

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN MATERIALES
AVANZADOS, S.C.**

DEPARTAMENTO DE ESTUDIOS DE POSGRADO



**Remoción de DQO y SST con biorreactor tipo Nereda
escala laboratorio implementando una membrana de
microfiltración y flujo en región laminar**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA AMBIENTAL**

Presenta:

Ing. José María Silva Corrugado

Director de Tesis

Dr. Guillermo González Sánchez

Dedicatoria

Quiero agradecer a Dios por permitirme concluir este gran trabajo. Dedico este trabajo a mis padres por guiarme en el camino de la vida y enseñarme tanto, a mi mamá por siempre estar conmigo en las buenas y en las malas. A Leticia, mi esposa, por tanto amor y apoyo incondicional, sus consejos y por siempre desvelarse conmigo durante la realización de este trabajo. A mis dos hijos, que siempre son inspiración y motivación para salir adelante.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la realización de mi maestría.

Al Centro de Investigación en Materiales Avanzados (CIMAV), por mostrarme el mundo de la ciencia y permitir llevarme esta maravillosa experiencia.

A mi director de Tesis el Dr. Guillermo González Sánchez por hacer de esta experiencia digna de recordar. Ha sido una persona que me ha brindado mucho apoyo, así como la libertad de incorporar elementos a mi trabajo de tesis. Su crítica siempre fue constructiva y positiva. Quiero agradecer por toda la confianza que otorgó en mi persona durante este periodo.

A mi comité de sinodales, la Dra. Antonia Luna y el Dr. Armando Zaragoza, gracias por su retroalimentación, dirección y asistencia.

Al M.C. Luis Lozoya, técnico del laboratorio de Residuos además de Profesor durante algunos de los cursos de Maestría, por su disposición y colaboración hacía el éxito de este trabajo de tesis.

A mis colegas estudiantes, Luis Carlos, Estefanía, Sergio y Diego, por su sincera amistad, así como tiempo de calidad dentro y fuera de las aulas y laboratorios.

Tabla de acrónimos

ACRONIMO	SIGNIFICADO
CO	Carga Orgánica, kg DQO/kg SST
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DSC	Calorimetría Diferencial de Barrido
MF	Microfiltración
OD	Oxígeno Disuelto
Q_0	Caudal inicial
RBM	Reactor Biológico con Membranas
RLA	Reactor de Lodos Activados
SST	Sólidos Suspendidos Totales
TRH	Tiempo de Retención Hidráulica, d
UF	Ultrafiltración
V	Volumen del reactor, L
S	Concentración de sustrato limitante de crecimiento en solución, mg DQO/L
T	Temperatura, °C
TRC	Tiempo de Retención Celular, d
TRH	Tiempo de Retención Hidráulica, d
Q	Caudal del efluente, L

Índice de figuras

Figura 1. Reducción de tiempo de ciclo debido a procesos simultáneos a) Ciclo convencional de granulación aerobia, b) Ciclo con alimentación y drenado simultáneos para granulación aerobia.....	13
Figura 2. Diagrama de configuración de reactor a) Reactor con membrana de microfiltración y capa de lodos en parte inferior b) Sección transversal que muestra como la cama de lodos obstruye el flujo antes de llegar a la membrana.....	14
Figura 3. Predicción de escasez de agua para 2025, mostrando las regiones con condiciones de alto estrés hídrico. (Summary of the World Water Crisis and USG Investments in the Water Sector, USAID 2010).	15
Figura 4. Grado de presión sobre los recursos hídricos por región hidrológico-administrativa.	17
Figura 5. Diagrama de una PTAR convencional de lodos activados.	18
Figura 6. Sistema de flujo pistón.....	20
Figura 7. Izquierda: lodo floculante, Derecha: lodo granular aerobio (De Kreuk et al. 2004).	25
Figura 8. Morfologías causadas por cantidad de sustrato. Izquierda: baja concentración, biopelícula irregular, Derecha: alta concentración, biopelícula regular (De Kreuk et al. 2004).	26
Figura 9. Ejemplos de estructuras abiertas y compactas en la naturaleza. Izquierda: nieve, cae lentamente, Derecha: granizo, cae a mayor velocidad.....	27
Figura 10. Comportamiento del DBO y almacenamiento de macromoléculas durante las fases anaerobias de abundancia y escasez de sustrato.	28
Figura 11. Distribución de bacterias en lodos activados y gránulos aerobios, de izquierda a derecha respectivamente. (Kreuk M. K., 2006).....	29
Figura 12. Diagrama de operación de un reactor discontinuo secuencial (SBR por sus siglas en inglés) para granulación aerobia.....	30
Figura 13. Diagrama de operación de un reactor Nereda.....	31
Figura 14. Tamaño de membrana y separación de compuestos.....	34
Figura 15. a) Membrana externa, b) Membrana sumergida.....	37
Figura 16. Diagrama de flujo de metodología.....	41
Figura 17. Prototipo diseñado en SolidWorks.....	42
Figura 18. Vista isométrica del modelo del reactor	43
Figura 19. Diversos componentes mecánicos para conexiones hidráulicas.....	44
Figura 20. Izq. Placa de acrílico. Der. Machuelo para cuerda ¼ NPT-18	45
Figura 21. Pegamento para acrílico Weld-on 4.	45
Figura 22. Adaptadores de latón y acero inoxidable debidamente enroscados en la placa base.....	46
Figura 23. Reactor ensamblado, se observan diversos componentes, como una válvula de aguja y el sujetador de membranas	47
Figura 24. Sensor de flujo, conexión y prueba de lectura sensor, tablilla electrónica programable Arduino Mega 2560, conexión manguera	48

Figura 25. Captura de pantalla mostrando inclinación de superficie plana, botellas alineadas sobre dicha superficie.....	49
Figura 26. Izq. Computadora recibiendo información del sensor de flujo. Der. Agua fluyendo a través del sensor.....	50
Figura 27. Izq. Tubo de acrílico de 150 mm de diámetro interno y 3 mm de grosor. Der. Láminas de acrílico con espesor de 6 mm.....	Error! Bookmark not defined.
Figura 28. Cableado del sensor de flujo	51
Figura 29. Microscopio Electrónico de Barrido JEOLTM JSM-7401F.....	52
Figura 30. Espectrofotómetro UV-Visible Thermo Scientific™ Evolution 220.....	53
Figura 31. Espectrofotómetro UV-Visible Thermo Scientific™ Evolution 220.....	54
Figura 32. Matraz volumétrico con 2 litros de agua residual sintética. Se aprecia dicho líquido en una coloración ámbar.....	56
Figura 33. Reactor para DQO marca HACH.....	57
Figura 34. Diagrama de operación reactor escala	59
Figura 35. Grafica lectura de flujo para caudal de 16.66 mL/s.....	61
Figura 36. Grafica lectura de flujo para caudal de 16.66 mL/s.....	62
Figura 37. Grafica lectura de flujo para caudal de 16.66 mL/s.....	63
Figura 38. Grafica lectura de flujo para caudal de 16.66 mL/s.....	63
Figura 39. Micrografías de membranas de ultrafiltración obtenidas usando electrones secundarios en MEB.....	64
Figura 40. Espectro obtenido por FT-IR	65
Figura 41. Bandas de absorción para metileno (Larkin, 2011)	66
Figura 42. Grado de sustitución para compuestos aromáticos (Socrates, 2001)	66
Figura 43. Estructura de una molécula de tereftalato de polietileno (PET).....	67
Figura 44. Gráfica de análisis a membrana por calorimetría de barrido (DSC)	68
Figura 45. Termograma (DSC) para una muestra de PET semicristalino.....	69
Figura 46. Plano para maquinado de sujetador de membrana.....	80
Figura 47. Plano para maquinado de soporte de placa.....	81
Figura 48. Plano para maquinado de placa base para el reactor.....	82
Figura 49. Plano para maquinado de cilindro del reactor.....	83
Figura 50. Fotografía del reactor durante prueba de permeado utilizando agua de red de distribución doméstica	84
Figura 51. Primeras líneas de código del programa de lectura del sensor de flujo.....	87
Figura 52. Continuación del código correspondiente al programa de lectura del sensor de flujo.	88

Índice de tablas

Tabla 1. Características de afluente y efluente, planta AGS ubicada en Garmerwolde, Países Bajos, periodo marzo-diciembre 2014	33
Tabla 2. <i>Tipo y material de membrana usados en reactores biológicos</i>	35
Tabla 3. Lista de reactivos y cantidades para preparar 50 L de agua residual sintética... ..	55
Tabla 4. Tiempos de operación por fase para cada ciclo	60
Tabla 5. Valores de DQO para lotes de 2L de agua residual sintética.....	70
Tabla 6. Características de afluente y efluente, reactor prototipo.....	71
Tabla 7. Valores de conductividad eléctrica para afluente y efluente, reactor prototipo	72
Tabla 8. Comparativo porcentajes de remoción de DQO y SST en diversos tipos de reactores biológicos	73
Tabla 9. <i>Caudal y velocidad de subida en afluente para pruebas de permeado</i>	85

Índice

Agradecimientos	2
Tabla de acrónimos	3
Índice de figuras	4
Índice de tablas	6
Índice	7
Resumen.....	9
Introducción	11
<i>1. Antecedentes</i>	15
1.1 Demanda global de agua dulce	15
1.2 Situación del agua en México.....	16
1.3 Planta tratadora de aguas residuales.....	18
1.4 Configuraciones para el proceso de lodos activados	20
1.4.1 Flujo pistón.....	20
1.4.2 Mezcla completa	21
1.4.3 Aireación escalonada	21
1.4.4 Estabilización por contacto	21
1.4.5 Aireación extendida	21
1.4.6 Reactor secuenciado batch (SBR).....	22
1.5 Sedimentación.....	22
1.6 Granulación Aerobia.....	24
1.7 Reactor de Granulación Aerobia tipo Nereda.....	29
1.8 Filtración por Membranas.....	33
1.8.1 Tipos de membranas para biorreactores	35
1.8.2 Reactores biológicos con membranas.....	36
1.8.3 Configuración de los RBM	36
1.8.4 Ventajas y desventajas de los RBM.....	37
<i>2. Justificación</i>	39
<i>3. Hipótesis</i>	40
<i>4. Objetivos</i>	40
4.1 Objetivo General	40
4.2 Objetivos específicos.....	40

5. Metodología	41
5.1 Diseño del Biorreactor Nereda con membrana de microfiltración.....	42
5.2 Construcción del Reactor	43
5.2.1 Conexiones hidráulicas.....	44
5.2.2 Maquinado	44
5.2.3 Ensamble	45
5.3 Sensores y Módulos	47
5.3.1 Calibración.....	47
5.3.2 Programación	50
5.4 Caracterización de Membrana	51
5.4.1 Tamaño de poro	51
5.4.2 Temperatura de transición vítrea	52
5.4.2 Análisis de Espectrometría de Infrarrojo	53
5.5 Caracterización de Agua.....	54
5.5.1 Preparación del Agua Residual Sintética	54
5.5.2 Determinación de Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	56
5.5.3 Determinación de Sólidos Suspendidos Totales (SST)	57
5.5.4 Determinación de conductividad eléctrica	58
5.6 Operación del Reactor y Experimentación.....	58
6. Resultados y discusión	61
6.1 Comportamiento flujos de operación	61
6.2 Microscopía electrónica de barrido (MEB) para la membrana de microfiltración (MF).....	64
6.3 Análisis FT-IR para la membrana de microfiltración (MF).....	64
6.4 Análisis térmico de Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC) para la membrana de microfiltración (MF)	67
6.5 Operación de biorreactor: Remoción de DQO y SST.....	69
6.7 Eficiencia operacional	73
7. Conclusiones	75
8. Trabajo a futuro	76
Referencias.....	77
8. Anexos	80
8.1 Pruebas de Fuga y Permeado.....	84
8.2 Código empleado en programación de sensores.....	87

Resumen

El tratamiento de aguas residuales municipales es una práctica ampliamente extendida para la reutilización y posterior reincorporación de aguas contaminadas a las redes de distribución del vital líquido en una ciudad, ya sean redes industriales, agrícolas o domésticas. La Ciudad de Chihuahua, capital del estado del mismo nombre, no es la excepción al contar con dos plantas tratadoras de aguas residuales (PTAR) para satisfacer la demanda de salubridad que requiere su población. Dichas plantas tienen un proceso de lodos activados aerobios, por lo cual son consideradas plantas convencionales.

Una de las desventajas que presentan dichos sistemas convencionales, es la separación del lodo floculante, la cual se da mediante un proceso lento de sedimentación. Gracias al desarrollo de los gránulos aerobios, en 2005 en los Países Bajos, se puso en marcha la primera planta de tratamiento de aguas residuales Nereda. Dicha tecnología consiste en aprovechar la geometría de los gránulos, que permite una rápida sedimentación de estos, para formar una capa de lodos al fondo del tanque de alimentación. Esta capa funciona como una barrera física y es la clave para el funcionamiento de la tecnología Nereda, puesto que la misma funge como un separador dentro del mismo tanque. Con la capa de lodo presente, por la parte inferior del tanque se puede alimentar agua residual sin que ésta entre en contacto con el agua ya tratada ubicada por encima del lodo. Así se obtiene una ventaja por parte de la tecnología Nereda por sobre la granulación aerobia tradicional, puesto que el llenado y vaciado del tanque se puede realizar de manera simultánea.

Para el presente trabajo de investigación se diseñó, construyó y puso en marcha un reactor biológico escala laboratorio para tratamiento de aguas residuales, basándose en la configuración Nereda, capaz de operar en ciclos de 3.5 h. Al final de cada ciclo ocurría un proceso simultáneo de carga de agua residual, y

descarga de agua ya tratada. Adicionalmente el reactor contó con una membrana de microfiltración, como barrera semi permeable de separación, siendo necesaria la aplicación de una presión de operación de 25 psi para obtener el permeado. El suministro de afluente y la presión de operación necesaria se llevó a cabo mediante una bomba de diafragma que operó a una presión máxima de 60 psi. El reactor contó también con un sistema de sensores que ayudaron a verificar las velocidades de flujo de alimentación. Este reactor se encargó de tratar agua residual sintética, preparada en el laboratorio de residuos de CIMAV. Para el proceso biológico se usaron lodos activados tomados a partir de un inóculo proveniente de la planta tratadora de aguas residuales Norte de la Ciudad de Chihuahua.

El reactor operó en 3 diferentes velocidades de flujo, baja, media y alta con valores de 4 m/h, 5 m/h y 6 m/h respectivamente. El agua residual sintética empleada tuvo un valor promedio de DQO de 625.4 mg/L así como un valor promedio de SST de 140 mg/L. En un primer modo de operación, funcionando en lo que se considera velocidad baja de alimentación de afluente con un caudal de 18.24 mL/s, los resultados obtenidos en el efluente para DQO y SST fueron 91 y 21.08 mg/L respectivamente. Para el modo de operación a velocidad media con caudal de 22.64 mL/s la DQO en el efluente tuvo un valor promedio de 107 mg/L y valor promedio de SST de 30.28 mg/L. Finalmente para la velocidad alta, con caudal de 27.20 mL/s, los valores promedio en el efluente para DQO y SST fueron de 126 y 35.62 mg/L. Los límites máximos permisibles para DQO y SST que marca la NOM-001-SEMARNAT-2021 para vertido en ríos, arroyos, canales y drenes son 150 mg/L y 60 mg/L, respectivamente como promedio mensual. De acuerdo a esto el reactor biológico tipo Nereda con membrana de microfiltración empleado en el presente trabajo sí cumplió con indicado en la Norma Oficial Mexicana para las 3 velocidades de flujo. Para la velocidad media se midió la conductividad eléctrica tanto en afluente como en el efluente. En el afluente se obtuvo una conductividad eléctrica promedio de 966 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con una desviación estándar de $\pm 103.92 \mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que en el efluente las lecturas mostraron un valor promedio fue 625.4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con una desviación estándar de $\pm 2.65 \mu\text{S}/\text{cm}$.

