

SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA
TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE BOCA DEL RIO



DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

“Desarrollo de un biorreactor de membrana (BRM)
prototipo para el tratamiento de aguas residuales
municipales”

TESIS

QUE COMO REQUISITO PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN
CIENCIAS EN INGENIERIA AMBIENTAL

PRESENTA

I.B.Q. LAURA MARCELA DURÁN MOLINA

DIRECTOR DE TESIS:

DRA. CINTHYA ALEJANDRA SOSA VILLALOBOS

CODIRECTOR DE TESIS

DRA. MARÍA DEL REFUGIO CASTAÑEDA CHÁVEZ

ASESORES

M.C. CHRISTIAN REYES VELAZQUEZ

DRA. ITZEL GALAVIZ VILLA

14 DE JUNIO 2019; BOCA DEL RÍO, VERACRUZ, MÉXICO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

Número Registro **A-0505-150817**

En la ciudad de Boca del Río, Ver., siendo las 15:00 horas del día 20 del mes de mayo de 2019 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Consejo del Posgrado de la Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental del ITBOCA, para examinar la Tesis de Grado titulada:

"DESARROLLO DE UN BIORREACTOR DE MEMBRANA (BRM) PROTOTIPO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES."

Que presenta el (la) alumno(a):

ING. LAURA MARCELA DURÁN MOLINA

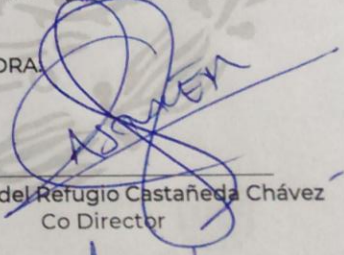
Aspirante al Grado de:

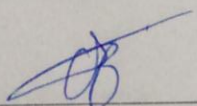
Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental

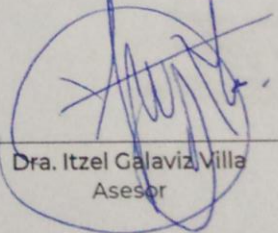
Después de escuchar las opiniones sobre el documento escrito e intercambiar puntos de vista, los miembros de la Comisión manifestaron SU APROBACIÓN, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes para su defensa ante el jurado correspondiente.

LA COMISIÓN REVISORA


Dra. Cinthya Alejandra Sosa Villalobos
Director


Dra. María del Refugio Castañeda Chávez
Co Director


M.C. Christian Reyes Velázquez
Asesor


Dra. Itzel Galaviz Villa
Asesor



"Año del Centenario de la Promulgación de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos"

Boca del Río, Ver., 03/Junio/ 2019

ASUNTO: AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

ING. LAURA MARCELA DURÁN MOLINA
PASANTE DE LA MAESTRÍA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL
PRESENTE

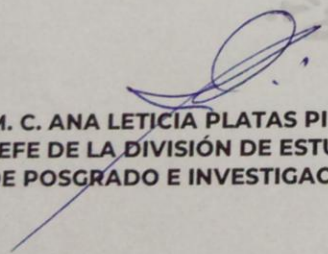
De acuerdo con el fallo emitido por los integrantes del Comité Revisor de la TESIS PARA OBTENCIÓN DE GRADO, desarrollada por usted cuyo título es:

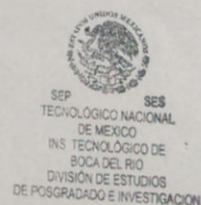
"DESARROLLO DE UN BIORREACTOR DE MEMBRANA (BRM) PROTOTIPO PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES."

Esta División de Estudios de Posgrado e Investigación le concede AUTORIZACIÓN para que proceda a su impresión.

ATENTAMENTE

*Excelencia en Educación Tecnológica®
Por nuestros mares responderemos*


M. C. ANA LETICIA PLATAS PINOS
JEFE DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN



c.c.p. Coordinación de la Maestría
c.c.p. Expediente



Km. 12 Carr. Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Ver. C.P. 94290
Tel. (01 229) 6905010 e-mail: dir01_bdelrio@tecnm.mx | www.itboca.edu.mx



www.itboca.edu.mx/index.php?option=com_content

Desarrollo de un biorreactor de membrana (BRM) prototipo, para el tratamiento de aguas residuales municipales.

RESUMEN

La problemática actual entorno a la escasez del agua que se está presentado en diferentes partes del mundo, se encuentra aunada al descubrimiento del efecto contaminante de compuestos que no se consideraban de interés ambiental, tal es el caso de los nutrientes (nitrógeno y fósforo) que, con el avance de la tecnología se sabe que son causantes de la eutroficación de cuerpos de agua y afectaciones a la salud humana.

Si bien existen en México plantas de tratamientos de aguas residuales, el 59% de estas es por medio de lodos activados que son excelentes para remoción de materia orgánica pero no para otro tipo de contaminantes como los antes mencionados. Es por lo tanto necesario implementar nuevas tecnologías que optimicen estos procesos y mejoren la calidad del agua tratada, disminuyendo de esta forma, la contaminación a los mantos acuíferos y la afectación del ecosistema.

Por lo anterior, el proceso de tratamiento por Biorreactor de membrana fue seleccionado para analizar su factibilidad técnica en el tratamiento de aguas residuales de origen municipal, lo cual se comprobó a tres diferentes cargas volumétricas orgánicas (CVa), se establecieron como condiciones de operación pH, OD y Temperatura. El resultado obtenido fue 100% de remoción de materia orgánica expresada como DQO, y 27% de nitrógeno total por el método Kjeldahl, con lo cual se demostró que si se presentaron reacciones de nitrificación bajo las condiciones propuestas. Es necesario continuar con otras pruebas enfocadas no sólo a la estabilización del sistema, sino que, con los parámetros de operación estandarizados en este proyecto, cuantificar la participación microbiana en la remoción de nitrógeno y optimizarla para poder escalar el prototipo.

Palabras clave: *Biorreactor, membrana, microfiltración, lodos activados, aguas residuales.*

Development of a Membrane Bioreactor's (MBR) prototype for municipal wastewater treatment.

ABSTRACT

The actual problematic regarding the water scarcity present in our days in several world locations are correlated with the find outs of the pollutant effect of some components that weren't considered relevant for the environment preservation. As is the case for nutrients (nitrogen and phosphorus) that with the technology advance well known as the source of the water bodies eutrophication and their implications in human health.

Even though in Mexico exists the wastewater treatment plants, 59% of them have a process based on activated sludge that is excellent for the removal of organic matter but not for another type of contaminants previously mentioned.

It is consequently needed to implement new technologies that will focus on process optimization, leading to an enhancing of quality of the treated water, decreasing in this way the pollution of the aquifers and the ecosystem affectation.

Aforesaid, the process of treatment by membrane bioreactor was selected to analyze its technical feasibility as a wastewater treatment technic with a municipal origin scope, which was probed with three different Volumetric Organic Load (VO_L), each of them taking care of the settled pH, OD and temperature operation conditions.

The obtained result was a 100% removal of organic matter reported as DQO, and 27% of total Nitrogen by the Kjeldahl method, with which is displayed that nitrification reactions were presented under the proposed conditions.

Is needed to keep up with other tests focused not just in the system stabilization, but, with the standardized parameters of operation in this project, to quantify the involvement of the microbial removal of nitrogen and optimize it to be able of scale the prototype.

Key words: Bioreactor, membrane, microfiltration, activated sludge, wastewater.

DEDICATORIA

A Sofy y Carlitos.

*«No te rindas, por favor no cedas,
aunque el frío queme,
aunque el miedo muerda,
aunque el sol se esconda, y se calle el viento,
aún hay fuego en tu alma,
aún hay vida en tus sueños.
Porque la vida es tuya y tuyo también el deseo,
porque cada día es un comienzo nuevo,
porque esta es la hora y el mejor momento,
porque no estás solo,
¡porque yo te quiero!»*

Mario Benedetti

AGRADECIMIENTOS

Gracias al Departamento de Posgrados del Instituto Tecnológico de Boca del Río por el respaldo y recursos otorgados durante el posgrado.

Gracias al CONACyT por el respaldo y la beca de maestría otorgada durante el transcurso de la misma.

Quiero dedicar unas palabras a quienes me apoyaron a lo largo de este camino, ustedes vieron lo que a veces no fui capaz de ver, sintieron lo que creí que sólo yo sentía y en mis momentos de quiebre me sostuvieron con sus bromas, sus palabras de aliento, sus regaños o su compañía en silencio, dos años se dice fácil pero han pasado muchas situaciones, no sólo profesionalmente, sino personalmente que, en cierto momento pusieron mi vida de cabeza, hoy quiero decir **“Gracias”**, desde lo más profundo de mi corazón, gracias por prestarme su luz en mis momentos de oscuridad.

Gracias a mis hermanas, Adry y Fer, mi papá y mis hijos, mi familia que aun en la distancia me hacían llegar su apoyo y amor de mil formas.

Gracias a mis mejores amigas, Cris por vivir juntas este camino y todo tu apoyo incondicional, Any por estar siempre ahí desde el inicio apoyándome.

Gracias a mis maestros que me guiaron, me apoyaron, me aconsejaron y de quienes aprendí mucho, Dra. Cinthya, M.C. Christian, Dra. Fabiola, Dra. Refugio, Dra. Itzel, Dr. Abraham, Dr. Montoya, M.C. Araceli, Dra. Paula, Dr. Cházaro, Dr. Botello, Dr. Salas.

Gracias Maestra Lety Platas por la oportunidad a pesar de la confusión de las fechas, sin eso no estaría en este momento aquí.

Gracias a quienes me apoyaron y sufrieron en el laboratorio conmigo, M.C. Magnolia y futura M.C. Eréndira, ustedes saben lo que sufrí con la prueba de nitrógeno.

Gracias mil a todos.

ÍNDICE

1. Introducción.....	9
2. Antecedentes	11
2.1. Aguas Residuales.....	11
2.2. Tratamiento de Aguas Residuales	12
2.3. Biorreactor de Membrana (BRM).	17
2.3.1. Tipos y configuración de BRM	18
2.3.2. Proceso biológico	20
2.3.3. Filtración de membrana	22
2.3.4. Parámetros de diseño	24
2.4. Área de aplicación del BRM.....	27
3. Justificación.....	29
4. Objetivos.	31
4.1. Objetivo General.	31
4.2. Objetivos Específicos.	31
5. Materiales y Métodos	32
5.1. Diseño experimental.....	32
5.2. Caracterización de las aguas residuales.....	33
5.2.1. Caracterización de lodos activados	34
5.3. Diseño del Biorreactor de membrana prototipo	35
5.3.1. Pruebas de funcionamiento y puesta en marcha.....	37
5.3.2. Acondicionamiento y aclimatación de lodos activados.....	38
5.4. Diseño experimental.	38
5.5. Análisis estadístico	40
6. Resultados y discusión.....	41
6.1. Caracterización de aguas residuales.	41
6.1.1. Caracterización del Lodo Activado.	42
6.2. Diseño y acondicionamiento del prototipo.	42
6.2.1. Formación de flóculos.	46
6.2.2. Identificación de microorganismos	50

6.2.3. Estabilización del lodo activado en el prototipo BRM.....	54
6.2.4. Estandarización del proceso biológico en el reactor	57
6.2.5. Pruebas por flujo semicontinuo.....	60
7. Conclusiones.....	66
8. Recomendaciones.....	68
9. Literatura citada	69
ANEXO A	76

INDICE TABLAS

Tabla 1. Cantidad de agua residual generada en el estado de Veracruz y la República Mexicana.	11
Tabla 2. Comparativa de las características de las ARM.	16
Tabla 3. Plantas de tratamiento de ARM con sistema BRM a nivel mundial.	28
Tabla 4. Metodología para la Caracterización de ARM.	33
Tabla 5. Condiciones de operación del prototipo de BRM.	36
Tabla 6. Variables de operación de los experimentos.	40
Tabla 7. Resultados de Caracterización del ARM.	41
Tabla 8. Caracterización de Lodo Activado.	42
Tabla 9. Condiciones de operación para el diseño del prototipo.	43
Tabla 10. Resumen resultados de remoción.	65

ÍNDICE FIGURAS

Figura 1. Principales Tratamientos de Aguas Residuales en México	13
Figura 2. Comparación entre sistemas de lodos activados y BRM	17
Figura 3. Ilustración de un BRM sumergido.	18
Figura 4. Clasificación de BRM.	19
Figura 5. Tamaño de partículas que separa la filtración por membrana.	20
Figura 6. Dinámica para la formación de flóculos.....	21
Figura 7. Tipos de Filtración.	22
Figura 8. Ejemplos de Filtros para BRM.....	23
Figura 9. Ejemplo del funcionamiento de las membranas.....	24
Figura 10. Etapas del proyecto.....	33
Figura 11. Medición del Índice de Filamento (IF)	35
Figura 12. Bosquejo en SketchUp® del prototipo diseñado.	36
Figura 13. Vista superior del Prototipo de Biorreactor de membrana.....	37
Figura 14. Diseño experimental.....	39
Figura 15. Prueba de Fuga de agua en el prototipo.	44
Figura 16. Columna de aire del difusor seleccionado.....	44
Figura 17. Observación lodo en etapa inicial.....	46
Figura 18. Etapa inicial de formación del flóculo.	47
Figura 19. Formación del flóculo.	48
Figura 20. Medición de flóculo.....	48
Figura 21. Caracterización del flóculo.	49
Figura 22. Observación de Diatomeas.	50
Figura 23. Morfología flóculo.	51
Figura 24. Observación de Microalgas.....	52
Figura 25. Observación de Amebas.	52
Figura 26. Observación de Organismos Filamentosos.....	53
Figura 27. Observación de protozoarios.	54
Figura 28. Aclimatación del lodo activado.	56
Figura 29. Gráfico de líneas de OD y Temperatura.....	57

Figura 30. Gráfica de dispersión OD vs Temperatura.	58
Figura 31. Gráfico de líneas DQO vs Turbidez Experimento 1.....	59
Figura 32. Gráfica de líneas DQO vs Turbidez Experimento 2.....	60
Figura 33. Gráfica de líneas DQO vs Turbidez Experimento 3.....	60
Figura 34. Gráfica de líneas DQO vs Turbidez Experimento 4.....	62
Figura 35. Relación de significancia DQO vs Experimento.	63
Figura 36. Relación de significancia Turbidez vs Experimento.	64
Figura 37. Resultados de Remoción entre experimentos.....	66

ABREVIATURAS

A/M	Relación Alimento/Microorganismo
ARM	Agua Residual Municipal
BRM	Biorreactor de Membrana
BRMe	Biorreactor de Membrana externo
BRMs	Biorreactor de Membrana sumergido
CAS	Sistema Convencional de Lodos Activados
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
COPs	Compuestos Orgánicos Persistentes
CVa	Carga Orgánica Volumétrica
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno por 5 días
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPS	Sustancias poliméricas extracelulares
G/A	Grasas y Aceites
IF	Índice de Filamento
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
IVL	Índice Volumétrico de Lodos
LA	Lodos Activados
MLSS	Sólidos Suspendidos del Licor Mezclado
MOE	Microcontaminantes Orgánicos Emergentes
NTK	Nitrógeno Total Kjendahl
OD	Oxígeno Disuelto
OF	Organismos Filamentosos
ONU	Organización de las Naciones Unidas
P _{sl}	Licor de lodos en recirculación
PT	Fósforo Total
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
Q	Caudal de entrada del reactor biológico
Q _o	Caudal inicial

Qr	Caudal recirculación
SBR	Reactores Discontinuos Secuenciales
SEMARNAT	Secretaria Marítima y de Recursos Naturales
SF	Superficie de filtración
SMP	Sustancias microbianas poliméricas
SSed	Sólidos sedimentables
SST	Sólidos suspendidos Totales
SST _L	Sólidos suspendidos Totales del lodo activado
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
SSV _L	Sólidos suspendidos volátiles del lodo activado
ST	Sólidos totales
SVT	Sólidos volátiles totales
Temp.	Temperatura
TRC	Tiempo de retención celular
TRH	Tiempo de retención hidráulica
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez
V	Volumen del reactor biológico
V _f	Volumen final del reactor biológico

1. Introducción

En la revisión realizada por la Organización Meteorológica Mundial (OMM/PNUMA, 2008) con respecto al cambio climático y la calidad del agua, los resultados arrojan datos preocupantes con respecto a la disponibilidad futura de este vital líquido, reconociendo el carácter urgente de esta situación, diversas reuniones entre países que conforman la Organización de las Naciones Unidas (ONU), en el margen de la gestión de los recursos hidrológicos, han establecido convenios para la regulación, uso y consumo del agua, esto en víspera de las proyecciones alarmantes como resultado del comportamiento climático y efectos de las actividades antropogénicas en los últimos 30 años (UNECE/ONU, 2014) (OMM/PNUMA, 2008).

Dentro del marco de acciones para mitigar y adaptarse al cambio climático, se ha definido a las cuencas hidrológicas como sectores vulnerables que requieren mayor atención, no sólo como monitoreo, sino también con unidades de gestión, investigación y control. El Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) menciona en una de sus propuestas públicas al gobierno de México, que se debe aplicar, como medida adaptativa, el aumentar el porcentaje de agua residual tratada, con la finalidad de minimizar el riesgo de contaminación por aumento de nutrientes en el agua (IMTA, 2012).

Aunque existen medios para tratar las aguas residuales, es una realidad que las tecnologías convencionales están diseñadas para eliminar la materia orgánica y sólidos totales más no cuentan con el avance tecnológico necesario para eliminar otros contaminantes como los compuestos orgánicos persistentes (COP's), metales pesados, metaloides, nitrógeno, fósforo, entre otros. El 59% de las plantas municipales para tratar las aguas residuales en México trabajan bajo procesos biológicos de lodos activados, sin embargo, la mayoría del nitrógeno y fósforo es vertido a los bienes nacionales (ríos, lagos, lagunas, mares), generando procesos indeseables como es la eutroficación, crecimiento de fauna invasiva y modificación de flora y fauna endémica (Rodríguez, et al., 2006).

Asimismo, el aumento en el consumo de diversos compuestos farmacológicos como hormonas, analgésicos, antibióticos, entre otros, resultan en un problema medioambiental emergente: microcontaminantes orgánicos. Por su naturaleza, al

igual que los nutrientes, no son degradados por métodos tradicionales, por lo que se requiere promover nuevas tecnologías para erradicarlos (Arriaga, et al., 2016).

El Biorreactor de membrana (BRM) es una tecnología con más de 20 años de desarrollo que ha demostrado eliminar todo tipo de contaminantes remanentes en otros tratamientos biológicos o fisicoquímicos, así como para aumentar la calidad del efluente resultante y ser reutilizable dentro de los mismos procesos industriales. Actualmente, es considerado como un proceso bien establecido ya que, existen numerosas plantas alrededor del mundo de gran escala para tratar desde aguas residuales municipales (ARM) hasta industriales (Krzeminski, *et al.*, 2017).

Es por ello, que el objetivo de este proyecto es demostrar la factibilidad técnica en el desarrollo de un prototipo BRM para el tratamiento de aguas residuales municipales, con la finalidad de sentar las bases para futura aplicación e implementación de las plantas ya existentes, para optimizar la remoción de contaminantes en pro de la mitigación de la contaminación del agua y daños al ecosistema.

2. Antecedentes

2.1. Aguas Residuales

La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2015), define a las aguas residuales como: “Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos público urbano, doméstico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, de las plantas de tratamiento y en general, de cualquier uso, así como la mezcla de ellas”. Estas se clasifican principalmente en:

- Domésticas. Agua proveniente de casas habitación, utilizadas en las actividades cotidianas de alimentación e higiene personal.
- Municipales. Agua que ha sido utilizada en servicios urbanos, tales como lavado de calles, banquetas y vehículos, riego de áreas verdes, fuentes, etc.
- Comerciales. Agua descargada por establecimientos comerciales, tales como restaurantes, bares, centros comerciales, estadios, lavanderías, etc.
- Industriales. Agua que ha sido utilizada en procesos y servicios industriales.
- Agrícolas. Agua que escurre después de ser utilizadas en el riego de sembradíos.

Debido a que el sistema de alcantarillado no cuenta con una separación de manera nacional, las aguas domésticas y municipales son mezcladas y tratadas en un mismo sistema. Por ello, nos referiremos a ambas como aguas residuales municipales (ARM). De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), en el estado de Veracruz Ignacio de la Llave, se tiene que, del total de aguas residuales municipales generadas, solo el 3% recibe tratamiento (Tabla 1). Es decir, el 97% del agua residual que se genera en el estado, no cumple con los lineamientos establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996, generando un impacto importante en las cuencas de la región.

Tabla 1. Cantidad de agua residual generada en el estado de Veracruz y la República Mexicana.

Entidad Federativa		Total de miles de metros cúbicos	Reciben Tratamiento	No Reciben Tratamiento
Estados Unidos Mexicanos		34,723	3,563	31,160
Veracruz		1,719	136 (3%)	1,583 (97%)

2.2. Tratamiento de Aguas Residuales

El crecimiento demográfico, la urbanización y el incremento en el consumo de agua en los hogares, la agricultura y la industria, han aumentado significativamente el uso global del agua, generando una creciente presión sobre los recursos hídricos del mundo. Las actividades antropogénicas son las fuentes principales de contaminación de los diferentes cuerpos de agua, lo que se traduce en el desarrollo de fenómenos destructores del medio ambiente como son, la eutroficación, el cambio climático y la desaparición de especies. Asimismo, esto limita el uso del recurso para las diferentes actividades productivas como el riego o la pesca, la agricultura, el consumo y recreación de contacto (De la Peña, Ducci, & Zamora, 2013).

“El adecuado tratamiento de aguas residuales industriales y su posterior reutilización para múltiples usos contribuye a un consumo sostenible del agua y a la regeneración ambiental del dominio público hidráulico y marítimo y de sus ecosistemas. Estos tienen que garantizar la eliminación o recuperación de los contaminantes establecidos por la legislación que regula el vertido del efluente o para garantizar las condiciones mínimas del proceso en el caso de reutilización o recirculación de la corriente para uso interno” (Rodríguez, et al., 2006).

