra las necesidades del oxígeno para los microorganismos presentes en el sistema (Nivala, 2012).

Los principales consumidores del oxígeno dentro del sistema son los microorganismos encargados de la degradación, y esto llega a ser un problema durante la operación, ya que el oxígeno se vuelve un reactivo limitante por el alto desarrollo de la biomasa, lo que causa que dicha biomasa vaya desprendiéndose por la muerte de los microorganismos y se reduzca la eficiencia del tratamiento (Nivala, 2012).

Los equipos de aireación utilizados en el tratamiento de aguas residuales son de vital importancia para llevar a cabo los procesos biológicos, así como para proveer la agitación necesaria para mantener los sólidos suspendidos presentes en el agua y así tener un tratamiento más efectivo de los mismos (Bolles, 2003).

Existen diversos tipos de sistemas de aireación, aunque los sistemas más utilizados en la actualidad por las plantas de tratamiento son de 2 tipos en específico; los primeros son los aireadores de superficie, que proveen de aire al sistema por medio de agitación (Bolles, 2003); estos sistemas han mostrado tener una deficiencia en cuanto a la completa aireación dentro del sistema, ya que el oxígeno que se suministra por medio de agitación no desciende lo suficiente para llegar a los microorganismos que se encuentran a mayor profundidad, y el oxígeno que logra descender más en el sistema asciende con rapidez por efecto de la densidad (Ovezea, 2009).



El segundo sistema más utilizado en la actualidad es el de aireadores que introducen el oxígeno por medio de difusores sumergibles (Bolles, 2003; Ovezza, 2009), este sistema de aireación muestra una mayor eficiencia en cuanto a la transferencia de oxígeno; cabe mencionar que una de sus principales desventajas es la gran cantidad de zonas muertas que se forman, esto debido a que el difusor suministra el oxígeno desde el fondo, el cual asciende por efecto de densidad y no cubre las zonas periféricas al aireador, por lo que es necesario colocar una gran cantidad de difusores a lo largo de todo el sistema para reducir zonas muertas que se pudieran formar, esto ocasiona un mayor gasto de inversión para el tratamiento y un mayor gasto de energía para distribuir el oxígeno hasta cada difusor colocado (Nikakhtari, 2005; Ovezza, 2009).

2.9.1 Microburbujas

En estudios realizados a los sistemas de aireación se ha demostrado que los sistemas que producen microburbujas de oxígeno dentro del sistema, presentan una ventaja en cuanto a la transferencia de masa entre los microorganismos presentes y el oxígeno disponible, lo que ayuda a que la degradación de los contaminantes en el sistema se realice de manera más rápida y efectiva (Parmar, 2012).

Una de las principales ventajas de las microburbujas dentro del sistema es que debido a su diámetro presentan una mayor resistencia al efecto de la densidad y permanecen más tiempo en flotación (Agarwal, 2011), es por esto que dichas microburbujas incrementan significativamente el contacto entre las fases líquida y gas del sistema, promoviendo la transferencia de masa entre la biopelícula (Parmar, 2012).

La difusión de microburbujas dentro de los sistemas de tratamiento, ha demostrado ser una importante mejora para reducir los costos y aumentar la efectividad en el tratamiento de aguas; esto debido a que las microburbujas aumentan y mantienen la agitación a lo largo de todo el recorrido del flujo; o al menos por un largo periodo de tiempo; lo que ayuda a mantener el contacto del oxígeno y los microorganismos en todo momento con el agua del proceso; cabe mencionar que a su vez las microburbujas cambian algunas de las propiedades del agua, tales como la tensión superficial y la viscosidad, las cuales disminuyen, ocasionando una mayor inserción de aire dentro del sistema, quedando disponible el oxígeno suficiente para ser aprovechado por los microorganismos (Parmar, 2012).

2.10 Tubo Venturi

El tubo Venturi es un dispositivo diseñado para medir la velocidad de un fluido, aprovechando el efecto Venturi; que se explica por el principio de Bernoulli y el principio de continuidad de masa; que dice que si el flujo de un líquido es constante y la sección por donde fluye disminuye su diámetro, necesariamente la velocidad aumenta tras atravesar dicha sección (Jitschin, 2004; Ruiz, 2012).

El tubo Venturi está formado por dos secciones cónicas unidas por un tubo estrecho en el centro por el que el fluido se desplaza consecuentemente a mayor velocidad, y generando una disminución de presión significativa en dicha sección (Ruiz, 2012). En la garganta del tubo la velocidad alcanzará su valor máximo y la presión descenderá hasta su valor mínimo (Mott, 2006).

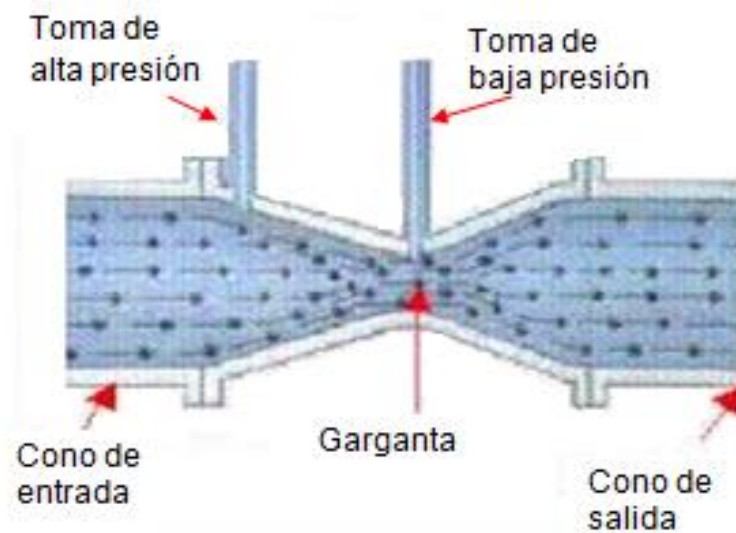


Figura 2.6 Diagrama representativo de Tubo Venturi (Ruiz, 2012).

Si el flujo que circula por el tubo Venturi es suficientemente alto, el aumento de la velocidad del fluido en la garganta será tal, que provocará una caída de la presión por debajo de la presión atmosférica; en dichas condiciones la depresión producida en la garganta del tubo Venturi es suficiente como para aspirar fluidos del exterior que se encuentren a presión atmosférica e incorporarlos a la conducción; este fenómeno se emplea para mezclar fluidos, añadir aditivos a aguas de riego, y conseguir mezclas de aire y agua (Jitschin, 2004; Salque, 2013).



2.10.1 Aireación por Venturi

El aireador Venturi está diseñado para una gran variedad de aplicaciones depuradoras, balsas de homogeneización y tanques de retención de aguas pluviales. Aunque los equipos de aireación o agitación pueden ser más eficientes individualmente para un proceso específico, el efecto combinado de ambos aporta mayores beneficios; por otra parte el relativamente bajo costo de inversión del equipo y su sencilla instalación, lo hace una opción altamente viable para la aireación en el tratamiento de las aguas residuales (Mott, 2006; Ji, 2014).

Para su funcionamiento, se utiliza una bomba de desplazamiento que genera un flujo primario de agua; la menor sección transversal de la boquilla acelera el flujo al entrar en la zona de succión; el aumento de la velocidad origina una reducción de presión suficiente como para aspirar el aire del exterior, como se mencionó anteriormente (Salque, 2013; Ji, 2014).

Cuando el flujo de agua pasa a través de la zona de reducción del tubo Venturi, se presenta una succión de aire exterior por la alta caída de presión que se genera, ambos flujos (aire y agua), pasan por la zona de agitación, se mezclan completamente, y abandonan el difusor como una sola corriente de agua con microburbujas de aire en su interior; la inclusión de burbujas de aire en la corriente es una importante ayuda en el proceso de mezcla, ya que favorece la mezcla completa en el sistema, aumentando la turbulencia del flujo durante el proceso.

El aireador Venturi presenta alta efectividad para aumentar la disponibilidad de oxígeno dentro un sistema biológico; ya que la proporción de oxígeno en agua normalmente no es superior al valor de saturación; lo que en el caso del tratamiento biológico resulta perjudicial, debido a la alta demanda de oxígeno que se genera por parte de los microorganismos, lo que causa un déficit de oxígeno y limita el tratamiento de manera significativa (Jitschin, 2004; Salque, 2013).

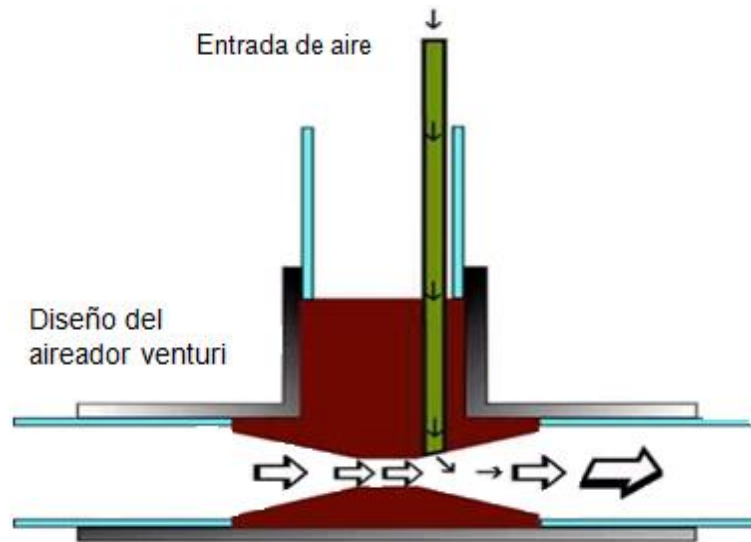


Figura 2.7 Esquema de aireador Venturi (Ji, 2014).

Las ventajas que presenta la aireación por Venturi con relación a otros sistemas de aireación es (Salque, 2013; Ji, 2014):

- ✓ Debido a la mezcla forzada de agua y aire, la eficiencia de oxigenación es remarcablemente alta.
- ✓ Las potencias utilizadas para lograr introducir una determinada cantidad de aire al sistema son menores que con un sistema de aireación convencional.
- ✓ El diámetro de burbuja puede ser controlado por medio de agitadores estáticos en el difusor.
- ✓ El flujo de aire en la entrada del difusor puede ser controlado a través de una válvula convencional instalada en la toma de aire.
- ✓ El mantenimiento es sencillo.
- ✓ Debido al principio de funcionamiento, con flujos son altos y los tiempos de tratamiento disminuyen notablemente respecto a otros sistemas de aireación.
- ✓ Induce un flujo de dispersión de oxígeno en el tratamiento, aumentando todos los coeficientes de transferencia, ya que el principio implica una dispersión del fluido y no una simple difusión del aire en el agua.

La transferencia de oxígeno del aire al agua se basa en el proceso físico de difusión, que consiste en la combinación de 2 o más gases, líquidos o soluciones; la difusión tiene lugar en la capa límite entre el aire y el agua. La velocidad de difusión depende del contenido de oxígeno en el agua; a menor contenido de oxígeno en el agua, mayor es la velocidad de difusión aire-agua, es decir el rendimiento en la captación de oxígeno (Baylar, 2007; Ji, 2014).



En comparación con otros sistemas de aireación, el tubo Venturi presenta la mayor cantidad de transferencia de oxígeno por unidad de potencia, tal como se muestra en la Tabla 2.9; es por este motivo que se puede asegurar la eficiencia de este sistema de aireación en los procesos de tratamiento de aguas residuales (Bolles, 2003; Salque, 2013).

Tabla 2.9 Rapidez de transferencia de oxígeno en diferentes sistemas de aireación (Bolles, 2003; Ovezza, 2009).