Introducción

En años recientes la expansión de la mancha urbana en México se ha suscitado a un ritmo sin precedentes, por lo que la planeación inicial de la mayoría de las ciudades se ha visto rebasada por la demanda de servicios básicos que se requieren para una vida digna y salubre de sus habitantes. Esto afecta también a la iniciativa privada, la cual debido al crecimiento industrial y agrícola del país demanda recursos en gran cantidad para su operación y sostenimiento.

Uno de los grandes problemas que enfrentan en la actualidad las poblaciones urbanas debido a dicha expansión es la disponibilidad de agua. Por eso se hace necesario el ahorro y mejor distribución del agua, así como la reutilización del agua tratada, la cual puede ser usada en la agricultura e industria, como también reincorporada a los diversos mantos acuíferos para que el ciclo del agua continúe de manera adecuada.

En la Ciudad de Chihuahua cada vez es más frecuente la escasez de agua, por lo que se requiere la perforación de pozos más profundos o en su defecto traerla de lugares cada vez más lejanos, volviendo dichas prácticas insostenibles. El tratamiento de aguas residuales se posiciona como la solución más viable que garantice un funcionamiento adecuado y sostenible en un muy largo plazo. Actualmente, la ciudad cuenta con plantas tratadoras de aguas residuales convencionales, las cuales remueven la mayor cantidad de sólidos suspendidos y de DQO, conforme a las exigencias de la normatividad mexicana.

Una de las tecnologías que se emplea con éxito en este rubro son los Reactores Biológicos con Membrana (MBR), los cuales combinan el proceso biológico con una unidad de membranas. Dichos sistemas se han vuelto populares recientemente, especialmente en su configuración de membrana sumergida, por ser compactos y proporcionar un ahorro de energía al requerir de menos equipo para su operación, así como por el uso de membranas de baja presión de operación, ya sea de microfiltración o ultrafiltración (Yoon, 2016). Dicha simplicidad resulta atractiva puesto que el efluente que se otorga sigue siendo de alta calidad y acorde

a normas oficiales, como la norma mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, con parámetros como SST a un límite de 100 mg/L.

Ante dicha tendencia a ahorrar espacio y energía, el gobierno de los Países Bajos en conjunto con la iniciativa privada desarrolló la tecnología Nereda (Royal HaskoningDHV, 2021). Dicha tecnología se enfoca en reducir el espacio necesario para la operación de una planta tratadora de aguas residuales, al aprovechar la capacidad de una rápida sedimentación de lodos gracias a la granulación aerobia, lo cual se traduce en tanques con mayores dimensiones verticales que horizontales, por lo que se reduce significativamente el área superficial de una instalación en un predio designado para una planta tratadora de aguas residuales.

A su vez es pertinente mencionar que la tecnología Nereda aprovecha la cama de lodos, que se sedimenta dentro del reactor biológico, como una barrera física que permita mantener una interacción mínima o nula entre líquidos por debajo y por arriba de la misma (Kreuk M. K., 2006). Tal cualidad se emplea para al mismo tiempo alimentar el tanque del reactor biológico por la parte inferior con agua residual, y descargar por la parte superior agua limpia. Esta acción conlleva una reducción de tiempo de ciclo, ya que dos acciones que normalmente se realizan de manera independiente, alimentación y descarga, se encuentran ocurriendo de manera simultánea (Kreuk M. K., 2006). A menor tiempo de ciclo, mayor la cantidad de agua que será posible tratar sin necesidad de aumentar la capacidad volumétrica de la planta. La Figura 1 muestra un comparativo entre un ciclo convencional de granulación aerobia y un ciclo Nereda, donde se resalta la fase de alimentación ocurriendo de manera simultánea a la de drenado.

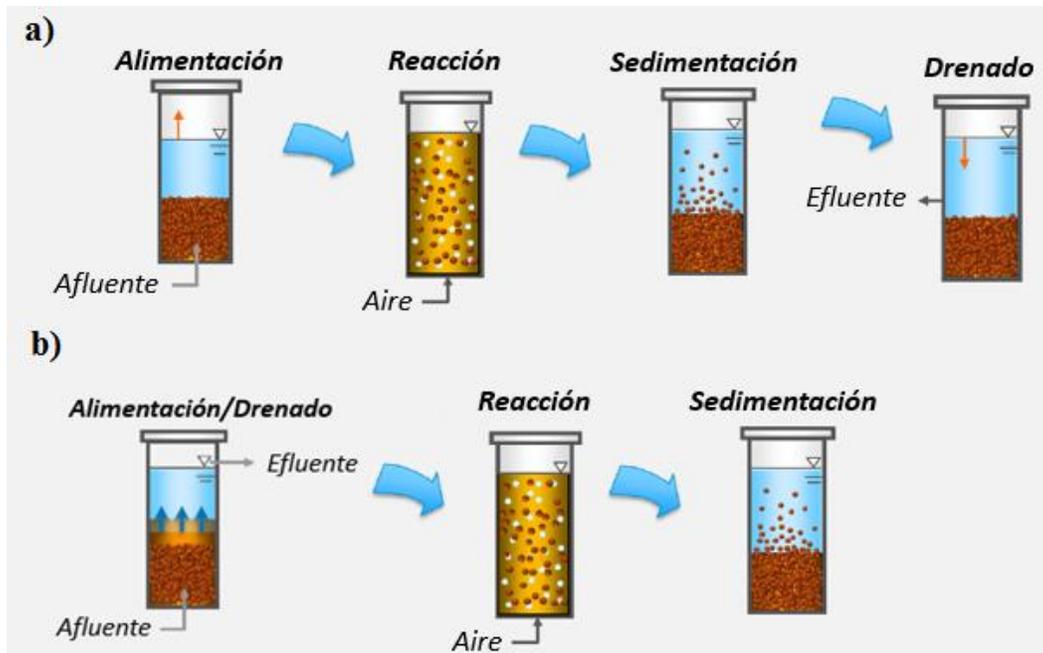


Figura 1. Reducción de tiempo de ciclo debido a procesos simultáneos a) Ciclo convencional de granulación aerobia, b) Ciclo con alimentación y drenado simultáneos para granulación aerobia

Un factor importante dentro de la implementación adecuada de la tecnología Nereda, es la preservación de la cama de lodos como una barrera estable (Pronk, 2015). Esto se logra gracias a una alimentación de agua residual hacia el reactor con un flujo tipo pistón de características laminares. Un caudal de afluente a bajas velocidades permite mantener estas condiciones. Hay que recalcar que dicha cama de lodos es formada por un proceso químico y biológico, para después actuar bajo propiedades físicas, optando así por cumplir una dualidad que acapara un proceso previamente establecido en su etapa final dejar un residuo (la formación de los lodos en un reactor convencional) para usarlos como una barrera que permita operar dos diferentes condiciones dentro de un mismo reactor (Pronk, 2015). La Figura 2 muestra la ubicación de la cama de lodos por debajo de una membrana de microfiltración, actuando como un doble filtro.

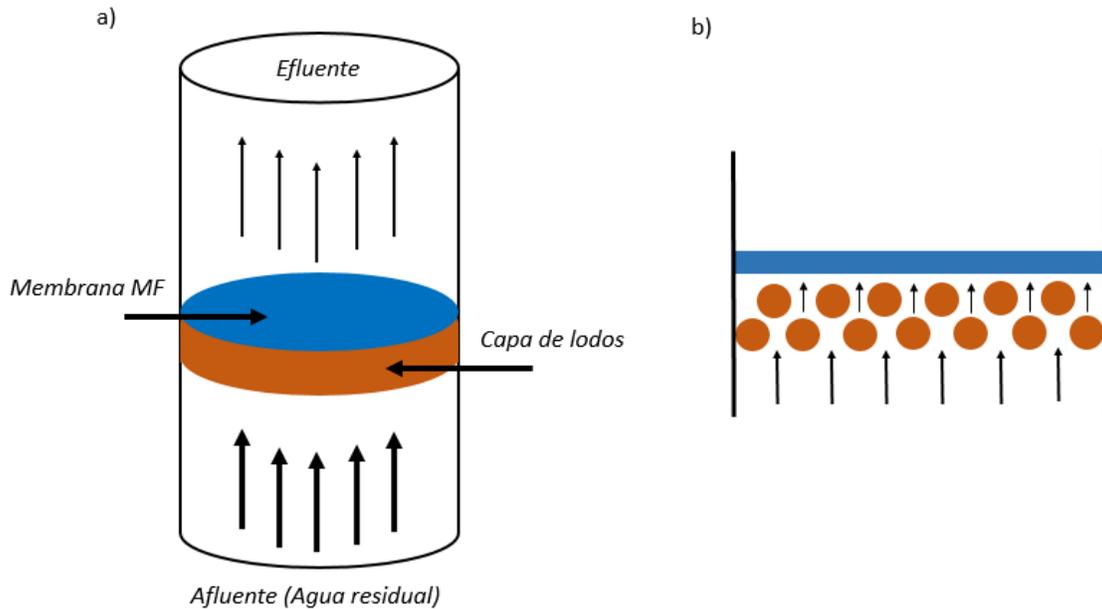


Figura 2. Diagrama de configuración de reactor a) Reactor con membrana de microfiltración y capa de lodos en parte inferior b) Sección transversal que muestra como la cama de lodos obstruye el flujo antes de llegar a la membrana

En la presente tesis se busca diseñar un reactor biológico tipo Nereda, escala laboratorio, que implemente el uso de membranas de baja presión como soporte auxiliar a la cama de lodos, para mejorar la capacidad de dicha barrera física y así poder aumentar la velocidad de alimentación del reactor biológico, obteniendo por ende una reducción de tiempo de ciclo e incrementando la cantidad de agua a ser tratada.

1. Antecedentes

1.1 Demanda global de agua dulce

La falta de acceso a agua dulce limpia y segura representa uno de los principales problemas que crea preocupación tanto en los países industrializados como en los que se encuentra en vías de desarrollo. Será necesario satisfacer las necesidades mundiales de consumo de una manera sustentable que conserve y haga rendir este recurso compartido. Casi una cuarta parte de la población mundial (1,600 millones, ~23%) sufre de escasez de agua (Nations, 2005-2013). La UNESCO reporta que para 2030, casi la mitad de la población enfrentará condiciones de alto estrés hídrico (Figura 3) (WWAP, 2006). Además, el agua no está distribuida uniformemente en el planeta y algunas regiones están más afectadas por la escasez que otras.

El agua dulce representa menos del 3% de los recursos hídricos mundiales, y el 97% restante está constituido por agua salada. Además, alrededor del 70% del agua dulce no está disponible para su uso, ya que está contenida en los glaciares y la nieve permanente (WWAP, 2006).

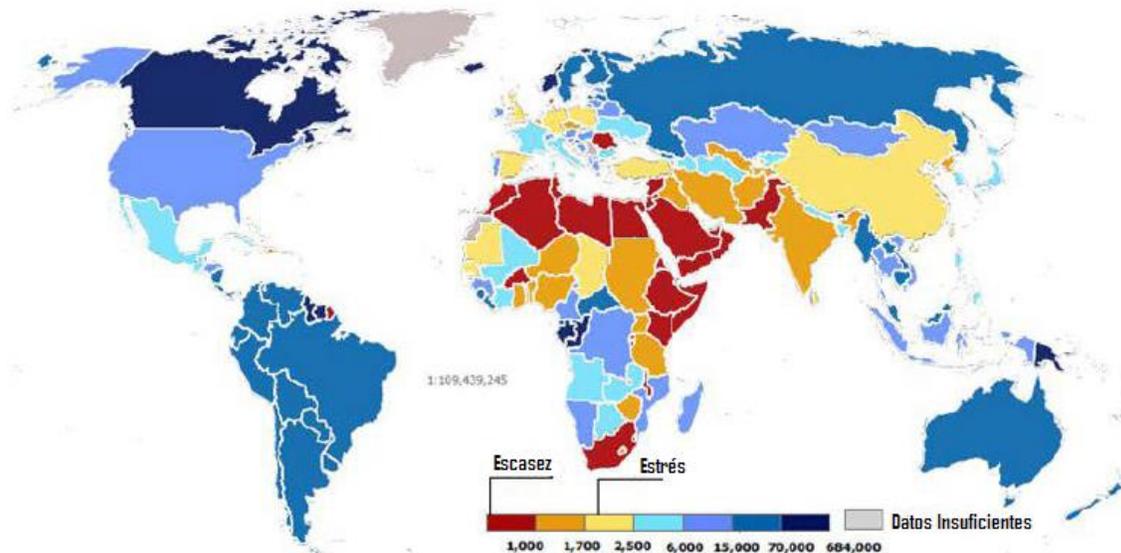


Figura 3. Predicción de escasez de agua para 2025, mostrando las regiones con condiciones de alto estrés hídrico. (Summary of the World Water Crisis and USG Investments in the Water Sector, USAID 2010).

Ante esta situación, la Asamblea General de las Naciones Unidas, órgano principal de la Organización de las Naciones Unidas (ONU), decretó dentro de sus objetivos de desarrollo sostenible, en el apartado número seis, “garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos”. Este objetivo, establecido en 2015, tiene metas a ser alcanzadas para el año 2030.

1.2 Situación del agua en México

México es un país con abundancia de recursos naturales siendo el agua, históricamente, uno de los más bastos a lo largo de su territorio. Sin embargo, las malas prácticas de su uso a lo largo de décadas han hecho que el valioso recurso decaiga en disponibilidad, independientemente de las características del bioma presente. Debido a su amplia extensión, distribución de la población, así como su diversa cantidad de biomas, el territorio mexicano se encuentra dividido en trece regiones hidrológicas

El Estado de Chihuahua, en su mayoría, pertenece a la región hidrológica administrativa (RHA) VI (Figura 4). La ciudad capital, Chihuahua, se ubica dentro de dicha zona, la cual presenta un muy alto grado de presión hídrica; el cuarto más alto de las trece regiones anteriormente mencionadas.

Si se contempla que la ciudad se erige en una zona desértica, bioma conocido por su ya natural escasez de líquido al ser el más seco de todos, sumado a las malas prácticas de uso de agua arrastradas con los años, así como el incipiente y exponencial crecimiento urbano, agrícola e industrial, no es de sorprender que se está alcanzando un punto crítico e insostenible en cuestiones hídricas.