De acuerdo con la Comisión Nacional del Agua, las descargas de aguas residuales se clasifican en municipales e industriales, donde las primeras corresponden a las que son manejadas en los sistemas de alcantarillado urbano y rural, en tanto que las segundas son aquellas descargadas a los cuerpos receptores de propiedad nacional, como es el caso de la industria autoabastecida. Dadas las características fisicoquímicas y biológicas del agua residual municipal que se muestra en la tabla 2,

se considera como la más común a tratar por procesos biológicos (Comisión Nacional del Agua, 2017).

México, al concluir el año de 2016, contaba con 2,536 plantas municipales capaces de tratar 180,569.72 L/s, lo que representa el 57.6% del agua total que se genera en el país. De las cuales, más del 50% usan la tecnología de lodos activados (Figura 1) (Comisión Nacional del Agua, 2017).

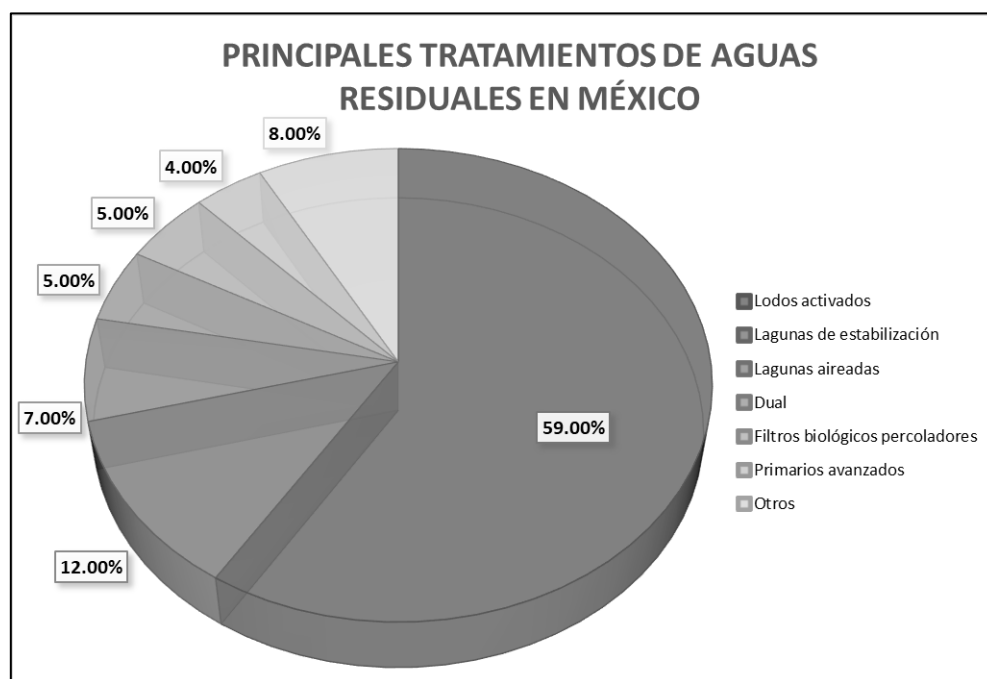


Figura 1. Principales Tratamientos de Aguas Residuales en México

Fuente: Elaboración propia.

Sin embargo, este tipo de sistema tiene más una función de barrera temporal ya que, no logra erradicar los nutrientes ni los microcontaminantes orgánicos emergentes (MOE), que actualmente, están generando gran interés social y tecnológico como lo señala Woodward, et al. (2012). Se les atribuye el término de emergentes por ser de origen antropogénico o de ocurrencia natural que no están regulados y son de reciente descubrimiento gracias al avance de los últimos 20 años en el estudio de cromatografía de gases aunado al interés global por el uso y cuidado del agua. Estos MOE's abarcan desde medicamentos de uso médico común, como son antibióticos y

antiinflamatorios, hasta medicamentos de tipo especial, como lo son hormonas, esteroides, entre otros. (Arriaga, *et al.*, 2016).

En un análisis sobre el desafío de estos MOE's, investigadores mencionan el efecto de feminización en peces debido a la presencia de hormonas humanas y hormonas sintéticas (Ej. Estradiol) en los cuerpos de agua; asimismo, efectos en el sistema endocrino provocado por detergentes (Ej. nonifenoles) y biocidas (Ej. Tributyltin). El panorama planteado, conlleva a una proyección en la cadena trófica por los fenómenos de bioacumulación, biomagnificación y consumo directo. El ser humano es uno de los consumidores finales cuya salud se verá fuertemente afectada. Por esta razón, el uso de tratamientos de aguas residuales especializados reducirá la carga de contaminantes (Schwarzenbach, Egli, Hofstetter, Gunten, & Wehrli, 2010).

En México, podemos comprobar que los tratamientos convencionales no logran erradicar estos contaminantes con los datos arrojados por la Comisión Nacional del Agua (2017) donde se compara el porcentaje de los cuerpos de agua que se monitorean a nivel nacional, observándose que el parámetro de demanda química de oxígeno (DQO) sufrió un aumento considerable en comparación con el año 2012, en el 2016, el 30.7% de los bienes nacionales presentan valores por encima de 40 mg/L de materia orgánica (DQO) lo cual excede lo estipulado por la normatividad oficial mexicana. El estado de Veracruz forma parte de la cuenca del Golfo Centro, donde se redujo la calidad del agua estando el 34.9% contaminado y el 36.7% en el límite de aceptabilidad (Comisión Nacional del Agua, 2017).

Al analizar las diferentes propuestas que existen actualmente en el mercado mundial, la tecnología de biorreactor de membrana (BRM) ha generado gran interés por su flexibilidad para tratar diferentes tipos de efluentes y generar altos rendimientos, en países como Alemania, Japón y China, es ampliamente utilizado para tratar desde aguas residuales municipales, hasta industriales y farmacéuticas (Wang, *et al.*, 2008).

Se ha señalado que, el efluente de aguas municipales tratadas por un sistema BRM, presenta reducción en diversos microcontaminantes de interés con altos porcentajes de eficiencia, por mencionar algunos importantes están: Ibuprofeno (97%), Estradiol (89%), beta bloqueadores (96%) y Eritromicina (67%), entre otros (Tesfaye-Besha *et*

al., 2017). Con respecto al nitrógeno, Zhi-wei *et al.* (2006) y Tang *et al.* (2017), reportan remoción hasta del 70% de nitrógeno total en aguas residuales, mientras que en aguas de origen farmacéutico que contienen compuestos nitrogenados como es el caso del Nonifenol, Torres-Bojorges (2012) reporta en su estudio eficiencia de remoción hasta del 99.5% para diferentes isómeros del Nonifenol.

Además de la versatilidad que presenta este sistema, al compararlo con el tratamiento convencional de lodos activados (CAS), las ventajas del Biorreactor están englobadas en la reducción de operaciones unitarias posteriores al proceso biológico, así como los tiempos de retención hidráulicos y dosificación de bactericidas, lo que se traduce en costos asequibles y mayor eficiencia al aumentar la proyección de la planta, ya que se puede manejar en forma modular, quitando complejidad a la ampliación de las plantas de tratamiento de aguas residuales de tal forma, que pueda realizarse a la par del crecimiento poblacional (Figura 2).

Tabla 2. Comparativa de las características de las ARM.

FUENTES	pH¹	DQO	DBO	ST	SST	SSSED²	NT	PT	COL TOT³	GRASAS
CONAGUA, 1995	7.88	576	219	1,447	252	2.00	35	10.0	860X10 ⁵	58
Rosenberg et al. 2002	SD	786	SD	SD	SD	SD	65.8	SD	SD	SD
Paz et al., 2004	5.50	257	77	SD	SD	0.50	SD	2.1	1.20X10 ⁵	SD
Reid et al. 2006	SD	1084	SD	SD	SD	SD	70	SD	SD	SD
Melin et al. 2006	SD	490	161.7	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD
Corado, 2010	7.28	SD	224	SD	SD	SD	214	13.3	SD	SD
Dacomba, 2013	SD	570	220	SD	225	SD	32	7.5	SD	SD
Noyola et al. 2013	SD	557	244	SD	264	SD	42	7.0	120X10 ⁵	SD
Babatsouli et al. 2014	SD	2440	SD	SD	SD	SD	30	SD	SD	SD

SD: Sin dato. ¹ unidades de pH, ² ml/L, ³ NMP/100mL.

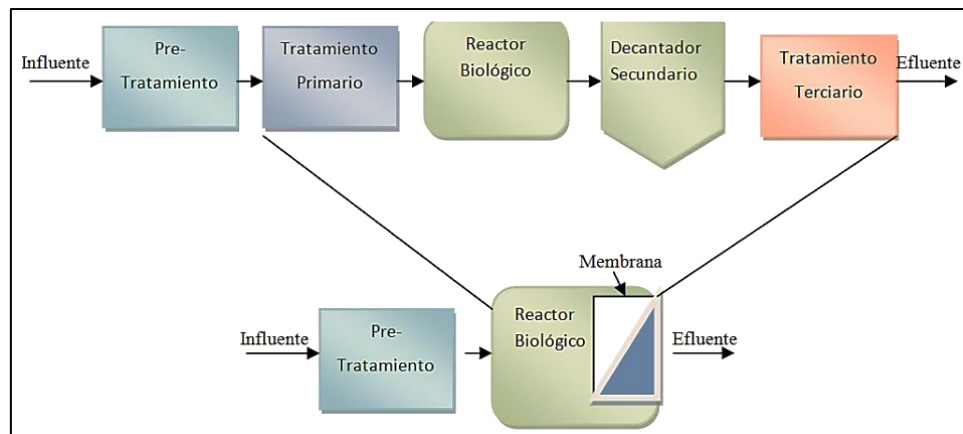


Figura 2. Comparación entre sistemas de lodos activados y BRM

Fuente: Corado, 2010

Sin embargo, a pesar de ello, en México solo se cuenta con 6 sistemas de este tipo, de los cuales, se tiene reportado que las eficiencias de remoción en agua residual municipal hasta del 99% en sólidos suspendidos totales (SST) y 95% de materia orgánica expresada como demanda química de oxígeno (DQO) (Dacomba, 2013).

2.3. Biorreactor de Membrana (BRM).

Hace 50 años, el biorreactor de membrana fue creado e introducido en el ámbito de los tratamientos para aguas residuales domésticas y municipales, sin embargo, el alto costo que significaba en esa época el uso de membranas lo mantuvo exclusivo para el área académica y experimental. Con el avance de la investigación científica en la optimización de la filtración por membranas generó una nueva oportunidad de aplicación a este tipo de tecnología en el campo del tratamiento del agua, por lo que, actualmente, esta configuración de los procesos biológicos se considera de última generación debido a que es un sistema híbrido que compila las operaciones del proceso biológico de lodos activados con el proceso físico de filtración por membrana, obteniéndose remociones mayores a las de un proceso convencional de lodos activados (en inglés CAS) o de los reactores discontinuos secuenciales (en inglés SBR) siendo, incluso reutilizable el agua obtenida en el tratamiento (Mittal, 2011).

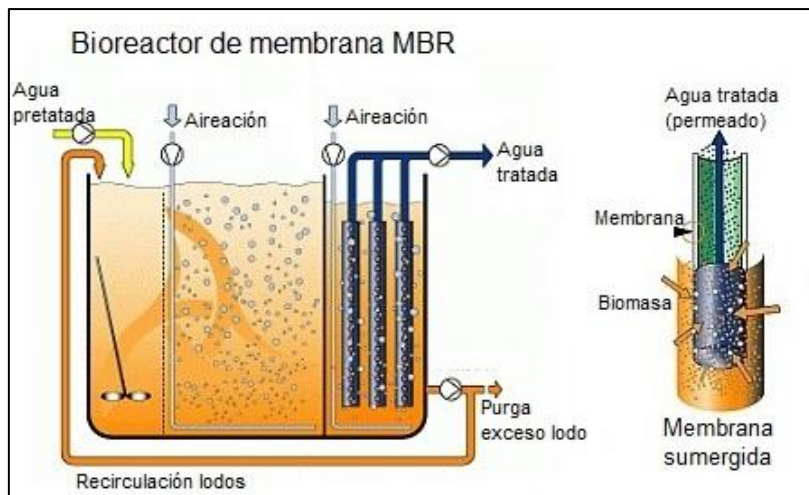


Figura 3. Ilustración de un BRM sumergido.

Fuente: Lenntech B.V. ® (2019)

Al tratarse de un tratamiento que emplea filtración por membrana, se eliminan operaciones subsecuentes para la separación sólido-líquido del efluente como es el caso de los clarificadores o sedimentadores secundarios que ocupan mayor espacio por los requerimientos técnicos para lograr los tiempos de sedimentación, siendo que, en algunos casos, se requieren más de una unidad de acuerdo con la calidad de agua que se desee. Asimismo, la especificidad del BRM para dicha operación determina la calidad del efluente y eficiencia de remoción dado que emplea tamaños de poro que van desde 2 micras hasta 10 nanómetros, dando apertura para la reutilización del flujo tratado por la eliminación, incluso, de elementos biológicos (ej. Bacterias, hongos) siendo admisible para riego, uso en sanitarios o en el proceso industrial (Figura 3) (Dacomba, 2013).

2.3.1. Tipos y configuración de BRM

El sistema BRM puede clasificarse dependiendo del tipo de proceso de filtración, la configuración del sistema y el tipo de proceso biológico que se emplee en el mismo. Generalmente se clasifica de acuerdo con la configuración del sistema en dos tipos (Figura 4):

a) Biorreactores de membrana externa. En este tipo de sistemas, la separación y recirculación del licor mezclado se realiza a través de un módulo de membranas que están fuera del reactor (Ures-Rodríguez, Jácome-Burgos, & Suárez-López, 2015). La

fuerza motriz se da por la presión creada a una alta tasa de flujo cruzado a lo largo de la superficie de las membranas, misma que es empleada posteriormente para la limpieza de éste a través de los canales de filtración (Wisniewski, 2007).

b) Biorreactores de membrana sumergidos. Este tipo de reactores emplea módulos de membranas, principalmente de fibra hueca, que se encuentran sumergidos dentro del reactor (Dacomba, 2013). La presión transmembrana es menor y es generada principalmente por la succión del permeado (Wisniewski, 2007). A través de ciclos de retrolavado, aireación y lavado químico se puede conseguir la limpieza de la membrana (Wang, *et al.*, 2014).

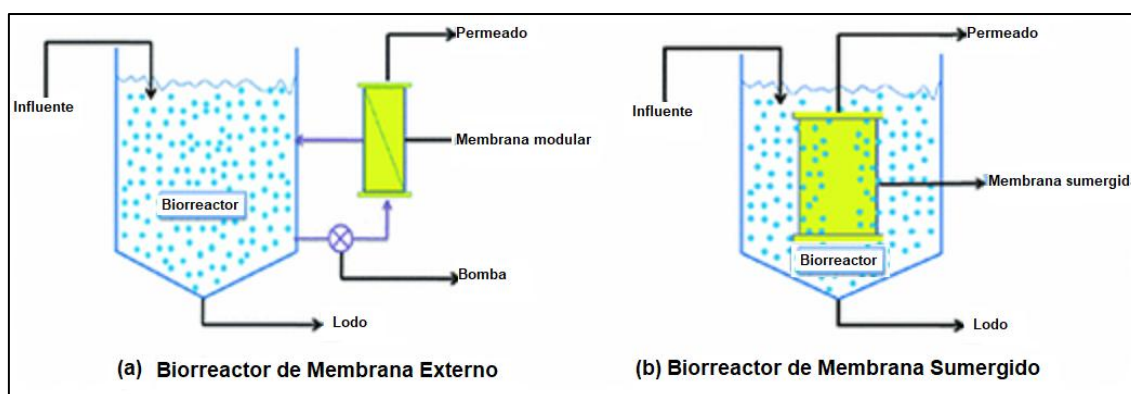


Figura 4. Clasificación de BRM.

Fuente: Modificado de Burman & Sinha, (2018)

Al tratarse de un proceso que emplea la tecnología de membranas para la separación de los sólidos, en cada una de las configuraciones mencionadas anteriormente, se aplican tres tipos de filtración: microfiltración, nanofiltración y ósmosis inversa. Dependiendo de la calidad que se desee obtener en el efluente, será la especificidad para seleccionar como podemos observar en la figura 5 (Mihelcic & Zimmerman, 2012).

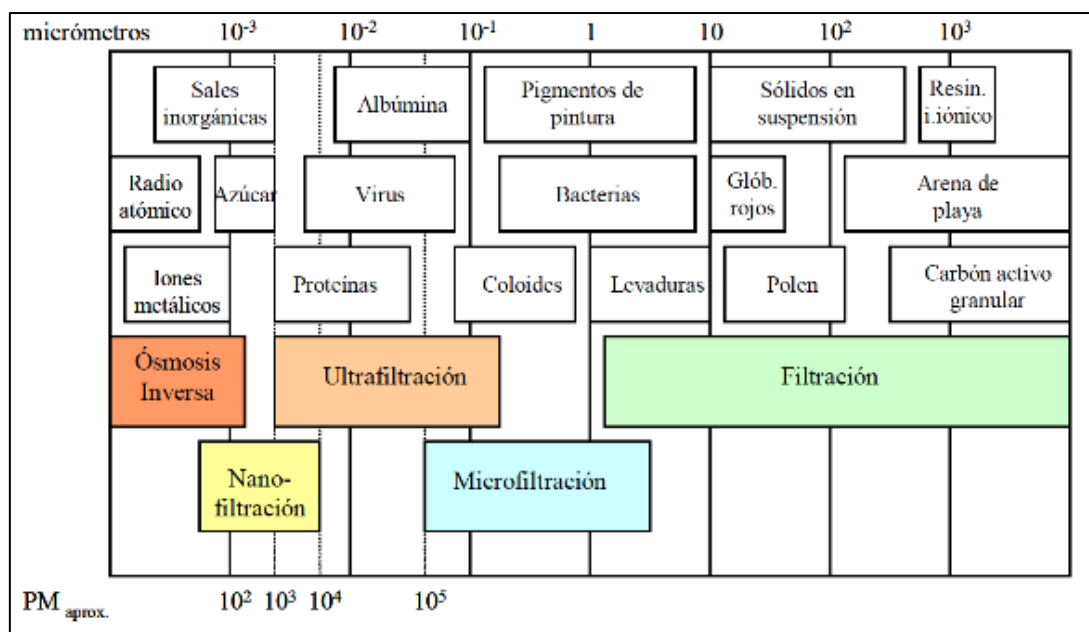


Figura 5. Tamaño de partículas que separa la filtración por membrana.

Fuente: Soluciones Medioambientales S.L. (2019)

2.3.2. Proceso biológico

Esta operación es considerada la parte principal de todo proceso BRM. La estabilidad del lodo activado es lo que va a determinar la eficiencia de todo el tratamiento, de igual forma, la biodiversidad que exista en el consorcio bacteriano determinará la remoción de nitrógeno, fósforo y diversos contaminantes (Zhi-wei, Zhi-chao, Guo-wei, Guo-ping, & Lu-ming, 2006).

Se denomina lodo activado al agregado de microorganismos que, por diversos efectos y fenómenos, como la adsorción, simbiosis, entre otros, se asocian a la matriz polimérica extracelular que es excretada por organismos filamentosos (Li, et al., 2008). Estas interrelaciones contribuyen a la formación de la unidad de nombre “flóculo”. Estos flóculos pueden alcanzar medidas mayores a 50 micras, generando un efecto de sedimentación producido por el peso del gránulo (Jenkins, Richard, & Daigger, 2004). La oxidación de la materia contaminante se logra a través de mecanismos de difusividad entre los espacios intercelulares, llevándose a cabo de la capa externa hasta la interna, donde la oxidación es completada. Esta dinámica puede llevarse a cabo gracias a la forma peculiar que adoptan estas unidades, que

va desde completamente esféricas hasta esféricas irregulares. El desarrollo de la morfología flocular está directamente relacionada por el sistema de aireación y alimentación que se emplee, principalmente porque la perturbación del medio provoca el movimiento continuo de las partículas, generando esta peculiar floculación (Figura 6) (Menéndez-Gutiérrez & Pérez-Olmo, 2007). Lo que puede deducirse en la degradación de contaminante, la relación de nutrientes y crecimiento de microorganismos es que son relevantes para la determinación del tiempo de retención celular, el cual determina cuánto tarda el proceso en eliminar los sustratos de interés.

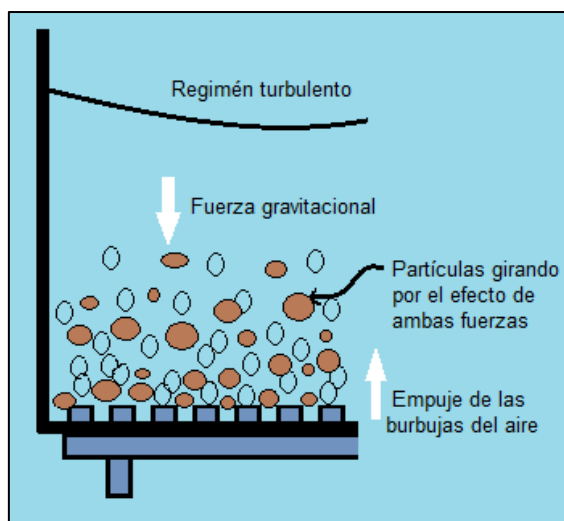


Figura 6. Dinámica para la formación de flóculos.

Fuente: Elaboración propia.

Asimismo, un aspecto relevante para el diseño de esta etapa es la independencia entre las variables de tiempo de retención hidráulica (TRH) y tiempo de retención celular (TRC). En la mayoría de los CAS estos valores se encuentran interrelacionados ya que, la separación de los sólidos es por sedimentación, lo que se traduce en partículas de lodo mayores, requiriendo tiempos prolongados de TRH para un buen desempeño en la subsecuente etapa. En el BRM los flóculos solo necesitan ser mayor al tamaño del poro de la membrana, reduciendo significativamente los TRH y la producción de lodo (Judd, 2008).