Dispositivos de aireación	Rapidez de transferencia de oxígeno (lb O₂/hp h)	Unidades kg O₂/kW h
Aireador Venturi	2.73 – 3.06	1.66 – 1.86
Aireador superficial tipo tornado	1.2 – 2.1	0.73 – 1.27
Aireador superficial de alta velocidad	1.2 – 2.0	0.73 – 1.22
Turbina sumergible	1.0 – 1.0	0.61 – 0.61
Membranas sumergibles	1.2 – 1.8	0.73 – 1.09
Aireador superficial de cepillo y aspas	0.8 – 1.8	0.48 – 1.09



Capítulo 3

3. Metodología

Este trabajo consiste en el dimensionamiento y la construcción de un reactor biológico para el tratamiento de aguas residuales; para el cual se siguió la siguiente metodología expuesta a continuación (Figura 3.1):

1. Identificación del problema
2. Estudio del problema
3. Áreas de mejora
4. Diseño conceptual del reactor
5. Dimensionamiento del equipo a partir de la carga orgánica
6. Construcción de la estructura metálica
7. Construcción de los módulos
8. Secciones que componen el sistema de tratamiento
9. Selección del sistema de aireación

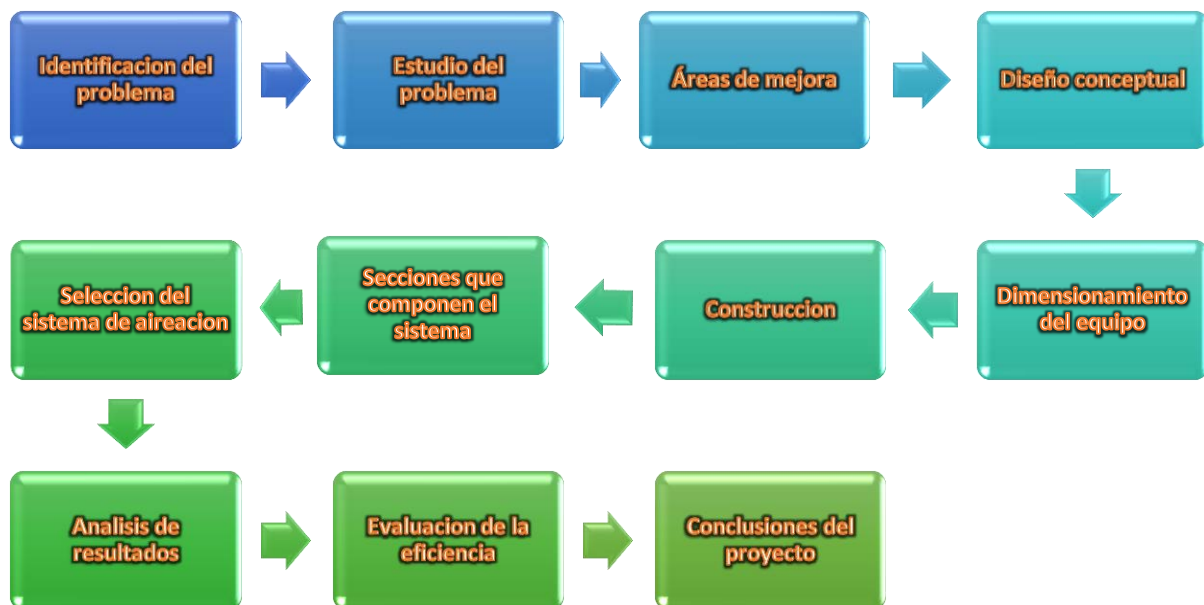


Figura 3.1 Metodología del proyecto



3.1 Identificación del problema

Se realizó la identificación del problema, iniciando por conocer la necesidad que presenta el país en materia de tratamiento de aguas residuales; se ha comprobado que en la actualidad, México está desarrollando normas, y tomando acciones para mejorar la calidad de sus aguas superficiales y de reúso para poder satisfacer las necesidades de la población.

En la actualidad sólo se tratan el 35% de las aguas residuales que se generan en el país (INEGI, 2009); esto debido a factores como el alto costo del tratamiento, la necesidad de grandes espacios para el tratamiento, y el mantenimiento continuo que requieren las plantas de tratamiento; esto sin considerar las descargas de aguas no controladas que se da en diversos sectores del país.

3.2 Estudio del problema

Una vez teniendo identificado el problema, se desarrolló un estudio del problema, buscando alternativas de cambio para aumentar la eficiencia del tratamiento de las aguas residuales; buscando disminuir los tiempos de tratamiento, reducir el tamaño de las plantas de tratamiento, y lo más importante, buscar alternativas económicas y sencillas de operar y de dar mantenimiento.

Considerando estos puntos fue necesario realizar una extensa investigación en materia de tratamiento de aguas residuales, para considerar cada punto importante para el tratamiento, para que éste funcione de la manera deseada, y además cumpliera con los puntos mencionados anteriormente.

3.3 Áreas de mejora

Una vez realizado el estudio, se encontraron diversas áreas de mejora para los sistemas de tratamiento, donde podría desarrollarse el proyecto:

- Se encontró que la manera más viable de tratamiento es por medios biológicos; ya que estos presentan una alta eficiencia en cuanto a la degradación de compuestos contaminantes, además de ser económicos y fáciles de operar.
- El factor del espacio de tratamiento es un muy importante factor a mejorar, debido a que los sistemas biológicos a pesar de ser sencillos de operar y económicos en cuanto a equipos a utilizar y mantenimiento; requieren de un amplio espacio para la estabilización de los microorganismos, y para que el tiempo de tratamiento de las aguas sea el necesario para su depuración.



- Se encontró que el medio de soporte de los microorganismos encargados del tratamiento, puede ser un punto a mejorar, debido a que se ha comprobado que favorecer el desarrollo de la biopelícula sobre un medio de soporte, brinda un mayor tiempo de vida de los microorganismos y evita la fuga de biomasa al agua tratada, que posteriormente debe ser filtrada; además de disminuir el mantenimiento periódico del sistema.
- A su vez, los sistemas biológicos requieren de un suministro de oxígeno para el desarrollo de los microorganismos; por lo que la aireación es un factor a considerar; debido a que para cubrir la demanda de oxígeno, es necesario un buen sistema de aireación a lo largo de todo el sistema para evitar o reducir lo más posible, espacios muertos.
- Todas estas características, el terreno, obra civil, medios de soporte y estabilización de los microorganismos, y sistemas de aireación, generan un amplio costo, lo que ha sido el principal problema para el desarrollo de plantas de tratamiento de aguas y de proyectos de esta índole en el país; por lo que es el área principal a mejorar en este proyecto.

Para intentar cubrir cada una de las áreas mencionadas, se desarrolló un diseño conceptual del proyecto, donde se fue describiendo cada una de las partes por las que estaría compuesto.

3.4 Diseño conceptual

El diseño conceptual se realizó con base a la carga orgánica (g DQO /m²* día), que un reactor de 10 L a escala laboratorio que puede tratar hasta 9.69 g DQO/m² día (García, 2015); con este valor se calculó el área superficial de las fibras tomando como valor de diseño un flujo de 1 L/s y una concentración de contaminantes de 230 g DQO/ m³.

Con base en estos valores, se calculó la carga orgánica superficial a partir de la ecuación:

$$C.O.S. = \frac{(C_o \times Q)}{(S \times V)} \dots\dots\dots(1)$$

Dónde:

- C.O.S.: Carga orgánica superficial
- Co: Concentración de materia orgánica de las aguas residuales de entrada
- Q: Flujo de agua
- S: Área superficial del soporte de biopelícula
- V: Volumen del reactor



Con base en los cálculos de diseño, y partiendo de los flujos aproximados de tratamiento, se obtuvo el volumen aproximado del reactor; el cual se pensó de manera que no requiriera un amplio espacio para su construcción y funcionamiento. De este modo se realizó el diseño de un reactor tubular de flujo ascendente, que cubriera por completo el volumen requerido calculado, sin ocupar una amplia área superficial, y tratando la cantidad requerida de flujo de agua residual.

Para equilibrar las dimensiones de altura y longitud del reactor, se dividió en 10 secciones tubulares sostenidas por un soporte rígido de acero; que les proporcionase la estabilidad necesaria a cada una, esto para evitar que el peso pudiera romper o fisurar alguna de las partes por las que está conformado el reactor.

Posteriormente, se pensó en el sistema de soporte para la biopelícula en el interior del reactor; esto debido a que si se colocaba de manera suspendida, el flujo en el interior podría arrastrar la biopelícula contenida, evitando su desarrollo y por ende el tratamiento no se llevaría a cabo.

Por este motivo el sistema de soporte se realizó de manera fija, colocándolo a lo largo de cada una de las secciones del reactor; su diseño consistió en colocar círculos de diámetros diferentes, uno dentro de otro, compuestos por un material poroso, que diera alta adherencia a la biomasa, además de una amplia área de contacto; los soportes fijos cuentan con aros plásticos rígidos en los círculos del material poroso para brindarle estabilidad a la forma circular, evitando plegamientos.

Se dejaron pequeños ductos de separación entre cada círculo del soporte (esto considerando el flujo de agua y aire que circularía a lo largo del reactor), para favorecer el paso del agua a través de los soportes con biopelícula y favorecer el contacto del flujo con la misma; así como, para evitar la retención del líquido a su paso por los mismos, deteniendo el flujo del reactor y causando aumentos de presión en el sistema.

Para el diseño de la aireación dentro del reactor, se optó por un aireador tipo Venturi; esto debido a que según estudios realizados, presenta una alta dispersión del aire en agua, lo que favorece el sistema de manera significativa debido a la gran cantidad de oxígeno que logra dispersar en el interior, evitando la falta del mismo a lo largo del tratamiento, y favoreciendo el desarrollo de los microorganismos en la biopelícula; cabe mencionarse, que además el implementar este sistema de aireación a la entrada del reactor, se reducen costos por operación, debido a que el aireador Venturi se alimenta del aire atmosférico,

debido a la succión que se da por efecto del vacío producido por el paso a alta velocidad del flujo del agua a través del Venturi.

Tomando en cuenta el flujo de agua y la alta dispersión de aire en el interior del reactor, se consideró necesario utilizar la última sección del reactor como un sedimentador; esto para retener la biomasa desprendida durante el tratamiento, evitando que esta salga del reactor contaminando con sólidos suspendidos el agua tratada.

A su vez, este sedimentador cuenta con un tubo de liberación de aire en la parte superior, lo que servirá como purgador del aire separado durante el tratamiento a lo largo del reactor, evitando el aumento de presión al interior del reactor, y disminuyendo la velocidad de flujo de agua tratada a la salida del reactor.

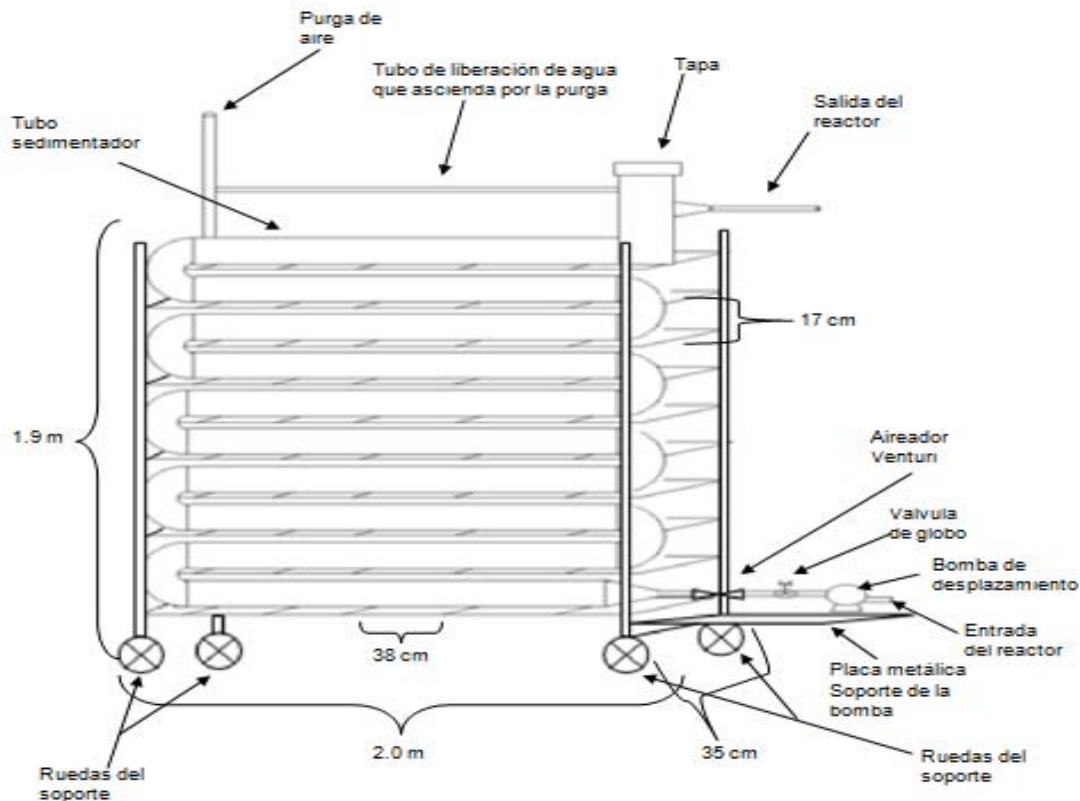


Figura 3.2 Diagrama conceptual del reactor biológico

El diseño del reactor consideró el uso de materiales de alta resistencia, que se tuviera pruebas de su eficiencia con sistemas hidráulicos, y que a su vez fueran de bajo costo; esto para hacer lo más económico posible el sistema de tratamiento de aguas residuales.



Capítulo 4

4. Resultados y Análisis

4.1 Construcción

Una vez realizado el diseño del sistema, se comenzó a desarrollar la construcción del reactor biológico, considerando cada una de las partes descritas anteriormente.

Para comenzar se realizó la cotización y adquisición del material para la construcción del reactor; anterior a esto, fue importante analizar distintas opciones de materiales que pudieran servir para soportar el flujo de agua residual, así como que fuera económico y ligero para su posterior transportación una vez construido. Por estas razones, el material seleccionado fue PVC debido a su alta resistencia y costo económico, así como por el conocimiento de tener alta efectividad en actividades sanitarias.