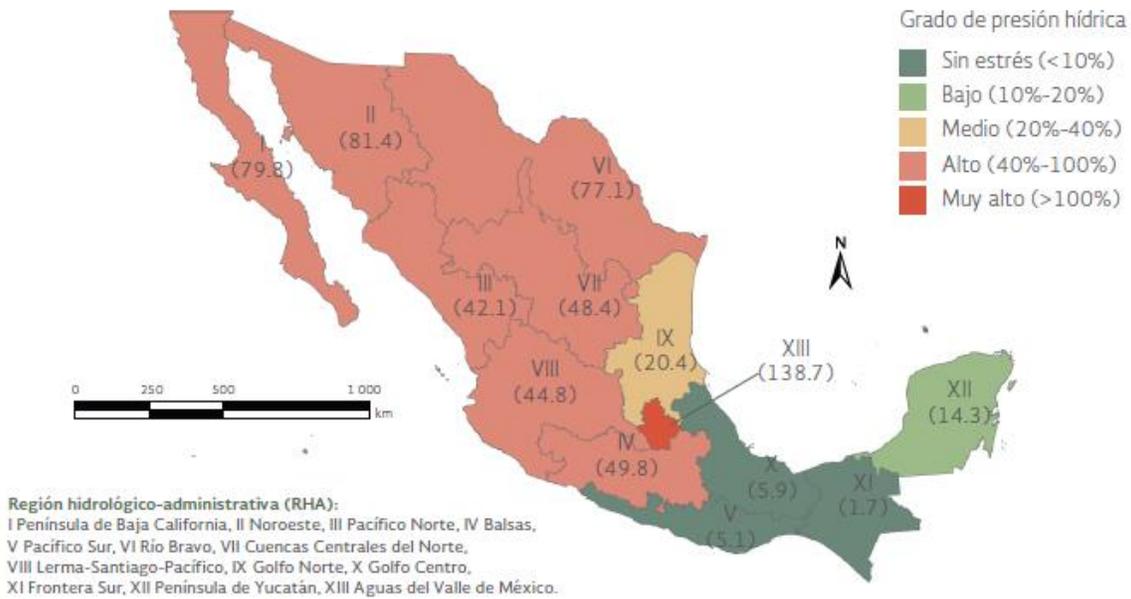


Figura 4. Grado de presión sobre los recursos hídricos por región hidrológico-administrativa.

En México, la CONAGUA clasifica a los consumidores de agua en tres sectores: agrícola, abastecimiento público e industrial. Acorde al total de metros cúbicos concesionados para 2015, se concesionaron 86 km³ para usos consuntivos, de los cuales el 76.3% fue para el sector agrícola, 14.6% para el sector público y el restante 9.1% para la industria autoabastecida, tomando en cuenta una parte para la generación hidroeléctrica (CONAGUA, 2018). Durante el periodo 2001 a 2015, el sector que más aumentó su demanda de concesión fue el de abastecimiento público, que se incrementó 30.7%. En el Estado de Chihuahua, se concesionaron 7.28 km³ para los tres sectores, de los cuales el 6.7% fue para uso de abastecimiento público.

En este sentido, es clara la importancia del agua como recurso en diversos sectores que mueven al país y sus habitantes. Para poder minimizar el impacto negativo del gasto por uso del recurso hídrico, se busca reutilizar la misma, por lo que se estableció una estrategia de tratamiento de aguas residuales para reincorporar el líquido tanto a la industria, la red de suministro público y los cuerpos de agua naturales según sea requerido. Plantas tratadoras de aguas residuales se

establecieron a lo largo del territorio mexicano en las últimas décadas, sin embargo, sólo cerca del 57% de las aguas municipales generadas en el país son tratadas correctamente.

1.3 Planta tratadora de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales es un proceso que se utiliza para remover contaminantes del agua afectada por uso humano y convertirla en un efluente de características adecuadas para su retorno al ciclo del agua. Dicho tratamiento es parte del saneamiento ambiental básico, el cual busca otorgar una calidad de vida decente en términos de salud pública a una comunidad. En la Tabla 1 se muestran valores de parámetros de calidad de aguas residuales para los Estados Unidos de América, India, Ciudad de México y la ciudad de Chihuahua.

Tabla 1. Valores de DQO y SST en aguas residuales domésticas no tratadas para diferentes partes del mundo

Ubicación	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Referencia
Estados Unidos de América	430	210	Tchobanoglous et al, 2003
Ciudad de México	496	153	Jiménez et al, 2014
Chihuahua, México	492	210	Robles Lara et al, 2021
Uttarakhand, India	220	224	Mohini Singh et al, 2014

La Figura 5 muestra un diagrama de configuración típica para una planta tratadora de aguas residuales (PTAR) que usa lodos activados.

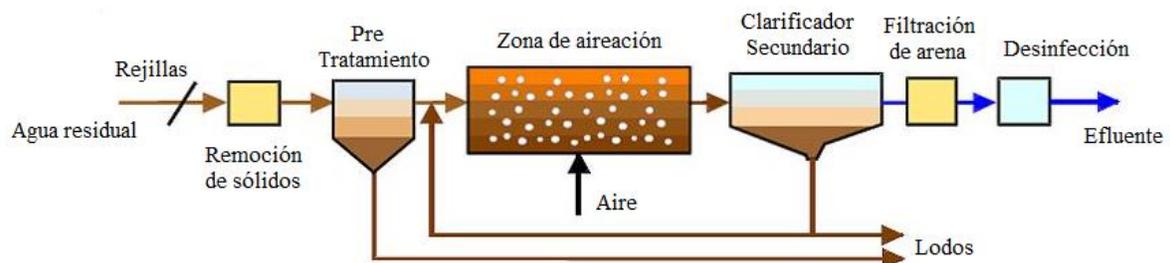


Figura 5. Diagrama de una PTAR convencional de lodos activados.

El tratamiento se lleva a cabo con una serie de fenómenos físicos, químicos y biológicos. En primera instancia, las aguas residuales se hacen pasar a través de una serie de rejillas para impedir el paso de objetos grandes, en el orden de centímetros y dimensiones mayores. Posteriormente se procede a un pretratamiento o clarificador primario donde se remueven partículas de menor tamaño, reduciendo el nivel de los sólidos suspendidos totales (SST) (Higgins, 2015).

Es a continuación donde entra en acción la parte biológica de la operación de una PTAR, la cual ocurre comúnmente en la zona de aireación (Figura 5). El proceso biológico más usado en el tratamiento de aguas residuales es el llamado bajo el nombre de lodos activados, el cual también es conocido como tratamiento secundario (Higgins, 2015). Los lodos activados son un tratamiento biológico en donde la materia orgánica es degradada por microorganismos aerobios al estar ambos en contacto bajo condiciones óptimas de aireación

Un proceso de lodos activados se lleva a cabo dentro de un reactor llamado tanque de aireación, donde los microorganismos se encuentran en suspensión y en constante interacción con O_2 , el cual se suministra como parte del aire común (Piotrowski, 2020). Con el tiempo se han desarrollado variaciones del proceso de lodos activados para mejorar la eficiencia en la remoción de materia orgánica y realizar eliminación parcial de nutrientes (Higgins, 2015). Algunas de estas modificaciones emplean reactores que diversifican las condiciones de trabajo, siendo ya estas aerobias, anóxicas o anaerobias (Onodera, 2021).

Finalmente, la materia suspendida restante se sedimenta en un tanque final también conocido como sedimentador secundario, dejando el efluente listo para un proceso de desinfección, ya sea por efecto de añadir gas cloro o exposición a UV (EL Shahawy, 2018), otorgando un líquido dentro de los límites permisibles de descarga según la Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997.

1.4 Configuraciones para el proceso de lodos activados

Existen varias configuraciones para ejecutar el proceso de lodos activados, utilizadas ya sea en una PTAR, planta piloto o dentro de un laboratorio, gracias a la escalabilidad de las dimensiones de los reactores; dichas configuraciones son descritas a continuación (Tchobanoglous, 2014).

1.4.1 Flujo pistón

En este sistema convencional de lodos activados, el tanque de aireación es largo y estrecho en una, teniendo una forma rectangular de manera horizontal, dentro del cual el agua residual entra por un lado y sale por el lado opuesto. En esta configuración es usual tener un reactor rectangular largo y estrecho (Tchobanoglous, 2014). La figura 6 muestra un diagrama de flujo de una configuración que comúnmente emplea flujo pistón.

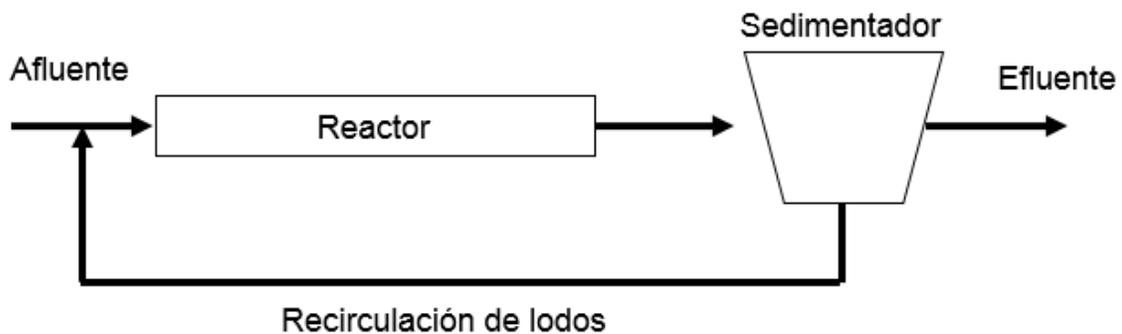


Figura 6. Sistema de flujo pistón.

Uno de los problemas que se suscita con los sistemas flujo pistón es la alta concentración de contaminantes a la entrada del tanque de aireación. Debido a esto altas tasas de oxidación de contaminantes pueden ocasionar un agotamiento crítico

del oxígeno disuelto. Este último es dañino ya que se puede presentar fermentación en algunos contaminantes (Rittmann, 2001).

1.4.2 Mezcla completa

Este proceso de tratamiento de lodos activados fue desarrollado en la década de los 50's; en el mismo se asume que la mezcla completa ocurre de manera instantánea y uniforme a través del reactor. Para esta configuración la alimentación (afluente) y el lodo de recirculación se combina para introducirse en el tanque de aireación (Rittmann, 2001).

Una de las grandes ventajas que se ofrecen utilizando mezcla completa es que el proceso se vuelve muy resistente a las variaciones en la carga orgánica.

1.4.3 Aireación escalonada

La aireación por pasos o escalonada es una modificación del proceso de flujo pistón convencional en el cual el agua residual es introducida por varios puntos en el tanque de aireación para igualar la relación alimento/microorganismo. Generalmente se utilizan tres o más canales de forma paralela (Tchobanoglous, 2014).

1.4.4 Estabilización por contacto

El proceso de estabilización por contacto consiste en mezclar el agua residual con lodos activados de la recirculación en una zona de contacto por un periodo corto, que va de 15 a 60 min (Tchobanoglous, 2014).

1.4.5 Aireación extendida

Similar al proceso de flujo de pistón, con la excepción que opera en la fase de respiración endógena de la curva de crecimiento, para lo cual requiere de bajas cargas orgánicas y de tiempos de aireación prolongados. A esto se añaden TRC de 20 a 30 días y TRH de 24 h (Tchobanoglous, 2014).

1.4.6 Reactor secuenciado batch (SBR)

Este sistema es un tipo de reactor de llenado y vaciado que involucra un reactor de mezcla completa, en el cual ocurre el proceso de lodos activados. Su funcionamiento se basa de un número determinado de ciclos por día. Un ciclo estándar consiste en 4 etapas, las cuales son llenado del tanque o reactor, aireación, sedimentación y retiro de efluente o sobrenadante. Usualmente dichos ciclos tienen una duración de 4 h (Rittmann, 2001).

1.5 Sedimentación

La sedimentación es un proceso donde existe una tendencia de las partículas en suspensión contenidas en un fluido a asentarse o caer al fondo del recipiente que las contiene en conjunción con dicho fluido, donde el fondo de este actúa como una barrera física donde las partículas se depositan y forman una capa de partículas que aumenta su grosor con el paso del tiempo. La sedimentación se suscita debido al movimiento de las partículas a través del fluido y como respuesta a las fuerzas que interactúan con ellas, tales como gravedad o aceleración centrífuga (Amini, 2018).

En el caso del tratamiento de aguas residuales por lodos activados convencionales, se tiene agua fluyendo a un caudal constante a lo largo de un tanque para que, mediante gravedad, las partículas discretas sedimenten antes del final del contenedor y no puedan avanzar al siguiente proceso dentro del tratamiento general. Dicho fenómeno de sedimentación puede ser analizado mediante las leyes de Newton y Stokes. La ecuación de Newton (Davidson, 2015) se puede expresar como:

$$U_{p(t)} = \sqrt{\frac{4g}{3C_d}(sg_p - 1)d_p}$$

$U_{p(t)}$ es la velocidad terminal de partícula; d_p es el diámetro de partícula; sg_p es la gravedad específica; g es la gravedad y C_d es el coeficiente de arrastre. Por su parte, la ecuación de Stokes (Davidson, 2015) se puede representar de la siguiente manera:

$$U_p = \frac{g(sg_p - 1)d_p^2}{18\nu}$$

U_p es la velocidad de partícula; d_p es el diámetro de partícula; sg_p es la gravedad específica; g es la gravedad y ν es la viscosidad cinemática.

La velocidad con la que se desplaza un fluido, o el caudal con el que éste es suministrado a un tanque, determina el tipo de flujo observado en relación con el movimiento de las moléculas del mismo. Si el flujo es ordenado y lento, se dice que se tiene una región laminar, por el contrario, cuando el flujo es violento y desordenado se habla de una región turbulenta (Prabu, 2021). El tipo de región ya sea turbulenta o laminar influye en la capacidad de sedimentación de las partículas flotantes. Para indicar los niveles de flujo laminar o turbulento se utiliza un coeficiente conocido como número de Reynolds (Prabu, 2021).

El número de Reynolds ayuda a predecir los patrones de flujo en las diferentes situaciones que se pueda encontrar un fluido. Es dado por la relación entre las fuerzas de inercia y las fuerzas de viscosidad dentro de un fluido, el cual está sujeto a un movimiento interno relativo debido a las diferentes velocidades de flujo presentes en el mismo. Está definido por la siguiente ecuación (Spurk, 2020):

$$Re = \frac{uL}{\nu} = \frac{\rho uL}{\mu}$$

ρ es la densidad del fluido; u es la velocidad del fluido; L se refiere a la dimensión lineal característica; μ es la viscosidad dinámica del fluido y ν es la viscosidad cinemática del fluido.

Según el valor del Número de Reynolds (Re) para un determinado fluido, se puede determinar lo siguiente respecto a su comportamiento:

- Región Laminar ($Re < 1$)
- De Transición ($1 < Re < 2000$)
- Turbulenta ($Re > 2000$)

En la región laminar, la viscosidad es la fuerza dominante a considerar para el proceso de sedimentación, mientras que en la región turbulenta las fuerzas de inercia, así como el coeficiente de arrastre se vuelven los factores determinantes para establecer el modelo de sedimentación (Prabu, 2021).

1.6 Granulación Aerobia

El punto clave de la granulación aerobia recae en la morfología que adoptan las estructuras de biomasa que se van aglutinando, las cuales poseen las características de ser densas y compactas, carentes de filamentos, lo que permitirá que puedan sedimentar a mayor velocidad en comparación con los flóculos formados en un sistema de lodos activados convencional (Dezotti, 2018).