2.3.3. Filtración de membrana

De acuerdo con Rodríguez *et al.* (2006), “las membranas son barreras físicas semipermeables que separan dos fases, impidiendo el movimiento de las moléculas a través de ella de forma selectiva” (Figura 7), por lo cual se pueden separar ciertos contaminantes o impurezas del agua a tratar.

Le-Clech, Chen, & Fane (2006) hace hincapié de que, a pesar que la tecnología de membrana data desde los años 60s, es en los últimos veinte años que se ha convertido en una tecnología de gran aplicación, principalmente por los avances de la ciencia en este campo, generando mejores materiales a precios relativamente menores, por lo cual, considerando esta evolución en los sistemas de separación, Rodríguez-Fernández *et al.* (2006) enfatiza que dentro de las características a considerar para el uso de membranas, es que permite la separación de contaminantes que se encuentran disueltos a baja concentración y la facilidad de trabajar a temperatura ambiente en combinación con otras operaciones, sin embargo, menciona también que se presentan problemas de ensuciamiento (saturación de los poros de la membrana) lo que provoca que no pueda ser usado en flujo continuo y se requiera del uso de sustancias químicas para realizar la limpieza. Esto conlleva a disponer de un tratamiento para estos efluentes denominados “aguas de servicio”, asimismo, al escalarlo, este debe ser mediante agregados modulares lo que genera cierta dificultad en términos costo-beneficio.

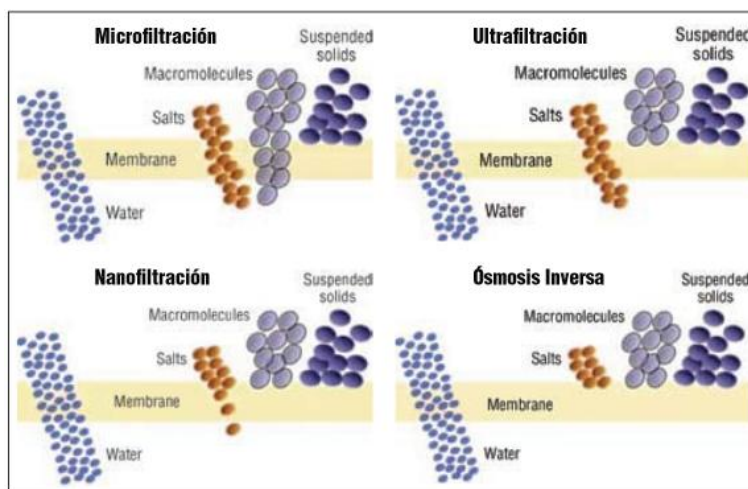


Figura 7. Tipos de Filtración.

Fuente: Modificado de Lenntech B.V. ® (2019)

2.3.3.1. Tipos de membrana

Las membranas se clasifican de acuerdo con el material con el cual estén elaboradas, así como la estructura física que formen. Atendiendo al material, son tres clasificaciones: poliméricos, cerámicos o metálicos (Rodríguez-Fernández, *et al.*, 2006). Para la aplicación de BRM, el mejor material es el cerámico, sin embargo, sus altos costos lo hacen exclusivo para procesos industriales de purificación que pueden compensar el costo efectivo de estos materiales (Dacomba, 2013).

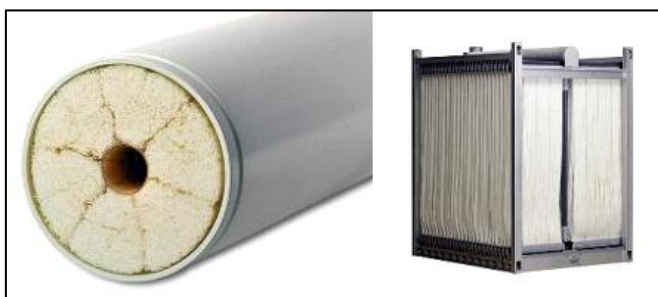


Figura 8. Ejemplos de Filtros para BRM.

Fuente: Pentair ® (2019)

Por otro lado, entre los polímeros más empleados para los procesos de separación se encuentran los siguientes; Difluoruro de polivinilideno (PVDF), Polietilsulfona (PES), Polietileno (PE), Polipropileno (PP) y Polisulfona (PS) como los que se muestran en la figura 8. Estos deben de cumplir con las características necesarias para soportar el proceso, como; ser resistente en estructura para ataques químicos y térmicos, pero lo más importante, poseer resistencia a la suciedad ya que, los componentes de las ARM tienden a acumularse, aumentando la presión sobre la membrana y, produciéndose al mismo tiempo, interacciones químicas que producen el fenómeno de colmatación (Ocampo-Gaspar, 2014). Es importante definir que la colmatación o saturación, es el efecto que se produce al obstruirse los poros de la membrana, sea de forma temporal o permanente, esto último dependerá de los constituyentes químicos que posea el agua a tratar (Meng, *et al.*, 2017). Para eliminar esta suciedad se procede a realizar limpieza mecánica (contralavado) o aplicación de detergentes químicos que ya incluyen compuestos básicos, ácidos o ambos, dependiendo la cualidad iónica de la membrana y la naturaleza de los colmatantes (Figura 9). Por lo tanto, una de las mayores consecuencias es que

contribuye directamente al aumento del desgaste de la membrana, provocando mayor frecuencia de reemplazo de filtros y, por consiguiente, mayores costos de operación (Wang, *et al.*, 2014).

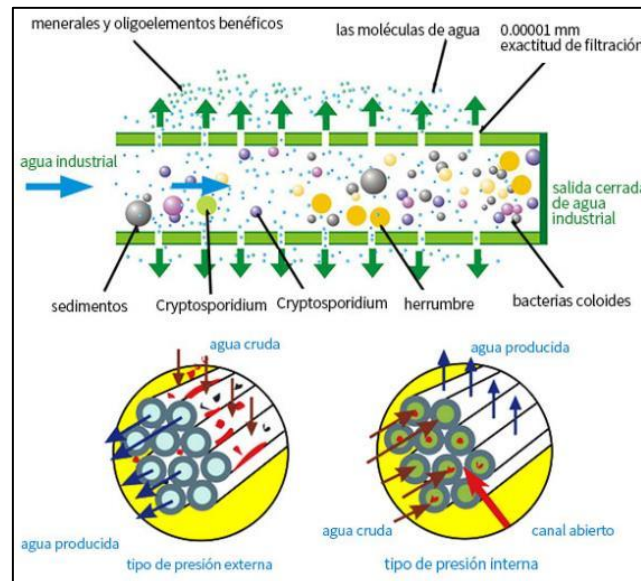


Figura 9. Ejemplo del funcionamiento de las membranas.

Fuente: Google (2019)

2.3.4. Parámetros de diseño

Para el diseño de cualquier proceso, es necesario considerar el balance de masa y energía, los cuales deben cumplir el primer principio de la termodinámica “la energía no se crea ni se destruye, solo se transforma”. En resumen, lo que entra en este sistema, debe ser lo mismo que sale, cumpliendo con las características deseables o requeridas para el producto final.

Sin embargo, en un biorreactor de membrana, el proceso no es lineal, es decir, parte de lo que entra al sistema es convertido en biomasa e, incluso, los mismos productos pueden ser inhibidores de la producción, aumentando la complejidad y estabilidad del diseño. Asimismo, al ser un sistema híbrido, debe adecuarse la parte biológica con la parte de filtración, teniendo que considerar varios factores como el bloqueo o colmatación de las membranas, la presión requerida para el trabajo y la finalidad del agua tratada.

Motivo por el cual, se requiere establecer diferentes variables en un primer nivel que es a escala laboratorio o prototipo. Posterior a ello, se tendrán las bases para escalar a un nivel mayor.

Los principales factores para el diseño de un BRM son los siguientes:

- Tiempo de retención hidráulico (TRH). El tiempo de retención hidráulico viene dado por la relación entre el volumen efectivo del reactor (V) y el flujo o caudal (Q_0) de entrada a él (Menéndez-Gutiérrez & Pérez-Olmo, 2007).

Cuando no hay recirculación:

$$\theta = \frac{V}{Q_0}$$

Ec. 1

Cuando hay recirculación (Q_r):

$$\theta_m = \frac{V}{Q_0 + Q_r}$$

Ec. 1.a

- Relación alimento/ microorganismo (A/M). Esta relación representa la materia orgánica biodisponible (sustrato) que se encuentra en el sistema por día en relación con la masa de microorganismos contenida en el reactor. Típicamente, esta relación se encuentra expresada en términos de masa (kg) de DBO por masa (kg) de microorganismos en la unidad de tratamiento (TRH) (Crites, R. and Tchobanoglous, G. 1998).

$$A/M = \frac{kg\ DBO/m^3}{kg\ MLSS/m^3 \times TRH(h)} (h^{-1})$$

Ec. 2

- Carga volumétrica aplicada (Cva). Se denomina carga volumétrica a la masa de sustrato que se aplica, expresado como DBO o DQO (S_0), por unidad de volumen del tanque de aireación (V), en la unidad de tiempo. La carga volumétrica, también llamada en ocasiones carga orgánica, no es más que el flujo másico de DBO o DQO por unidad de volumen efectivo del reactor (Menéndez-Gutiérrez & Pérez-Olmo, 2007)

$$B_v = \frac{Q_0 S_0}{V} = \frac{S_0}{\theta} \quad (\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1})$$

Ec. 3

Bv= Carga volumétrica

Q₀= Caudal inicial

S₀= Masa de sustrato

V= Volumen del tanque

θ= Tiempo de retención hidráulico

Cuando hay recirculación:

$$B_v = \frac{(Q_0 + Q_r) S_m}{V} = \frac{S_m}{\theta_m} \quad (\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1})$$

Ec. 3.a

Bv= Carga volumétrica

Q₀= Caudal inicial

Q_r= Caudal de recirculación

S_m= Masa de sustrato

V= Volumen del tanque

θ_m= Tiempo de retención hidráulico

- Tiempo de retención celular (TRC). Corresponde al tiempo de residencia de la biomasa en el reactor. Se encuentra expresada en días, dependiendo el tipo de cultivo que se pretenda seleccionar (Ures-Rodríguez, Jácome-Burgos, & Suárez-López, 2015).

$$TRC = \frac{V (m^3) \times kg \text{ MLSS}/m^3}{P_{sl} (kg/d)} (d^{-1})$$

Ec. 4

V= Volumen

MLSS= Sólidos suspendidos del licor mezclado

P_{sl}= es la generación de lodo.

- Potencia de filtración (Hp). Energía para que el agua atravesase la membrana (Mihelcic & Zimmerman, 2012).

$$Hp = \frac{Q * \Delta P}{1,714} \quad \text{Ec. 5}$$

Q= caudal de alimentación

ΔP = Diferencia de presión

- Velocidad de flujo o flux de permeado (V_f). Es la velocidad a la cual el agua fluye a través de la membrana, está definida por unidad de área (Mihelcic & Zimmerman, 2012).

$$V_f = \frac{Q}{SF} \quad \text{Ec. 6}$$

Q= caudal de alimentación

SF= superficie de filtración

- Superficie de membrana (SF). Es el área disponible para filtración. Se calcula empleando el promedio de los picos del caudal de la planta y un factor de corrección (η_m), que compensa el desgaste por el retrolavado y limpieza del filtro, su valor normal es entre 0.8 y 0.95.

$$SF = Q_p * 1000 / (V_f * \eta_m) \quad \text{Ec. 7}$$

SF= superficie de filtración

Q_p = Picos de Caudal

V_f = Volumen final

η_m = Factor de corrección

2.4. Área de aplicación del BRM

Debido a las características antes mencionadas de este proceso, el área de aplicación es amplia siendo su principal uso para el tratamiento de aguas residuales municipales y por empresas que participan dentro de los programas de certificación ambiental que exigen “cero descargas”, siendo necesario la reutilización de las aguas de descarga que tienen en cada uno de sus procesos. Meng *et al.* (2017), resalta China, Estados Unidos y Suecia como los países con mayor aplicación de esta tecnología en plantas de gran escala, en la tabla 3 se muestra la cantidad de plantas reportadas por diversas fuentes. En lo referente al mercado global, Tesfaye-Besha, *et al.* (2017) infiere que, en el 2014, la tecnología BRM estuvo valuada en 425.7

millones de dólares, y se espera un aumento a 777.7 millones de dólares para el 2019, lo que arroja un crecimiento anual del 12.8%.

Tomando en cuenta los puntos anteriores, diversas compañías se dedican al desarrollo de plantas de tratamiento que incluyan dentro de sus operaciones unitarias el Biorreactor de Membrana ya que, diversos estudios han arrojado resultados deseables en la remoción de distintos contaminantes considerados generalmente como “difíciles de erradicar” o “persistentes”. Tal es el caso de la industria textil, donde Badani, *et al.*, (2005) reportaron remoción de DQO del 97%, 70% de remoción en nitrógeno y 72% en color, logrando un agua reutilizable en el proceso.

Tabla 3. Plantas de tratamiento de ARM con sistema BRM a nivel mundial.

País	No. De plantas	Año	Fuente
China	254	2006	Wang, Z. et al. 2008
EUA	221	2006	Yang, W. et al. 2006
España	45	2011	Vera, L. 2014
Canadá	31	2006	Wang, Z. et al. 2008
México	6	2006	Wang, Z. et al. 2008

Asimismo, la industria de alimentos, mayormente lácteos, Ahmad-Mutamim, *et al.* (2012 y Wang, *et al.* (2017) mencionan que se emplea este tipo de sistemas debido a la gran especificidad que presenta ante ciertos compuestos como son proteínas, enzimas y lípidos; y que además se incrementa las tasas de remoción de nitrógeno si se combina con procesos biológicos anóxicos o de tipo anaeróbica con oxidación de amoníaco (anammox), lo cual retira las indeseables sales de nitratos y nitritos dañinas para la salud humana del efluente final.

Wisniewski (2007) describe como una novedosa aplicación del BRM a la desalinización del agua de mar, ya que va de la mano con la problemática de la escasez del agua, siendo una propuesta que presenta grandes expectativas en el área tecnológica para mejorar las condiciones de vida de lugares donde este vital líquido es difícil de obtener. Menciona, como punto clave, que la adición de la operación unitaria de ósmosis inversa al final del sistema BRM es lo que realmente

mejora la calidad obtenida en la configuración convencional, sin embargo, es necesario mayor investigación en cuanto al efecto que hay sobre el conglomerado microbiano y el agua de mar, así como la reducción de costos de las membranas para ósmosis inversa para hacerlo una opción técnica y económicamente viable.

Krzeminski, *et al.*, (2017) mencionan que en la actualidad, las investigaciones para optimización del BRM se centra en el empleo de coadyuvantes inorgánicos en la floculación de los lodos activados, tales como sulfato de aluminio, sulfato ferroso, entre otros, ya que mejora la compactación y morfología del flóculo, reduciendo los sólidos disueltos que provocan la colmatación temprana de las membranas, aumentando los tiempos de trabajo y reduciendo el paro por limpieza o mantenimiento del sistema, lo que se traduce en ahorro de energía y mayor durabilidad del equipo.

A pesar de que existe un desarrollo robusto a nivel mundial del BRM, es necesario realizar investigación sobre el funcionamiento que se obtendrá en México debido a que las aguas residuales que se producen tienen características muy diferentes por el factor de educación y comportamiento social actual, donde la cultura de cuidado del agua está en pleno surgimiento, lo que conduce a una generación de aguas con mayor cantidad de contaminantes, entre otras características que se deben considerar para aplicaciones futuras.

3. Justificación

La importancia de desarrollar estudios referentes a nuevas tecnologías para el tratamiento de aguas residuales, como el Biorreactor de Membrana, ayudará a resolver la problemática mundial con respecto a la escasez de agua.

Por lo cual, la caracterización de las aguas residuales es el primordial punto de partida para determinar los parámetros y variables de diseño del proceso al cual serán sometidas. De igual forma, la normatividad oficial representa los requisitos a satisfacer con el sistema a diseñar, siendo la guía para establecer la calidad del agua a obtener.

Referente a ello, los avances en los métodos de análisis de la calidad del agua han facilitado el conocimiento acerca de la existencia de diferentes tipos de

contaminantes que, con anterioridad se desconocían su existencia y efectos al ambiente y que, de acuerdo con Schwarzenbach, Egli, Hofstetter, Gunten, & Wehrli, (2010), es uno de los mayores retos con los cuales se esta enfrentando la comunidad científica y tecnológica en la actualidad pues, debido a la afectación en la salud humana que se esta presentando en diferentes partes del mundo, se ha convertido en un problema de contaminación del agua a escala global. El efecto de estos también se encuentra reflejado en la fauna y flora acuática, a pesar de estar en cantidades traza en el agua y no ser consideradas toxicas por la normatividad actual, existen fenómenos de bioacumulación y biomagnificación que presentan efectos colaterales visibles actualmente por la reducción de ciertas especies o el bajo peso y talla, efecto de sustancias derivadas del nitrógeno, fósforo, hormonas, antibióticos, entre otros (Schwarzenbach, *et al.*, 2006).

Actualmente en México tenemos un gran número de cuerpos de agua contaminados y van aumentando debido al deficiente tratamiento que reciben las aguas residuales. Tan sólo en Veracruz, el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) reportó en el 2017 que el 7% de las descargas generadas en el estado reciben algún tipo de tratamiento, entre las zonas afectadas se encuentran Arroyo Moreno, Laguna Mandinga, río Jamapa, entre otros.

Por lo cual, el presente proyecto propone la aplicación de un biorreactor de membrana para tratar aguas residuales municipales (ARM) ya que, de acuerdo con Arriaga, *et al.*, (2016), Judd (2008) y (Wang, *et al.*, (2008) es capaz de remover nutrientes, COP's y microcontaminantes; obteniéndose una calidad de agua que puede ser incluso reutilizable.

4. Objetivos.

4.1. Objetivo General.

Desarrollar un prototipo de biorreactor de membrana para el tratamiento de las aguas residuales municipales generadas en la ciudad de Boca del Río.

4.2. Objetivos Específicos.

- Caracterizar el agua residual, de acuerdo con la normatividad mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996.
- Diseñar y establecer las variables de operación del prototipo de biorreactor de membrana para el tratamiento de aguas residuales municipales.
- Evaluar la eficiencia de remoción del biorreactor de membrana de acuerdo con algunos parámetros fisicoquímicos y los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

5. Materiales y Métodos

El presente proyecto se llevó a cabo en el Laboratorio de Investigación de Recursos Acuáticos (LIRA) del Instituto Tecnológico de Boca del Río (ITBoca) en la ciudad de Boca del Río, Veracruz, México.

5.1. Diseño experimental

El proyecto consistió en dos etapas principales:

a. Laboratorio: Caracterización de aguas residuales y lodo activado para evaluar los parámetros requeridos en el diseño del prototipo y especificar la aclimatación del lodo a utilizar.

b. Prototipo: Diseñar el prototipo de acuerdo con la guía elaborada por Ures-Rodríguez, *et al.*, (2015) construir y poner en marcha. De esta forma, se midió la eficiencia de remoción de este, comparándolo con otros autores y la normatividad vigente en el país.

En la figura 10 se desglosan las etapas de cada objetivo del proyecto. La primera etapa sienta las bases para llevar a cabo la segunda etapa, porque conociendo las características del agua residual se puede recabar los datos que se necesitan para las ecuaciones de diseño del proceso seleccionado, además es importante tener en cuenta que dependiendo el tipo de agua será la configuración que requerirá el tratamiento biológico ya que, el BRM está diseñado para valores de carga orgánica bajos a intermedios; asimismo, la caracterización del lodo activado es fundamental para establecer los valores de sólidos suspendidos en el licor mezclado, para el cálculo de los tiempos de retención celular, relación alimento y crecimiento microbiano, entre otros valores de ingeniería.

Con toda la información de la primera etapa de los análisis de laboratorio, se realizó la segunda etapa de diseño, selección de materiales para la construcción del prototipo, aclimatación de lodo activado y las pruebas por lote y lote alimentado.

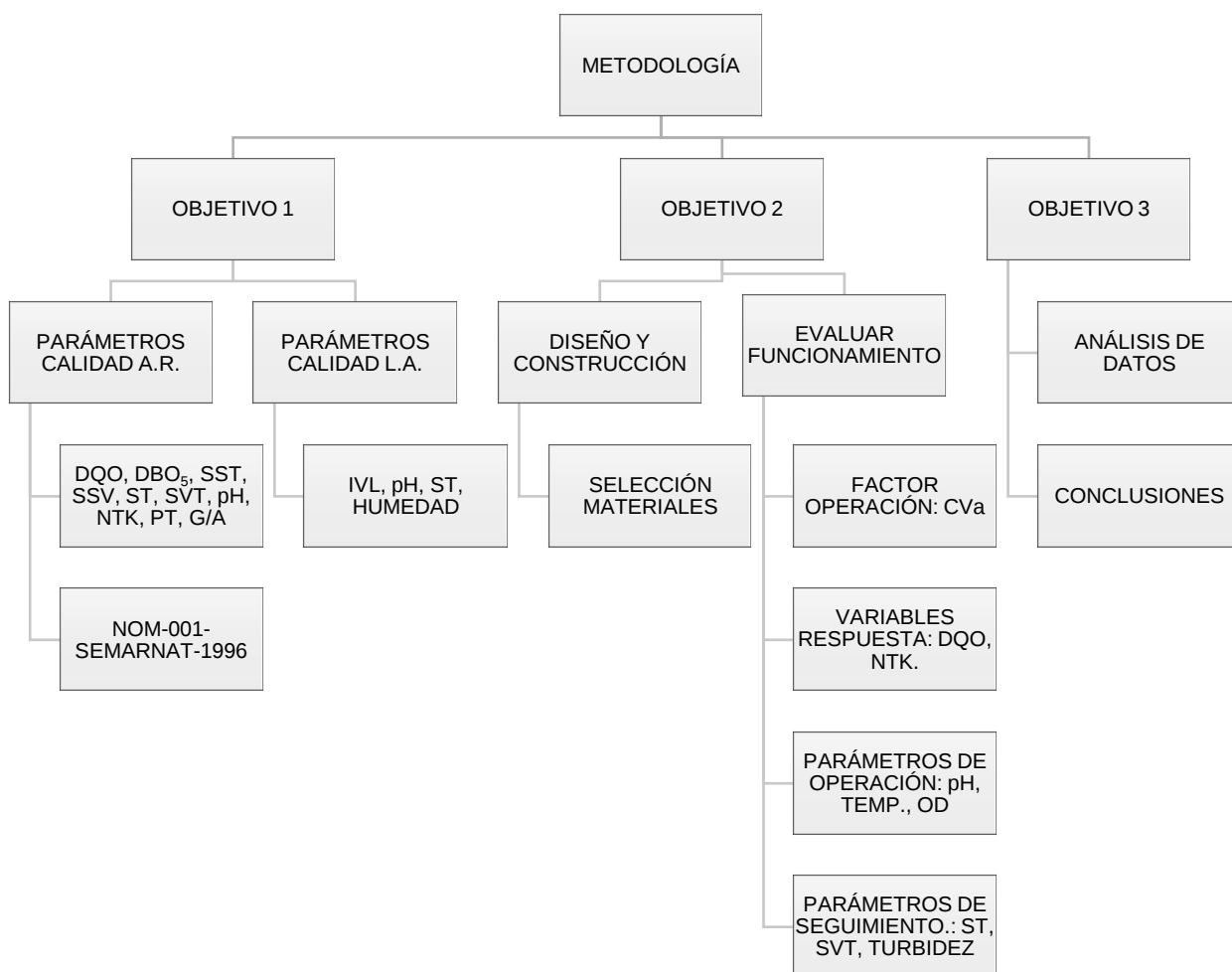


Figura 10. Etapas del proyecto

5.2. Caracterización de las aguas residuales

Los análisis se desarrollaron en el LIRA de acuerdo con la normatividad nacional vigente y métodos estándar, los cuales se resumen en la tabla 4. Los reactivos empleados fueron grado analítico de diversas marcas.