Para el diseño del reactor, se realizó el cálculo del volumen tomando en cuenta las propiedades del agua del influente, y aplicando la siguiente ecuación:

$$V = \frac{\theta * Y * Q * (S_0 - S)}{X * [1 + (K_d * \theta)]} \quad (2)$$

Dónde:

- V: Volumen del reactor (m³)
- θ : Tiempo de retención celular (min)
- Y: Coeficiente de crecimiento bacteriano (valor teórico entre 0.4-0.8)
- Q: Flujo de agua (L/min)
- S₀: DQO inicial del agua residual (mg/L)
- S: DQO final del agua residual (mg/L)
- X: Sólidos suspendidos en el agua residual (mg/L)
- K_d: Coeficiente de eliminación bacteriano (valor teórico entre 0.040-0.075) (d⁻¹)

Aplicando la ecuación anterior y basándonos en las características del agua a tratar y del material de soporte (CONAGUA, 2011; García, 2015), obtenemos:

$$V = \frac{10 \text{ min} * 0.7 * 40 \frac{\text{L}}{\text{min}} * \left(230 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - 30 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) * 1440}{2000 \frac{\text{mg}}{\text{L}} * [1 + (0.06 \text{ d}^{-1} * 10 \text{ min})]} = 25,200 \text{ L} = 25.2 \text{ m}^3$$



De acuerdo al resultado obtenido para el cálculo del volumen del reactor, se propuso realizar un reactor escala piloto para realizar las pruebas necesarias para la eficiencia en el tratamiento; de acuerdo a los materiales seleccionados para su construcción, el limitado espacio, y considerando que sería necesaria la movilidad del mismo, se consideró hacer un reactor con un volumen de 400 L, es decir, 60 veces más pequeño para poder realizar los experimentos necesarios sin requerir de un alto consumo de agua para las pruebas realizadas.

El arreglo que se le dio al reactor fue de manera ascendente, dividiéndolo en 10 secciones iguales con longitud de 2 m cada uno, buscando aprovechar el espacio superior de cada sección colocando una sobre otra; para esto fue necesaria la implementación de un soporte de acero, para brindar estabilidad y apoyo a cada parte del reactor.

4.1.1 Soporte de acero para tubería

El soporte metálico, está dividido en 10 niveles para soportar cada una de las secciones por las que está compuesta el reactor, contando cada nivel de 5 soleras de acero de 2.5 cm de ancho separadas entre sí por 38 cm; tal y como se describió en el diseño experimental (Figura 4.2); dichas soleras tienen la función de dar soporte a cada sección, evitando que por peso, estos se doblen, fisuren o rompan por la mitad, distribuyendo el peso a todo lo largo del soporte de acero.

Dicho soporte cuenta con ruedas en cada una de sus esquinas inferiores, para poder transportar con mayor facilidad el reactor sin necesidad de desmontarlo o de requerir de maquinaria especializada de carga para su movilidad.

En la Figura 4.1, se muestra claramente la estructura del soporte de acero, que contiene al reactor biológico, y soporta su peso durante su operación o transportación.



(a) Vista frontal del soporte



(b) Vista angulada del soporte

Figura 4.1 Soporte de acero para el reactor biológico

Por otra parte, como puede observarse en la figura anterior, el soporte cuenta en la parte inferior derecha (Figura 5.1 (a)), con una placa metálica de 2 cm de espesor, soportada por ángulos desde el frente de la placa, hasta la parte superior de las ruedas; dicha placa tiene la función de soportar la bomba encargada de introducir el agua al reactor.

4.1.2 Estructura del reactor tubular

Para la construcción de la estructura (cuerpo) del reactor, se seleccionaron tubos de PVC de 6" de diámetro; para cubrir las necesidades del volumen del reactor; se utilizó este material, debido a su alta resistencia y a su uso conocido en proyectos sanitarios; este material es de fácil manejo y construcción, además de ser económico en comparación con algún otro material que pudiera ser utilizado para los mismos fines.

El diseño y construcción del reactor consistió en un arreglo tubular de flujo ascendente (en forma de "S") (Figura 5.6); esto para minimizar el espacio a utilizar y para aprovechar en la medida de lo posible el flujo de aire a través del reactor; esto debido a que al insertar el aire al sistema, este tiende a ascender por efecto de la densidad, lo que puede ser aprovechado mandando el flujo de agua en la misma dirección para mantener el contacto del oxígeno con el agua a todo lo largo del proceso, sin necesidad de insertar aireadores en otra sección del reactor.

La construcción del reactor se realizó por etapas, comenzando por el acomodo de los tubos en el soporte de acero; para esto, se realizaron cortes precisos para acomodar correctamente y de tamaño uniforme cada una de las secciones



tubulares, cuidando de contar con el espacio suficiente fuera del soporte para colocar los codos que direccionarán el flujo a cada sección superior.



Figura 4.2 Colocación de cada sección en el soporte de acero

Posteriormente, la segunda etapa consistió en colocar a cada una de las secciones, coples de reparación en cada una de sus orillas (Figura 5.3); esto se realizó debido a que al ser un reactor biológico, requiere de mantenimiento en el momento en que la biopelícula sature los soportes; ya que de no realizarse, ésta continuará su crecimiento, disminuyendo cada vez más el espacio de flujo y reduciendo el volumen de tratamiento en el interior del reactor.

Los coples de reparación tienen la función de sellar las orillas de cada sección con los codos, evitando que haya fugas o derrames, sin necesidad de sellarlos permanentemente; esto ayuda a poder quitar los codos para posteriormente retirar los soportes de biopelícula de cada sección que contendrá en su interior, y realizarles la limpieza y mantenimiento pertinente para que los soportes o el reactor en general no disminuya su eficiencia en ningún momento con el tiempo.



Figura 4.3 Colocación de coples de reparación en cada sección tubular

Finalmente, una vez colocados todos los coples en su sitio, se colocaron los codos para cada sección (Figura 4.4), cuidando continuar el modelo de flujo ascendente dentro del reactor.

Cada codo colocado, fue reforzado en su interior para asegurarse de que la presión del agua a su paso no cause fugas en cada paso a nivel superior. Se colocaron anillos plásticos transparentes en el interior de cada codo (Figura 4.5), cubriendo las uniones de manera uniforme; ya que es en esta sección donde podría verse más debilitado el codo al paso del agua y a un aumento de presión repentino.



Figura 4.4 Colocación de codos en cada sección del reactor



(a) Vista frontal



(b) Vista lateral

Figura 4.5 Refuerzo interior de codos

El arreglo tubular, que es la estructura principal del reactor biológico; cuenta con un diseño de flujo ascendente en forma de “S”, para favorecer el flujo de agua y aire en el interior y favorecer la transferencia de oxígeno al sistema, evitando el déficit del mismo; lo que aumenta la eficiencia en el tratamiento de las aguas residuales, reduciendo el espacio significativamente.



Figura 4.6 Construcción del arreglo tubular del reactor biológico

4.1.3 Sistema de bombeo y aireación

Una vez construida la estructura tubular, se continuó con el sistema de bombeo; se comenzó por colocar una bomba SIEMENS de $\frac{1}{2}$ hp (Anexo 4), en el lugar designado sobre el soporte de acero; a partir de este sitio, se desarrollaron las conexiones y arreglos de tubería necesarios para conectar la bomba con el inicio del reactor (Figura 4.7).



(a) Vista aérea



(b) Vista Frontal

Figura 4.7 Colocación del sistema de bombeo y tuberías



La bomba seleccionada, trabaja (como se dijo anteriormente), en un rango de flujo de 20 a 60 Lpm, lo que brinda una alta caída de presión al pasar el agua por el Venturi en el sistema de aireación.

La curva de operación de la bomba, proporciona una clara visión de la relación de la eficiencia con el flujo proporcionado. En la figura 4.8, se muestra la curva otorgada por el fabricante para el modelo específico de la bomba con la que cuenta el sistema (Anexo 4); en ella se puede ver el rango de operación que aporta la bomba al sistema, y se encuentra señalado el punto donde se trabajó la bomba para las pruebas de aireación realizadas.

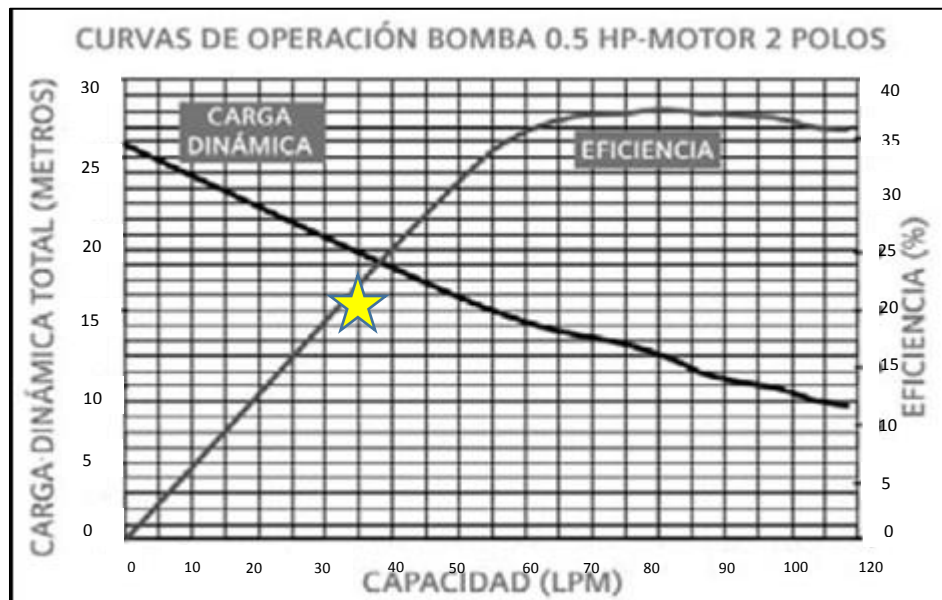


Figura 4.8 Curva de operación de la bomba utilizada (SIEMENS 1RF3; Anexo 4).

Una vez colocado el sistema de bombeo, se colocó el sistema de aireación Venturi a la entrada del reactor, conectando cada sistema entre sí para completar la instalación de los elementos principales de inserción de flujo en la entrada del reactor para el correcto funcionamiento del sistema, colocando una reducción a la entrada del reactor hacia el tubo de conexión de los sistemas de aireación y bombeo respectivamente, debido a que se seleccionaron de menor diámetro para aumentar la velocidad de entrada de flujo al reactor, para provocar una caída de presión al pasar por el aireador Venturi (Figura 4.10).

Al provocarse la succión, se aprovecha para insertar una corriente de aire, lo que aumenta el contenido de aire en el agua a la salida del Venturi favoreciendo la transferencia de oxígeno al dispersar de manera uniforme una gran cantidad de microburbujas de aire con una alta área superficial.



En el caso particular del sistema de estudio, dichas microburbujas aportan una amplia disponibilidad de oxígeno dentro de los soportes que contienen la biomasa en el sistema; ya que estas pueden entrar con mayor facilidad hasta el seno de los soportes y proveer el oxígeno suficiente a los microorganismos contenidos en ellos (Mayer 2005; Nivala, 2012).

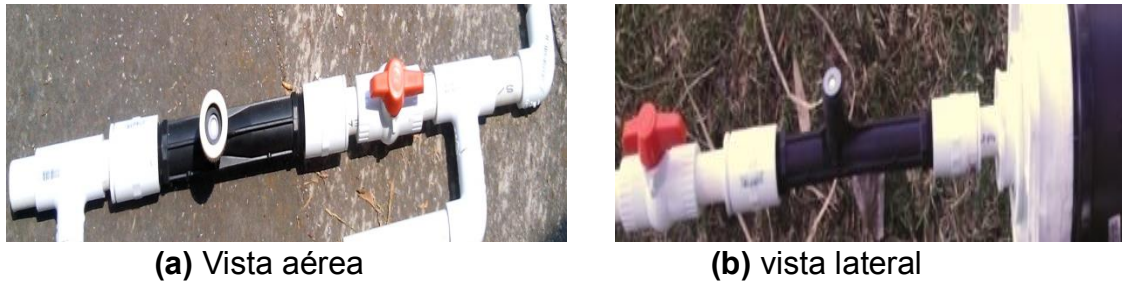


Figura 4.9 Sistema de aireación Venturi

El sistema de aireación por Venturi cuenta con un sistema de bypass (Figura 4.9), esto se realizó para evitar el aumento de presión en el sistema, ya que al ser agua residual la que será tratada (a pesar de que será filtrada previamente), cuenta con sólidos suspendidos, y puede llegar a tapar la garganta del Venturi provocando que el reactor baje su eficiencia.

El sistema de aireación cuenta con una válvula de globo, para poder cerrar el flujo de agua a través del Venturi, desviando el flujo a través del bypass, para no tener que detener el funcionamiento del sistema mientras se retira y se da mantenimiento al tubo Venturi, y a su vez el bypass cuenta con una válvula de globo que se encuentra $\frac{1}{4}$ abierta en todo momento para evitar que el aumento de presión conforme se van acumulando los sólidos en el Venturi pueda provocar alguna fuga o fisura en la entrada del reactor.



(a) Vista frontal del sistema



(b) Válvulas del sistema Venturi y bypass del mismo

Figura 4.10 Sistema de aireación completo



(a) Vista lateral del sistema



(b) Vista frontal del sistema

Figura 4.11 Conexión del sistema de bombeo y aireación al reactor

4.1.4 Sedimentador

Posteriormente, se realizó la construcción del sedimentador en la parte superior del reactor biológico (Figura 4.11); la construcción de éste, como ya se mencionó anteriormente, se realizó debido a que es de esperarse el desprendimiento de parte de la biopelícula tanto por el esfuerzo cortante por el paso del agua, como por la muerte de algunos microorganismos.

Dicho sedimentador cuenta en su interior con los mismos soportes para biopelícula (que serán descritos posteriormente), como el resto de las secciones



del reactor; su función principal es retener la biomasa desprendida, acumulándola en los soportes fibrosos y evitando que pase hacia la salida del reactor, contaminando el efluente.