Cuando el lodo floculante genera demasiados filamentos, la estructura se afloja y separa, impidiendo que el lodo se asiente. Dicho lodo es conocido como *bulking sludge* (Jenkins, 2004). La granulación aerobia busca crear estructuras homogéneas, con cero filamentos y una superficie suave para que por efecto de la gravedad la sedimentación tenga un desplazamiento mayor en su componente

vertical con respecto a su componente horizontal en función del tiempo. La Figura 7 muestra una comparativa entre estructuras.



Figura 7. Izquierda: lodo floculante, Derecha: lodo granular aerobio (De Kreuk et al. 2004).

Se ha demostrado que la formación de filamentos en lodos es una problemática, a la cual se le puede abordar desde dos perspectivas, microbiológica y de ingeniería. Es posible crear estructuras sin filamentos aun cuando las bacterias que lo formen sean de esa índole, esto sugiere que el tipo de microorganismo seleccionado para crear lodos no debe de ser el foco principal si no las condiciones en que éste se desarrollará.

Siguiendo el acercamiento microbiológico, se encontró que el factor determinante para prevenir la formación de filamentos es la concentración de sustrato utilizado (Bassin, 2017). Una baja concentración de este dentro de un reactor conlleva a que su difusión se vea limitada, esto significa que los microorganismos que crecen en el borde de la estructura consumen todo el sustrato y crecen, mientras los que se encuentran más adentro no obtienen

suficiente alimento, produciéndose un crecimiento más rápido en el exterior, el cual termina generando el rompimiento de las biopelículas o estructuras de flóculos (Bassin, 2017). Morfologías causadas por diferentes cantidades de sustrato pueden observarse en la Figura 8.

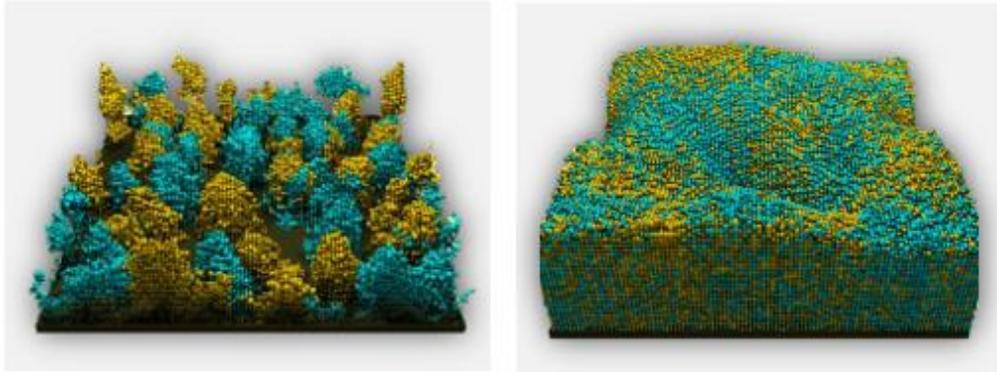


Figura 8. Morfologías causadas por cantidad de sustrato. Izquierda: baja concentración, biopelícula irregular, Derecha: alta concentración, biopelícula regular (De Kreuk et al. 2004).

Por lo tanto, la condición deseada es una alta concentración de sustrato que garantice una adecuada difusión de este dentro de la estructura. De esta manera el crecimiento está limitado por la tasa de crecimiento y no por la cantidad de sustrato vertido, generando estructuras más compactas. Para asegurarse de este comportamiento, se seleccionan microorganismos de crecimiento lento. Un fenómeno de la naturaleza que muestra la diferencia entre una estructura abierta o separada y una compacta, sería la cristalización del agua cuando ésta es sometida a bajas temperaturas. La nieve está formada por pequeños cristales de hielo, los cuales tienen una forma específica y al unirse forman una estructura abierta; por su parte, el granizo se forma capa a capa en una estructura densa y compacta. El primero cae lentamente por acción de la gravedad dentro del medio en el que se desenvuelve; en este caso, la atmósfera del planeta y sus corrientes de aire que pueden arrastrarlo grandes distancias de manera horizontal debido a la distribución de peso que le otorga su configuración, mientras el último cae de una manera

mucho más rápida y vertical en el mismo medio (Dieling, 2021). En la Figura 9 se observa un ejemplo.



Figura 9. Ejemplos de estructuras abiertas y compactas en la naturaleza. Izquierda: nieve, cae lentamente, Derecha: granizo, cae a mayor velocidad.

Ya que se conoce que se debe implementar una alta concentración de sustrato para mejorar la difusión, otro factor a considerar es el oxígeno (Pronk, 2015). Se tienen que evitar los gradientes de oxígeno para conservar el crecimiento lento, pero esto es difícil debido a la baja solubilidad de este gas. Una manera de evitar los filamentos generados sería aplicando esfuerzo cortante para físicamente volver a los gránulos más suaves, pero esto implicaría un gasto energético, lo cual se debe evitar puesto que la granulación aerobia surge como una alternativa de menor gasto energético, en comparación a los lodos activados (Dezotti, 2018). La mejor solución posible ante dicho dilema es crear una fase anaerobia durante la alimentación del reactor con el afluente a tratar.

La fase anaerobia fue inspirada en el comportamiento que tienen las bacterias que pueden formar y almacenar macromoléculas (polisacáridos, proteínas, lípidos), precisamente aquellas denominadas organismos acumuladores de fosfatos (PAOs por sus siglas en inglés) y organismos acumuladores de glucógeno (GAOs por sus siglas en inglés). Estos organismos pueden absorber

anaerómicamente el sustrato fácilmente biodegradable y guardarlos en sus células (Pronk, 2015).

Las GAOs y PAOs pueden crecer sometiéndose a un periodo de abundancia seguido de un periodo de escasez (Kreuk M. K., 2004). Durante la primera fase estos microorganismos convierten el DBO en macromoléculas que serán guardadas. Cuando todo el DBO fácilmente biodegradable se termina, comienza la fase de escasez, durante la cual, los PAOs pueden crecer gracias a las macromoléculas acumuladas dentro de sus células.

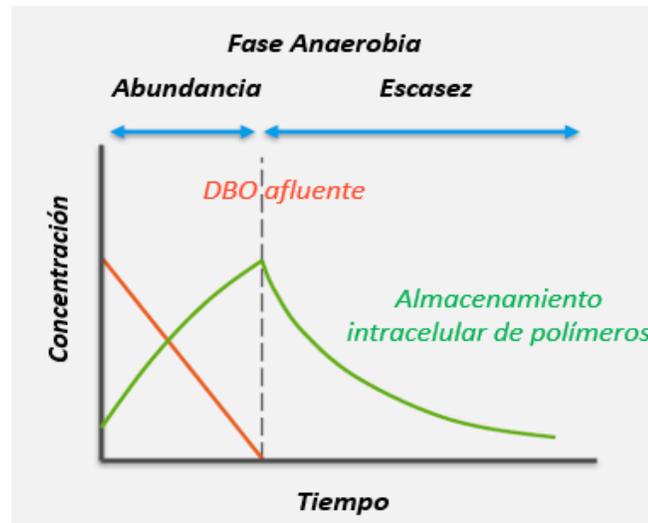


Figura 10. Comportamiento del DBO y almacenamiento de macromoléculas durante las fases anaerobias de abundancia y escasez de sustrato.

Al introducir la fase anaerobia, durante la alimentación del afluente al reactor, las bacterias que crecen rápidamente no tienen oportunidad de consumir sustrato en la fase de abundancia. La Figura 10 muestra, en relación al tiempo, cuándo ocurre cada una de estas dos fases de abundancia y escasez. El DBO se puede difuminar dentro de los gránulos y ser tomado por los PAOs y GAOs. Una vez que el proceso de aireación inicie no habrá DBO disponible para que otras bacterias crezcan (Kreuk M. K., 2004). Como es deseado, el crecimiento de los PAOs y GAOs,

debido a las macromoléculas guardadas es lento, asegurando así estructuras densas, suaves y compactas, cuyo diámetro debe de ser mayor a 0.2 mm.

La granulación aerobia toma elementos de los lodos activados, sin embargo, la principal diferencia entre los floculantes que se forman radica en la distribución de las bacterias en ellos mismos (Kreuk M. K., 2006). En un lodo activado, una misma bacteria puede encontrarse en una región interna como también puede encontrarse al medio o concentrarse en una región externa de la estructura de agregados. Por su parte los gránulos poseen una estructura estable y no coagulan. Esto permite saber qué tipo de bacterias se encontrarán a qué profundidad dentro del gránulo. Un modelo de la distribución de organismos es mostrado en la Figura 11 (Kreuk M. K., 2004). En la siguiente sección se explica la configuración requerida para una adecuada proliferación de lodos granulares.

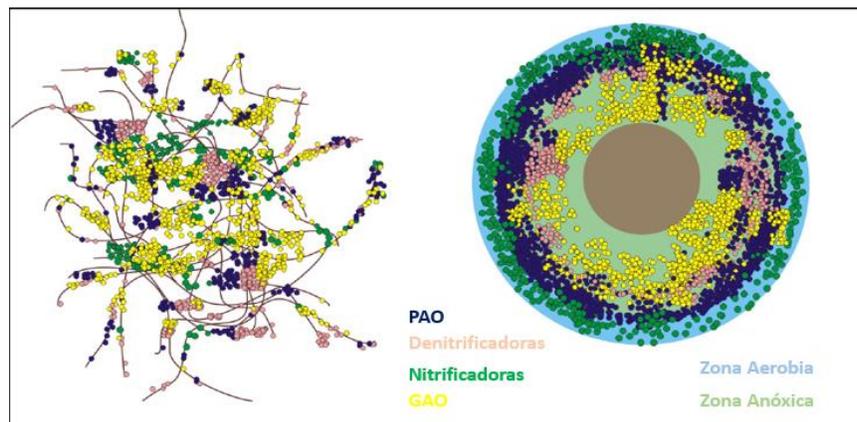


Figura 11. Distribución de bacterias en lodos activados y gránulos aerobios, de izquierda a derecha respectivamente. (Kreuk M. K., 2006).

1.7 Reactor de Granulación Aerobia tipo Nereda

En un reactor de granulación aerobia deben de evitarse los gradientes de sustrato, para obtener una correcta formación de agregados sin filamentos y que estos sedimenten rápidamente (Kreuk M. K., 2004). Es por ende imperativo evitar

un sistema que tenga mezclado. En un reactor que es alimentado continuamente las concentraciones dentro del mismo son las mismas que las del efluente, otorgando concentraciones bajas de sustrato, las cuales ya se mencionaron con anterioridad, no son idóneas para el tipo de gránulo que se busca. Para evitar esto, un reactor con flujo de pistón o un reactor discontinuo secuencial ofrecen una solución, siendo esta última la que mayores ventajas ofrece debido a su tiempo de inactividad que permite un mejor control de las concentraciones (Bassin, 2017).



Figura 12. Diagrama de operación de un reactor discontinuo secuencial (SBR por sus siglas en inglés) para granulación aerobia.

Como se observa en la Figura 12, el ciclo de operación de un SBR se puede dividir en 5 etapas. La primera, etapa de alimentación, es donde el agua residual entra como afluente por la parte inferior, llenando el tanque a la vez que las condiciones anaerobias imperan para la acumulación de polímeros por parte de los PAOs y GAOs. La segunda, conocida como la etapa de reacción, donde una vez

que el DBO ha sido consumido se inyecta aire al reactor y los PAOs y GAOs pueden crecer lentamente con las macromoléculas previamente acumuladas. Durante esta fase de reacción el DBO, el nitrógeno y el fósforo son removidos simultáneamente (Kreuk M. K., 2004). Al no existir una fuente orgánica, otro tipo de bacterias no pueden alimentarse y crecer.

La tercera etapa consiste en la sedimentación, la cual, para este tipo de tecnología, no requiere un tanque extra, puesto que la velocidad de sedimentación es tan rápida, que las partículas pueden lograrlo dentro del mismo tanque en un tiempo corto. Posterior a esto, se prosigue con el drenado, donde la biomasa que sedimenta a una velocidad lenta es extraída a una altura aproximada a la mitad del tanque mediante bombeo. Finalmente, el ciclo se cierra con un tiempo inactivo el cual suele ser corto.



Figura 13. Diagrama de operación de un reactor Nereda

Aquí es donde entra la tecnología Nereda, que es una variante del SBR (Kreuk M. K., 2006). En este tipo de configuración, se busca tener un volumen constante en el reactor. Durante el periodo de alimentación de flujo ascendente, el efluente ya limpio del ciclo previo es desplazado a través de los vertederos

localizados en la parte superior del reactor. El tiempo de alimentación, así como el volumen intercambiado pueden ser modificados para adaptarse al flujo de agua residual recibida. La Figura 13 ilustra las 3 etapas de la configuración Nereda.

Como el volumen de operación es constante, el efluente no es descargado de manera abrupta, por lo que no se requiere un mecanismo complejo para recibirlo. También notar que no es necesario, primero, remover el agua tratada antes de llenar el tanque con agua residual. Debido a que los gránulos forman una capa que fue sedimentada, podemos alimentar el reactor desde el fondo sin mezclar líquidos, afluente y efluente. Operar la alimentación de forma turbulenta provoca una mezcla del agua residual sin tratar con su contraparte de agua residual ya tratada, estropeando la calidad del afluente que se vierte en el siguiente paso del proceso de tratamiento (van Dijk, 2018).

La implementación de una configuración Nereda conlleva a una simplicidad de operación, puesto que la remoción simultánea de fósforo y nitrógeno en un solo reactor, así como la reducción en tiempo de ciclo debido a una carga/descarga paralela se traducen en varios beneficios (Robertson, 2015), de entre los cuales destaca una disminución de la huella de carbono en un 50% y un 20% menos de consumo energético en comparación con un sistema convencional de lodos activados.

Siendo una tecnología operando a escala completa desde 2005, actualmente se contabilizan más de 70 plantas de tratamiento de aguas residuales Nereda en operación o en construcción alrededor del mundo (Guo, 2020). Sin embargo, la tecnología Nereda no es algo que haya alcanzado un completo desarrollo, por lo que la investigación y desarrollo en sus procesos aún continúa. Un claro ejemplo es la planta tratadora de aguas residuales domésticas ubicada en Garmerwolde, Países Bajos.

Dicha planta operaba bajo un proceso de granulación aerobia hasta que a mediados del año 2013 fue habilitada para operar como una planta tipo Nereda (A. Giesen, 2013). Los primeros resultados documentados sobre su eficiencia en remoción de nutrientes se remontan al periodo de operación entre marzo y

diciembre del año 2014 (Pronk, 2015) mientras los más recientes reflejan el rendimiento en el año 2019 (Guo, 2020).

La Tabla 2 muestra los primeros resultados en remoción de DQO, SST y DBO₅ obtenidos en la planta Garmerwolde durante el periodo marzo-diciembre del año 2014.

Tabla 2. Características de afluente y efluente, planta AGS ubicada en Garmerwolde, Países Bajos, periodo marzo-diciembre 2014

Parámetro	Afluente	Efluente
	[mg · L ⁻¹]	[mg · L ⁻¹]
Sólidos Suspendidos	236	20
DQO	506	64
DBO ₅	224	9.7

1.8 Filtración por Membranas

Los procesos de filtración por membrana eliminan los compuestos no deseados separándolos del agua aplicando una fuerza impulsora a través de la membrana (Pabby, 2015). El solvente pasa a través de la membrana la cual actúa como una barrera semipermeable que retiene ciertos solutos y partículas. El rechazo depende de diferentes parámetros, como las características del agua de alimentación, las propiedades de la membrana (es decir, el tamaño de poro, la hidrofobia / hidrofilia, los coeficientes de rechazo, etc.) y las condiciones operativas del proceso. Los principales procesos de filtración de membrana y sus respectivas capacidades de remoción se muestran en la Figura 14.