Tabla 4. Metodología para la Caracterización de ARM.

Análisis	Método	Equipo
DQO	Sthandar Methods	Bloque digestor Marca Hach, Espectrofotómetro marca
DBO₅	Sthandar Methods	Respirómetro BODTrack II marca Hach
ST	NMX-AA-034-	Estufa marca Memmert
SST	SCFI-2015	Estufa marca Memmert
Continuación...		
SVT	NMX-AA-034-SCFI-2015	Estufa marca Memmert y mufla marca Thermo Scientific

SSV		Estufa marca Memmert y mufla marca Thermo Scientific
SSed	NMX-AA-004-SCFI-2013	Cono Imhoff
NTK	Sthandar Methods	Bloque digestor marca Trade Raypa, Destilador microkjeldahl
PT	NMX-AA-029-SCFI-2001	Espectrofotómetro marca
pH	Sthandar Methods	Potenciómetro marca Consort

Se efectuaron tres muestreos de tipo puntual en la entrada de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales, de acuerdo con la NMX-AA-003-1980, se consideraron las precauciones necesarias para su conservación durante el transporte de acuerdo con el tipo de análisis a realizar.

5.2.1. Caracterización de lodos activados

Los lodos empleados para el proceso biológico fueron obtenidos de la planta de tratamiento de Agua Residual del Fracc. Lomas del Sol, ubicado en Medellín de Bravo, Ver. La metodología empleada para la determinación del Índice Volumétrico de Lodos (IVL) se midió mediante el empleo de una probeta de 1L, se midió a los 30 min cuánto sedimento. Asimismo, la medición de los Sólidos Suspendidos Totales (SST_L), Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV_L) y pH, se realizó con una dilución 1:10 mediante la técnica de la normatividad mexicana NMX-AA-034-SCFI-2015.

La viabilidad del lodo activado se definió con base a la densidad de microorganismos filamentosos (índice de Filamentos, IF), método reportado por Jenkins *et al.* (2004) el cual emplea un microscopio de 100x para observar la muestra que, debe consistir en una porción del lodo activado con una densidad de 10 a 20 flocs de tamaño variado (de 150um hasta 3mm). Este índice representa la cantidad de estos organismos que se encuentran en el lodo, su presencia en abundancia establece la calidad del flóculo y la velocidad de colmatación de la membrana, por los EPS y SMP que produce. Es una determinación cualitativa en base a la subjetividad del analista, evaluándose en una escala de 0 a 5, esquematizado en la figura 10.

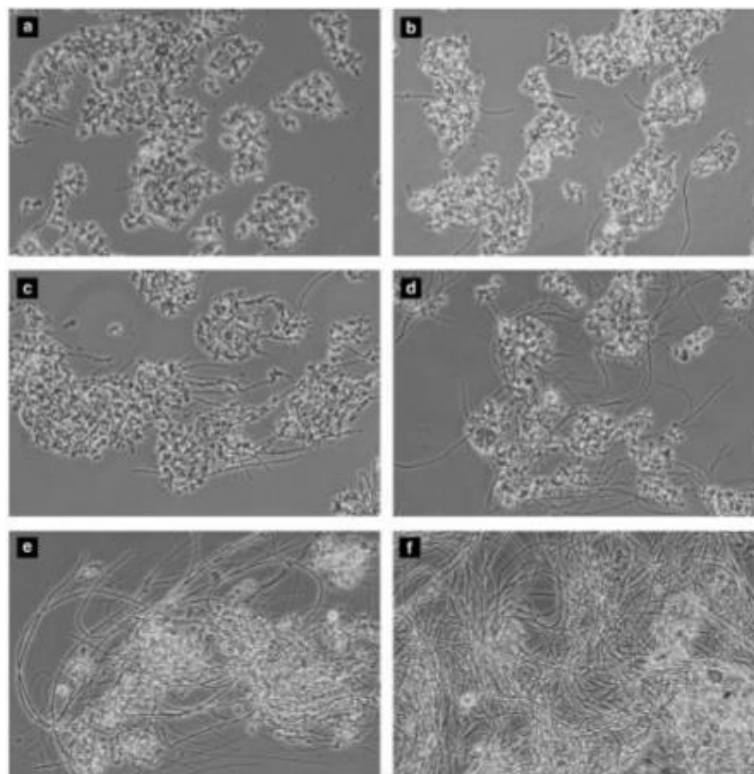


Figura 11. Medición del Índice de Filamento (IF)

a) Pocos, b) Algunos, c) Comunes, d) Abundantes, e) Muy abundantes y f) Excesivos (Jenkins *et al.*, 2004).

Además, se midió el tamaño de floc, con base a la metodología establecida por Jenkins *et al.* (2004) donde la muestra es, de igual forma, observada en microscopio y con la regleta de este, se determinó el diámetro esférico aproximado, el cual se clasificó con base a ello, en tres categorías: 1) Pequeño: $\leq 150 \mu\text{m}$, 2) Mediano: $150-500 \mu\text{m}$ y 3) Largo: $\geq 500 \mu\text{m}$. Se observaron las características generales del lodo, con respecto a la forma del flóculo, redondeados o irregulares y compactos o dispersos.

5.3. Diseño del Biorreactor de membrana prototipo

Con base a la literatura consultada, se determinaron los parámetros más importantes para el diseño del prototipo, junto con los resultados de la caracterización del agua residual y de los lodos activados, estos se resumen en la siguiente tabla Tabla 5 que muestra el cálculo experimental.

Tabla 5. Condiciones de operación del prototipo de BRM.

Parámetro	Fórmula
Vol. Reactor (cm ³)	$V = \frac{F_{av} \cdot L_0}{F/M \cdot X}$
Caudal (cm ³ /día)	
Carga Volumétrica (mg/cm ³)	$CV = \frac{F_{av} \cdot L_0}{V}$
Tiempo de retención celular (h)	$TRC = \frac{V \cdot X}{P_{st}}$
Tiempo de retención hidráulica (h)	$TRH = \frac{V}{F_{av}}$
Velocidad de filtración (m ³ /h/m ²)	$\frac{V}{T} = Q \qquad \frac{Q}{V \cdot F} = S \cdot F$
Área filtro (cm ²)	
Diámetro del poro (μm)	Selección a criterio

La carga volumétrica establecida para el diseño del prototipo fue del 25% para que los tiempos de retención celular no fueran extremadamente largos y resultarán apropiados para la finalidad de este proyecto. El bosquejo del sistema se realizó en SketchUp® de Trimble Inc. y se presenta en la figura 12, posteriormente fue afinado en detalles por el tamaño del filtro adquirido.

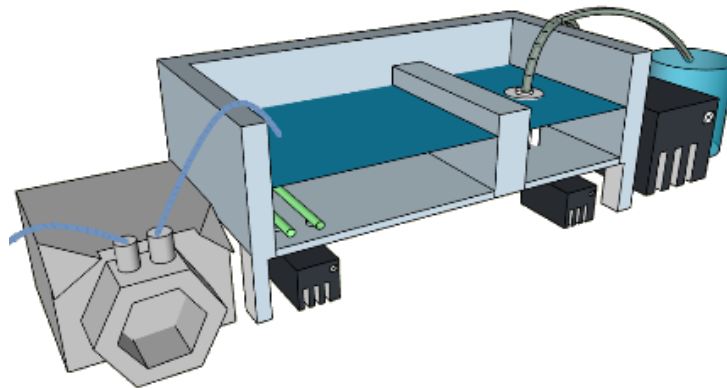


Figura 12. Bosquejo en SketchUp® del prototipo diseñado.

En la etapa de microfiltración se adquirió un filtro preensamblado para dicha finalidad de la marca PALL modelo 12122, tamaño de por $0.4\mu\text{m}$, membrana de polisulfona con poliacrilamida en cuerpo de plástico con 500cm^2 de superficie filtrante y flujo de trabajo de 2 L/min.

5.3.1. Pruebas de funcionamiento y puesta en marcha

El prototipo de Biorreactor de Membrana se construyó en acrílico transparente con 3 mm de espesor y división en la parte media de la estructura. Se distinguen dos zonas, la zona 1 (Z1) donde se efectuará la degradación biológica por lodos activados anaerobios y la zona 2 (Z2), se situará el cartucho de ultrafiltración sumergido. El agua tratada, rebosa a través de Z1 hacia Z2 con la finalidad de reducir el paso de material suspendido y coloide, así como la pérdida de microbiota por dilución (Figura 13).

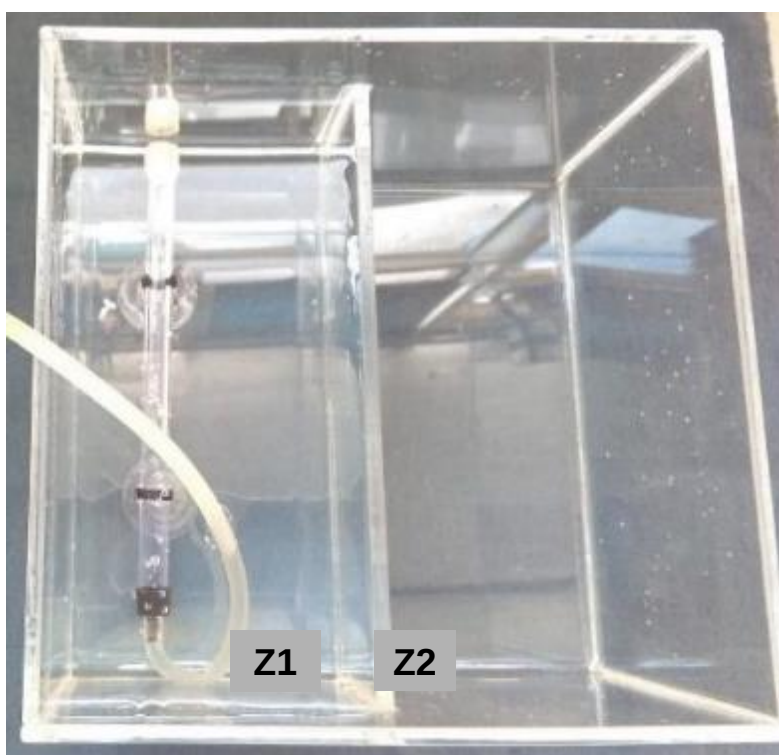


Figura 13. Vista superior del Prototipo de Biorreactor de membrana.

Z1: Proceso biológico, Z2: Proceso de filtración.

Se realizaron pruebas preliminares como revisión de un buen funcionamiento del prototipo, así como la preparación de los lodos activados a emplear en el proceso. Como se detallarán en los apartados siguientes, estas pruebas se resumen a continuación:

1. Prueba de Fuga.
2. Prueba de Aireación.

El prototipo se instaló en el Laboratorio de Procesos Ambientales ubicado en el Laboratorio de Investigación de Recursos Acuáticos (LIRA) del Instituto Tecnológico de Boca del Río.

5.3.2. Acondicionamiento y aclimatación de lodos activados

La finalidad de esta etapa es lograr la formación de flóculos, los cuales presentan la morfología y características adecuadas para la correcta degradación de la materia orgánica y asimilación de nutrientes y contaminantes.

Se adicionaron 250 mL de lodo biológico en 2,000 mL de agua residual en el prototipo de Biorreactor de Membrana (PBRM). Se mantuvo en aireación constante y se monitoreó diariamente los parámetros de OD, pH y temperatura. Además, se realizó observación microscópica de la fauna microbiológica, empleando un microscopio estereoscópico y un óptico. Se observaron los microorganismos en campo claro en húmedo y fijados mediante tinción de Gram para identificar organismos filamentosos. El índice de Filamento se determinó mediante la observación microscópica con escala visual de 0 a 6 y la calidad del flóculo mediante la técnica inversa de tinta china, en base a la técnica empleada por Jenkins et al. (2004).

5.4. Diseño experimental.

Una vez establecidos el factor de operación, variables y parámetros necesarios para el correcto funcionamiento del sistema, se construye el diseño experimental que se esquematiza en la figura 14.

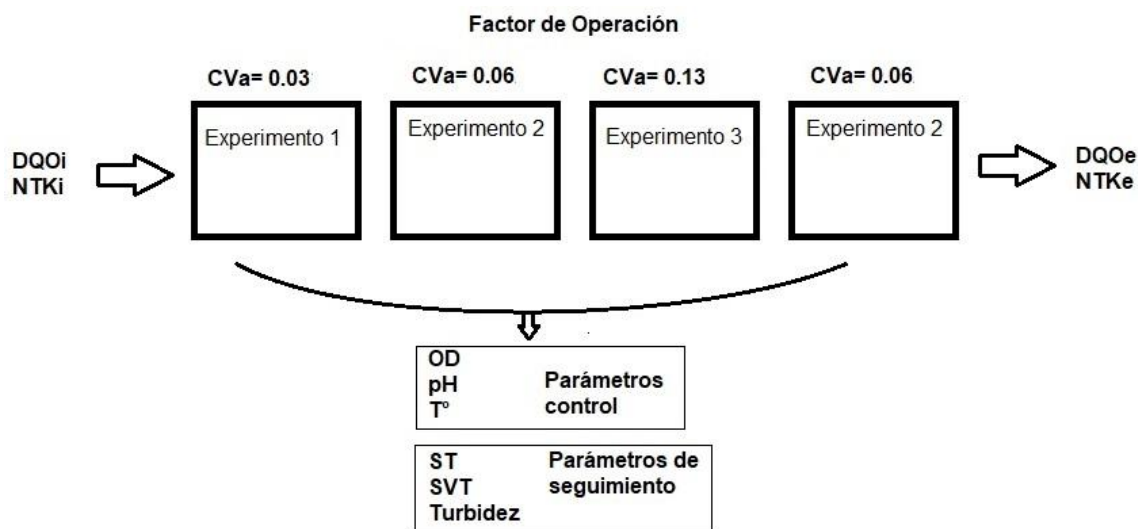


Figura 14. Diseño experimental

La carga volumétrica es el factor a variar, mientras que las variables de respuesta (DQO y NTK), cumplen dos papeles, mientras que las variables de entrada que determinarán las condiciones del experimento y variables de salida, cuya diferencia nos dará nuestro parámetro de interés que es el % de remoción y, por consiguiente, la factibilidad técnica del prototipo. Para ello se emplearon las siguientes fórmulas:

$$\% \text{ Remoción DQO} = \frac{DQOi - DQOe}{DQOi} * 100 \quad \text{Ec. 8}$$

DQOi= Demanda Química de Oxígeno del influente, (mg/L)

DQOe= Demanda Química de Oxígeno del efluente, (mg/L)

$$\% \text{ Remoción NTK} = \frac{NTKi - NTKe}{NTKi} * 100 \quad \text{Ec. 9}$$

NTKi= Nitrógeno Total Kjendahl influente, (mg/L)

NTKe= Nitrógeno Total Kjendahl efluente, (mg/L)

El tiempo de duración del lote fue determinado en base al tiempo de retención calculado de 48 h aproximadamente, por lo tanto, se estableció un período de 5 días con toma de muestras cada 24 h a diferentes valores de Cva con un modo de

operación por lote con flujo continuo durante el período de trabajo y descanso de 2 días. Los parámetros de calidad determinados fueron Sólidos totales (ST, mg/L), Sólidos volátiles totales (SVT, mg/L), Nitrógeno total Kjendhal (NTK, mg/L), Demanda química de oxígeno (DQO, mg/L) y Turbidez (NTU). Se monitorearon pH, temperatura y Oxígeno disuelto durante todos los experimentos (Tabla 6.). El efluente obtenido del proceso biológico fue filtrado a través de la membrana seleccionada y se realizaron pruebas de calidad de agua para comparar con el influente alimentado.

Tabla 6. Variables de operación de los experimentos.

	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3	Experimento 4
CVa	0.031	0.062	0.130	0.067
DQO_i*	28 mg/L	62 mg/L	130 mg/L	67 mg/L
Duración	5 días/lote	5 días	5 días	5 días
OD	6-7 mg/L	6-7 mg/L	6-7 mg/L	6-7 mg/L
pH	7- 8	7- 8	7- 8	7 - 8
Temperatura	20 a 29 °C	24±1 °C	24±1 °C	24±1 °C

DQO_i del influente de alimentación al proceso biológico.

5.5. Análisis estadístico

Para el análisis de los datos se emplearon dos programas diferentes, MiniTab16® de MiniTab Inc. y Statistica7® de StatSoft Inc, usando el método de correlación de Pearson y el método de Kruskal-Wallis para establecer las relaciones significativas y el efecto de la variación de la CVa con respecto a cada uno de los experimentos y parámetros de control, con un $\alpha=0.05$.

6. Resultados y discusión.

El proceso de experimentación se dividió en dos etapas principales, la primera abarcó la aclimatación y/o formación del lodo activado y la segunda, pruebas por lote alimentado. Dentro de estas etapas, la observación de la biodiversidad y morfología del fango activado fungió un papel importante como indicador del correcto funcionamiento del prototipo.

6.1. Caracterización de aguas residuales.

La calidad del influente a tratar se obtuvo de la descarga de un fraccionamiento cuyas características reflejan una dilución debido a que los valores de DQO (167.3 mg/L) y DBO₅ (115.5 mg/L) se encuentran por debajo de lo reportado por otros autores para el mismo tipo de agua, como Noyola, et al. (2013) y Dacomba (2013) cuyos valores promedio obtenidos para DQO fueron de 563 mg/L y 232 mg/L para DBO₅ respectivamente; sin embargo, el resultado para coliformes totales se encuentra por encima de los límites máximos permisibles (2×10^3 NMP/100mL) con un valor máximo de 1.14×10^7 , al igual que los valores de NTK con 700.5 mg/L donde el límite máximo es de 60 mg/L.

Tabla 7. Resultados de Caracterización del ARM.

Análisis	Promedio	NOM-001
Sólidos sedimentables (mL/L)	0.25	1
pH (UpH)	7.805	5 a 10
Demanda Química de Oxígeno (mg/L)	167.3	N/A
Sólidos totales (mg/L)	442	150
Sólidos volátiles (mg/L)	167	N/A
Sólidos suspendidos (mg/L)	60.5	N/A
Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)	24.5	N/A
Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L)	115.5	150
NTK (mg/L)	700.5	40
Continuación...		

PT (mg/L)	49.2	20
Grasas y aceites (mg/L)	4.75	15
Coliformes totales (NMP/100mL)	1.14x10⁷	2x10³

Esto puede deberse a que el agua se mezcla con otras fuentes de agua y no sólo sanitarias o de cocina, el fraccionamiento cuenta con albercas y sistema de captación de aguas pluviales, es común que exista este tipo de prácticas en la construcción de la infraestructura de desagüe y drenaje, ya sea por falta de conocimiento o por ahorrarse gastos.

6.1.1. Caracterización del Lodo Activado.

Las características de interés son las resumidas en la siguiente tabla.

Tabla 8. Caracterización de Lodo Activado.

Análisis	Promedio
Índice Volumétrico de Lodos (mL/L)	27.3
pH (UpH)	7.8
Índice de Filamento	0
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	26.0
Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)	8.44

6.2. Diseño y acondicionamiento del prototipo.

Una vez establecidas las características fisicoquímicas y biológicas del agua residual y el lodo activado, se procedió a realizar la reingeniería del prototipo, cuyo volumen final de trabajo fue de 1.8 L, TRH de ≈ 14 h y TRC de ≈ 44 h (Tabla 9).

Durante el desarrollo del prototipo se decidió emplear una estructura geométrica rectangular debido a que, en la práctica, los BRM tienen dicha configuración, así mismo, se optó por un sistema de aireación similar al extendido para optimizar la oxidación de los contaminantes, establecer el mezclado desde el fondo y, de esta forma, promover la formación de los flóculos granulares.

Tabla 9. Condiciones de operación para el diseño del prototipo.

Parámetro	Fórmula	Resultado
Vol. Reactor (cm ³)	$V = \frac{F_{av} \cdot L_0}{F/M \cdot X}$	2.4
Caudal (cm ³ /día)		3.15
Carga Volumétrica (mg/cm ³)	$CV = \frac{F_{av} \cdot L_0}{V}$	0.031
Tiempo de retención celular (h)	$TRC = \frac{V \cdot X}{P_{st}}$	43.4
Tiempo de retención hidráulica (h)	$TRH = \frac{V}{F_{av}}$	13.73
Velocidad de filtración (m ³ /h/m ²)	$\frac{V}{T} = Q$ $\frac{Q}{V \cdot F} = S \cdot F$	0.0036
Área filtro (cm ²)		361.4
Diámetro del poro (μm)	Selección a criterio	0.4

Después de evaluar el empleo de diferentes materiales, se optó por acrílico cuyo uso habitual es para peceras y presenta buena durabilidad y resistencia a líquidos, el cual, una vez construido, se colocaron los diferentes aditamentos y conexiones para realizar las pruebas de funcionamiento del sistema.

a) Prueba de fuga.