El tubo sedimentador cuenta con un puerto de venteo que permite la liberación de aire del sistema y disminución de la velocidad del flujo a su paso por el sedimentador; para asegurar la retención de la biomasa, eliminando la turbulencia del sistema. Dicho tubo de liberación de aire cuenta con un tubo bypass, con la función de desviar el agua que pudiera ascender por él; hacia la salida del reactor, evitando algún derrame por este sitio.

El tubo sedimentador al igual que las demás secciones del reactor, cuenta con coples de reparación para ser desmontado con facilidad en el momento que requiera mantenimiento y limpieza de los soportes que retendrán la biomasa desprendida.



Figura 4.12 Sedimentador para la retención de biomasa a la salida del reactor

4.1.5 Panel de control eléctrico

Por último, se colocó un panel de controles eléctricos sobre la estructura de acero que soporta al reactor; en dicho panel se colocaron la conexión de la bomba, así como espacios de conexión extras para poder colocar una compresora en caso de requerir suministrar una mayor cantidad de oxígeno al sistema conectándola al orificio de succión de aire en la garganta del tubo Venturi; así como, para poder colocar los equipos de medición necesarios para realizar las pruebas de eficiencia y control de calidad pertinentes para el sistema, facilitando una conexión cercana al reactor biológico.



Figura 4.13 Panel de controles eléctricos

Todos los elementos anteriores, en conjunto conforman la estructura principal del reactor, cumpliendo con el volumen y las características especificadas, cubriendo en la medida de lo posible todas las áreas de mejora especificadas en la metodología.



Figura 4.14 Reactor biológico aerobio terminado

4.1.6 Soporte de biopelícula

Los soportes para la biopelícula dentro del sistema se realizaron utilizando un material de fibra no tejida; se seleccionó este material debido a pruebas realizadas anteriormente, que demostraron que este material es de alta eficiencia para el desarrollo de la biopelícula en su interior debido a su estructura y a su alta resistencia.



Entre las principales ventajas que presentan los soportes de tipo fibra no tejida, se encuentran: el alta área superficial con valor de $411 \text{ m}^2/\text{m}^3$, la alta porosidad del 88%, el bajo costo de \$6.00 m.n. el cm^2 , y la resistencia mecánica del material (Kilonzo, 2009). Otras características a mencionar para los soportes son la alta concentración de biomasa que puede contener, alta eficiencia de transferencia de masa, alta velocidad de carga, y menor área ocupada dentro del reactor biológico (Xiao, 2011).

La fibra se fijó y se dispuso de manera circular dentro de los tubos, cubriendo toda el área a lo largo y ancho de cada sección tubular del reactor, para el desarrollo de la biopelícula encargada del tratamiento de las aguas en su interior.

Dentro de la fibra, se produce el crecimiento de los microorganismos, adhiriéndose desde el interior y acumulándose hasta formar cierto espesor. El exceso de biomasa se desprenderá por acción del flujo de agua, y circulará junto con la misma a lo largo del reactor, hasta llegar al sedimentador, donde ésta biomasa será retenida.

La ventaja principal de utilizar fibras no tejidas como soporte, se encuentra en que, al ser de manera flexible y porosa, la biomasa se adhiere desde el interior, donde inicia su crecimiento y expansión; lo que proporciona una mayor estabilidad a la biomasa, evitando que se desprenda en su totalidad al pasar un alto flujo de agua a través del soporte; a diferencia de los sistemas de soporte convencionales, donde la biomasa se adhiere a la superficie, y es desprendida con facilidad recibir un alto flujo de agua.

Debido a esto, la utilización de este tipo de material, proporciona una mayor duración de la biopelícula en el soporte, reduciendo los tiempos de espera para el desarrollo de la misma (ya que cuando es desprendida, es necesario esperar a que se desarrolla de nuevo en el soporte para continuar el tratamiento); así como, aumentará la eficiencia del sistema, debido a la alta cantidad de biomasa que puede acumular en su interior (García, 2015).

Para el arreglo de las fibras, se realizaron distintos arreglos buscando obtener el mejor diseño que promoviera el contacto íntimo del agua con la biopelícula contenida en los soportes, sin detener el flujo de agua, y teniendo una alta eficiencia de remoción de los contaminantes presentes en las aguas residuales.

Primero se probó, utilizando un rollo de fibra en forma espiral (Figura 4.15), colocando tiras de hule espuma en su superficie como separación entre cada capa de la fibra; para mantener espacios entre la fibra para que el flujo continuara su curso sin detenerse al pasar por los soportes en cada sección.



Figura 4.15 Soporte de fibra espiral para biopelícula

El soporte en forma espiral de la biopelícula no fue utilizado, debido a que al ser de un material fibroso flexible, no presenta una forma definida, por lo que al realizar el espiral, perdía su forma, causando espacios irregulares de flujo entre los huecos; así como el estrechamiento de los mismos en distintas zonas del rollo espiral.

Posteriormente, se pensó como desarrollar un soporte con espacios regulares de flujo en su estructura; por lo que se realizó otro diseño de soporte, esta vez en forma circular (Figura 4.16), este soporte se conformó por cilindros de diferentes diámetros de fibra, utilizando aros delgados de PVC distribuidos a lo largo de cada cilindro; dichos aros de PVC se utilizaron para brindarle estabilidad y rigidez a la forma de cada cilindro de fibra; ya que se había comprobado que el material no mantenía su forma al ser manipulado; a su vez se colocaron pequeños cubos del mismo material de fibra, para brindarle un espaciamiento regular entre sí a cada círculo.

Se colocaron 4 cilindros con diámetros de $\frac{3}{4}$ ", 2", 3", y 4" respectivamente, separados cada uno por los cubos, anteriormente descritos, y por los aros de PVC para brindarles la estabilidad requerida.



Figura 4.16 Soporte de fibra circular para biopelícula

Dichos soportes circulares, resultaron ser lo suficientemente rígidos y uniformes en sus espaciamentos internos como era requerido, por lo que se decidió utilizar estos como soporte para la biopelícula dentro de cada sección del reactor.

Al aprobarse el diseño de los soportes circulares para el proyecto, se comenzó la construcción de todos para cubrir el interior de cada una de las secciones tubulares del reactor.

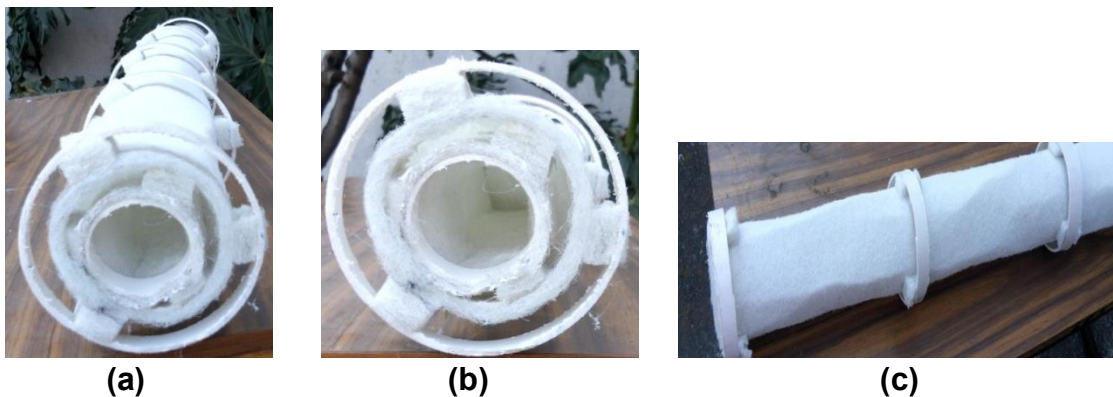


Figura 4.17 Construcción de los soportes para biopelícula, estructura principal

Después de algunas pruebas de flujo, se decidió utilizar únicamente 3 cilindros de fibra en la estructura de los soportes; esto se realizó, esperando que al eliminar el cilindro más pequeño en la estructura (3/4”), el agua residual tuviera una mayor



facilidad de flujo a través de los soportes y cada sección del reactor, reduciendo así, la posibilidad de obstrucción del agua a lo largo del sistema biológico.

En la Figura 4.18, se muestra la estructura final de los soportes en el interior del reactor biológico, los cuales servirán para el desarrollo de la biopelícula encargada del tratamiento biológico de las aguas residuales.



Figura 4.18 Soporte de biopelícula completo

El espaciado interno del soporte presenta una forma de trapecio, en cada una de las secciones donde se encuentran los aros de PVC con los cubos de fibra, tal como se muestra en la Figura 4.16; por lo que el área de espaciado se calculó tomando en cuenta estas secciones de separación de los cilindros de fibra.

Considerando una homogeneidad en los espacios internos de cada cilindro, se calculó el área de flujo que tendrá cada soporte de fibra; considerando que el espaciado tiene una forma trapezoidal, se obtuvo lo siguiente:

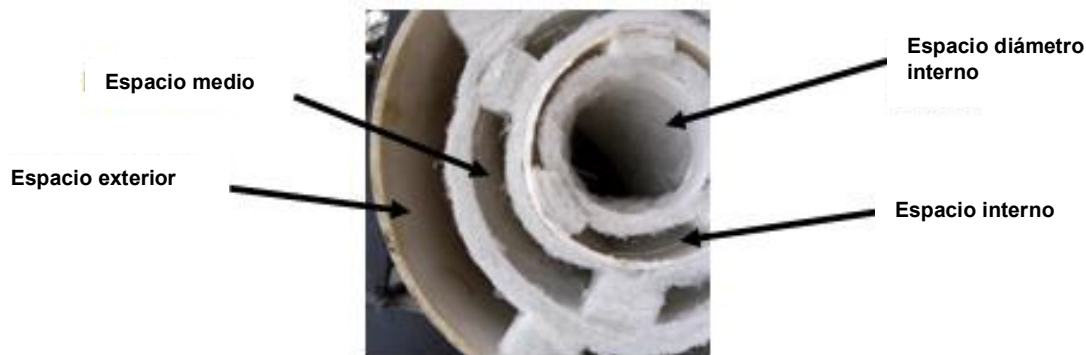
De acuerdo a las formulas:

Trapezio: $A = \frac{B+b}{2} \times h \dots\dots\dots(3)$

Circulo: $A = \pi r^2 \dots\dots\dots(4)$

Tabla 4.1 Áreas de espaciado interno en los soportes

Medidas	D (cm)	r (cm)	π	A (cm)
Espacio circulo interno	4.8	2.4	3.1416	18.1
	B (cm)	b (cm)	h (cm)	A (cm)
Espacio interno	4.5	3.2	0.5	1.925
Espacio medio	8	6.7	1.0	1.35
Espacio exterior	12.5	9.5	1.5	16.5

**Figura 4.19** Espaciamiento interno del soporte

Dichos valores de áreas de espaciado, se consideran aproximadamente iguales en todos los soportes construidos, ya que en algunos casos pueden variar debido al ancho de la fibra adquirida por el fabricante, ya que puede llegar a presentar pequeñas variaciones de una hoja de fibra a la otra.

4.2 Análisis de resultados

Una vez realizada la construcción del reactor biológico y todas sus secciones, se prosiguió a realizar pruebas para determinar los datos técnicos que presenta el sistema piloto de tratamiento de aguas residuales; tales como la medición de flujo que brinda el sistema de bombeo, el tiempo de residencia hidráulico, y la temperatura regular dentro del reactor biológico.

A su vez, se realizaron pruebas al sistema de aireación Venturi, para determinar la masa (N_{ct}) y rapidez (rO_2) de transferencia de oxígeno en el sistema de tratamiento, y conocer la cantidad del mismo que se transfiere al líquido por unidad de tiempo con este sistema de aireación, para asegurar que no sea un factor limitante en el proceso; así como la medición de la carga orgánica superficial (C.O.S), para determinar la cantidad de materia orgánica biodegradable que entra al reactor por unidad de tiempo y volumen.



4.2.1 Determinación de flujo y tiempo de residencia dentro del reactor

El flujo en el sistema de bombeo se encuentra especificado en los datos establecidos por el fabricante de la bomba (Anexo 4), que reporta un flujo variable de 20-60 L/min; este flujo dependerá de la cantidad de agua que se introduzca a la bomba, así como de las condiciones en que se encuentre la misma; dicha bomba presenta un sistema de desplazamiento, por lo que servirá para aumentar la velocidad de entrada del influente hacia el reactor, aumentando la succión de oxígeno en el sistema de aireación Venturi.