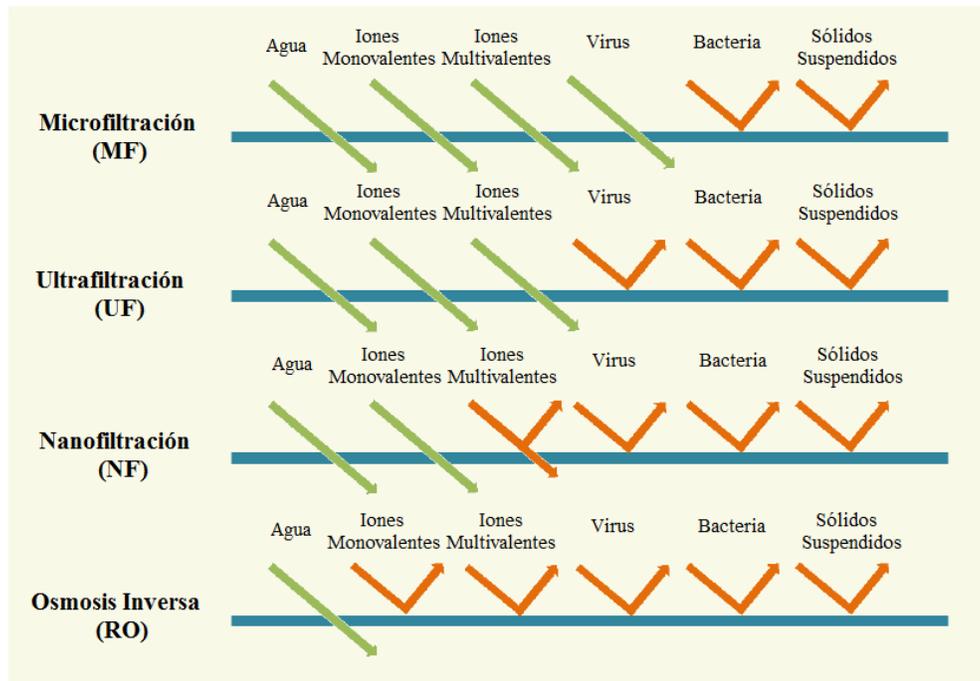


Figura 14. Tamaño de membrana y separación de compuestos

La clasificación del proceso de selección por membranas se puede realizar según diferentes criterios, el principal basado en el tamaño de poro de la membrana. La filtración por membranas en el tratamiento del agua es en su mayoría sistemas impulsados por presión, donde se definen cuatro clases principales en función de los componentes eliminados (Pabby, 2015). La mayor eliminación se logra mediante ósmosis inversa (RO), que se utilizan comúnmente para eliminar la sal del agua de mar o salobre. Las membranas de ultrafiltración (UF) y microfiltración (MF) se utilizan para eliminar patógenos y sólidos en suspensión del agua. La presión requerida para impulsar el proceso es inversamente proporcional al tamaño de poro de la membrana. Las membranas de RO y NF generalmente requieren alta presión de hasta 70 bar, mientras que las membranas de MF y UF requieren una presión (o energía) menor a 7 bar (Baker, 2012). Los sistemas de membranas pueden funcionar en un modo de flujo de permeado constante o presión de transmembrana constante (TMP). Dependiendo de la presión de operación requerida, los procesos

de separación de las membranas se clasifican como sistemas de membranas de baja presión y membranas de alta presión (Baker, 2012).

1.8.1 Tipos de membranas para biorreactores

Existen principalmente dos tipos de materiales empleados para membranas utilizadas en un biorreactor: polímeros y cerámicos. Dentro de los materiales poliméricos más comunes podemos encontrar polisulfonas (PS), politetrafluoroetileno (PTFE) y fluoruro de polivinilideno (PVDF); por su parte dentro de los materiales cerámicos más comunes se observa el material conocido como alúmina (Al_2O_3), dióxido de zirconio (ZrO_2) y dióxido de titanio (TiO_2) (Cui, 2010). En la Tabla 3 se presentan ejemplos concretos de la literatura científica.

Tabla 3. Tipo y material de membrana usados en reactores biológicos

Tipo Reactor	Membrana		Referencia
	Tipo	Material	
RBM	Microfiltración	PTFE	Hafuka et al, 2016
RBM	Microfiltración	PTFE	Jacob et al, 2015
RBM	Microfiltración	Cerámica	Song et al, 2018
RBM	Microfiltración	PVDF	Judd et al, 2015

A pesar de que las membranas de materiales cerámicos muestran mejor resistencia al taponeo (fouling) y son más robustas ante reacciones química dañinas a su estructura (Drews, 2010), su uso se encuentra limitado en comparación a las membranas poliméricas principalmente por cuestiones de costo, siendo el fluoruro de polivinilideno el material más usado entre todos los antes mencionados.

1.8.2 Reactores biológicos con membranas

Siendo una membrana una película fina que separa dos fases y actúa como una barrera selectiva en el transporte de materia, se define a una operación de membrana como una donde una corriente de alimentación se divide en dos: un permeado que contiene lo que pasó la membrana y un retenido que contiene los compuestos que no la atravesaron. Las operaciones de membrana pueden utilizarse para concentrar o purificar una solución o suspensión (solvente-soluto) y para fraccionar una mezcla (separación soluto-soluto) (Baker, 2012).

La operación de separación con membrana ofrece varias ventajas, entre ellas:

- La separación tiene lugar a temperatura ambiente, sin cambio de fase
- La separación tiene lugar sin acumulación de productos dentro de la membrana
- La separación no necesita la adición de productos químicos.

Una de las modificaciones de los procesos de tratamiento biológico convencionales es el reemplazo de un sedimentador secundario por unidades de membranas, el cual se conoce como reactor biológico con membranas (RBM). Las aplicaciones de los RBMs son en diversas áreas: tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales, tratamientos de lixiviados, recuperación y reúso de agua (Yoon, 2016).

1.8.3 Configuración de los RBM

Actualmente existen dos configuraciones de bioreactores con membranas: reactores biológicos con membrana sumergida y reactores biológicos con

membranas externas (Judd, 2011). Ambas configuraciones son mostradas en la Figura 15.

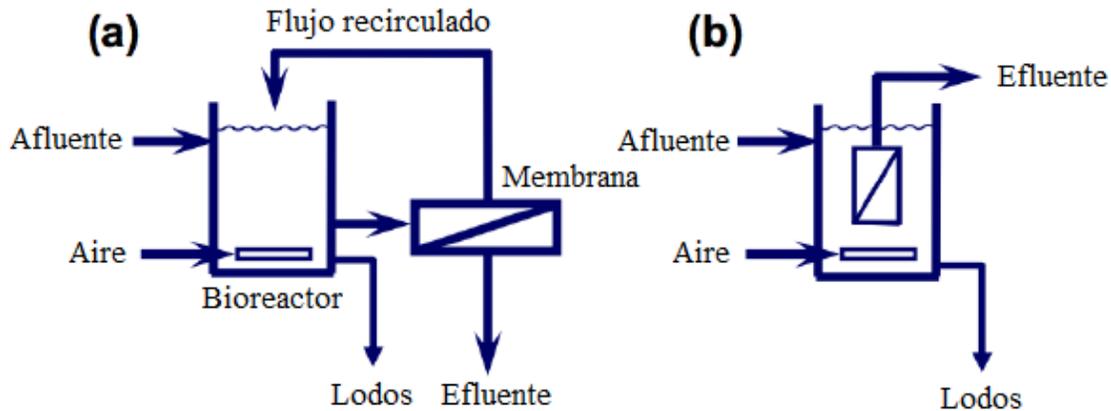


Figura 15. a) Membrana externa, b) Membrana sumergida

En los reactores biológicos con membrana sumergida o integrada, la unidad de membrana donde se realiza la filtración está sumergida en el reactor. La fuerza que se ejerce a través de la membrana crea una presión negativa en el interior de la membrana. La limpieza se realiza mediante retro lavados con agua permeada y/o aire, ocasionalmente con agentes químicos. Por lo general, se coloca un difusor debajo del módulo de membrana para suministrar el aire necesario de manera homogénea y llevar a cabo el proceso biológico. En los reactores biológicos con membrana externa el licor de mezcla es recirculado del reactor a la unidad de membrana externa mediante una bomba y se regresan los lodos (Judd, 2011).

1.8.4 Ventajas y desventajas de los RBM

Dentro de las ventajas se encuentra lo siguiente:

- Calidad del agua.- La remoción eficaz de sólidos suspendidos proporciona un efluente de alta calidad que se puede descargar a un cuerpo receptor y es un efluente que se puede reutilizar.
- Flexibilidad en operación.- El tiempo de retención de lodos puede controlarse de manera independiente del tiempo de retención hidráulico, lo que permite un control óptimo de las reacciones biológicas.
- Baja tasa de producción de lodos.- La tasa de producción de lodos es baja debido a que el biorreactor puede operar con lodos de 20, 40 o más días.

Por su parte, algunas desventajas serían las siguientes:

- Altos costos de las membranas.- Una de las principales desventajas es el elevado costo de las membranas, indicando una fuerte inversión inicial, así como de mantenimiento.
- Taponeo.- El taponeo en las membranas es un problema que afecta el funcionamiento de estas pues que los poros al irse tapando disminuyen gradualmente el caudal de permeado.
- Altos costos de energía.- La aplicación de una presión para permear fluidos a través de una membrana requiere el uso de bombas.

2. Justificación

La planta tratadora de aguas residuales Chihuahua Sur es una de las dos plantas que da servicio a la Ciudad de Chihuahua. Dicha PTAR tiene una capacidad instalada de 2500 L/s. Es una planta convencional de lodos activados, y actualmente se encuentra en una etapa de transición, ya que el gobierno municipal, propietario de las instalaciones, abrió una licitación para que la iniciativa privada tomara las riendas de la PTAR e invirtiera en mantenimiento y operación de esta.

La sustentabilidad es una práctica que se debe de adoptar en todos los rubros posibles dentro de la sociedad, puesto que los alarmantes niveles de contaminación generados por la mayoría de las actividades antropogénicas se encuentran dejando un daño que empieza a verse irreversible si se continua así.

Para poder implementar nuevas tecnologías que incrementen el beneficio para la sociedad y el medio ambiente, es pertinente probarlas y validar su efectividad de manera escalonada, de micro a macro, aumentando el número de variables o factores que influyan en el desempeño de dicha tecnología. Por lo tanto, el presente trabajo de tesis se enfocará en estudiar la remoción de contaminantes en un reactor Nereda a escala laboratorio, concretamente DQO y SST, en un agua residual sintética con una carga de contaminantes similar a la de una PTAR, empleando caudales conocidos y constantes, así como la implementación de una membrana de microfiltración en el reactor, donde esta última funciona como un filtro que permite una mayor velocidad de caudal de alimentación sin afectar de manera negativa la calidad del efluente. Este trabajo permitirá conocer la efectividad de remoción de contaminantes a diversos niveles de régimen de flujo y analizará si dicha eficiencia incrementa o disminuye cuando el número de Reynolds aumenta para los caudales implementados.

3. Hipótesis

La implementación de una membrana polimérica de microfiltración dentro de un biorreactor de granulación aerobia Nereda® a escala laboratorio, permitirá a caudales de régimen de flujo laminar con Número de Reynolds entre 160 y 270, remover DQO y SST de agua residual sintética con mínimo de 80 % de eficiencia cumpliendo con los valores permitidos según la NOM-001-SEMARNAT-2021 para vertido en ríos, arroyos, canales y drenes, en promedio mensual.

4. Objetivos

4.1 Objetivo General

Medir la efectividad de remoción de DQO y SST en un reactor tipo Nereda a escala laboratorio con membrana de microfiltración bajo condiciones de flujo en régimen laminar en un rango de número de Reynolds entre 160 y 270, para validar efluente con respecto a valores en conformidad con la NOM-001-SEMARNAT-2021 para vertido en ríos, arroyos, canales y drenes, en promedio mensual.

4.2 Objetivos específicos

- Operar un reactor biológico en velocidades de alimentación de afluente con un rango de 4 a 6 m/h (flujo laminar), diseñando y construyendo un sistema conforme a la tecnología Nereda.
- Identificar el polímero con el cual se elaboró la membrana de microfiltración mediante la caracterización por espectrofotometría de infrarrojo y por calorimetría diferencial de barrido, analizando su morfología de poros mediante SEM.
- Verificar el desempeño del sistema operando el reactor biológico tipo Nereda con membrana de microfiltración en el rango de velocidad determinado midiendo la variación de DQO y SST en el efluente, conforme a los límites

marcados por la NOM-001-SEMARNAT-2021 para vertido en ríos, arroyos, canales y drenes, en promedio mensual.

5. Metodología

La Figura 16 muestra un diagrama de flujo indicando la secuencia metodológica empleada a lo largo de este trabajo de investigación. Los procesos de cada apartado dentro del diagrama de flujo se procederán a describir a continuación.

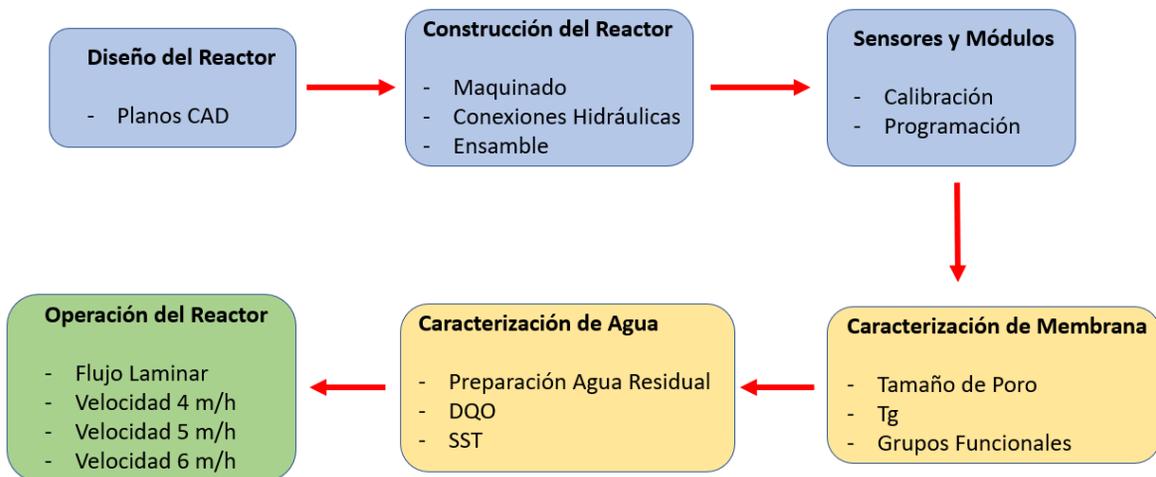


Figura 16. Diagrama de flujo de metodología

5.1 Diseño del Biorreactor Nereda con membrana de microfiltración

Se utilizó el software de diseño asistido por computadora (CAD/CAM), propiedad de Dassault Systems, SolidWorks® en su versión 2018 para crear los planos para la manufactura de un reactor a escala, el cual debía cumplir con los requisitos de operación y funcionalidad de la tecnología Nereda. La Figura 17 muestra un ejemplo de las capacidades del software. El material de manufactura seleccionado para construir el reactor fue el acrílico, debido a sus propiedades mecánicas y a su grado de transparencia, el cual permite verificar de manera visual ciertos comportamientos como flujo de agua y acumulación de materia.