La finalidad de esta prueba es verificar que no existe salida de líquido en los diferentes compartimientos del prototipo. Éste es llenado con agua y colocado sobre una superficie con papel. Si hay fuga, este se humedecerá en la zona donde este la ruptura. El tiempo de prueba fue de 24 horas con resultado negativo a fugas (Figura 15). El resultado de la prueba es negativo a fugas.

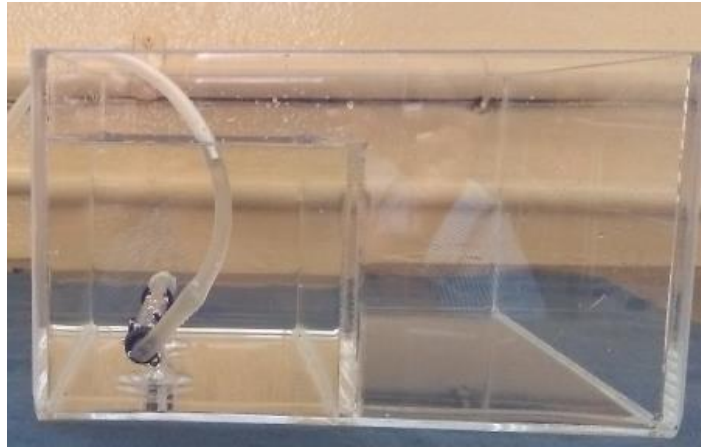


Figura 15. Prueba de Fuga de agua en el prototipo.

b) Prueba de Aireación.

Dentro de esta prueba interviene la comprobación del difusor seleccionado y la cantidad de oxígeno disuelto que provee al sistema. La homogeneidad de la aireación por medio del difusor es observada y determinada de forma subjetiva por el operador. En esta se comprueba que todos los orificios tengan salida de aire con tamaño de burbuja similar.

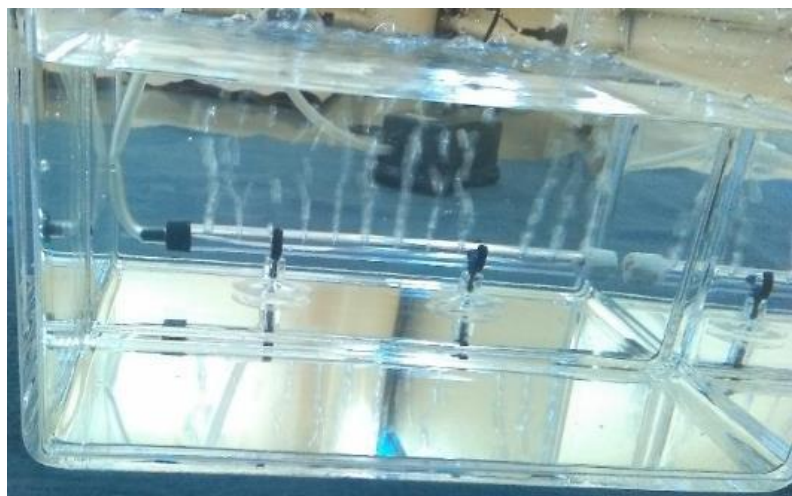


Figura 16. Columna de aire del difusor seleccionado.

Como se observa en la figura 16, la columna de aire y tamaño de burbuja es homogéneo. Por lo cual, el difusor seleccionado se considera el adecuado para aplicar en el prototipo.

El oxígeno disuelto (OD) fue determinado con el medidor multiparamétrico marca Hach en diferentes puntos a fin de obtener el rango con el cual se proveerá al proceso de tratamiento (Anexo A). De esta forma se puede saber si es el suficiente para que los microorganismos aerobios puedan desarrollarse correctamente. Esta determinación se realizó con el agua residual inoculada con lodo activado de la planta de tratamiento ya que, la presencia de diversos compuestos oxidables, la densidad y la temperatura reducen la cantidad de OD para el crecimiento microbiano. El resultado de la determinación arrojó un promedio de 2.01 mg O₂/L con un 23.3% de saturación a 21°C. De acuerdo con la bibliografía, el valor de OD deseable en los procesos aerobios debe ser mínimo de 2 mg de O₂/L.

Es importante señalar que este proyecto se dividió en dos etapas, siendo vital la aclimatación y estabilización de los parámetros óptimos para un lodo biológico con actividad degradadora, sin este proceso el funcionamiento del prototipo no hubiera logrado los porcentajes de remoción obtenidos. Al respecto, Vilaseca, (2001), remarca que la identificación de la diversidad de microorganismos en los lodos activados es un buen indicador para conocer el estado en el que se encuentra el proceso de depuración de aguas residuales.

Para un proceso mixto como el BRM, el efluente de la etapa previa impacta de manera negativa en el funcionamiento del filtro, esto debido a que los procesos biológicos presentan un principal problema, el esponjamiento del lodo (bulking) y las espumas (foaming) que, de acuerdo con Rodríguez, et al., (2008) disminuyen drásticamente la eficiencia de remoción, afectando las operaciones subsecuentes. Dado que las operaciones por membrana tienen un rendimiento dependiente de la cantidad de sólidos en suspensión del efluente, un lodo activado inestable aumenta la materia coloidal y los compuestos celulares como los SPE y los PMS, teniendo como resultado tiempos cortos de saturación, provocando limpiezas en períodos cortos de tiempos y desgaste prematuro de las mallas (Iorhemen, Hamza, Tay, & Hwa, 2017). Por ello, la estandarización y control de esta fase asegura la estabilidad del sistema completo.

6.2.1. Formación de flóculos.

Se obtuvieron flóculos en un lapso de 60 días con morfología compacta e irregular y presencia de microorganismos filamentosos con un IF de 3 a 4 en base a la escala de Jenkins *et al.* (2004). Asimismo, se lograron identificar diferentes familias de microorganismos que son típicas en los lodos activados de plantas biológicas descritas por Vilaseca (2001) como los rotíferos, amebas y protozoarios ciliados.

En la figura 17, se observan microorganismos disueltos en el día uno. De igual forma, la parte inerte de los lodos presenta gran cantidad de cristales (formas redondeadas transparentes) y arenas (formas oscuras irregulares). Durante las primeras pruebas, se generó anaerobiosis debido a la baja cantidad de oxígeno disuelto (2 mg/L), teniendo como consecuencia una reducción en el pH y contaminación del sistema con hongos. Por ello, se aumentó el OD a un valor máximo de 7 mg/L.

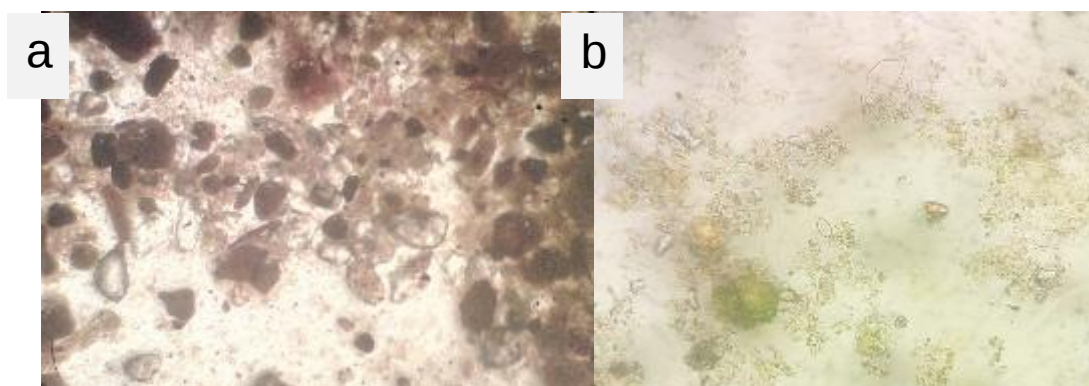


Figura 17. Observación lodo en etapa inicial.

a. Lodo inicial sin formación de flóculos, se puede observar material abiótico como arenas y sales (4x), **b.** Microorganismos de vida libre, sin presencia de organismos filamentosos (100x).

Para la formación del flóculo son necesarios dos elementos: el abiótico, conformado en este caso por el sedimento; y el biótico, que son los microorganismos que se van a adherir a las superficies y formar el gránulo. La observación microscópica del lodo inicial, resalta la aparición de arenas y sales que pueden ser silicatos que es común encontrarlo en zonas cercanas al mar, de acuerdo con lo que menciona Méndez-Ubach, et al., (1985). Estas partículas contribuyen a ser el soporte de la biopelícula inicial que crece conforme aparecen microorganismos filamentosos. Gracias a la capacidad de excretar sustancias (SPE y MPS), se comprueba que son la especie

clave para la construcción del floc como mencionan Mesquita, Amaral, & Ferreira, (2016).

Posteriormente a los 30 días de inoculación y aireación constante, la morfología de los lodos se transforma en una red de flóculos interconectados por la presencia de organismos filamentosos, el flóc es débil y disperso con poca capacidad de sedimentación (Figura 18).

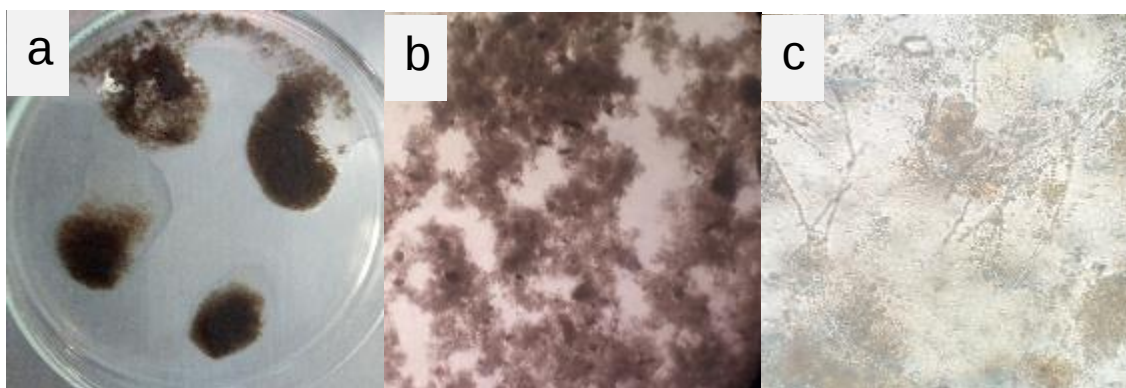


Figura 18. Etapa inicial de formación del flóculo.

a. Lodo esponjoso de morfología irregular y dispersa. **b.** Inicio de la formación de flóculo, se observa la segregación de microorganismos, formando uniones interflóculo (4x). **c.** Presencia de organismos filamentosos poco abundantes (40x).

Al transcurrir los 60 días, mejora la compactación y los flóculos, que aun presentan contorno irregular, alcanzando una reducción significativa de las uniones interflóculos promoviendo la sedimentación de este. La densidad de organismos filamentosos aumenta, ayudando a la reducción de organismos dispersos en el medio, aumentando el valor de IF de 0 (nulos) a 4 (muy comunes), generando en esta etapa, la rápida sedimentación del lodo ante las perturbaciones del medio y aumento en el tamaño (mayores a 45 μm), siendo incluso, fácilmente observables sin necesidad de un microscopio (Figura 19 y 20).

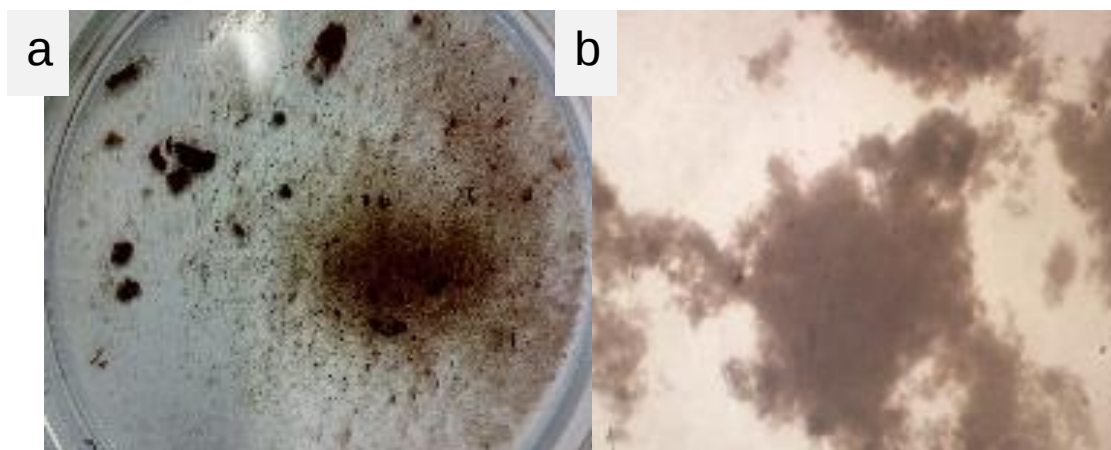


Figura 19. Formación del flóculo.

a. Lodo con flóculos de gran tamaño donde se observan aglomeraciones a simple vista de superficie irregular. **b.** Imagen de flóc con morfología compacta e irregular (4x),

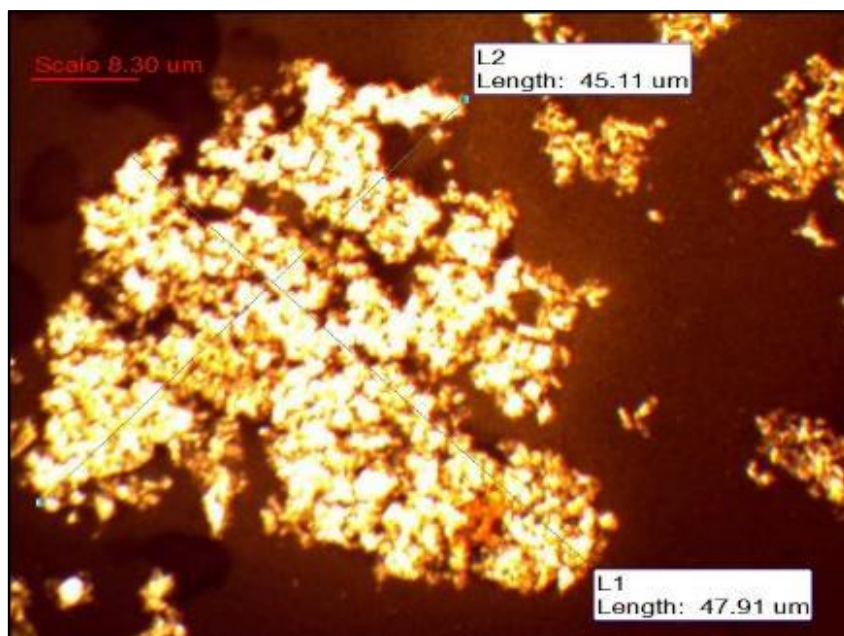


Figura 20. Medición de flóculo

Medición de los flóculos de menor tamaño por medio de software acoplado al microscopio óptico (40x).

Uno de los problemas recurrentes en los sistemas biológicos es el esponjamiento del lodo debido a flóculos viscosos y a flóculos débiles, la técnica de tinción inversa con tinta china (Figura 21) se emplea para descartar estos dos factores. En la siguiente

figura se observa que el lodo es compacto sin presentar zonas claras amplias, lo que indica que no hay exceso de secreción de glucocálix ya que, la tinta logra penetrar al interior del floc. Sin embargo, dependiendo de las especies de OF que se encuentren, la estabilidad del lodo se verá comprometida puesto que, hay especies que contribuyen a una mayor formación de glucocálix o que son indicadores de alguna deficiencia en el proceso, como es el caso de *Microthrix parvicella*, donde su abundancia se encuentra asociada al esponjamiento filamentoso, de acuerdo con lo reportado por Wágner, et al., (2015).

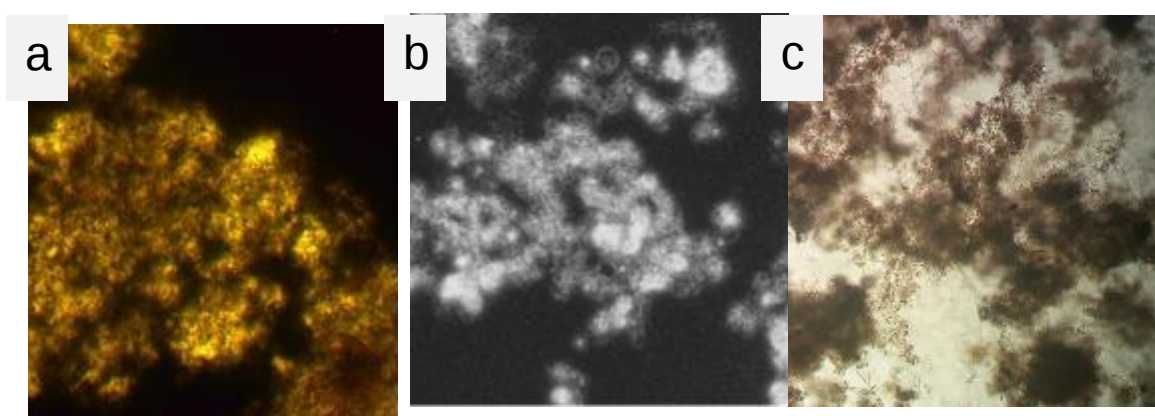


Figura 21. Caracterización del flóculo.

a. Observación de flóculo con edad de lodos de 60 días mediante la técnica inversa de tinta china (40x), **b.** Imagen de referencia de flóculo compacto no viscoso (Jenkins, Richard, & Daigger, 2004), **c.** Uniones filamentosas entre flóculos (4x).

Para determinar ciertas especies o presencia de organismos filamentosos, la tinción de Gram es útil para discernir mejor la forma de los filamentos y septos celulares, sin embargo, hay dificultad debido a que ciertas especies como *Nostocoida sp.* que dan tanto positivo como negativo a esta prueba, por lo que se emplean otras técnicas como la tinción de Neissner o, en este caso de estudio, la tinción de tinta china inversa, cuyo resultado se observa en la figura 21. Al comparar la imagen de referencia con la obtenida en el experimento, la tinta penetra en el interior del flóculo descartando la presencia de organismos filamentosos que generen exceso de glucocálix o el denominado floc viscoso ya que, de ser así, la figura no presentaría campos oscuros en el interior del gránulo.

Algunos de los puntos descritos por Deng, *et al.*, (2016), indican que el tamaño de los flóculos con respecto al tamaño del poro de la membrana está relacionado con la porosidad de la torta formada sobre la superficie filtrante. Una proporción cercana a la unidad puede generar menos porosidad en la zona de intercambio de masa, aumentando la presión de succión y el estrés sobre la membrana. Por ello, la obtención de gránulos de gran tamaño, indica menor probabilidad de saturación del filtro.

6.2.2. Identificación de microorganismos

En los primeros estadios donde no existe la formación de flóculo (Figura 22), denominado tiempo cero, la microbiota se encontró formada principalmente por bacterias dispersas, así como por protozoarios móviles de poco tamaño del tipo nadadores y amebas testáceas; como también microalgas del tipo diatomeas identificadas como *Navícula sp.* y *Melosira varians*, de acuerdo con las características que describen Bolívar-Galiano & Sánchez-Castillo (1999).

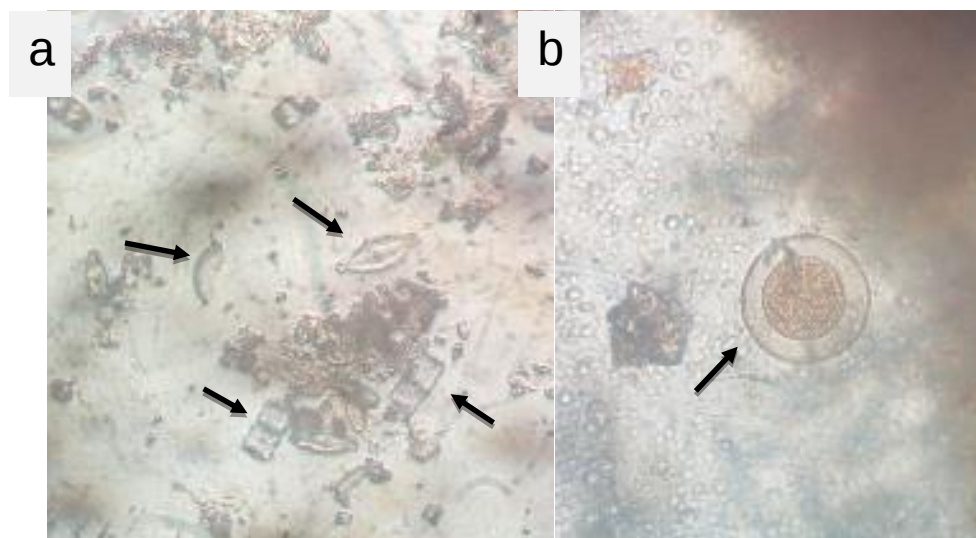


Figura 22. Observación de Diatomeas.

Izquierda. Microorganismos dispersos, presencia de diatomeas *Navícula sp.* y *Melosira varians* (40x) **Derecha.** Imagen de protozoario con características similares a Ameba Testácea *Arcella sp.* (40x).

Durante los subsecuentes 14 días de observación, la diversidad permaneció inalterada hasta el día 15 donde se apreció la presencia de organismos filamentosos, cambiando las características del lodo de manera significativa, pasando de un estado arenoso disuelto a un aglomerado de aspecto esponjoso, de fácil perturbación y baja sedimentabilidad (Figura 23). De igual forma, se observan organismos filamentosos, la presencia de aglomeraciones esféricas de coloración verdeazulada, como racimos (micelio), probablemente hongos. Sin embargo, al aumentar la cantidad de biomasa en el medio, el oxígeno disuelto predeterminado (2 mg/L) fue insuficiente, generando condiciones de anaerobiosis y formación de espumas que requirieron 15 días extras del tiempo programado por la contaminación de hongos en el medio. La recuperación del fango activado fue posible al aumentar la oxigenación y controlar de manera más estricta el pH mediante mediciones continuas y ajuste con sustancias tampón según requerimientos del sistema.