A pesar de tener ya la información del flujo, se realizaron pruebas de medición para determinar el flujo real de bombeo a las condiciones de operación que se tienen; para esto se hizo uso de una probeta plástica de 1 L y un cronometro digital; de donde se obtuvieron los siguientes resultados:

Tabla 4.2 Pruebas de medición de flujo

# Prueba	Volumen (mL)	Tiempo (s)	Flujo (mL/s)	Flujo (L/s)	Flujo (L/min)
1	400	0.7	571.4	0.57	34.3
2	300	0.5	600.0	0.60	36.0
3	340	0.6	566.6	0.56	34.0
4	310	0.5	620.0	0.62	37.2
5	310	0.4	775.0	0.77	46.5
6	230	0.3	766.6	0.76	46.0
7	350	0.6	583.3	0.58	35.0
8	320	0.6	533.3	0.53	32.0
9	300	0.5	600.0	0.60	36.0
10	310	0.5	620.0	0.62	37.2
11	350	0.4	875.0	0.87	52.5
12	390	0.6	650.0	0.65	39.0
13	410	0.5	820.0	0.82	49.2
14	450	0.6	750.0	0.75	45.0
15	410	0.6	683.3	0.68	41.0

Obteniendo un flujo promedio de:

Flujo: 40.059 L/min \approx 40 L/min

Una vez obtenido este valor experimental, se determinó el tiempo de residencia hidráulico del sistema; para esto se tomaron en cuenta todo el rango de valores de



flujo que proporciona la bomba utilizada (según especificaciones del fabricante), y el volumen del reactor, obteniendo:

Tabla 4.3 Tiempo de residencia hidráulica del sistema

Q (L/min)	Q (m ³ /min)	Q (m ³ /día)	Volumen del reactor (m ³)	TRH (min)
20	0.020	28.8	0.4	20.0
25	0.025	36.0	0.4	16.0
30	0.030	43.2	0.4	13.3
35	0.035	50.4	0.4	11.4
40	0.040	57.6	0.4	10.0
45	0.045	64.8	0.4	8.9
50	0.050	72.0	0.4	8.0
55	0.055	79.2	0.4	7.3
60	0.060	86.4	0.4	6.7

A partir de la obtención de estos valores, y del flujo real del sistema, se obtuvo de acuerdo a la Tabla 5.3, un tiempo de residencia hidráulica real de 10 min a las condiciones de operación del reactor.

4.2.2 Determinación de transferencia de oxígeno al sistema biológico

La transferencia de oxígeno constituye un factor muy importante en el crecimiento de los microorganismos, y es una variable fundamental para el escalado y la economía del sistema de degradación biológica aerobia. La concentración de oxígeno disuelto en un cultivo con microorganismos aerobios depende de la tasa de transferencia de oxígeno, de la velocidad de transferencia, y de la tasa de consumo de oxígeno de los microorganismos para su crecimiento, mantenimiento, y producción de metabolitos y estructuras celulares (Galaction *et al.*, 2004).

Para realizar las pruebas de transferencia de oxígeno que proporciona el sistema de aireación Venturi; se comenzó por medir la concentración de oxígeno disuelto en el agua, empleando un sensor de oxígeno marca OAKTON, modelo DO110 series; sumergido dentro de una sección tubular a la salida del tubo Venturi.

Para la medición de la transferencia de oxígeno fue necesario calcular primero el coeficiente global de transferencia ($K_L a$); para lo que se utiliza una simplificación de la ecuación de difusión de Fick (Ramalho, 2003), la cual es:

$$CO = \frac{dC}{dt} = K_L a (C_s - C) \dots \dots \dots (5)$$



Dónde:

- CO: Capacidad de Oxígeno
 dC/dt: kg de oxígeno que se transfiere por h por m³
 K_{La}: Coeficiente global de transferencia
 C_s: Concentración de saturación de oxígeno (teórica)
 C: Concentración de oxígeno disuelto

Y donde la diferencia (C_s-C), que es el valor de saturación de oxígeno disuelto en la interface de la película del líquido, y la concentración real de oxígeno en la masa de la fase líquida, se define como el déficit de oxígeno.

Para obtener el valor de saturación de oxígeno teórico (C_s), es necesario ajustar las condiciones de temperatura que se tienen en el sitio de experimentación, con los valores de referencia reportados (Anexo 5); del mismo modo el efecto de la presión sobre el valor C_s en la superficie del agua, puede estimarse mediante la Ley de Henry.

Según esta Ley, la concentración de oxígeno disuelto en la fase líquida es proporcional a la presión parcial del oxígeno en la fase gaseosa. La relación de la concentración de oxígeno disuelto a la presión del sitio de operación, con la de la presión atmosférica, puede calcularse mediante la siguiente ecuación:

$$\frac{C_s}{(C_s)_{760}} = \frac{P-P^v}{760-P^v} \dots\dots\dots(6)$$

Dónde:

- P: Presión a las condiciones del sitio (mm Hg)
 P^v: Presión de vapor del agua (Anexo 6)

Los valores de P^v reportados, dependen de la temperatura de operación a la que encuentre el sistema; por lo que de acuerdo a las condiciones de estudio:

- Temperatura (°C):** 18
Presión Cd. Mex. (mm Hg): 585

Se obtiene:

$$(C_s)_{760} @ 18 \text{ °C} = 9.52 \text{ mg/L}$$

Ajustando el valor a las condiciones de presión:

$$C_s = \frac{(585 \text{ mm Hg}) - (15.042 \text{ mm Hg})}{760 \text{ mm Hg} - (15.042 \text{ mm Hg})} \times (9.52 \frac{\text{mg}}{\text{L}}) \dots\dots\dots(7)$$



Obteniendo un valor de saturación de oxígeno a las condiciones de trabajo de:

$$C_s = 7.28 \text{ mg/L}$$

Posteriormente, se realizó la medición de oxígeno disuelto en el sistema proporcionado por el aireador Venturi (Anexo 1), medido como ya se mencionó anteriormente por un sensor de oxígeno; de donde se obtuvo la variación de la concentración de oxígeno con respecto al tiempo (Figura 4.20).

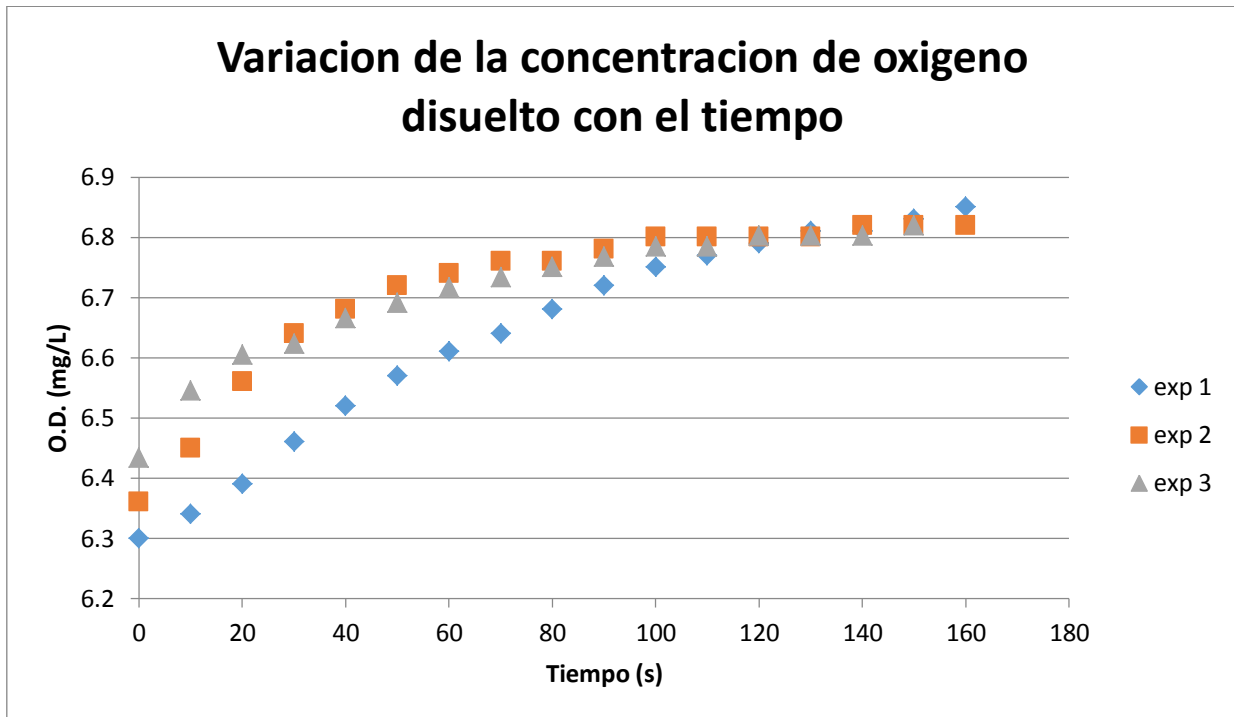


Figura 4.20 Variación de oxígeno disuelto

Se realizaron 3 pruebas de medición de oxígeno al sistema de aireación; como se puede ver en la figura anterior, la concentración de oxígeno llega hasta un punto constante en cada una de las pruebas; el tiempo durante los experimentos fue un factor limitante, debido a que al realizarse en laboratorio no se disponía con la cantidad de agua necesaria para cubrir el flujo de alimentación total del sistema, limitando el tiempo de la prueba a solo unos pocos minutos de medición.

En base a los resultados de oxígeno disuelto obtenidos, se calculó el déficit de oxígeno para determinar el coeficiente global de transferencia, haciendo la diferencia del valor de oxígeno de saturación teórico calculado, y el valor de la concentración de oxígeno disuelto obtenido en cada uno de los experimentos realizados.



Se ordenaron los datos de déficit de oxígeno, tal y como se muestra en el Anexo 2, y se calculó el logaritmo natural de cada uno de los resultados de déficit obtenidos; a partir de estos datos se realizó una gráfica donde se muestra el logaritmo del déficit de oxígeno ($\ln(C_s - C)$), en función del tiempo (Figura 4.21); donde se obtiene una línea recta.

A partir de la ecuación, (Ramalho, 2003):

$$\frac{dC}{dt} = K_L a(C_s - C) \dots \dots \dots (8)$$

Separando variables e integrando, suponiendo que el $K_L a$ no depende del tiempo, se obtiene:

$$\ln(C_s - C) = -K_L a t + cte \dots \dots \dots (9)$$

Donde, de acuerdo a la ecuación anterior, y ajustándola a la forma ($y = mx + b$), de la línea recta, es de notar que la pendiente de la recta es el coeficiente global de transferencia ($-K_L a$).

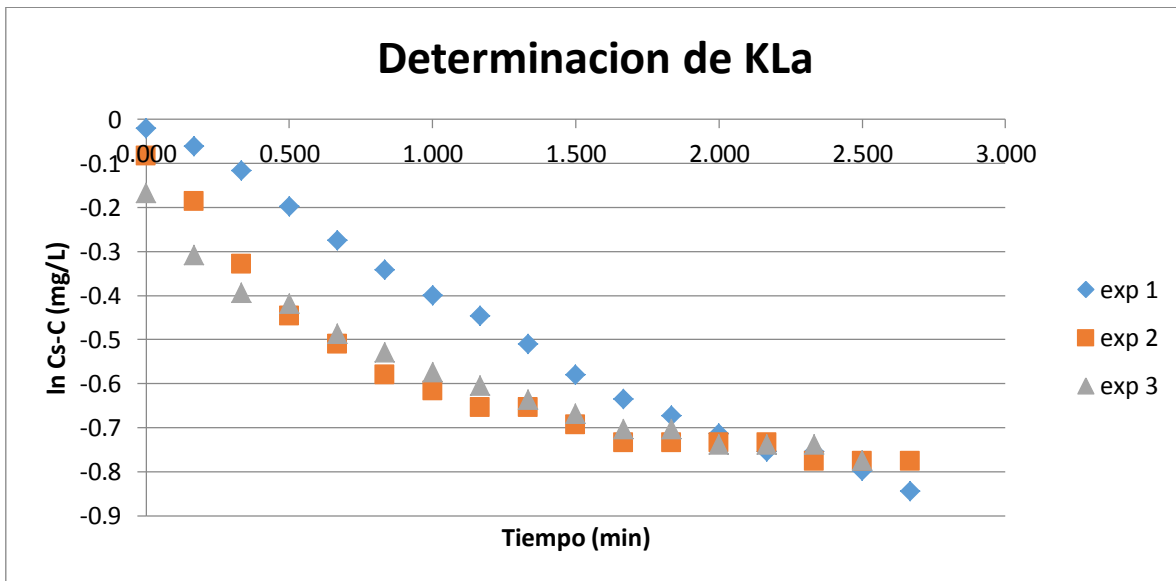


Figura 4.21 Determinación del $K_L a$

De acuerdo a los resultados establecidos en la figura 4.21, se puede ver que cada experimento realizado, presenta algunas variaciones en su comportamiento con el tiempo; sin embargo, el comportamiento asintótico de las pruebas demuestra la tendencia a una constante en el oxígeno disuelto dentro del sistema.



Para la determinación del coeficiente global de transferencia de oxígeno, se toman en cuenta los valores que más se asemejan a una línea recta al momento del tratamiento de los datos en cuanto a la tendencia que presenten en la gráfica.

De este modo se obtuvieron las siguientes ecuaciones para cada uno de los experimentos realizados:

Tabla 4.4 Valores de coeficiente de transferencia para cada experimento

	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3
Flujo (L/min)	40.059	40.059	40.059
Ecuación	$y=-0.319x-0.052$	$y=-0.227x-0.286$	$y=-0.212x-0.308$
r²=	0.981	0.809	0.905
K_La = -(m) [min-1]	0.319	0.227	0.212
K_La = -(m) [h-1]	19.14	13.62	12.72

Una vez obtenido el coeficiente de transferencia de oxígeno, se calculó la demanda o velocidad total de transferencia (r_{O_2}), a partir de la ecuación (Ramalho, 2003):

$$r_{O_2} = K_L a (C_s - C) \dots \dots \dots (10)$$

Dónde:

r_{O_2} : Velocidad total de transferencia de oxígeno

La demanda o rapidez de transferencia varía con el tiempo; y se define como la rapidez a la que se requiere transferir oxígeno, que depende directamente de la rapidez a la que las células consumen oxígeno dentro del reactor.