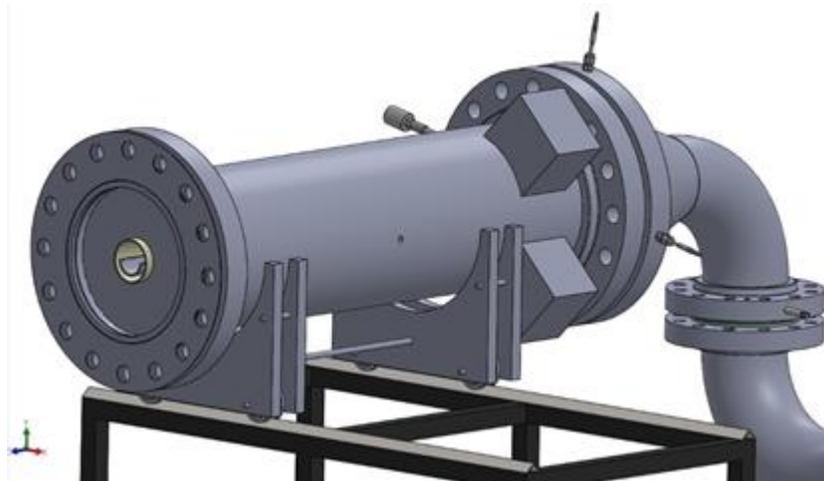


Figura 17. Prototipo diseñado en SolidWorks

Se crearon los planos de los componentes básicos que forman la estructura del reactor, los cuales se presentan en el anexo XX. Son un total de 4 modelos diferentes de pieza, necesarios para el ensamblaje, sin contar las piezas de latón y acero inoxidable para las conexiones hidráulicas. Estos modelos son los siguientes:

- Sujetador de membrana (2 piezas)
- Soporte de placa (8 piezas)

- Placa base (1 pieza)
- Cilindro del reactor (1 pieza)

La Figura 18 muestra una vista isométrica del diseño del reactor dentro del ambiente del software.

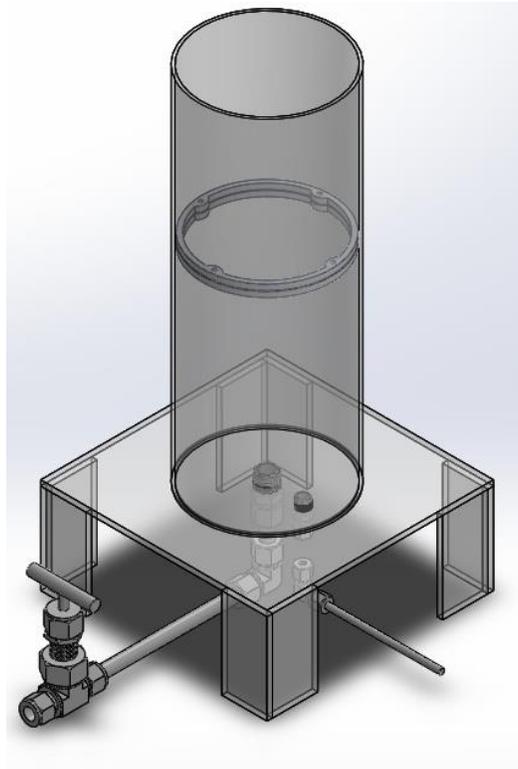


Figura 18. Vista isométrica del modelo del reactor

5.2 Construcción del Reactor

La construcción del reactor se llevó a cabo en las instalaciones del taller de prototipos ubicado dentro de las instalaciones del Centro de Investigación y Materiales Avanzados A.C.

5.2.1 Conexiones hidráulicas

Los componentes para la conexión hidráulica del sensor de flujo fueron un par de coples sin fin de ½ pulgada, una manguera transparente de ½ pulgada, cuatro abrazaderas metálicas para manguera, dos conexiones rectas macho de ½ para manguera, así como dos conexiones hembra metálicas de latón. Estas piezas son mostradas en la Figura 19.



Figura 19. Diversos componentes mecánicos para conexiones hidráulicas

5.2.2 Maquinado

Se realizó en el taller de prototipos del CIMAV. Dos placas de acrílico con un grosor de 6 mm fueron utilizadas para la estructura del reactor. Los cortes rectos se realizaron con herramientas tradicionales de corte. El roscado de la placa base del reactor se manufacturó con machuelos y un maneral. La ranura de inserción para el cilindro del reactor fue hecha utilizando una broca de 3 mm y una fresadora. La Figura 20 muestra el momento en que la cuerda de un cuarto de pulgada está siendo roscada en la placa.



Figura 20. Izq. Placa de acrílico. Der. Machuelo para cuerda ¼ NPT-18

5.2.3 Ensamble

Una vez que las piezas de acrílico fueron maquinadas, se procedió a unir las utilizando pegamento especial para acrílico *Weld-on 4* (ver Figura 21). Las instrucciones del pegamento indican un tiempo sugerido de secado mínimo de 48 horas para garantizar máxima sujeción, entonces las piezas se dejaron secando en un lugar aislado, evitando moverlas.



Figura 21. Pegamento para acrílico Weld-on 4.

Posteriormente, se fijaron las conexiones en la placa base del reactor, como se observa en la Figura 22. Ambos adaptadores fueron bloqueados en su parte inferior, para posteriormente llenar el reactor de agua, en busca de posibles fugas. La Figura 23 muestra el estado actual del reactor, junto a algunos componentes acoplados para su funcionamiento.

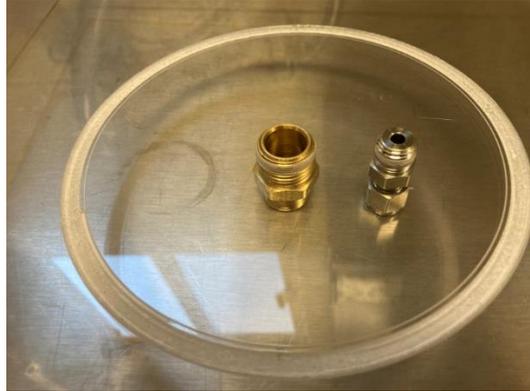


Figura 22. Adaptadores de latón y acero inoxidable debidamente enroscados en la placa base.



Figura 23. Reactor ensamblado, se observan diversos componentes, como una válvula de agua y el sujetador de membranas.

5.3 Sensores y Módulos

Los sensores empleados para la operación del biorreactor son de origen comercial y de uso común o general. Se realizó una calibración y programación para el uso específico en las condiciones de operación requeridas para operar el reactor biológico prototipo.

5.3.1 Calibración

Se procedió a la adquisición de equipo electrónico para poder controlar y tomar lectura de los sensores tanto de flujo. Una tablilla electrónica programable Arduino Mega 2560 fue utilizada en conjunto con un sensor de flujo de agua de efecto Hall modelo YF-S201, con un rango de lectura de 1 a 30 L/min (16.67 – 500 mL/s), voltaje de operación 5V – 18 V DC, una presión máxima de operación de 1.75 MPa y conexiones a tubería de ½ pulgada. La Figura 24 muestra estos componentes.



Figura 24. Sensor de flujo, conexión y prueba de lectura sensor, tablilla electrónica programable Arduino Mega 2560, conexión manguera

Como parte de un uso adecuado del sensor de flujo, se procedió a su calibración utilizando un método de elementos cotidianos.

Se tomaron 4 botellas de plástico selladas con un contenido en su interior de 1 L de agua según información del fabricante. Luego se procedió a colocarlas sobre una superficie plana, en la cual se midió el nivel de inclinación utilizando el giroscopio interno de un celular iPhone SE 2 (Figura 25) para garantizar que dicha superficie era lo más plana posible. Una vez alineadas las botellas, se produjo una verificación visual de que el nivel de llenado era igual, indicando que la cantidad con la que fueron llenadas era constante. Acto seguido, se delineó con un marcador permanente de tinta negra dicho nivel para así poder conocer cuando las botellas fueran llenadas con 1 L de agua.



Figura 25. Captura de pantalla mostrando inclinación de superficie plana, botellas alineadas sobre dicha superficie

El sensor fue conectado a una llave de agua, la cual se abrió ligeramente hasta observar un flujo de agua estable. Una vez hecho esto, el sensor fue conectado mediante cable de cobre a la placa electrónica programable, donde se ejecutó un programa que permite obtener de manera continua la lectura emitida por el sensor, en unidades de litros/hora. Dichas lecturas serían procesadas y capturadas por una tablilla electrónica conectada a una computadora. (ver Figura 26). Mientras el sensor enviaba información de manera constante, se tomó un cronómetro y una botella vacía. La botella se colocó debajo del chorro de agua y se midió el tiempo que se necesitó para que el líquido llegara al nivel marcado como 1 litro. La botella se vació entonces y se repitió la acción de llenado tomando nota del tiempo y el flujo marcado en la computadora.



Figura 26. Izq. Computadora recibiendo información del sensor de flujo. Der. Agua fluyendo a través del sensor

5.3.2 Programación

Se realizaron los diagramas esquemáticos de los diversos sensores a utilizar, para medir flujo, los cuales indican las conexiones eléctricas para su correcto funcionamiento. La Figura 27 muestra que el sensor de flujo posee 3 terminales, asociadas con cables de colores (rojo, negro y amarillo). El cable rojo se conecta a la terminal positiva de la fuente de alimentación, la cual es de 5 V. Dicha fuente la proporciona la placa Arduino Mega 2560 gracias a su conexión puerto USB. El cable negro se conecta a la terminal negativa de la fuente de alimentación.

Finalmente, el cable amarillo transmite la señal captada por el sensor. Para proteger la fidelidad de la señal, una resistencia de 10 k Ohm se agrega en la placa de prototipos, puesto que este sensor mide voltajes. El sensor de flujo tuvo que ser programado para que mostrara, en la pantalla de una computadora, la lectura del flujo en unidades conocidas, tales como litros/hora.

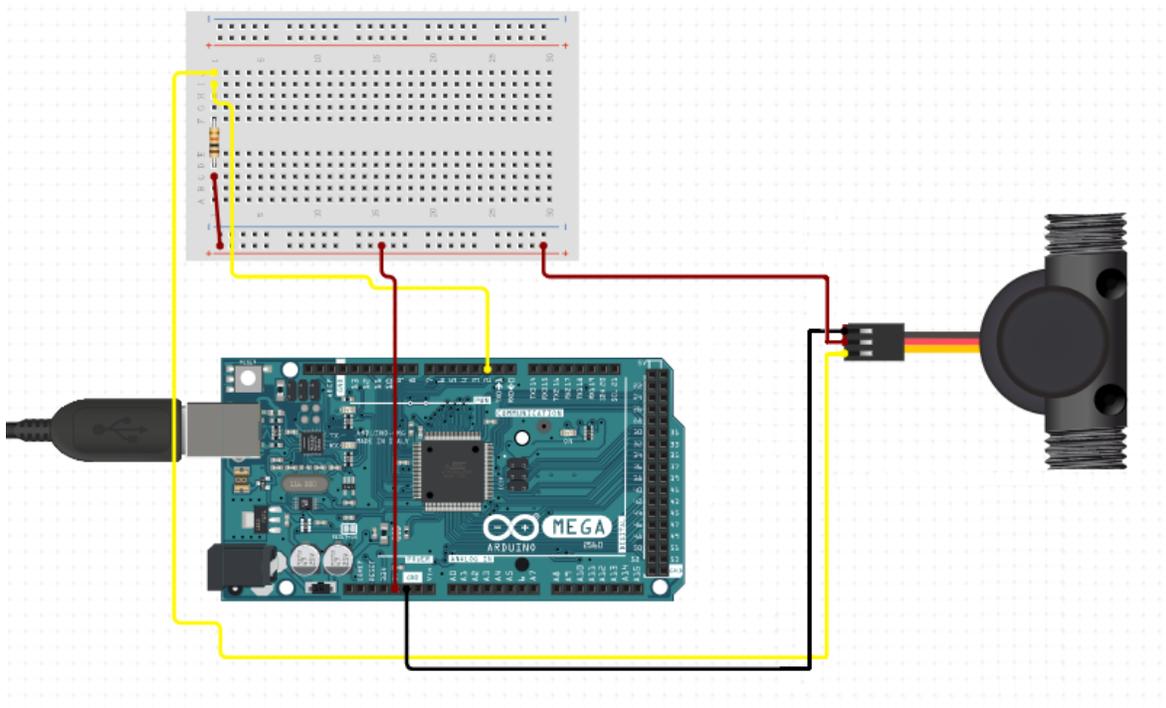


Figura 277. Cableado del sensor de flujo

5.4 Caracterización de Membrana

Se realizó una serie de análisis a la membrana a implementar en el reactor, con el fin de conocer las características que no son especificadas en la ficha técnica proporcionada por el fabricante, así como del material del que está fabricada.

5.4.1 Tamaño de poro

El análisis de morfología de la membrana de ultrafiltración fue llevado a cabo mediante el microscopio electrónico de barrido de emisión de campo JEOL™ JSM-7401F, el cual se ubica en el Laboratorio de Nanotecnología de CIMAV. La Figura 28 muestra el modelo de microscopio mencionado.



Figura 288. Microscopio Electrónico de Barrido JEOL™ JSM-7401F.

La microscopía electrónica de barrido utiliza un haz de electrones enfocado para escanear la superficie de una muestra sólida, desde el rango óptico a nanoescala. Los electrones secundarios se generan en la muestra y se recolectan para crear un mapa de las emisiones secundarias. Dado que la intensidad de la emisión secundaria depende de la morfología local, el mapa del área es una imagen topográfica ampliada de la muestra.

5.4.2 Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC)

La temperatura de transición vítrea, o T_g , se obtuvo mediante el análisis de calorimetría diferencial de barrido (DSC), con un equipo TA Instruments Q200. Dicha técnica termo analítica opera utilizando una muestra y una referencia, cuantificando la diferencia de calor requerida para elevar la temperatura de ambas a un mismo punto. La Figura 29 muestra el equipo utilizado para el análisis.



Figura 29. Calorímetro Diferencial de Barrido TA Instruments-Q200.

5.4.2 Análisis de Espectrometría de Infrarrojo

Para poder conocer los grupos funcionales que componen la estructura molecular de la membrana de microfiltración y así determinar el material con el que está fabricada, se empleó la técnica de espectroscopía de infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR), la cual mide la cantidad de luz que una muestra absorbe a un determinado número de onda basado en la propiedad de que las moléculas vibran y giran a determinadas frecuencias. La técnica fue realizada con un espectrofotómetro IR Affinity-1S de Shimadzu con reflexión total atenuada (ATR-FTIR). La Figura 30 muestra el equipo empleado en el Laboratorio de Catálisis, ubicado dentro de las instalaciones del CIMAV.



Figura 30. Espectrofotómetro IR Affinity-1S Shimadzu.