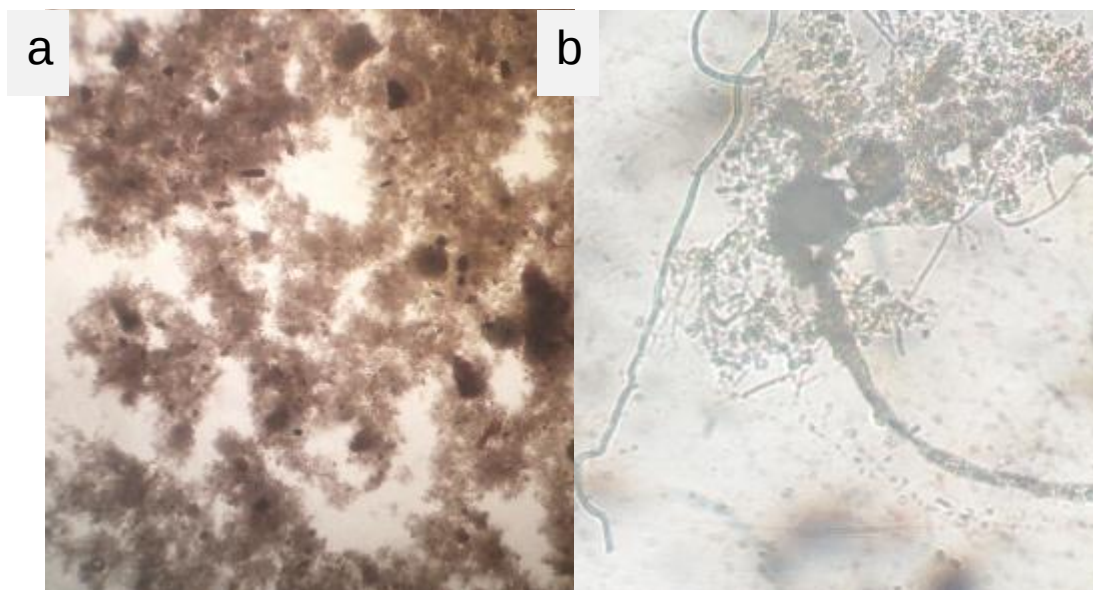


Figura 23. Morfología flóculo.

a. Inicio de la floculación debido a las uniones interfloculares, morfología irregular y dispersa (4x). **b.** Presencia de organismos filamentosos, probablemente hongos (40x).

Posteriormente, durante la etapa de formación del flóculo, no se detectaron organismos móviles, en cambio, la presencia de microalgas como las diatomeas de *Melosira varians* permaneció durante todo el experimento (Figura 24). Otro de los

organismos que se desarrollaron en la etapa temprana del flóculo, fueron los protozoarios de tipo ameba testácea *Arcella vulgaris* y *Euglypha* (Figura 25). Se identificaron especies del género *Arcella* sp., de acuerdo con la descrito por Isaac et al. (2005) y Vilaseca (2001).

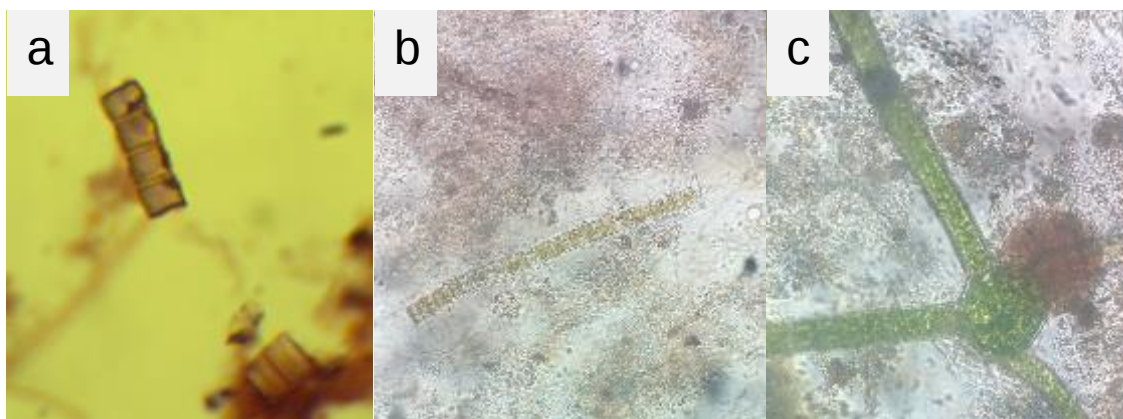


Figura 24. Observación de Microalgas.

a. Tinción de Gram, presencia de microalgas, identificada como *Melosira varians* (100x). **b.** *Melosira varians* in vivo (40x). **c.** Microalga sin identificar.

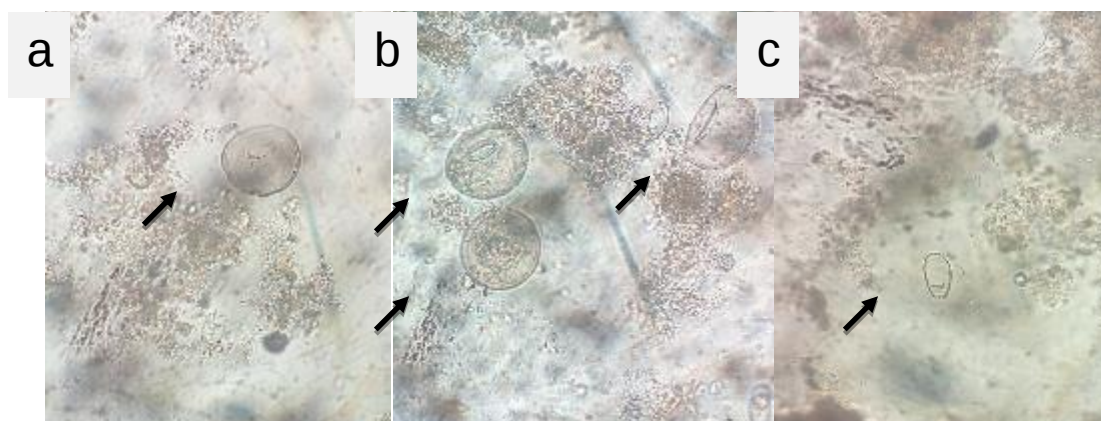


Figura 25. Observación de Amebas.

a y b. Ameba testácea *Arcella vulgaris* (40x) de inicio a fin del experimento. **c.** Ameba *Euglypha* (40x).

Una vez que se alcanzó la formación del flóculo, se realizaron las tinciones de Gram para identificar los organismos filamentosos presentes. De acuerdo con lo descrito por Isaac et al. (2007), corresponderían a *Nostocoida* sp. por la morfología esférica en

cadena con septos curvados o torcidos sin vaina (Figura 26a y 26b); por otro lado, *Beggiatoa sp.* presenta tinción de Gram variable, vainas de forma rectangular que adquieren una forma de menor tamaño en un extremo ampliándose a lo largo de la cadena (Figura 26b). Sin embargo, el *Tipo 1863* presenta una morfología celular similar a *Nostocoida*, con diferencia en que los septos que desarrollan crecimiento epifítico y están rodeados por vaina (Figura 26a). En la observación in vivo, se encontró el organismo *Tipo 1851*, con muy poca densidad cuyos septos celulares fueron difícil de observar por su tendencia a crear puentes interfloclulares (Figura 26c).

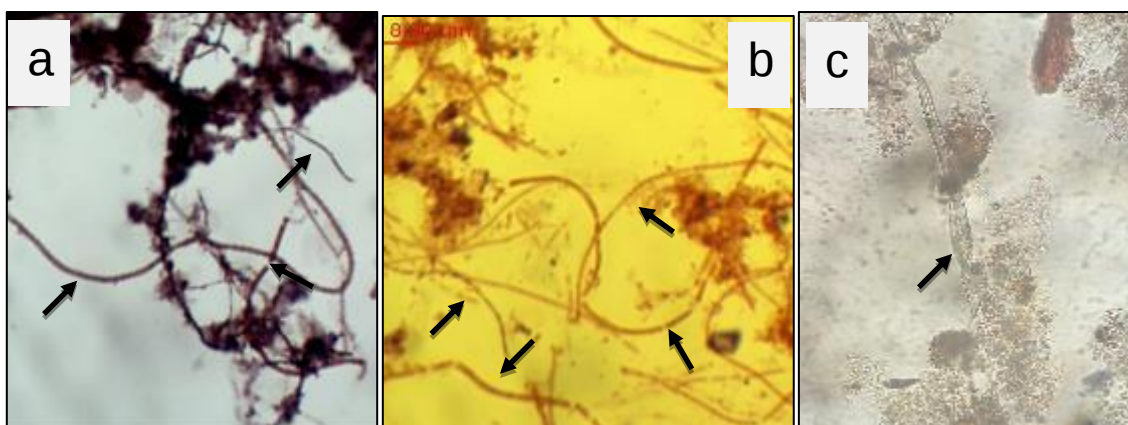


Figura 26. Observación de Organismos Filamentosos.

a. Tinción de Gram, con características similares a *Nostocoida sp.* y *Tipo 1863* (100x). **b.** Tinción de Gram, probablemente *Nostocoida limicola II* o *Beggiatoa sp.* (100x). **c.** Filamento *Tipo 1851* in vivo (40x).

La aparición de protozoarios de gran tamaño del género *Paramecios* y *Rotíferos* se observó cuando el flóculo presentó su mejor morfología y densidad de organismos filamentosos, así mismo, las células dispersas se redujeron en el campo óptico (Figura 27). Los protozoarios que aparecen desde un inicio de la inoculación en forma de pequeños ciliados con movilidad, indican la edad temprana del lodo y poca floculación, reduciendo su presencia conforme la agregación de los flocs aumenta. Mientras que las especies pluricelulares, principalmente rotíferos de la familia Philodina y Echlanis, se desarrollaron durante la etapa de mejor morfología del flóculo, dado que se alimentan de partículas y bacterias en suspensión, por esta

razón son considerados bioindicadores de un proceso biológico estable y de buena oxigenación, según menciona Isac, et al., (2005) y Vilaseca (2001), con base en ello, la presencia de dichos organismos manifiesta que el lodo activado se encuentra estable y realizando funciones de degradación de contaminantes.

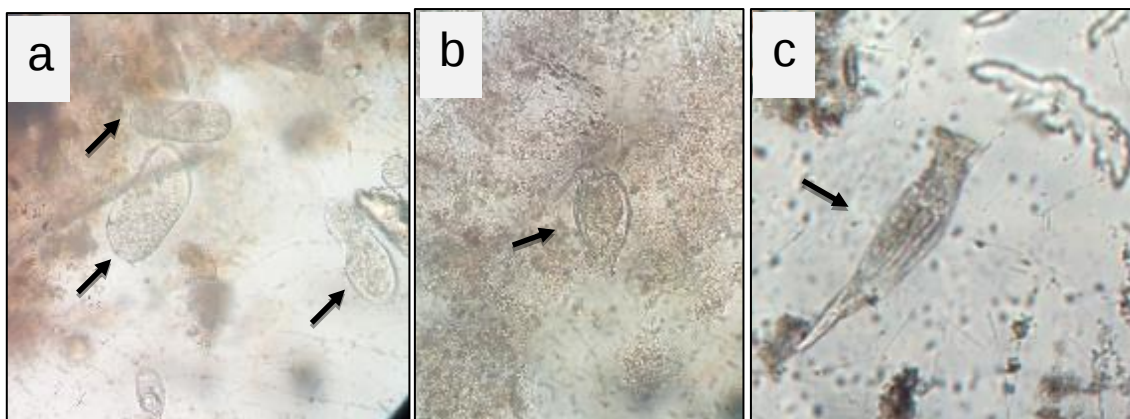


Figura 27. Observación de protozoarios.

De izquierda a derecha, *Paramecium* Rotífero familia *Echlanis*, Rotífero familia *Philodina* in vivo (40x).

Otro organismo indicador son las microalgas, en este caso se identificaron mayormente especies pertenecientes al grupo Bacillariófitas o Diatomeas, la cual es indicador de procesos de eutrofización por altas relaciones N/P (Arcos-Pulido, et al., 2005), lo cual concuerda con los valores de nitrógeno obtenidos en la muestra de agua residual municipal. Asimismo, Isac et al. (2005) mencionan que la abundancia del protozooario *Arcella vulgaris* está asociado a buenos rendimientos de degradación y a procesos donde existe nitrificación con buena oxigenación, lo cual confirma que en el proceso metabólico del consorcio se presentan vías para la remoción del nitrógeno, lo que es una de las ventajas que presentan los sistemas BRM con respecto a los tratamientos convencionales de lodos activados.

6.2.3. Estabilización del lodo activado en el prototipo BRM.

Dentro de esta etapa, los lodos floculares obtenidos en condiciones estabilizadas de nutrientes en el prototipo se alimentaron con agua residual para aclimatarlos a las

condiciones de trabajo del proyecto. Durante la etapa inicial, es normal encontrar que los lodos presentan resuspensión debido a que son sometidos a factores de estrés celular, como es la presencia de contaminantes, la velocidad de aireación, cantidad de nutrientes, cantidad de oxígeno disuelto (OD), entre otros factores (Figura 28a). Tomando en cuenta estas características que conforman el sistema, la aireación alimentada al sistema no proporcionó valores de OD suficientes para la cantidad de biomasa generada en la cama de lodos, lo cual resultó en una acidificación del medio debido al propio metabolismo celular y generó un ambiente propicio para la proliferación de hongos; por consiguiente, un tratamiento biológico inestable e ineficiente (Figura 28b). Debido a ello, la medición y ajuste de pH con álcali diluido fue necesaria, así como el aumento del flujo de aire hasta un OD en el rango de 6 a 7mg/L, logrando de esta forma, el equilibrio y deposición de los lodos granulares en el fondo del reactor (Figura 28c). Como resultado de dichas acciones, se logró la clarificación del agua residual y la cantidad de material celular suspendido se redujo considerablemente, siendo indicativo de la etapa óptima para el inicio de los experimentos por lote alimentado.

Es importante recalcar que, en etapas tempranas de formación del lodo, el papel del pH y la aireación es primordial ya que, al aumentar la biomasa, la disponibilidad del oxígeno se reduce, provocando condiciones anóxicas e incluso de anaerobiosis (dependiendo de la cama de lodo), originando que, procesos metabólicos alternativos se desarrollen, generando acidogénesis y por consiguiente una disminución de pH (Terreros-Mecalco, et al., 2009), induciendo que el flóculo se disgregue o que partículas coloidales se resuspendan. Asimismo, la proliferación de hongos provoca espumas en el sistema biológico, dando como producto un efluente de baja calidad y alto contenido de material orgánica disuelta, siendo nulo el proceso de degradación de contaminantes y, por ende, afectando la siguiente operación de filtración saturando prematuramente la membrana.

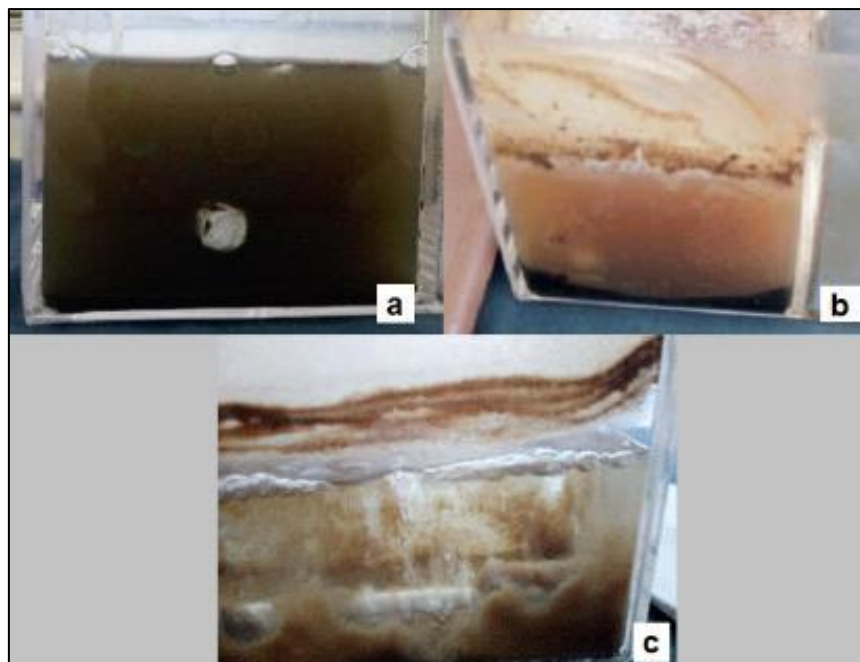


Figura 28. Aclimatación del lodo activado.

a. Agua residual inoculada. **b.** Acidificación por metabolismo celular. **c.** Deposición del lodo y clarificación de agua.

Una vez lograda la formación del lodo activado, se procedió con la aclimatación mediante la alimentación de agua residual diluida 1:10, sin embargo la falta de nutrientes generó disgregación del flóculo por las reacciones del metabolismo endógeno y el canibalismo microbiano ya que, en los sistemas aerobios, los microorganismos ocupan más del 60% de los nutrientes para formación de biomasa y el resto es liberado como producto final de las reacciones de oxidación en CO_2 y H_2O para obtener la energía vital de la célula (Madgan, Martinko, & Parker, 2010). Al respecto, Varela (2015) menciona que las bacterias como grupo son extremadamente versátiles y tienen una capacidad enorme para utilizar una amplia gama de nutrientes que va desde compuestos inorgánicos simples a compuestos orgánicos más complejos, los cuales se pueden dividir en 2 clases: esenciales, sin los cuales la célula no puede crecer, y no esenciales que se utilizan cuando están presentes pero no son indispensables. Por este motivo, se aumentó la concentración de agua residual hasta el primer valor de CVA seleccionado (0.035 mg/L) ya que, una buena relación de nutrientes como lo reportan García, Gutiérrez, & Díaz (1998),

evitará la competencia entre organismos granulares y filamentosos (canibalismo microbiano). Esta modificación, promovió la estabilidad y aclimatación de la cama de lodos, lo cual sirvió como indicio para proceder con las pruebas por lote donde se comprobaron los tiempos de retención celular calculados y el tiempo de consumo de la materia orgánica en el sistema.

6.2.4. Estandarización del proceso biológico en el reactor

Una vez alcanzado el nivel óptimo de la morfología e índice de filamento del flóculo, se prosiguió con el desarrollo de las pruebas por lote, alimentando el prototipo de acuerdo con el diseño del experimento establecido en la tabla 6. Después de monitorear durante el periodo establecido los lotes, las variables de operación, temperatura y OD, mostraron una relación inversamente proporcional (Figura 29 y 30).

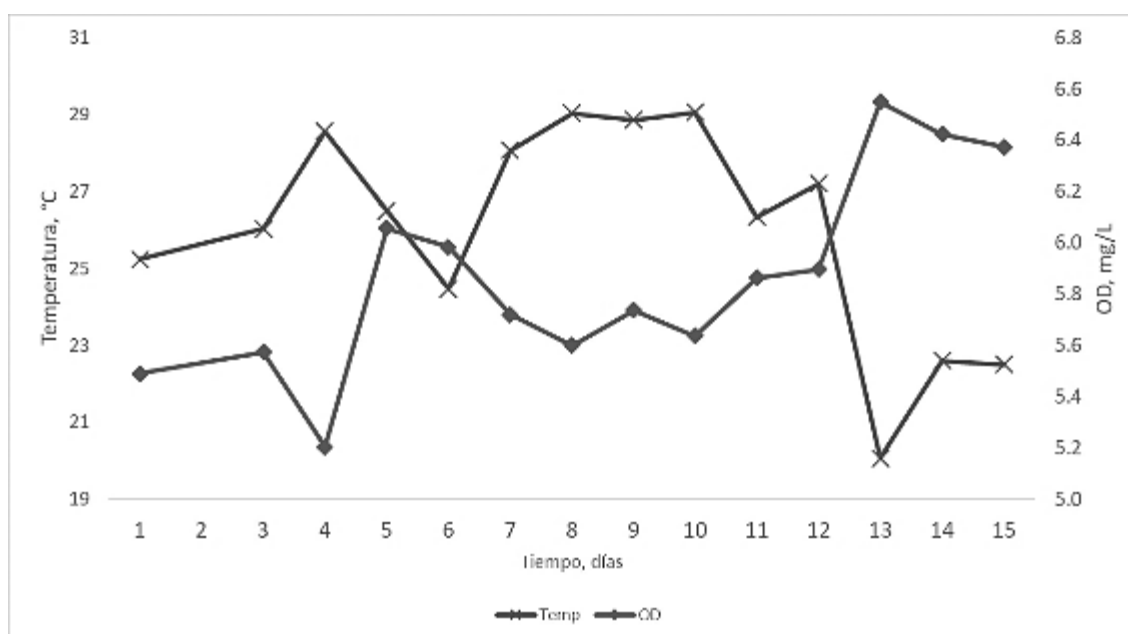


Figura 29. Gráfico de líneas de OD y Temperatura.