Obteniendo para cada experimento:

Tabla 4.5 Valores de velocidad de transferencia para cada experimento

Vel. De transferencia	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3
r o₂ (mg/L h)	18.7572	12.5304	10.7582631
r o₂ (g/L h)	0.0187572	0.0125304	0.010758263

Una vez obtenidos los valores de rapidez de transferencia para el aireador Venturi, se determinó la masa de oxígeno transferido, este factor es expresado en unidades de masa, por unidad de potencia y de tiempo; éste es calculado una vez que se conoce el coeficiente de transferencia ($K_L a$); su valor depende



directamente de la configuración del reactor en el cual se realiza la prueba, y las condiciones de flujo utilizadas.

Para determinar este valor, se utiliza la siguiente ecuación (Yañez, 2007); que se obtiene a partir de una modificación de la Ley de Fick, para las fases gas-líquido:

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{dD}{dt} = K_L a D = \frac{N}{V} = \frac{N}{Q} \dots \dots \dots (11)$$

Dónde:

- C: Concentración de oxígeno disuelto
- t: Tiempo
- D: Déficit de oxígeno ($C_s - C$)
- N: Masa de oxígeno transferida
- V Volumen del reactor
- Q Flujo del liquido

A partir de la ecuación anterior, se hace un despeje de la masa de transferencia, y se agrega el término de potencia del motor del aireador (que en este caso es el sistema de bombeo del reactor), obteniendo de este modo que:

$$N_{CT} = K_L a (C_s - C) \times \frac{V}{kW} \times 10^{-3} \dots \dots \dots (12)$$

Dónde:

- N_{CT} : Masa de oxígeno transferida en condiciones de operación
- V: Volumen del reactor
- kW: Potencia consumida por el aireador (motor)
- C: Concentración de oxígeno al inicio de la prueba

Aplicando la ecuación 12, y utilizando los datos proporcionados para la bomba en el Anexo 4, se obtiene:

Tabla 4.6 Valores de masa de transferencia de oxígeno para cada experimento

	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3
Volumen del reactor (L)	400	400	400
Potencia consumida (kW)	0.373	0.373	0.373
N_{CT} (g O₂/kW h)	0.015	0.014	0.012

Los valores de masa de transferencia de oxígeno obtenidos representan la relación del coeficiente de transferencia con la concentración de oxígeno en el



sistema, y con la potencia del sistema de bombeo utilizado de acuerdo a la capacidad del reactor.

El valor de masa de transferencia de oxígeno obtenido en la tabla anterior para cada experimento, será el que servirá de comparación entre el sistema de aireación utilizado en este caso de estudio, con los sistemas convencionales utilizados en la actualidad por las plantas de tratamiento de aguas residuales.

4.2.3 Carga orgánica superficial

La carga orgánica superficial es un flujo másico de materia orgánica por unidad de volumen del reactor; de acuerdo a la literatura, entre mayor sea la carga orgánica, mayor será la relación de alimento/microorganismos, y mayor será el crecimiento de las bacterias dentro del sistema; lo que beneficia al sistema biológico, ya que a altas cargas orgánicas, se tendrá una menor concentración de contaminantes en el efluente; siempre y cuando el oxígeno o los nutrientes no sean un factor limitante (Chuc, 2009).

Para el cálculo de la carga orgánica, se utilizó la ecuación (Chuc, 2009):

$$C.O.S. = \frac{(C_o \times Q)}{(S \times V)} \dots \dots \dots (13)$$

Dónde:

Co: Concentración de materia orgánica de las aguas residuales de entrada

Q: Flujo de agua

S: Área superficial del soporte de biopelícula

V: Volumen del reactor

De acuerdo a la ecuación anterior, se obtuvieron los resultados de carga orgánica para cada flujo que proporciona la bomba al reactor (Anexo 3); donde para la velocidad de flujo que se tiene, se obtuvo:

Tabla 4.7 Carga orgánica superficial

Parámetro	Valor
Co (g DQO/m ³)	230
V (m ³)	0.4
S (m ² /m ³)	411
Flujo (m ³ /día)	57.6
C.O.S. (g/m ² día)	80.58



4.2.4 Datos técnicos del sistema

De acuerdo a las pruebas realizadas anteriormente, y a lo realizado durante la construcción del reactor, se obtuvieron los datos técnicos que caracterizan e identifican al sistema de tratamiento desarrollado en este proyecto.

Tabla 4.8 Datos técnicos del sistema de tratamiento

Datos técnicos	
Flujo ⁽¹⁾	40 L/min
Concentración de contaminantes ⁽²⁾	230 g DQO/m ³
Carga Orgánica superficial	80.58 g DQO/m ² día
Recorrido total del sistema	20 m
Dimensiones del reactor	2.0 m x 1.9 m x 0.35 m
Coefficiente de transferencia de oxígeno del aireador	12.72-19.14 h ⁻¹
Velocidad de transferencia de oxígeno del aireador	0.011-0.018 g/L h
Masa de oxígeno transferido por el aireador	0.012-0.015 kg O ₂ /kW h
Temperatura de operación ⁽³⁾	18-22 °C
Potencia de bomba	1/2 hp
Volumen del reactor	0.4 m ³
Área superficial de fibra ⁽⁴⁾	411 m ² /m ³
Tiempo de residencia hidráulica	10 min

(1) Dependiendo de las condiciones de operación.

(2) Valor obtenido de inventario (CONAGUA, 2011).

(3) Condiciones de clima en México (INEGI, 2014).

(4) Valor obtenido de literatura (García, 2015).

4.3 Evaluación de la eficiencia

Para evaluar la eficiencia del sistema de aireación Venturi utilizado en este proyecto, es necesario compararlo con los aireadores más utilizados en la actualidad por las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Las principales características de los sistemas de aireación convencionales y del aireador Venturi utilizado son descritas en la siguiente tabla, donde se tiene la información más relevante para realizar una comparación pertinente entre los sistemas.



Tabla 4.9 Características de los sistemas de aireación para el tratamiento de aguas residuales

Aireador	Dimensiones (m)		Potencia (kW)	Velocidad de operación (RPM)	Transferencia de oxígeno (kg/ kW h)
	Largo	Ancho			
Tornado	3.68	1.77	1.5-75	1500 a 50 Hz	0.72-1.3
Alta velocidad	1.5	1.08	1.5-75	1000-1400 a 50 Hz	0.72-1.2
Turbina sumergible	3	1.5	0.75-45	1450 a 50 Hz	0.61-0.70
Membrana sumergible ⁽¹⁾	0.35*		0.373	3540 a 60Hz	0.72-1.09
Cepillo y aspas	7.5	4	2.2-45	1000 a 50 Hz	0.48-1.09
Jet	1.6	0.79	4.0-11.0	1450 a 50 Hz	0.7-1.4
Venturi ⁽¹⁾	1.6	0.79	0.373	3540 a 60 Hz	1.66-1.86

*Valor del diámetro

(1)Valor basado en el sistema de bombeo utilizado

Como se puede observar en la tabla anterior, el valor más alto de transferencia de oxígeno lo aporta el aireador Venturi; este fue uno de los principales motivos por lo que se seleccionó este tipo de aireador para el sistema piloto, además de su fácil manejo y ahorro energético en su operación.

A partir de los datos mostrados, cabe destacar que el consumo energético de los aireadores convencionales es muy alto, consumiendo una potencia promedio 110 veces más grandes.

El aireador de membranas sumergibles, es el sistema más cercano (dimensionalmente hablando), comparable con el sistema de aireación Venturi; dicho sistema, presenta altos valores de transferencia de oxígeno, por lo que es una opción viable para el tratamiento, y es en la actualidad uno de los sistemas más utilizado por las plantas de tratamiento de aguas residuales; aunque cabe destacar que el uso de membranas sumergibles requiere de una instalación elaborada, ya que se requiere colocar una gran cantidad de membranas en el fondo de los tanques de tratamiento para generar una aireación uniforme, característica que no requiere el aireador Venturi ya que éste está colocado a la entrada del reactor, lo que asegura una aireación completa en el flujo de agua conforme va ingresando al sistema de tratamiento.

Tomando en cuenta los datos teóricos del reactor y agua de entrada, podemos calcular el oxígeno disuelto teórico dentro del sistema, mismo que podemos comparar con los datos obtenidos por los experimentos realizados en el sistema.



Para el cálculo del oxígeno disuelto teórico a partir de las características del agua de entrada tenemos que (Ramalho, 2003):

$$OD = Q(1 - 1.42Y)(S_o - S) + 1.42k_dXV \dots\dots\dots(14)$$

Dónde:

- OD: Oxígeno disuelto (kg O₂/h)
- Q: Flujo de agua (L/min)
- Y: Coeficiente de crecimiento bacteriano (valor teórico 0.4-0.8)
- S₀: DBO inicial del agua residual (mg/L)
- S: DBO final del agua residual (mg/L)
- k_d: Coeficiente de eliminación bacteriano (valor teórico entre 0.040-0.075) (d⁻¹)
- X: Solidos suspendidos en el agua residual (mg/L)
- V: Volumen del reactor (L)

Aplicando la ecuación anterior, obtenemos:

$$OD = ((40 \frac{L}{min} * (1 - (1.42 * 0.7))) * (230 \frac{mg}{L} - 30 \frac{mg}{L})) + (1.42 * 0.06 d^{-1} * 2000 \frac{mg}{L} * 400 L) * 0.00006$$

$$OD = 4.092 \text{ kg O}_2/h$$

Una vez obtenido el valor de oxígeno disuelto teórico requerido, se puede notar que el aireador Venturi es el sistema más cercano para el cumplimiento de oxígeno necesario para el reactor biológico.

Comparando los valores de transferencia de oxígeno que aporta el aireador Venturi al sistema con el valor obtenido de oxígeno disuelto teórico que se requiere, se puede notar que el aireador aporta la mitad del oxígeno requerido para el crecimiento microbiano; este factor está contemplado en los soportes de biopelícula del reactor por dos puntos importantes, el primero de ellos está en la configuración de los mismos, ya que como se mencionó anteriormente están compuestos por círculos en los que se encuentra adherido el medio de soporte para el crecimiento de los microorganismos; esta configuración generara turbulencia al paso del agua por los espacios entre cada sección de los soportes, lo que favorecerá una mayor aireación dentro del reactor al paso del flujo por cada sección.

El segundo punto a consideración es la distribución del soporte para la generación de biopelícula, debido a que se consideró un espesor delgado en la fibra no tejida, para que la distribución de la biopelícula se diera de la manera más uniforme posible a lo largo de todo el reactor biológico, evitando el consumo de oxígeno



desde el inicio, y dando lugar al aumento del oxígeno disuelto por acción de la turbulencia generada durante el tratamiento.

De manera adicional, el aireador cuenta con una entrada adicional para la inserción de aire de manera conjunta, alimentando este directamente en la garganta del Venturi por medio de un compresor de aire, aumentando la cantidad de oxígeno que ingresa al sistema para cubrir las necesidades de oxigenación para los microorganismos contenidos dentro del reactor.

Cabe mencionar que los experimentos realizados para el sistema de aireación Venturi utilizado en el sistema piloto, arrojan un valor menor al expresado en la tabla comparativa 4.9, esto debido a que las dimensiones del aireador utilizado son 140 veces menores a las del aireador Venturi utilizado en el tratamiento de aguas residuales municipales; sin embargo se puede comprobar que la tendencia en la oxigenación hacia el sistema es igual, al realizar la comparación pertinente entre los valores teóricos con los experimentales, y tomando en cuenta la escala entre ambos sistemas de aireación.



Capítulo 5

5.1 Conclusiones

De acuerdo a los objetivos planteados en el proyecto, y con base en los resultados obtenidos y descritos en este documento, se tienen las siguientes conclusiones:

- ❖ El diseño del sistema biológico mostró ser una opción viable para el tratamiento de las aguas residuales; ya que reduciría significativamente el espacio ocupado para su operación, el tiempo de tratamiento que es de solo 10 minutos, y la calidad del efluente obtenido.
- ❖ El tipo de soporte utilizado en el reactor, mostró ser una opción viable y económica para el sistema; ya que proporciona el espacio suficiente para el desarrollo de biopelícula, así como para el paso del flujo de agua.
- ❖ El sistema de aireación por medio de tubo Venturi, es una opción recomendable para la oxigenación dentro del reactor biológico, al ser económico, y de fácil operación.
- ❖ El sistema de aireación Venturi utilizado en este estudio, comprobó tener el más alto valor de transferencia de oxígeno dentro del reactor comparado con los sistemas convencionales de aireación más utilizados en la actualidad
- ❖ De acuerdo a los resultados obtenidos en las pruebas realizadas al aireador utilizado, se puede observar que los datos presentan una tendencia favorable a la transferencia de oxígeno dentro del reactor, ya que aun con la escala 140:1 con los aireadores industriales, presenta una alta dispersión de oxígeno hacia el interior de la biopelícula, favoreciendo el crecimiento microbiano.
- ❖ Los experimentos de transferencia de oxígeno realizados para este reactor, nos servirán como una primera aproximación para la comparación de eficiencia en los sistemas de aireación; mismos que servirán como punto de partida para trabajos futuros relacionados con estos sistemas.