5.5 Caracterización de Agua

El agua residual empleada para los experimentos con el reactor fue sintetizada en el Laboratorio de Residuos del CIMAV, con el objetivo de obtener un afluente con parámetros de demanda química de oxígeno y sólidos suspendidos totales con poca variación, para que de tal manera el proceso biológico partiera de condiciones de operación similares para cada experimento.

5.5.1 Preparación del Agua Residual Sintética

El agua residual utilizada en esta investigación es sintética, preparada a partir de la formulación sugerida por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OECD por sus siglas en inglés) en su documento "*Inhibition of respiration of activated sludge (carbon and/or ammonium oxidation)*". La Tabla 4 muestra la lista de reactivos y cantidades para preparar 50 L de agua residual sintética.

Tabla 4. Lista de reactivos y cantidades para preparar 50 L de agua residual sintética.

Peptona	800 g
Extracto de carne	550 g
Urea	150 g
Cloruro de sodio (NaCl)	35 g
Cloruro de calcio dihidratado ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)	20 g
Sulfato de magnesio heptahidratado ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	10 g
Fosfato dipotásico (K_2HPO_4)	140 g
Agua desionizada	50 litros

Se preparó agua residual utilizando cantidades de reactivo para obtener lotes de 2 L. Dicho proceso se repitió hasta conseguir 10 L, los cuales fueron considerados como parte de un solo lote. Dicha preparación se realizó con un día de anticipación para cada corrida del experimento. Cada lote de agua residual sintética fue almacenado en contenedores de plástico con capacidad estándar para 10 L y debidamente refrigerados en el refrigerador localizado en el laboratorio de Residuos, dentro de las instalaciones de CIMAV. La figura 31 muestra un matraz volumétrico de 2 L con agua residual sintética recién preparada.

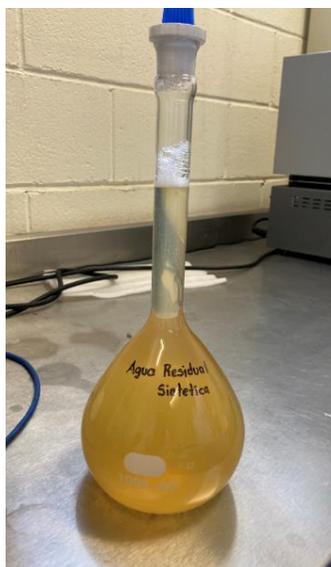


Figura 31. Matraz volumétrico con 2 litros de agua residual sintética. Se aprecia dicho líquido en una coloración ámbar.

5.5.2 Determinación de Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Este análisis, permitió una fácil cuantificación de componentes orgánicos en agua. Se midió la cantidad de sustancias susceptibles de ser oxidadas por medios químicos, que hay disueltos o en suspensión en una muestra del agua residual antes y después del tratamiento biológico. Se expresa como la masa de oxígeno consumido por volumen de solución (mg/L).

Para la preparación de la muestra a medir, se tomó 1 mL de agua residual utilizando una pipeta, para posteriormente ser vertido en un vial que contenía una solución de dicromato de potasio. El vial se colocaba en un reactor para DQO de la marca HACH el cual mantenía una temperatura constante de 150 C durante un lapso de dos horas. La Figura 32 muestra viales en reacción colocados en el reactor Hach.



Figura 32. Reactor para DQO marca HACH modelo 45600.

Al terminar las dos horas de reacción, se retiraron los viales y se colocaron en un portador de viales durante 30 minutos para enfriar con la exposición al aire a temperatura ambiente. Finalmente se tomó la lectura del valor de DQO utilizando un espectrofotómetro de la marca HACH, modelos DR/4000U. Todos los análisis de muestras de agua se llevaron a cabo dentro del Laboratorio de Residuos de CIMAV.

5.5.3 Determinación de Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Los sólidos suspendidos totales son aquellas partículas sólidas en peso seco que no son disueltas en una muestra de agua. Se miden en unidad de masa respecto a volumen (mg/L). Para determinar los valores, un método gravimétrico fue empleado. Para cada muestra, un filtro marca Whatman modelo 934-AH RTU especial para medición de SST se colocó sobre un embudo de filtro de porcelana.

Posteriormente, el filtro fue enjuagado con agua tri destilada para que se adhiriera correctamente al embudo. Se tomó una muestra de 10 mL del líquido a analizar empleando una pipeta volumétrica. Dicha muestra fue vertida sobre el filtro, dejando reposar por un tiempo de 20 minutos. Posteriormente se recolectó el filtro, que fue colocado en una mufla a una temperatura de 105 °C durante 1 hora y 15 minutos. Al terminar dicho proceso, el filtro se pone a enfriar en un desecador durante 60 minutos a temperatura ambiente. Finalmente se toma el filtro y en una balanza analítica marca Sartorius modelo CP225D se pesa el filtro. Debido a que dichos filtros vienen previamente pesados, solo se resta el peso nominal al obtenido en la báscula para conocer el valor de los SST presentes en la muestra.

5.5.4 Determinación de conductividad eléctrica

Las pruebas de conductividad eléctrica se realizaron en el Laboratorio de Residuos del CIMAV. Para llevarlas a cabo, se calibró el medidor portátil multiparamétrico STARA3295 de THERMO SCIENTIFIC ORION junto con la celda de conductividad (ORION 013010MD) y la sonda de compensación automática de la temperatura (ATC) (ORION 927005MD, Star ATC Probe) con soluciones de sales preparadas en el Laboratorio de conformidad a la NMX-AA-093-SCFI-2000.

5.6 Operación del Reactor y Experimentación

La operación del reactor se llevó a cabo dentro de las instalaciones del CIMAV en el Laboratorio de Residuos. La Figura 33 muestra cómo opera el reactor e indica los componentes que lo integran.

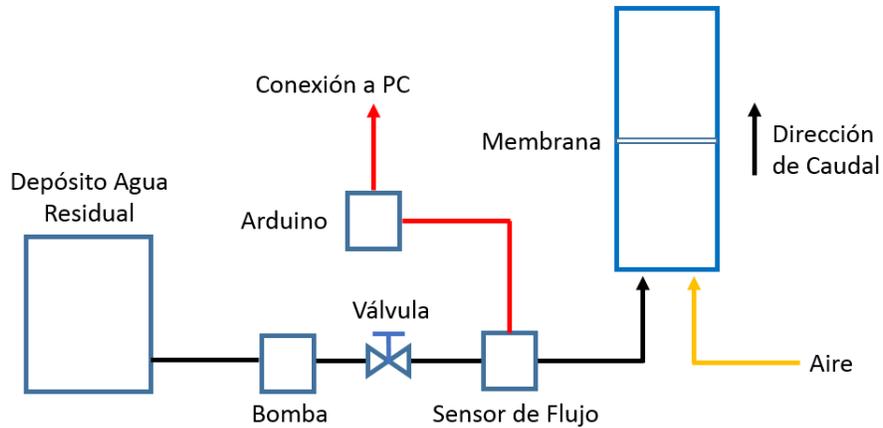


Figura 33. Diagrama de operación reactor escala

Como se observa en la figura, el reactor es alimentado desde un depósito que contiene el agua residual sintética mezclada con lodos biológicos obtenidos de la PTAR Norte de la ciudad de Chihuahua. Dicha alimentación es impulsada por una bomba, alimentada eléctricamente de la red eléctrica del laboratorio y un convertidor AC/DC, la cual transporta el licor por una tubería de plástico de ½ pulgada. Se utilizó una válvula de aguja para regular el flujo. El suministro de aire fue dado utilizando las instalaciones neumáticas del laboratorio. El microcontrolador Arduino era alimentado eléctricamente mediante la conexión a la PC, la cual a su vez permitía la adquisición y procesamiento de datos emitidos por el sensor de flujo, el cual se colocaba justo antes de la entrada al cilindro del reactor.

Para la experimentación, se realizaron tres corridas para cada uno de los caudales de alimentación establecidos, los cuales se pueden expresar como velocidad (en m/h) o como flujo (mL/s). Cada corrida o ciclo de operación del reactor se divide en 4 fases: alimentación, anaerobia, reacción biológica y sedimentación. Estas 4 fases junto con sus tiempos de duración se muestran en la tabla 5.

Tabla 5. *Tiempos de operación por fase para cada ciclo*

<u>Fase</u>	<u>Tiempo [min]</u>
Alimentación	-
Anaerobia	60
Reacción	120
Sedimentación	30

El tiempo de alimentación es variable según el ciclo, ya que depende de la velocidad empleada para el caudal de afluente, el tiempo es diferente, siendo un tiempo de alimentación de 3 min para la velocidad de 4 m/h, 2.4 min para la velocidad de 5 m/h y 2 min para la velocidad de 6 m/h.

Al finalizar las tres corridas para cada velocidad, se cambió la membrana por una completamente nueva para emular condiciones de operación ideales. También se procedió a remover totalmente los lodos acumulados para que la experimentación en otros caudales partiera desde cero en cuestión biológica.

6. Resultados y discusión

6.1 Comportamiento flujos de operación

Para poder garantizar una operación adecuada del reactor la estabilidad del flujo suministrado fue medida con el sensor de flujo. La figura 34 corresponde a la respuesta que registró el sensor en su nivel más bajo de detección, el cual es para un caudal de 16.66 mL/s. El flujo presentó una serie de picos que aparecieron después de 350 pulsos (aproximadamente 5.8 segundos según información del fabricante) que se desvían menos del 2% hacia arriba con respecto del valor establecido. No se encontraron lecturas menores al caudal establecido puesto que ese valor es el mínimo que permite leer el sensor. Debido a la irregularidad de los picos y falta de un patrón una posible causa puede ser un ajuste en la válvula o bien la histéresis del sensor al estar operando en un valor mínimo.

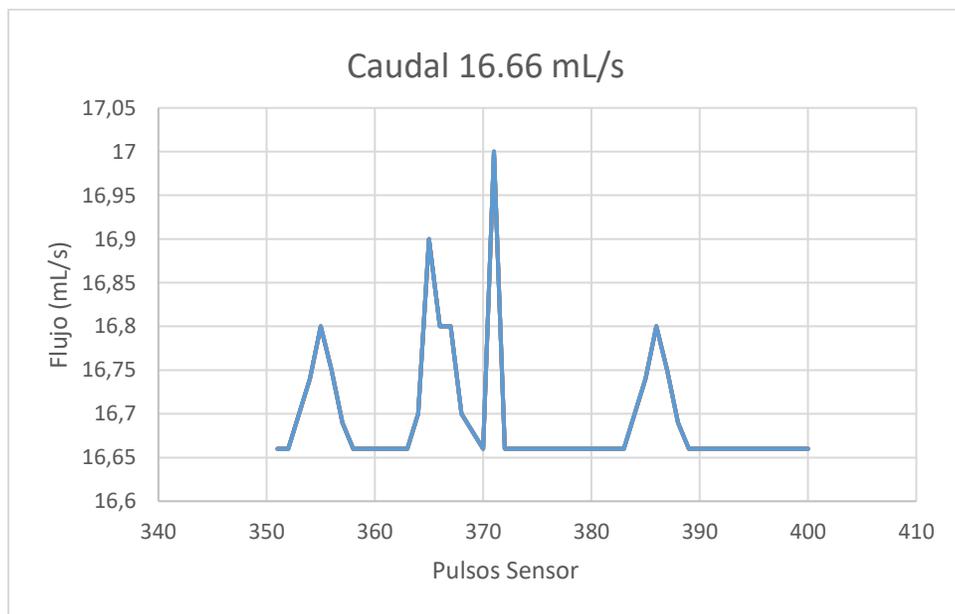


Figura 34. Grafica lectura de flujo para caudal de 16.66 mL/s

En el primer caudal o flujo de operación se vuelven a presentar picos en la lectura, los cuales también aparecieron poco después de los 350 pulsos. Ahora al estar operando en un rango medio de lectura, no solo se registraron picos por encima del valor nominal sino también por debajo del mismo, sin embargo, la variación de estos últimos respecto al caudal estándar es menor, en el caso de valores hacia arriba la variación es menor al 2% y en los picos hacia abajo menor al 1%. El sensor, por datos del fabricante y debido a su resolución, presenta un error del $\pm 3\%$, el cual no se excede para este caso.

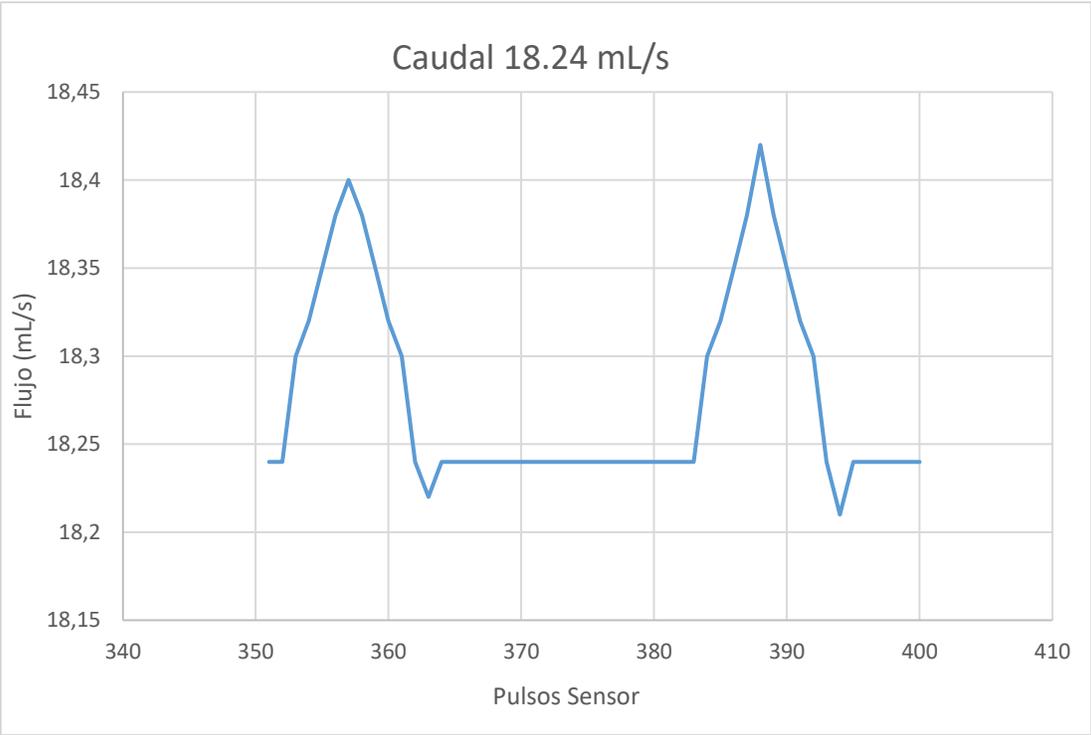


Figura 35. Gráfica lectura de flujo para caudal de 16.66 mL/s

La Figura 35 muestra que de nuevo a partir 350 pulsos se presentan picos en el valor de lectura, ahora para el caudal de 22.64 mL/s. Esto se repite de igual manera para el caudal de 27.20 mL/s. Se observa que la repetición de dichos picos es sistemática y simétrica en cuanto al número de pulsos que separan un pico de otro. Esto se puede atribuir a que se utilizó una bomba diafragmática, la cual

desplaza un fluido mediante un diferencial de presión, esto explica por qué se presentan pequeños picos tanto positivos como negativos (Manning, 2020). Las figuras 36 y 37 muestran el comportamiento para los dos caudales restantes.