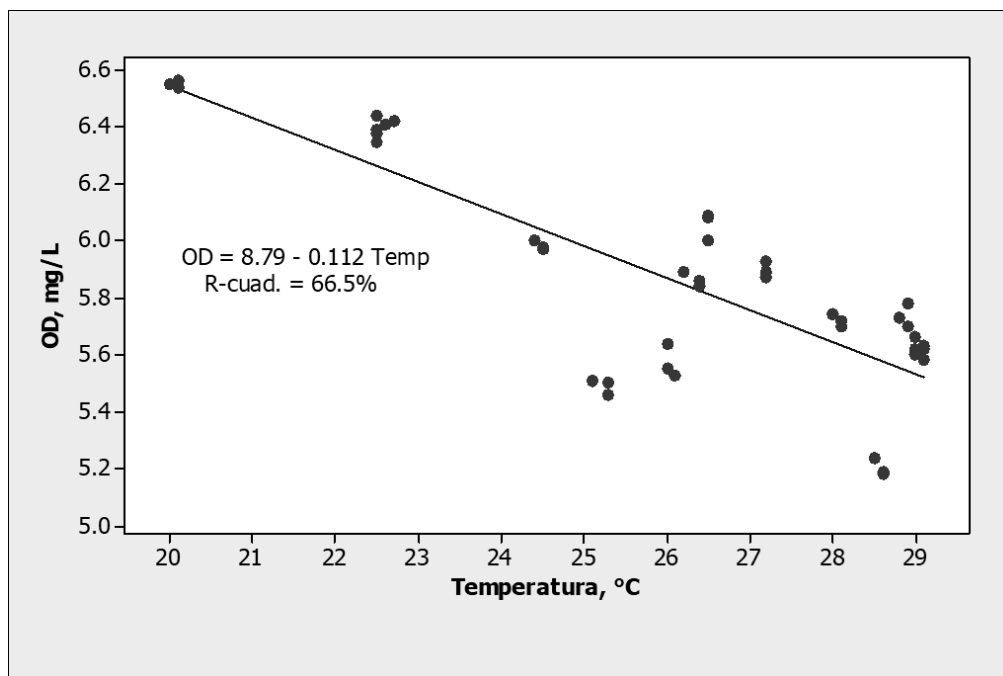


Figura 30. Gráfica de dispersión OD vs Temperatura.

Al graficar y aplicar pruebas de normalidad, se deduce que efectivamente hay una correlación lineal negativa de Pearson de 66.5%, aunque este valor puede parecer poco significativo pues está por debajo de lo indicado para considerar una relación lineal (70% de acuerdo con Gutiérrez-Pulido & De la vara-Salazar, 2008), es conveniente tomar en cuenta que hay efectos particulares del sistema que no se incluyeron en el análisis, entre ellos que el agua que se usó no es agua pura, sino agua con microorganismos y materia oxidable, lo cual también tiene una participación en el consumo del Oxígeno Disuelto, esta compleja matriz de sustancias es lo que genera una reducción en la correlación tal como ocurre en los cuerpos de agua como lagos y lagunas (Addy & Green, 1997).

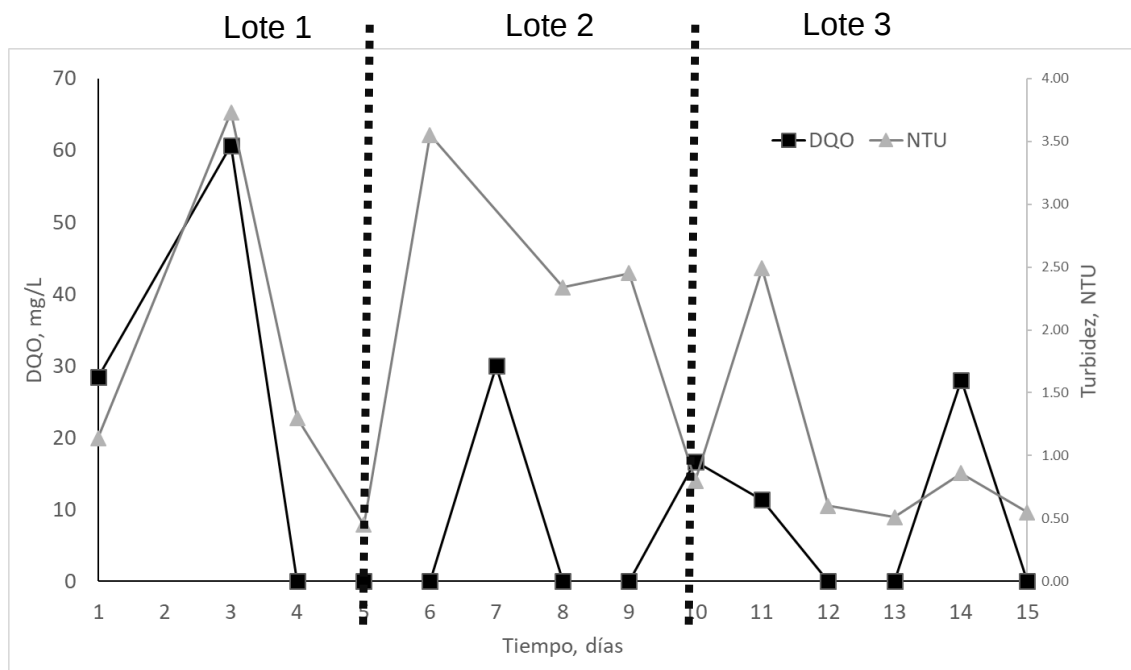


Figura 31. Gráfico de líneas DQO vs Turbidez Experimento 1.

En la gráfica del experimento 1 (Fig. 31) se pueden observar picos al inicio de cada lote, debido a la realimentación del sistema, removiéndose el 100% de la materia orgánica, en un tiempo de 48 h. Sin embargo en el día 7 y 14, se presentan picos de turbidez y DQO debido a que se realizó una limpieza del aireador y esto generó turbulencia que resuspendió parte del lodo, generando que rebosará hacia la zona del filtro. A pesar de esta situación puntual, el consumo de los microorganismos cumplió lo estimado, pasando de una etapa exponencial de consumo a una fase estacionaria (Madgan, et al. 2010). Cabe señalar que, durante el desarrollo de los lotes, durante los cinco días de monitoreo, la alimentación fue continua, deteniéndose solamente dos días para limpieza y relleno del tanque contenedor de agua residual, por lo que la adaptación de los microorganismos fue rápida a este tipo de flujo semicontinuo, por esta razón, los siguientes experimentos se realizaron a flujo de alimentación continuo.

6.2.5. Pruebas por flujo semicontinuo.

El experimento 2, 3 y 4 se realizaron en condiciones de flujo semicontinuo, se aumentó el valor de CVa y las condiciones de operación se mantuvieron constantes.

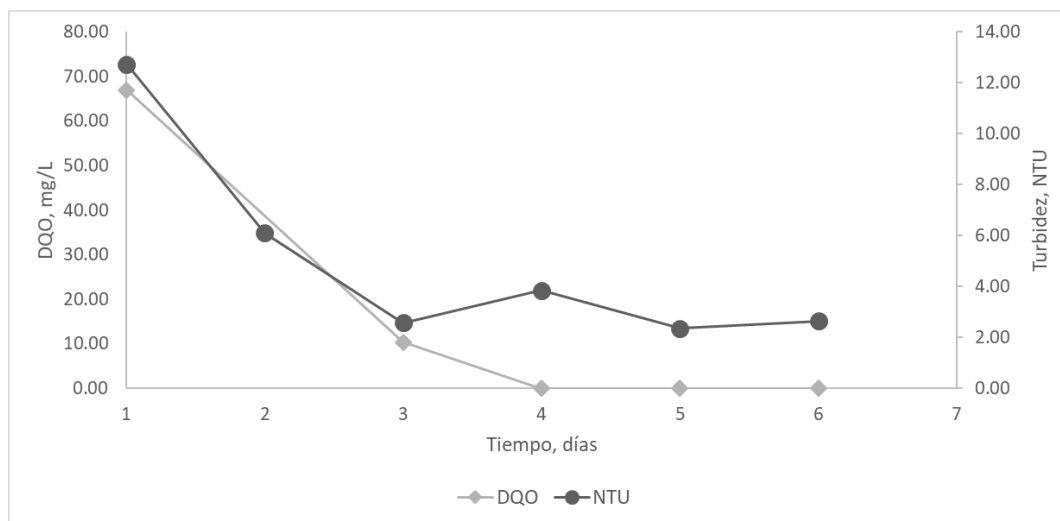


Figura 32. Gráfica de líneas DQO vs Turbidez Experimento 2.

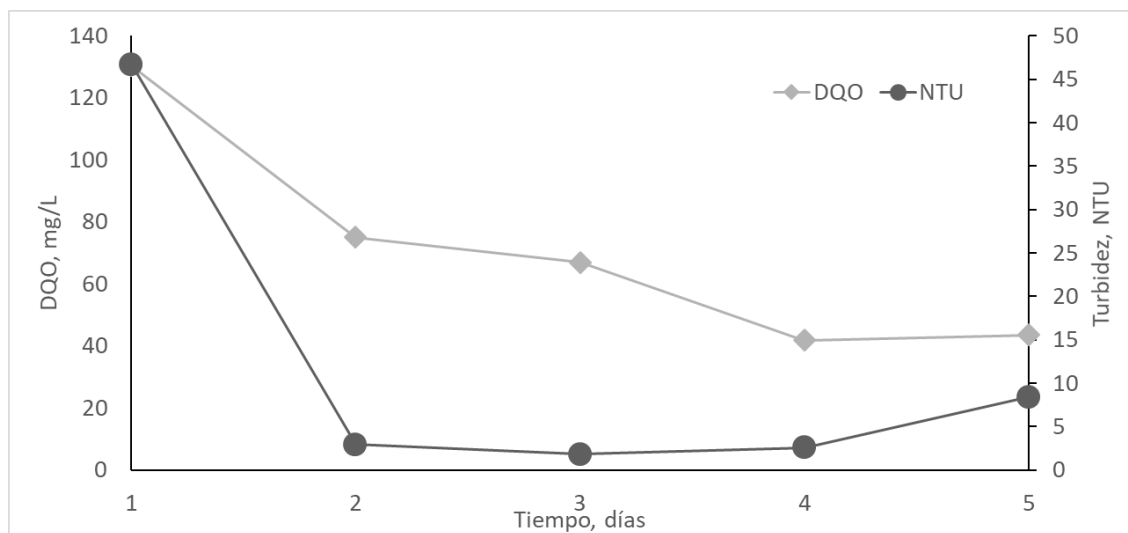


Figura 33. Gráfica de líneas DQO vs Turbidez Experimento 3.

El experimento 2 y 3 se realizaron las mediciones de igual forma que el 1, tomando muestra cada 24 horas con variación en la concentración de CVa y sin detener la alimentación, esto quiere decir que al final de cada experimento, lo que se varió fue el depósito de alimentación. Lo que se puede observar en las gráficas (Fig. 32 y 33)

es un comportamiento similar, tomando la forma de una curva de consumo típica hasta llegar a la estabilidad donde el balance de la tasa de alimentación y consumo tienen diferencias poco significativas, asimismo, el crecimiento bacteriano debería presentar estabilidad, manteniéndose en la fase estacionaria porque la velocidad de crecimiento se disminuye. Es en esta etapa que las comunidades microbianas reducen el porcentaje de consumo para el metabolismo anabólico y aumentan el catabólico, incrementando la eficiencia en la oxidación y reducción de compuestos contaminantes.

Es importante señalar que, salvo que la biomasa que se produce a partir de la materia orgánica se separe del agua, no se alcanzará un tratamiento completo. Debido a que la biomasa que es de naturaleza orgánica, aparecerá como parte de la medida de la DQO del efluente. Si no se separan las células, el único tratamiento que se habrá llevado a cabo es el asociado con la conversión bacteriana de una fracción de la materia orgánica presente originalmente en diversos productos gaseosos finales.

Ahora bien, la diferencia significativa entre el experimento 3 y el resto de los experimentos es que, el tiempo elegido para su estabilidad no fue suficiente ya que la curva presenta una tendencia negativa al igual que el resto, pero no alcanza la estabilidad como los demás. Es por esto que, como propuesta para posteriores experimentos, al aumentar la CVA por encima de 0.067 mg/L se debe aumentar el tiempo de muestreo para determinar el periodo de consumo exponencial hasta la fase estacionaria.

Después de observar los resultados de los diferentes experimentos, se elaboró un cuarto con las mejores condiciones de operación y el CVA de 0.067 mg/L ligeramente mayor al empleado en el experimento 2 (Fig. 34). Sin embargo, en este experimento se obtiene un comportamiento atípico al final de la curva aumentando la concentración de DQO y turbidez, esto debido al crecimiento de limos y hongos en la tubería de alimentación. Asimismo, se detecta en este experimento la presencia de nemátodos y otros organismos pluricelulares no identificados, cuya alimentación son las bacterias de los flóculos, debilitando la estructura flocular, provocando resuspensión del licor. Esta serie de factores conllevaron al aumento exponencial de

la DQO por las sustancias microbianas solubles que son producidas por la muerte de los organismos siendo expelido el contenido celular en el agua, misma cuya coloración cambio de claro a ligeramente verdosa. Asimismo, la densidad de la cama de lodos se redujo significativamente siendo arrastrada hasta la siguiente etapa, lo cual genera la saturación temprana del filtro y la necesidad de limpieza del mismo antes de lo programado.

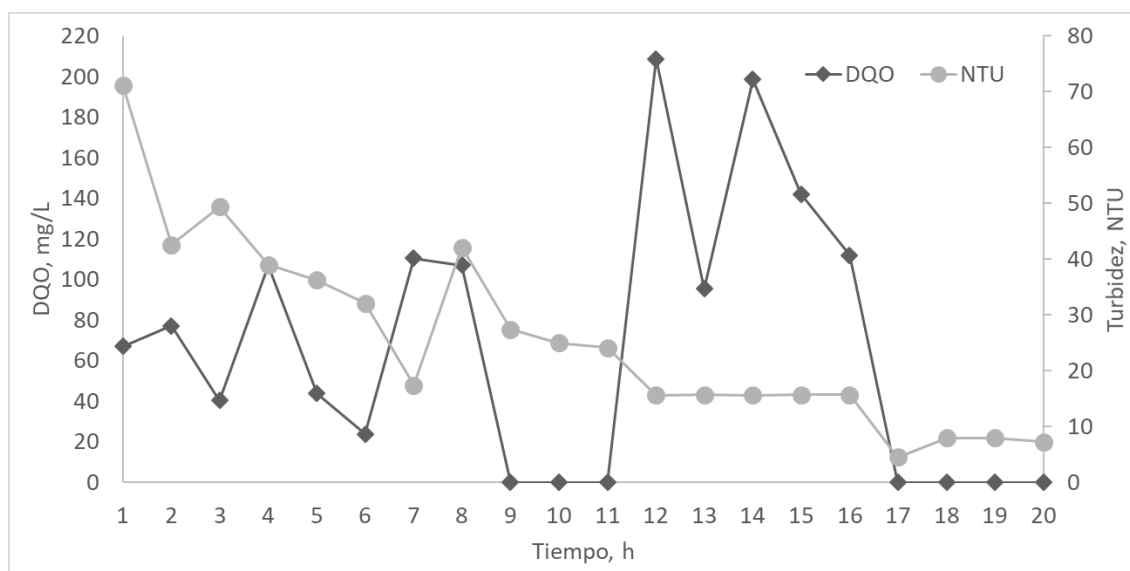


Figura 34. Gráfica de líneas DQO vs Turbidez Experimento 4.

Por este motivo, es recomendable la limpieza de las líneas de alimentación, así como no emplear agua residual con tiempo prolongado de almacenamiento ya que, crecen microorganismos que reducirán de manera significativa la eficiencia del proceso porque, a diferencia de los otros experimentos, este fue el único que presento crecimiento de nemátodos. Otra probable consecuencia de un agua residual con largos períodos de almacenamiento es la degradación de los componentes en sustancias tóxicas o inhibitoras para los microorganismos, debido a que se generan condiciones anaerobias que promueven reacciones de fermentación dando subproductos ácidos, cetónicos o alcoholes (Varela, 2002).

Con todos los datos obtenidos de los diferentes experimentos se emplea el método de Kruskal-Wallis para establecer las relaciones significativas y el efecto del

tratamiento con respecto a cada uno de los experimentos como se muestra en las gráficas siguientes.

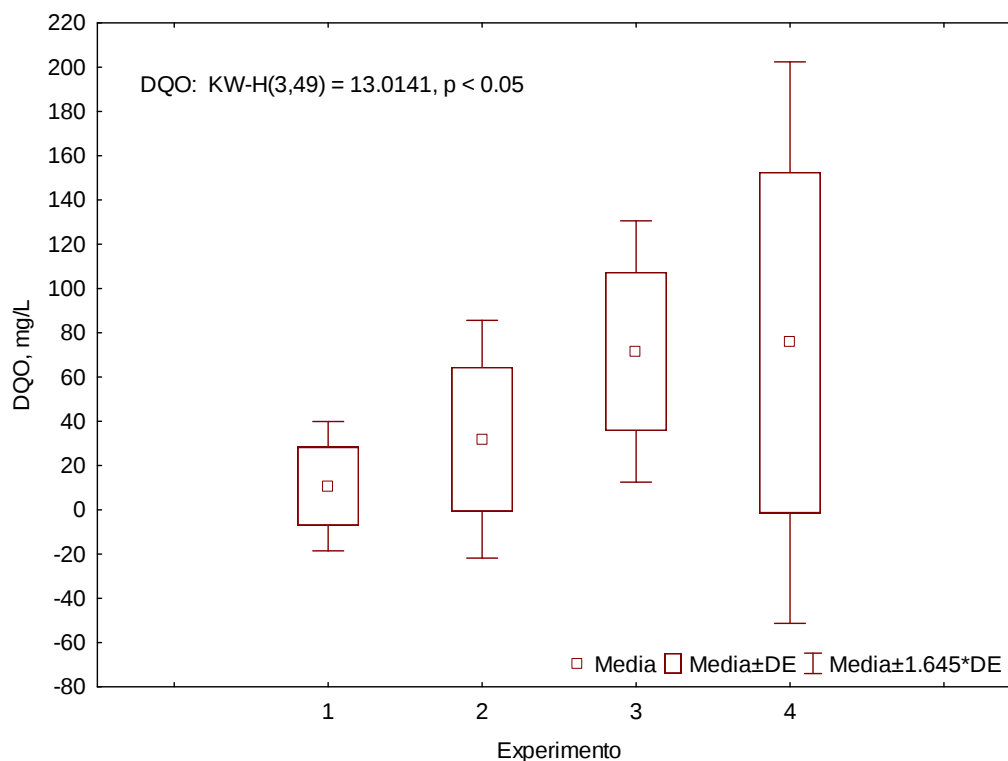


Figura 35. Relación de significancia DQO vs Experimento.

De la figura 35 podemos relacionar que hay una diferencia estadísticamente significativa ($KW-H(3,49)=13.0141$, $p \leq 0.05$) entre el experimento 1 y el experimento 3, esta puede estar dada debido a que la concentración de Cva que se planteó en el tercer experimento es aproximadamente 4 veces mayor, asimismo, la remoción se afectó de manera negativa a diferencia del experimento uno donde la remoción mantuvo un patrón casi constante. Sin embargo, el experimento 2 y 4 no presentan ninguna diferencia significativa con el resto de los experimentos dada las similitudes en los parámetros de operación empleados. Por consiguiente, una Cva mayor a 70 mg/L impacta de forma significativa en el funcionamiento del sistema biológico. Es necesario realizar una nueva serie de experimentos por encima de estos valores para definir si es un efecto negativo el que finalmente se puede obtener de esta

variación de concentración en la materia orgánica que estará alimentando nuestro tratamiento.

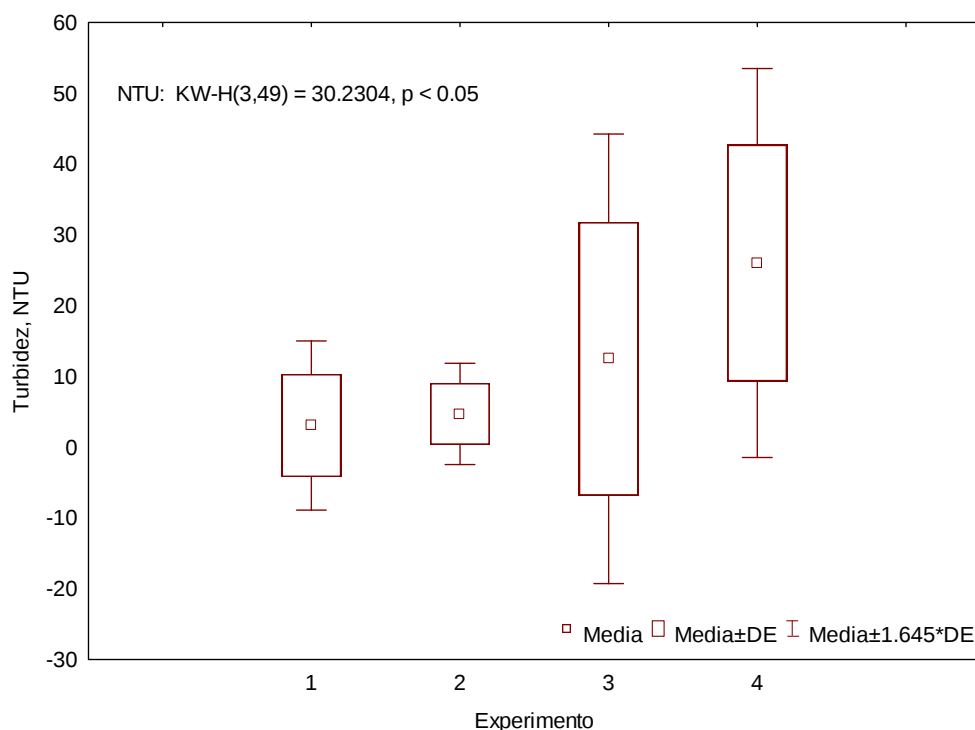


Figura 36. Relación de significancia Turbidez vs Experimento.

A diferencia de la DQO, la turbidez no presenta diferencia significativa entre experimentos ($KW-H(3,49)=30.2304$, $p \leq 0.05$), siendo solo el número 4 el que pudiera presentar una diferencia dado que hubo una interferencia no controlada dentro de las pruebas del sistema que provocaron un aumento en los valores de la turbidez, por lo cual, si el sistema se mantiene estable, la turbidez presentará un comportamiento similar independiente de la concentración de alimentación que se presente en el influente, la turbidez está afectada mayormente por la calidad del lodo activado y las perturbaciones mecánicas que pudiesen afectar al sistema. Con respecto a los resultados de NTK, estos solo se tomaron al inicio y final de cada experimento presentando como remoción global 26% en comparación con DQO que se obtuvo el 92%.