5.2 Recomendaciones

- ❖ En trabajos futuros, se pretende colocar sistemas de tratamiento en paralelo para alcanzar el tratamiento de una mayor cantidad de agua, aprovechando el sistema de soporte metálico con el que cuenta.
- ❖ Para experimentos posteriores, es recomendable el uso de un sistema de compresión de aire conectado al aireador Venturi, para aumentar la aireación dentro del reactor y favorecer la disponibilidad de oxígeno disuelto dentro del mismo, eliminando este elemento como factor limitante durante el proceso.
- ❖ Los alcances que presenta el equipo en cuanto al tratamiento de aguas residuales resultan ser de gran utilidad para el sector industrial en aplicaciones futuras, debido a la alta cantidad de agua que puede tratar continuamente, baja área superficial para su colocación dentro de la planta, sin inversión de construcción, y sin necesidad de personal especializado para su operación.
- ❖ La transportación del sistema de tratamiento gracias a su soporte, será una herramienta muy útil para trabajos posteriores, facilitando su uso, acoplamiento y operación para las pruebas en condiciones y lugares deseados.
- ❖ Para continuar con el desarrollo del proyecto, se realizarán las pruebas de eficiencia necesarias al soporte de biopelícula, colocando el sistema en la planta de tratamiento de aguas residuales de CU, para comprobar la reducción en las concentraciones de DQO y DBO entre el influente y el efluente del sistema.



Bibliografía y Referencias

1. Agarwal A., Jern Ng W., Liu Y. (2011). Principle and applications of microbubble and nanobubble technology for water treatment. *Chemosphere*, (84), 1175-1180.
2. Ahumada M., Gómez R. (2009). Evaluación y selección de bacterias degradadoras de fenol por respirometría. Tesis de licenciatura, pp. 104.
3. Bailey E., Ollis D. (1986). *Biochemical Engineering Fundamentals*. 2nd Edition, Ed. McGraw-Hill. pp. 1-702.
4. Baylar A., Ozkan F., Unsal M. (2007). On the use of Venturi tubes in aeration. *Clean soil, air, and water* (35) 183-185.
5. Betancourth M., Boreto J., Rivera S. (2004). Biopelículas: Una comunidad microscópica en desarrollo. *Revista Colombiana Médica*. Vol. 35. 34-39.
6. Bolles S. A. (2003). Modeling wastewater aeration systems to discover energy savings opportunities. *Articles and papers from Process energy services, LLC*. Londonderry, USA.
7. Branda S., Vik S., Friedman L., Kolter R. (2005). Biofilms: the matrix revisited. *Trends Microbiol.* Vol. 147. 20-26.
8. Campos C. (1999). Indicadores de contaminación fecal en la reutilización de aguas residuales para riego agrícola. Tesis doctoral. Facultad de Biología. Barcelona, España.
9. Campos I. (2003). *Saneamiento Ambiental*. 1a reimpresión. EUNED. San Jose, C.R.
10. Cardoso L., Ramírez A. (2012). Identificación de los sistemas de tratamiento de lodos residuales. CONAGUA. IMTA. México.
11. Casey E., Glennon B., Hamer G. (1998). Review of membrane aerated biofilm reactors. *Resources, conservation and recycling*, (27), 203-215.
12. Cercado B., Meza C., Cárdenas B., Auria R., Revah S. (1999). Caracterización de biopelícula en soportes sintéticos. VIII Congreso Nacional de Biotecnología y Bioingeniería. IV Congreso Latinoamericano de Biotecnología y Bioingeniería. Oaxaca, México.
13. César E., Vázquez A.B. (2003). Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Fundación ICA. Facultad de Ingeniería, UNAM. México.
14. Chan Y.J., Chong M.F., Law C.L., Hassell D.G. (2009). A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal* (155), 1-18.



15. Chuc N. (2009). Reducción de la carga orgánica en el agua residual en una planta industrial mediante la aplicación de la reacción de fenton. Tesis de licenciatura. Facultad de ciencias químicas, Universidad Veracruzana. Coatzacoalcos, Veracruz.
16. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2014). Situación del subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. México.
17. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2013). Estadísticas del agua en México.
18. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2006). Programa Nacional Hidráulico 2001-2006.
19. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2011). Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. México.
20. Corominas L., Marc B. (2014). Ecosystem-based management of a Mediterranean urban wastewater system: a sensitivity analysis of the operational degrees of freedom. *Journal of Environmental Management*. Volume 143, 80-87.
21. Cortina C., Márquez R. (2008). Alternativa de tratamiento de aguas residuales de la industria textil. Tesis Licenciatura. Facultad de ingeniería. IPN. México.
22. Cubillos A. (1978). Características y clasificación de los desechos industriales. *Manuales de ingeniería*. Vol. LXXXVI, no. 797. Sociedad colombiana de ingenieros.
23. Cubillos A. (2000). Parámetros y características de las aguas residuales. Proyecto de desarrollo tecnológico de las instituciones de abastecimiento de agua potable y alcantarillado. División de protección de la salud ambiental.
24. Davey M., O'toole G. (2000). Microbial biofilms: from ecology to molecular genetics. *MicrobiolMolBiol Rev*. Vol. 64. 847-867.
25. Doble M., Kumar A. (2005). *Biotreatment of industrial effluents*. Ed. Elsevier- Butterworth-Heinemann. Ed. 10, USA.
26. Donlan R. M. (2002). Biofilms: Microbial life on surfaces. *Emerg Infect Dis*, 8 (9), 881-890.
27. Dreyfus G. (2007). *El mundo de los microbios*. 5ta edición. Fondo de Cultura Económica, Colección: La ciencia para todos. México.
28. Environmental Protection Agency (EPA) (1999). *Tratamiento y disposición de residuos sépticos*. Office of Water. Washington, D.C.
29. Environmental Protection Agency (EPA) (2000). *Decentralized systems brochure: aerobic treatment*. Office of water. Washington, D.C.



30. Escalante V., Sánchez M., Pozo F., Rivera A. (2000). Identificación y evaluación de procesos biológicos de tratamiento. Instituto Mexicano de tecnología del agua. Primera edición. México.
31. Fang H., Cai L., Yu Y., Zhang T. (2013). Metagenomic analysis reveals the prevalence of biodegradation genes for organic pollutants in activated sludge. *Bioresource Technology*, 129, 209-218.
32. Fernández J.R., Alarcón J.M. (2014). Chemical looping combustion process in fixed-bed reactors using ilmenite as oxygen carrier: conceptual design and operation strategy. *Chemical Engineering Journal* (264), 797-805.
33. Flemming H. C., Neu T. R., Wozniak D. J. (2007). The EPS matrix: the house of biofilm cells. *J Bacteriol*, 189 (22), 7945-7947.
34. Galaction A., Cascaval D., Oniscu C., Turnea M. (2004). Prediction of oxygen mass transfer coefficients in stirred bioreactors for bacteria yeasts and fungus broths. *Biochemical Engineering Journal*, 20 (1), 85-94.
35. García S. A. (2015). Estudio de un reactor biológico de biopelícula fija a escala laboratorio con el uso de materiales plásticos fibrosos no tejidos para la fijación de la biomasa. Tesis de doctorado, Facultad de química, UNAM, México (en proceso).
36. González F. (2010). Informe de avances, resumen ejecutivo. Programa de manejo, uso y reúso del agua en la UNAM. PUMAGUA, UNAM, México.
37. González M.I., Chiroles S. (2011). Uso seguro y riesgos microbiológicos del agua residual para la agricultura. *Revista de Salud Pública*, Vol. 37 (1), 61-73.
38. Gordon M. (2011). Ingeniería sanitaria y aguas residuales: purificación de aguas y tratamiento de aguas residuales. Editorial Limusa, 4ta edición. México.
39. Grady C. P. L., Daigger G. T., Love N. G., Filipe C. D. M. (2011). *Biological wastewater treatment*. IWA Publishing. England.
40. Guieysse B.; Norvill Z. N. (2013). Sequential chemical-biological processes for the treatment of industrial wastewaters: review of recent progresses and critical assessment. *Journal of hazardous materials* (267), 142-152.
41. Hibbing M. E., Fuqua C., Parsek M. R., Peterson S. B. (2010). Bacterial competition: surviving and thriving in the microbial jungle. *Nat Rev Microbiol*, 8 (1), 15-25.
42. Horswill A. R., Stoodley P., Stewart P. S., Parsek M. R. (2007). The effect of the chemical, biological, and physical environment on quorum sensing in structured microbial communities. *Anal Bioanal Chem*, 387 (2), 371-380.
43. Iborra M., Tejero J., Cunill F. (2013). Reactores multifásicos. Catálisis y cinética aplicada. Universidad de Barcelona, España.



44. IMTA (2008). El reuso del agua residual tratada en México. Seminario Internacional sobre Métodos Naturales para el Tratamiento de Aguas Residuales. México.
45. INEGI (2010). Índice de desarrollo social por colonia o barrio. México.
46. INEGI (2014). Grupos y subgrupos de climas de México. México.
47. INEGI (2009). Censos Económicos. México.
48. Ji D., Zhang M., Xu T., Wang K., Li P., Ju F. (2014). Experimental and numerical studies of the jet tube based on Venturi effect. *Vacuum*, 111, 25-31.
49. Jitschin W. (2004). Gas flow measurement by the thin orifice and the classical Venturi tube. *Vacuum*, 76, 89-100.
50. Kassab G., Halalsheh M., Klapwijk A., Fayyad M., van Lier J.B. (2010). Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater. *Bioresource Technology* (101), 3299-3310.
51. Kilonzo P.; Margaritis A.; Bergougnou M. (2009). Hydrodynamic characteristics in an inverse internal-loop airlift-driven fibrous-bed bioreactor. *Chemical engineering science* (65), 692-707.
52. Limón J. (2013). Los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Tesis de doctorado. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Occidente. Jalisco, México.
53. Lorenzo E., González JE., Martínez L., Mollineda A., Rodríguez D. (2012). Validación del potencial agronómico de las aguas residuales domésticas. *Centro Agrícola*, Vol. 39 (4), 11-17.
54. Madigan M. T., Martiniko J. M. (2005). Brock, *Biology of Microorganisms*. 11th edition. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. USA.
55. Maier R. M., Gentry T. J. (2014). *Microorganisms and organic pollutants*. Environmental microbiology. Academic Press. Third edition. 14, 377-413.
56. Manahan S. (2007). *Introducción a la Química Ambiental*. Editorial Reverté. Primera edición.
57. Mathews C.K., van Holde K.E., Ahem K.G. (2002). *Biochemistry*. 3th edition. Ed. Addison Wesley Longman, Inc. USA.
58. Mayer M.; Braun R.; Fuchs W. (2005). Comparison of various aeration devices for air sparging in crossflow membrane filtration. *Journal of membrane science* (277), 258-269.
59. Messias de Araujo Jr. M.; Lermontov A.; Lopes da Silva A.; Zaiat M. (2013). Reduction of sludge generation by the addition of support material in a cyclic activated sludge system for municipal wastewater treatment. *Bioresource technology* (143), 483-489.
60. Metcalf & Eddy (2003). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. Ed. Mc Graw Hill. 4a edición.



61. Mott R. L. (2006). *Mecánica de los fluidos*, 6ª edición, Pearson Education, México.
62. Nikakhtari H, Hill G. (2005). Hydrodynamic and oxygen mass transfer in a external loop airlift bioreactor with a packed bed. *Biochemical engineering journal* 27 (2), 138-145.
63. Nivala J.; Wallace S.; Headley T.; Kassa K.; Brix H.; van Afferden M.; Muller R. (2012). Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological engineering* (61), 544-554.
64. Nodal E. (2001). *Procesos biológicos aplicados al tratamiento de aguas residuales*. Ingeniería hidráulica y ambiental, Vol. XXII, No. 4, La Habana, Cuba.
65. Noyola A., Vega E., Ramos J., Calderón C. (2000). *Alternativas de Tratamiento de Aguas Residuales*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Coordinación de Desarrollo Profesional e Institucional. 3º Edición, México.
66. Organización Mundial de la Salud (OMS) (2004). *Guías para el uso seguro de aguas residuales y excretas en la agricultura y acuicultura*, 2ª Edición, Vol. 1 y 2.
67. Ovezea A. (2009). Saving energy: using fine bubble diffusers. *Filtration & Separation* 46 (1), 24-27.
68. Parmar R., Majumder S. K. (2012). Microbubble generation and microbubble-aided transport process intensification. *Chemical engineering and processing: process intensification* (64), 79-97.
69. Pell M., Worman A. (2008). *Biological Wastewater Treatment Systems*. *Encyclopedia of Ecology*. pp. 426-441.
70. Phillips p., Sampson E., Yang Q. (2008). Bacterial biofilms in wounds. *Wound Healing Southern Africa* 1 (2), 10-12.
71. Ramalho R., Lora F., Jiménez D. (2003). *Introduction to Wastewater Treatment Processes*. Editorial Reverté. 2th Edition.
72. Ramos C. (2011). *Presencia de Coliformes totales y fecales en el agua del río Matlacobat, Xico, Veracruz, México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. Veracruz, México.
73. Rice E. W., Baird A., Eaton L. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Water Works Association (AWWA). 22nd Edition.
74. Rocha E. (2008). *Sistemas alternos de tratamiento de aguas residuales*. *Ingeniería de Tratamiento de Aguas Residuales* (6), 1-9. Universidad Autónoma de Chihuahua, México.
75. Rodríguez D. (2003). El papel de los microorganismos en la biodegradación de compuestos tóxicos. *Asociación española de ecología terrestre*. *Ecosistemas* 12 (2).