Al comparar estadísticamente los valores obtenidos entre los experimentos, no hay diferencia significativa del experimento 2 con el 1 y el 3, ya que los rangos medios

abarcan valores de estos tratamientos. Sin embargo, con los valores de turbidez, el experimento 3 muestra una diferencia significativa con el resto debido a que no se alcanzaron los valores de remoción tan bajos como en los anteriores. Esto significa que para los valores de TRH y TRC, el prototipo funciona en condiciones óptimas con períodos de aclimatación de 5 días para un proceso continuo y obteniendo remociones hasta del 100% de DQO y 26% de NTK.

Es necesario enfocar los siguientes estudios a los procesos de nitrificación que se llevan a cabo y la relación con la diversidad microbiana, quizás con edades más largas de lodo se pueda conseguir mejores rendimientos pues, al respecto, Vlaeminck, et al., (2010) señalan que los gránulos de microorganismos encargados de las reacciones oxidativas y reductoras del nitrógeno están conformados por dos capas, una exterior de bacterias aerobias y una interior de bacterias anóxicas, asimismo, para la formación de dichos flóculos, es necesario una buena agitación.

Tabla 10. Resumen resultados de remoción.

Variable	E1	E2	E3	E4	% Rem Global
DQO	100%	100%	68%	100%	92%
UNT	97%	98%	94%	99%	97%
NTK	25%	33%	22%	22%	26%

Para concluir, los resultados de remoción obtenidos hacen técnicamente factible la aplicación del Biorreactor de membrana para el tratamiento de aguas residuales de tipo municipal, obteniéndose rendimientos globales por encima de los tratamientos convencionales donde la DQO se encuentra en un rango de 85% al 90%, aunque la remoción global fue menos que lo reportado por Rosenberger & Kraume (2002), Dacomba (2013) y Zhi-wei, et al. (2006) quienes obtuvieron un resultado del 95% al 99% para DQO y 60% al 70% para NTK para sistemas de BRM similares. Sin embargo, la diferencia entre los prototipos empleados y el fabricado en este proyecto es la configuración, siendo el reportado por los autores el Bioreactor de membrana de tipo sumergido, mientras que el de este estudio fue de membrana externa la cual es menos eficiente de acuerdo a la bibliografía (Luo, et al., 2014). Sería interesante

realizar experimentación con el BRM sumergido y comparar los resultados con este estudio.

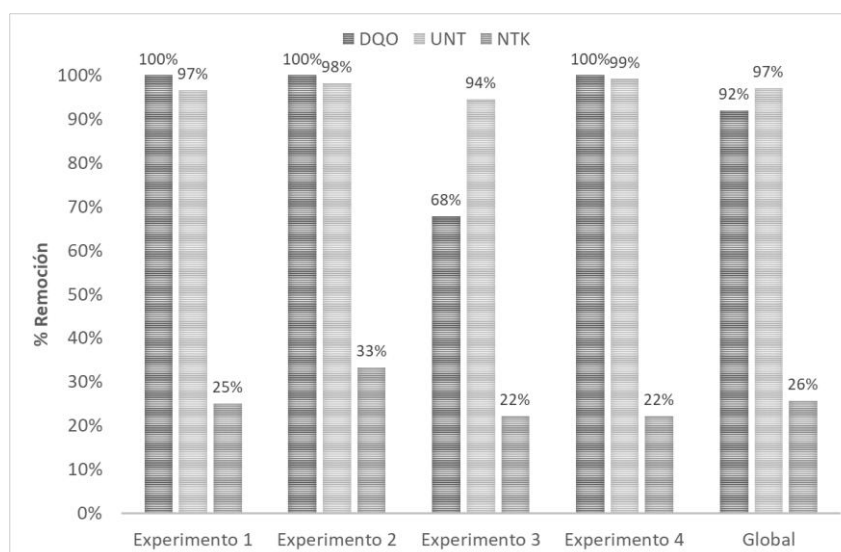


Figura 37. Resultados de Remoción entre experimentos.

7. Conclusiones

El control de variables como OD y pH juegan un rol primordial en el desarrollo del *Quorum sensing* para la formación de los flóculos del lodo activado como se pudo comprobar en las primeras etapas del experimento, de igual forma, la observación microscópica es un apoyo relevante para detectar bioindicadores que afectan el adecuado proceso degradativo en el tratamiento de aguas residuales que puede servir como herramienta en las plantas de mayor escala.

La diversidad de familias que interviene en la formación de los lodos es abundante, de las cuales, la presencia de bacterias filamentosas es lo que favorece la aglomeración del consorcio microbiano. Asimismo, los rotíferos ayudan en la limpieza de las bacterias disueltas, mejorando la clarificación del efluente.

Este estudio comprueba que, en condiciones controladas, la diversidad microbiana es un indicador de la edad del lodo activado, así como de la estabilidad del biorreactor, evitando el efecto de esponjamiento y de espumas que son causantes de la temprana saturación del filtro en los sistemas BRM.

Por lo cual, la aclimatación y caracterización de lodos activados en el prototipo de biorreactor de membrana contribuyó al conocimiento del funcionamiento del proceso biológico y su estabilización.

Asimismo, el contenido nutrimental del agua residual es un factor importante para evitar reacciones metabólicas secundarias no deseables y que afectan directamente la conformación del lodo activado.

Durante la etapa de óptimo desarrollo del lodo activado, se obtuvo como remoción global el 100% de materia orgánica expresada como DQO, 97.9% de Turbidez como UNT y 27% de nitrógeno total cuyos valores cumplen con NOM-001-SEMARNAT-1996, por lo que la aplicación del prototipo de Biorreactor de Membrana es técnicamente factible para el tratamiento de aguas residuales municipales.

8. Recomendaciones

- Cambio de mangueras y limpieza periódica para evitar la formación de biopelícula y acumulación de contaminantes.
- Modificar la forma de aireación, colocándola desde el fondo del reactor para mejorar la dinámica para la formación de flóculos granulares.
- Considerar el uso de un manómetro para determinar la presión transmembrana del filtro ya que este determina la caída de presión que es signo de suciedad en el equipo.
- Determinar la evolución de las especies químicas nitrogenadas en el proceso biológico y correlacionarlo con la presencia de organismos partícipes en este ciclo.
- Determinar la interacción de amebas testáceas como bioindicadores de un correcto funcionamiento del proceso de nitrificación.
- Establecer métodos para erradicar la contaminación por nemátodos en el lodo activado.

9. Literatura citada

- Addy, K., & Green, L. (1997). Dissolved Oxygen and Temperature. *Natural Resources Facts*, Fact sheet 96-3.
- Ahmad-Mutamim, N. S., Zainon-Noor, Z., Abu-Hassan, M. A., & Olsson, G. (2012). Application of membrane bioreactor technology in treating high strength industrial wastewater: a performance review. *Desalination*, 1-11. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2012.07.033>
- Arcos-Pulido, M., Ávila de Navia, S. L., Estupiñán-Torres, S., & Gómez-Prietoaura C. (2005). Indicadores microbiológicos de contaminación de fuentes de agua. *NOVA-Publicación científica*, 3(4), 69-80.
- Arriaga, S., de Jonge, N., Lund Nielsen, M., Rasmus Andersen, H., Borregaard, V., Jewel, K., . . . Lund Nielsen, J. (2016). Evaluation of a membrane bioreactor system as post-treatment in waste water treatment for better removal of micropollutants. *Water Research*, 37-46. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.046>
- Badani, Z., Ait-Amar, H., Si-Salah, A., & Brik, M. F. (2005). Treatment of textile waste water by membrane bioreactor and reuse. *Desalination*, 411-417. doi:[10.1016/j.desal.2005.03.088](https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.03.088)
- Badani, Z., Ait-Amar, H.-S. A., Brik, M., & Fuchs, W. (2005). Treatment of textile waste water by membrane bioreactor and reuse. *Desalination*, 411-417.
- Burman, I., & Sinha, A. (2018). A Review on Membrane Fouling in Membrane Bioreactors: Control and Mitigation. (A. A. Gupta T., Ed.) *Environmental Contaminants*, 281-315. doi:https://doi.org/10.1007/978-981-10-7332-8_13
- Chang, I.-S., Bag, S.-O., & Lee, C.-H. (2001). Effects of membrane fouling on solute rejection during membrane filtration of activated sludge. *Process Biochemistry*, 855-860.
- Chong, G., Kymion, O., Rice, S. A., Kjelleberg, S., & Manefield, M. (2012). The presence and role of bacterial quorum sensing in activated sludge. *Microbial Biotechnology*, 5(5), 621-633. doi:[10.1111/j.1751-7915.2012.00348.x](https://doi.org/10.1111/j.1751-7915.2012.00348.x)

- Comisión Nacional del Agua. (2017). *Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Diciembre 2016*. Comisión Nacional del Agua, Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Corado. (2010). *Diseño de un BRM para la regeneración de las aguas residuales en un establecimiento hotelero*. San Carlos, Guatemala: Universidad de San Carlos.
- Dacomba, P. D. (2013). *Empleo de la Tecnología de reactores biológicos con membranas para el tratamiento de aguas residuales municipales*. D.F.: UNAM.
- De la Peña, M. E., Ducci, J., & Zamora, V. (2013). *Tratamiento de aguas residuales en México*. México: Banco Interamericano de Desarrollo.
- Deng, L., Guo, W., Ngo, H. H., Zhang, H., Wang, J., Li, J., Wu, Y. (2016). Biofouling and control approaches in membrane bioreactors. *Bioresource Technology*, 656-665.
- García, J., Gutiérrez, A., & Díaz, J. (1998). *Reactor continuo de lodos activados: competencia entre microorganismos granulares y filamentosos*. España: Universidad de Oviedo.
- Grady Jr, L., Daigger, G. T., & Lim, H. C. (1999). *Biological Wastewater Treatment* (Segunda Edición ed.). New York: Marcel Dekker Inc.
- Guentzel, J. L., Portilla, E., Keith, K. M., & Keith, E. O. (2007). Mercury transport and bioaccumulation in riverbank communities of the Alvarado Lagoon System, Veracruz State, Mexico. *Science of the Total Environment*, 316-324. doi:doi:10.1016/j.scitotenv.2007.07.060
- Gutiérrez-Pulido, H., & De la vara- salazar, R. (2008). *Análisis y diseño de experimentos*. México, México, México: Mc Graw Hill Interamericana Editores.
- Herrera-Robledo, M., Morgan-Sagastume, J., & Noyola, A. (2010). Biofouling and pollutant removal during long-term operation of an anaerobic membrane bioreactor treating municipal wastewater. *Biofouling: The Journal of Bioadhesion and Biofilm Research*, 26(1), 23-30. doi:10.1080/08927010903243923

- IMTA. (2012). *Impacto del cambio climático en la calidad del agua y propuesta de políticas públicas a la dependencia competente TC1222.1*. México: SEMARNAT.
- Iorhemen, O. T., Hamza, R. A., Tay, & Hwa, J. (2017). Membrane fouling control in membrane bioreactors (MBRs) using granular materials. *Bioresource Technology*, 9-24.
- Isac, L., Rodríguez, E., Salas, L., Fernández, N., & Zornoza, A. (2005). *Atlas de Protozoos y metazoos presentes en el fango activo*. Obtenido de Grupo Bioindicación Sevilla: <http://www.bibliotecagbs.com/archivos/5.pdf>
- Jenkins, D., Richard, M., & Daigger, G. (2004). *Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming and other solids separation problems*. UK: CRC Pres LLC .
- Judd, S. (2008). The status of membrane bioreactor technology. *Cell press, Trends in Biotechnology*, 26(2), 109-116. doi:10.1016/j.tibtech.2007.11.005
- Krzeminski, P., Leverette, L., Malamis, S., & Katsou, E. (2017). Membrane bioreactors – A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects. *Journal of membrane Science*, 207-227. doi:10.1016/j.memsci.2016.12.010
- Le-Clech, P., Chen, V., & Fane, T. A. (2006). Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *Journal of Membran Science*, 17-53. doi:10.1016/j.memsci.2006.08.019
- Li, J., Li, Y., Ohandja, D., Yang, F., Wong, F., & Chua, H. (2008). 13. Li, Impact of filamentous bacteria on properties of activated sludge and membrane-fouling rate in a submerged MBR. *Elsevier*, 238-243.
- Luo, W., Hai, F. I., Price, W. E., Guo, W., Ngo, H. H., Yamamoto, K., & Nghiem, L. D. (2014). High retention membrane bioreactors: Challenges and opportunities. *Bioresource Technology*, 539-546.
- Madgan, M., Martinko, J., & Parker, J. (2010). *Brock, biología de los microorganismos* (10a. ed.). México: Pearson, Prentice Hall.
- Méndez-Ubach, M. N., Sous-Weiss, V., & Carranza-Edwards, A. (1985). La importancia de la granulometría en la distribución de organismos bentónicos.

- Estudios de playas del estado de Veracruz, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*, 45-56.
- Menéndez-Gutiérrez, C., & Pérez-Olmo, J. M. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*. (E. C. Cuba, Ed.) La Habana, Cuba: Editorial Félix Varera - Editorial Universitaria.
- Meng, F., Chae, S.-R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H.-S., & Yang, F. (2009). Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. *Water Research*, 43, 1489-1512. doi:10.1016/j.watres.2008.12.044
- Meng, F., Zhang, S., Oh, Y., Zhou, Z., Shin, H.-S., & Chae, S.-R. (2017). Founling in membran bioreactors: An updated review. *Water Research*, 114, 151-180. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.006
- Mesquita, D., Amaral, A., & Ferreira, E. (2016). Estimation of effluent quality parameters fron activated sludge system using quantitative image analysis. *Chemical Engineering Journal*, 349-357.
- Mihelcic, J. R., & Zimmerman, J. B. (2012). *Ingeniería Ambiental: fundamentos, sustentabilidad, diseño* (1a. Ed. ed.). (A. G. Editor, Ed.) México: John Wiley & Sons, Inc.
- Mittal, A. (2011). Fulltide: Biological Wastewater Treatment. *Water Today*, 32-44. Obtenido de Water Today.
- Nazar, J. (2007). Biofilms bacterianos. *Rev. Otorrinolaringología y Cirugía de Cabeza y Cuello*, 61-72.
- Neoh, C. H., Noor, Z. Z., Ahmad-Mutamim, N. S., & Lim, C. K. (2016). Green technology in wastewater treatment technologies: Integration of membrane bioreactor with various wastewater treatments system. *Chemical Engineering Journal*, 582-594. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2015.07.060
- Noyola, A., Morgan, J., & Güereca, L. (2013). *Selección de Tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales*. México: UNAM.
- Ocampo-Gaspar, M. (2014). *Tratamiento de aguas residuales de una industria farmacéutica en Biorreactores aerobios con membranas sumergidas, con y sin pretratamiento anaerobio*. México: Facultad de Ingeniería; Universidad Autónoma de México.

- OMM/PNUMA. (2008). El cambio climático y el agua. En B. Z. Bates (Ed.), *Documento Técnico, Secretaría del IPCC* (pág. 224). Ginebra: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Rodríguez, A., Letón-García, P., Rosal-García, R., Dorado-Valiño, M., Villar-Fernández, S., & Sanza-García, J. M. (2006). *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. Universidad de Alcalá, CEIM Dirección General de Universidades e Investigación. Alcalá: Elecé Industria Gráfica.
- Rodríguez, E., Isaac, L., Fernández, N., Zornoza, A., & Mas, M. (2008). Identificación de bacterias filamentosas en EDAR industriales. *Aguas Residuales Industria Alimentaria*, 56-64.
- Rodríguez-Fernández, A., Letón-García, P., Rosal-García, R., Dorado-Valiño, M., Villar-Fdez, S., & Sanz-García, J. M. (2006). *Informe de vigilancia tecnológica: Tratamientos Avanzados de Aguas Residuales* (1a. ed.). (C. D. Investigación, Ed.) Alcalá, España: Elecé Industria Gráfica.
- Rosenberger, S., & Kraume, M. (2002). Filterability of activated sludge in membrane bioreactors. *Desalination*, 373-379. doi:10.1016/S0011-9164(02)00515-5
- Schwarzenbach, R. P., Egli, T., Hofstetter, T. B., Gunten, U. v., & Wehrli, B. (2010). Global Water Pollution and Human Health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1), 109-136. doi:doi: 10.1146/annurev-environ-100809-125342
- Schwarzenbach, R. P., Escher, B. I., Fenner, K., Hofstetter, T. B., Johnson, C. A., von-Gunten, U., & Wehrli, B. (2006). The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems. *Science: Fresh water resources*, 313, 1072-1077. doi: 10.1126/science.1127291
- Sipma, J., Osuna, B., Collado, N., Monclús, H., Ferrero, G., Comas, J., & Rodríguez-Roda, I. (2010). Comparison of removal of pharmaceuticals in MBR and activated sludge systems. *Desalination*, 250, 653-659. doi:10.1016/j.desal.2009.06.073
- Tang, J., Wang, X. C., Hu, Y., Hao Ngo, H., Li, Y., & Zhang, Y. (2017). Applying fermentation liquid of food waste as carbon source to a pilot-scale anoxic/oxic-membrane bioreactor for enhancing nitrogen removal: Microbial communities

- and membrane fouling behaviour. *Bioresource Technology*, 236, 164-173. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.186>
- Terreros-Mecalco, J., Olmos-Dichara, A., Noyola-Robles, A., Ramírez-Vives, F., & Monroy-Hermosillo, O. (2009). Digestión Anaerobio de lodo primario y secundario en dos reactores UASB en serie. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 8(2), 153-161.
- Tesfaye-Besha, A., Gebreyohannes, A. Y., Ashu-Tufa, R., Nega-Bekele, D., Curcio, E., & Giorno, L. (2017). Removal of emerging micropollutants by activated sludge process and membrane bioreactors and the effects of micropollutants on membrane fouling: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2395-2414. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2017.04.027>
- Torres-Bojorgés, A. X. (2012). *Degradación de isómeros de nonilfenol por medio de un consorcio nitrificante en un reactor de membrana sumergida*. México, México: Instituto de Ingeniería, UNAM.
- UNECE/ONU. (2014). Guía sobre Agua y adaptación al cambio climático. *Convenio sobre la protección y la utilización de los cursos de agua transfronterizos y de los lagos internacionales* (págs. 1-144). United Nations, Geneva: United Nations Publication. Obtenido de https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2017/WAT/12Dec_11-12_Scarcity_WS/Guidance_water_climate_SPA.pdf
- Ures-Rodríguez, P., Jácome-Burgos, A., & Suárez-López, J. (Septiembre de 2015). *Membrane Bioreactors (FS-BIO-010)*. Coruña: Water and Environmental Engineering Group.
- Varela, G. (29 de Mayo de 2002). FISILOGIA Y METABOLISMO BACTERIANO. En D. d. Virología, *Temas de Bacteriología y Virología para CEFA*. (págs. 1-8). Montevideo, Uruguay, Uruguay: Instituto de Higiene, Universidad de la Republica. Obtenido de <http://www.higiene.edu.uy/cefa/Libro2002/Cap%2011.pdf>
- Vilaseca, M. (2001). Observación microscópica de Fangos Activados en los tratamientos de depuración biológica. *Boletín Intexter (U.P.C.)*, 67-72.

- Vlaeminck, S. E., Terada, A., Smets, B. F., De Clippeleir, H., Schaubroeck, T., Bolca, S., . . . Verstraete, W. (2010). Aggregate Size and Architecture Determine Microbial Activity Balance for One-Stage Partial Nitritation and Anammox. *APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY*, 76(3), 900-909. doi:doi:10.1128/AEM.02337-09
- Wágner, D. S., Ramin, E., Szabo, P., Dechesne, A., & Plósz, B. G. (2015). Microthrix parvicella abundance associates with activated sludge settling velocity and rheology - Quantifying and modelling filamentous bulking. *Water research*, 121-132.
- Wang, X., Wang, C., Tang, C. Y., Hu, T., Li, X., & Ren, Y. (2017). Development of a novel anaerobic membrane bioreactor simultaneously integrating microfiltration and forward osmosis membranes for low-strength wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 1-7. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2016.12.062
- Wang, Z., Ma, J., Tang, C. Y., Kimura, K., Wang, Q., & Han, X. (2014). Membrane cleaning in membrane bioreactors: A review. *Journal of Membrane Science*, 468, 275-307. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2014.05.060
- Wang, Z., Wu, Z., Mai, S., Yang, C., Wang, X., An, Y., & Zhou, Z. (2008). Research and applications of membrane bioreactors in China: Progress and prospects. *Separation and Purification Technology*, 62, 249-263. doi:10.1016/j.seppur.2007.12.014
- Wisniewski, C. (2007). Membrane bioreactor for water reuse. *Desalination*, 203, 15-19. doi:10.1016/j.desal.2006.05.002
- Woodward, G., Gessner, M. O., Giller, P. S., Gulis, V., Hladysz, S., Lecerf, A., & Malmqvist, B. (2012). Continental-Scale Effects of Nutrient Pollution on Stream Ecosystem Functioning. *Science*, 336(6087), 1438-1440. doi:10.1126/science.1219534
- Zhi-wei, W., Zhi-chao, W., Guo-wei, G., Guo-ping, Y., & Lu-ming, M. (2006). Simultaneous nitrogen and phosphor removal in an anaerobic submerged membrane bioreactor. *Journal of enviromental Sciences*, 18(3), 439-445. doi:1001-0742(2006)03-0439-07

Zuthi, M., Guo, W., Ngo, H., Nghiem, L., & Hai, F. (2013). Enhanced biological phosphorus removal and its modeling for the activated sludge and membrane bioreactor processes. *Bioresource Technology*, 139, 363-374. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.04.038>

ANEXO A



Figura A. Medición del OD en el proceso biológico.



Figura B. Observación microscópica de los lodos activados.



Figura C. Cambio de coloración de la prueba de Kjendahl.



Figura D. Agua residual clarificada y cama de lodos.



Figura E. Prototipo en funcionamiento.



Figura F. Pruebas de caracterización de aguas residuales.