76. Rodríguez G. (2002). Tratamiento de aguas residuales en un reactor biológico. *Agua latinoamericana*. Vol. 7 (2), pp. 1-5.
77. Romero J.A. (1999). *Calidad del agua*. Technology & engineering. 2ª edición. Ed. Alfaomega. Colombia.
78. Romero R. J. (2000). *Lagunas de estabilización de aguas residuales*, Escuela colombiana de ingeniería, Colombia, cap. 4, pp. 99.
79. Ruiz G. (2012). *Historia del tubo Venturi*. XXII Congreso Nacional de Hidráulica. Guerrero, México.
80. Salque G., Gajan P., Strzelecki A., Couput J. P., El-Hima L. (2013). Atomisation rate and gas/liquid interactions in a pipe and a Venturi: Influence of the physical properties of the liquid film. *International Journal of Multiphase Flow*, 51, 87- 100.
81. Saucedo A., Manzanares I., Nevarez G., Bautista G., Solís F., Cordoba L., Carrasco J., Andrade C. (2005). Biofilm concentration and efficiency of a fluidized-bed reactor packed with two novel support materials. *Universidad y ciencia* (23), 91-101
82. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2014). *Normas Oficiales Mexicanas*. Consultado: 9/12/2014. <http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas/normas-oficiales-mexicanas>.
83. Skoog D., West D. (2002). *Introducción a la Química Analítica*. Editorial Reverté. Segunda Edición.
84. Stoodley P., Dodds I., Boyle J. D., Lappin-Scout H. M. (1999). Influence of hydrodynamics and nutrients on biofilm structure. *J Appl Microbiol* 85, 518-519.
85. Stoodley P., Sauer K., Davies D., Costerton J. (2002). Biofilms as complex differentiated communities. *Annu Rev. Microbiol*. Vol. 56. 187-209.
86. Suematsu G.L. (1995). *Parámetros de calidad para el uso de aguas residuales*. Guías de calidad de efluentes para la protección de la salud. CEPIS/OPS.
87. Sutherland I. (2001). Biofilm exopolysaccharides: A strong and sticky framework. *Microbiology*. Vol. 147. 3-9.
88. Tantak N., Chandan N., Raina P. (2014). An introduction to Biological Treatment and Successful Application of the Aqua EMBR System in Treating Effluent Generated from a Chemical Manufacturing Unit: A Case Study. *Industrial Wastewater Treatment, Recycling and Reuse*, Chapter 9. 363-397.
89. Torres R. (2003). El papel de los microorganismos en la biodegradación de compuestos tóxicos. *Ecosistemas* 2003/2.
90. Tortora G., Funke B., Case C. (2007). *Introducción a la Microbiología*. 9na Edición. Ed. MedicaPanamericana.



91. UNESCO (2003). Agua para todos, agua para la vida. Informe de la Naciones Unidas para el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo. Paris, Francia.
92. Vivek V., Vinay M. (2014). Industrial wastewater treatment, recycling, and reuse: an overview. Butterworth-Heinemann. First edition. Chapter 1, pp. 1-80.
93. Welter A., Romero J., Grumelli Y., Sanchez J., Ascar G. (2005). La biopelícula en los procesos RBC. Recuperado en Diciembre del 2014, de: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/argentina14/welter.pdf>.
94. Xavier J. B., Foster K. R. (2007). Cooperation and conflict in microbial biofilms. *Proc Natl Acad Sci USA*, 104 (3), 876-881.
95. Xiao H.; Peng H.; Yang P. (2011). Performance of a new-type integrated biofilm reactor in treating high concentration organic wastewater. *Procedia environmental sciences* (11, part B), 674-679.
96. Yañez F. (2007). Transferencia de oxígeno y aireación. Tratamiento de aguas residuales. Centro panamericano de ingeniería sanitaria y ciencias ambientales. Lima, Perú.
97. Yun-Fang N., You-Peng C., Yu S., Ni Z., Shao-Yang L., Jin-Song G. (2014). A new approach for estimating aerobic-anaerobic biofilm structure in wastewater treatment via dissolved oxygen micro distribution. *Chemical Engineering Journal*, 255, 171-177.
98. Zalakain G., Manterola G. (2011). Procesos avanzados de biomasa fija sobre lecho móvil para el tratamiento de aguas residuales en la industria farmacéutica. Documents and articles from Veolia Water Solutions & Technologies-AnoxKaldnes. España.



Anexos

Anexo 1. Medición de oxígeno disuelto

EXPERIMENTO 1

Flujo: 40.059 L/min

Tiempo (s)	Oxígeno disuelto (ppm)
0	6.3
10	6.34
20	6.39
30	6.46
40	6.52
50	6.57
60	6.61
70	6.64
80	6.68
90	6.72
100	6.75
110	6.77
120	6.79
130	6.81
140	6.81
150	6.83
160	6.85
170	6.87
180	6.87
190	6.87
200	6.9

**EXPERIMENTO 2**

Flujo: 40.059 L/min

Tiempo (s)	Oxígeno disuelto (ppm)
0	6.36
10	6.45
20	6.56
30	6.64
40	6.68
50	6.72
60	6.74
70	6.76
80	6.76
90	6.78
100	6.8
110	6.8
120	6.8
130	6.8
140	6.82
150	6.82
160	6.82

EXPERIMENTO 3

Flujo: 40.059 L/min

Tiempo (s)	Oxígeno disuelto (ppm)
0	6.43
10	6.55
20	6.61
30	6.62
40	6.67
50	6.69
60	6.72
70	6.73
80	6.75
90	6.77
100	6.79
110	6.79
120	6.80
130	6.80
140	6.80
150	6.82



Anexo 2. Cálculo del coeficiente global de transferencia

EXPERIMENTO 1

Tiempo (s)	Tiempo (min)	(Cs-C) (mg/L)	ln (Cs-C) (mg/L)
0	0.000	0.98	-0.020202707
10	0.167	0.94	-0.061875404
20	0.333	0.89	-0.116533816
30	0.500	0.82	-0.198450939
40	0.667	0.76	-0.274436846
50	0.833	0.71	-0.342490309
60	1.000	0.67	-0.400477567
70	1.167	0.64	-0.446287103
80	1.333	0.6	-0.510825624
90	1.500	0.56	-0.579818495
100	1.667	0.53	-0.634878272
110	1.833	0.51	-0.673344553
120	2.000	0.49	-0.713349888
130	2.167	0.47	-0.755022584
140	2.333	0.47	-0.755022584
150	2.500	0.45	-0.798507696
160	2.667	0.43	-0.84397007
170	2.833	0.41	-0.891598119
180	3.000	0.41	-0.891598119
190	3.167	0.41	-0.891598119
200	3.333	0.38	-0.967584026

EXPERIMENTO 2

Tiempo (s)	Tiempo (min)	(Cs-C) (mg/L)	ln (Cs-C) (mg/L)
0	0.000	0.92	-0.083381609
10	0.167	0.83	-0.186329578
20	0.333	0.72	-0.328504067
30	0.500	0.64	-0.446287103
40	0.667	0.6	-0.510825624
50	0.833	0.56	-0.579818495
60	1.000	0.54	-0.616186139
70	1.167	0.52	-0.653926467
80	1.333	0.52	-0.653926467
90	1.500	0.5	-0.693147181



Tiempo (s)	Tiempo (min)	(Cs-C) (mg/L)	ln (Cs-C) (mg/L)
100	1.667	0.48	-0.733969175
110	1.833	0.48	-0.733969175
120	2.000	0.48	-0.733969175
130	2.167	0.48	-0.733969175
140	2.333	0.46	-0.776528789
150	2.500	0.46	-0.776528789
160	2.667	0.46	-0.776528789

EXPERIMENTO 3

Tiempo (s)	Tiempo (min)	(Cs-C) (mg/L)	ln (Cs-C) (mg/L)
0	0.000	0.85	-0.167501438
10	0.167	0.73	-0.3085034
20	0.333	0.67	-0.393557674
30	0.500	0.66	-0.419249518
40	0.667	0.61	-0.486524375
50	0.833	0.59	-0.529174762
60	1.000	0.56	-0.573725559
70	1.167	0.55	-0.604568405
80	1.333	0.53	-0.636392889
90	1.500	0.51	-0.669263556
100	1.667	0.49	-0.703251534
110	1.833	0.49	-0.703251534
120	2.000	0.48	-0.738435462
130	2.167	0.48	-0.738435462
140	2.333	0.48	-0.738435462
150	2.500	0.46	-0.774902584



Anexo 3. Cálculo de carga orgánica superficial

Datos teóricos de las aguas residuales y material de soporte

Co (g DQO/L)	0.23
Co (g DQO/m ³)	230
V (m ³)	0.4
S (m ² /m ³)	411

De acuerdo con la fórmula:

$$C.O.S. = \frac{(C_o \times Q)}{(S \times V)}$$

Dónde:

Co – concentración de materia orgánica de las aguas residuales de entrada

Q – flujo de agua

S – área superficial del soporte de biopelícula

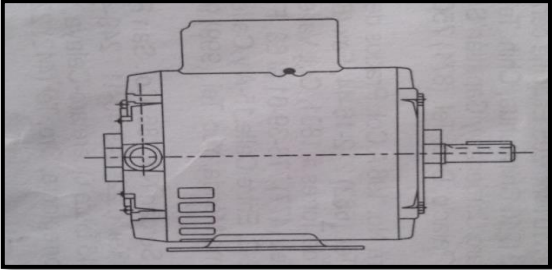
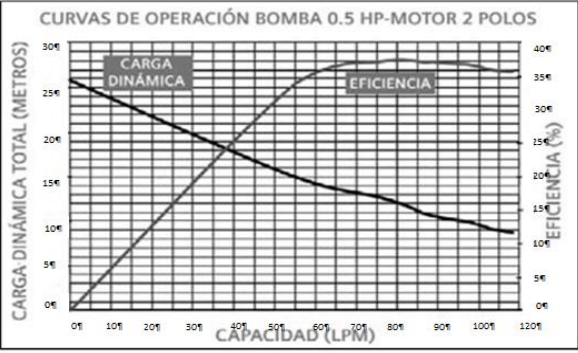
V – volumen del reactor

Cubriendo todos los flujos proporcionados por el sistema de bombeo, se obtiene:

Q (L/min)	Q (m ³ /min)	Q (m ³ /día)	COS (g/m ² día)
20	0.02	28.8	40.29
25	0.025	36	50.36
30	0.03	43.2	60.44
35	0.035	50.4	70.51
40	0.04	57.6	80.58
45	0.045	64.8	90.66
50	0.05	72	100.73
55	0.055	79.2	110.80
60	0.06	86.4	120.88



Anexo 4. Especificaciones de la bomba utilizada en el sistema

Bomba			
Marca:	SIEMENS		
Motor monofásico C.A. abierto a prueba de goteo arm. 56/ Arranque por capacitor/ con prot. térmico			
Tipo:	1RF3 354-2YC34	Aisl.Cl.:	B
Serie:	A12	60 Hz	
Potencia:	0.50 CP	0.373 kW	
Tensión:	127 V	Corr.	7.9 A
Corr. A. F. S.:	9.4 A	F. S.:	1.6
Vel. Rot.:	3540 min ⁻¹	Temp. Amb.:	40 °C
Diseño:	N	Efic. Nom.:	62.0%
Rotación fija			
Flujo proporcionado:		20-60 L/min	
		<p>NMX-J-075-1994 NOM-024-SCFI-1998</p>	
Curva de operación de la bomba			

Capacidad del motor (cp)	0.25		0.33		0.50		0.75		1.0		1.5		2.0	
Tensión de operación (V)	115	220	115	220	115	220	115	220	115	220	115	220	115	220
	127	230	127	230	127	230	127	230	127	230	127	230	127	230
Capacidad de interruptor (A)	15	15	15	15	20	15	30	15	40	20	40	30	50	30
Calibre min. Del cable (AWG)	14	14	14	14	12	14	10	14	10	12	8	12*	8*	10

*Utilizar conductores con aislamiento cuya temperatura de operación sea $\geq 75^{\circ}\text{C}$



Anexo 5. Valores de saturación de oxígeno para agua destilada.

Temperatura (°F)	Temperatura (°C)	O ₂ (mg/L)
32.0	0	14.6
41.0	5	12.8
50.0	10	11.3
59.0	15	10.2
68.0	20	9.2
77.0	25	8.4
86.0	30	7.6
95.0	35	7.1
104.0	40	6.6

Datos reportados en condiciones normales de presión (1 atm) (Ramalho, 2003).



Anexo 6. Presión de vapor de agua

Temperatura (°F)	Temperatura (°C)	P ^v (mm Hg)	P ^v (atm)
32.0	0	4.579	6.02x10 ⁻³
41.0	5	6.543	8.61x10 ⁻³
50.0	10	9.209	1.21x10 ⁻²
59.0	15	12.788	1.68x10 ⁻²
68.0	20	17.535	2.31x10 ⁻²
77.0	25	23.756	3.12x10 ⁻²
86.0	30	31.824	4.19x10 ⁻²
95.0	35	42.175	5.55x10 ⁻²
104.0	40	55.324	7.28x10 ⁻²

(Ramalho, 2003).