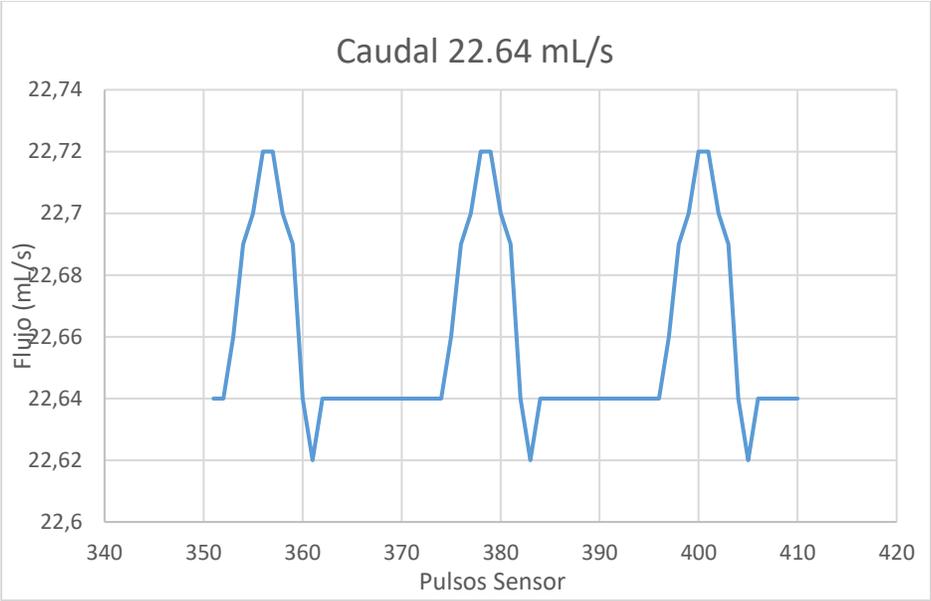


Figura 36. Gráfica lectura de flujo para caudal de 16.66 mL/s

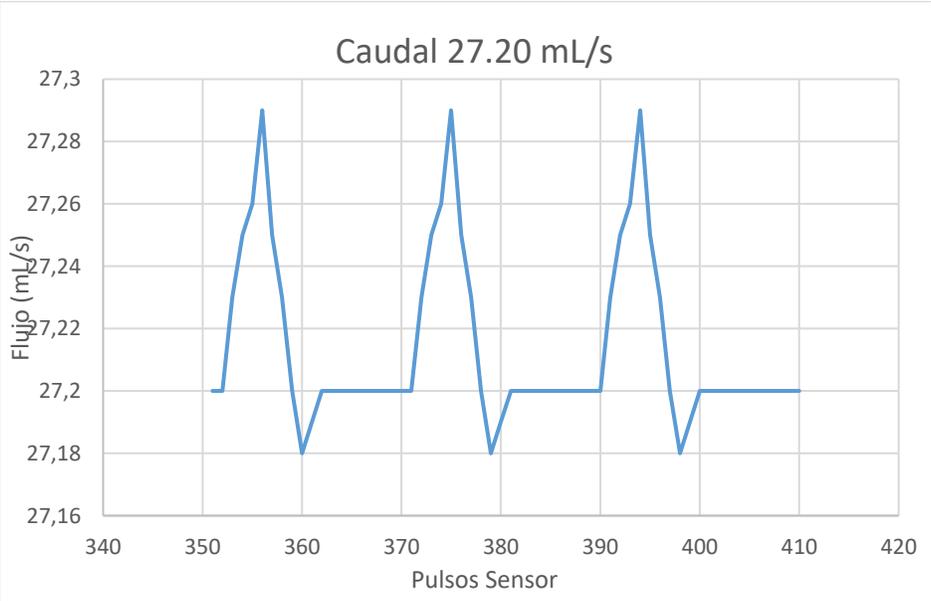


Figura 37. Gráfica lectura de flujo para caudal de 16.66 mL/s

6.2 Microscopía electrónica de barrido (MEB) para la membrana de microfiltración (MF)

En la figura 38 se muestran micrografías obtenidas por el microscopio electrónico de barrido obtenidas por electrones secundarios, las cuales proveen información acerca de la morfología de la membrana. Se observa que dicha membrana tiene poros con geometrías regulares que asemejan pentágonos. Se midieron varios poros buscando identificar la mayor distancia entre dos extremos de un poro, para utilizarla como el diámetro de una circunferencia. La distancia máxima identificada fue de 279.54 μm . Esta medida es suficiente para retener los gránulos de lodo que se forman, puesto que durante el proceso biológico los gránulos forman esferas con diámetros oscilando entre 1 y 2.5 mm, por lo que, si la parte biológica no falla, la retención de lodo será adecuada.

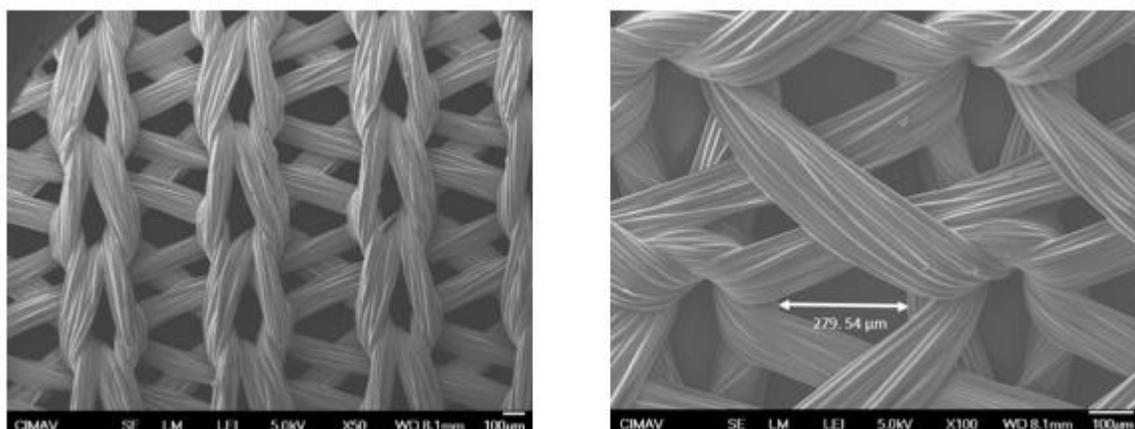


Figura 38. Micrografías de membranas de ultrafiltración obtenidas usando electrones secundarios en MEB.

6.3 Análisis FTIR para la membrana de microfiltración (MF)

La figura 39 muestra el espectro obtenido mediante espectrofotometría de transformada de Fourier (FT-IR). El análisis se llevó a cabo en el laboratorio de Catálisis del CIMAV, utilizando un espectrofotómetro marca Shimadzu modelo

IRAffinity-1S equipado con un accesorio para ATR (*Attenuated Total Reflection* o Reflectancia Total Atenuada, por sus siglas en inglés).

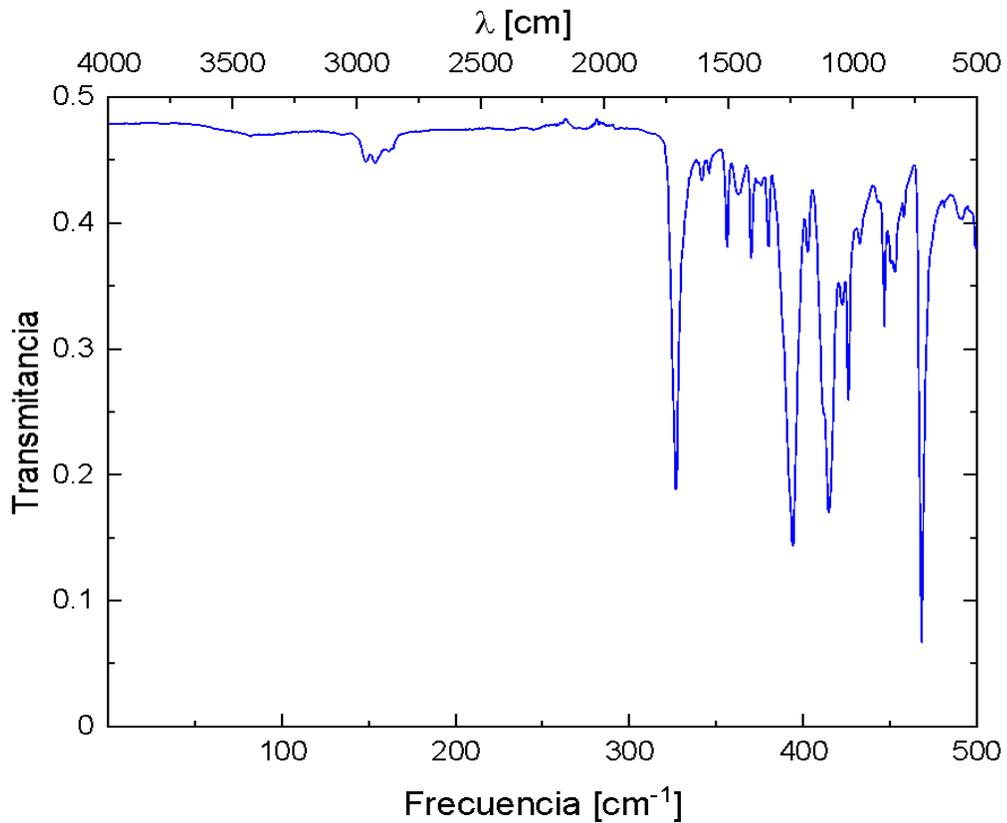


Figura 39. Espectro obtenido por FTIR

Se observan diversos picos o bandas de absorción que nos indican los grupos funcionales que componen a la membrana de microfiltración. Se visualiza una banda intensa en la frecuencia de 1744 cm^{-1} , el cual indica la presencia del grupo funcional éster (Larkin, 2011). En dicha frecuencia se presenta un doble enlace oxígeno carbono ($\text{C}=\text{O}$). Por su parte, para el par de frecuencias cercanas a 3000 cm^{-1} , exactamente en 2880 cm^{-1} y 2950 cm^{-1} , nos indican la presencia de un

par de enlaces C-H en vibración de tensión, correspondientes a un alifático que es el metileno (CH₂) como se puede observar en la figura 40 (Larkin, 2011).

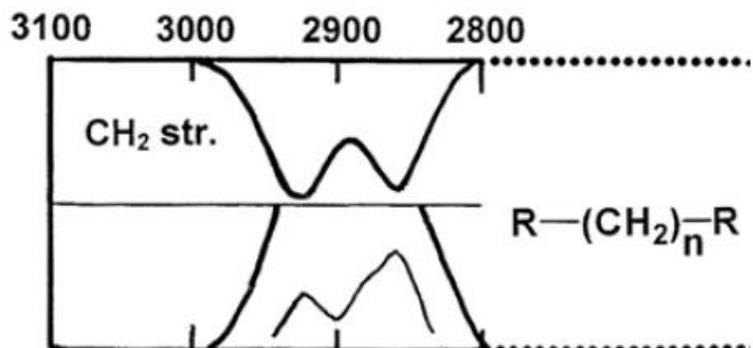


Figura 40. Bandas de absorción para metileno (Larkin, 2011)

Después, se identifica un grupo aromático por su doble enlace entre carbonos (C=C) representado por la banda de intensidad media en la frecuencia de 1440 cm⁻¹. Los sobretonos presentes en la región entre 1660 cm⁻¹ y 2000 cm⁻¹ confirman la presencia del grupo aromático y además muestran tanto la orientación como el grado de sustitución para el anillo de benceno. En este caso por el par de bandas de absorción presentes (1680 cm⁻¹ y 1652 cm⁻¹) indican una di sustitución en orientación para, como se indica en la figura 41.

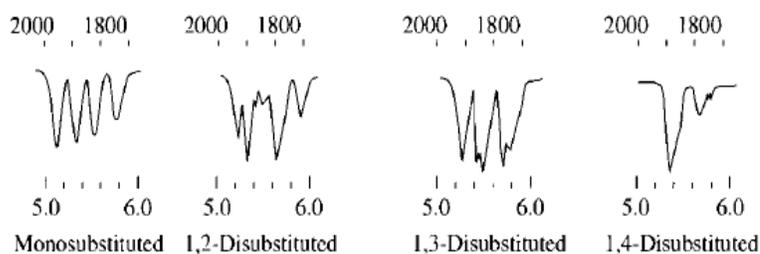


Figura 41. Grado de sustitución para compuestos aromáticos (Socrates, 2001)

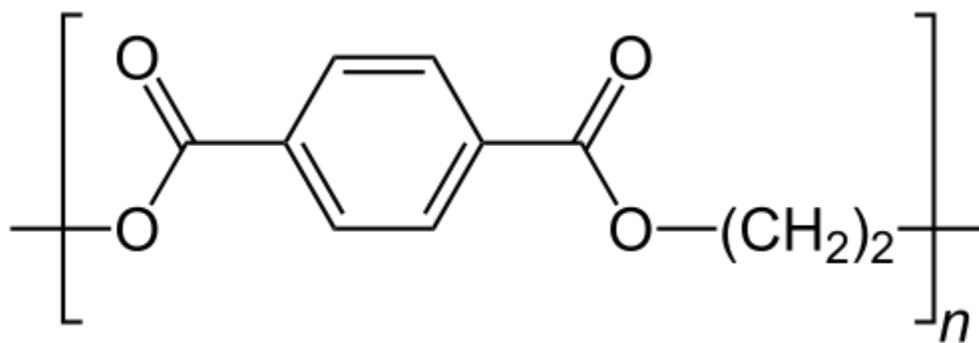


Figura 42. Estructura de una molécula de tereftalato de polietileno (PET)

Analizando los grupos funcionales encontrados, una de las posibles moléculas es la de PET, cuya estructura es mostrada en la figura 42. Se identifica en la cadena principal un grupo aromático (anillo de benceno) en configuración para, donde en el extremo izquierdo podemos ver un éster, debido al átomo de carbono en doble enlace con un átomo de oxígeno y su enlace restante con otro átomo de oxígeno, mientras que del lado derecho también se encuentra un éster, pero aquí el átomo de oxígeno en enlace simple se termina enlazando con metileno, formando así el monómero característico del tereftalato de polietileno.

Como se discutió previamente en el espectro otorgado por FTIR, los grupos funcionales que forman el polímero de PET están debidamente representados por los picos en las frecuencias que corresponden a los mismos. El PET es un polímero termoplástico de alta cristalinidad e higroscópico. Esta última característica concuerda con la indicación del fabricante de sumergir en agua la membrana durante un par de horas antes de utilizarse en cualquier proceso de filtrado, aún y cuando de manera común el PET es deshumidificado de fábrica para asegurar sus propiedades mecánicas.

6.4 Análisis térmico de Calorimetría Diferencial de Barrido (DSC) para la membrana de microfiltración (MF)

Para confirmar que la membrana empleada es de PET, se utilizó la calorimetría diferencial de barrido para verificar si las temperaturas de transición

vítrea y fusión de la muestra correspondan a las encontradas en este tipo de polímero. Los resultados obtenidos por análisis térmico de calorimetría de barrido (DSC) son mostrados en la figura 43. Se utilizó el método de análisis que cuantifica los flujos de calor entrante o saliente en función de la temperatura a la cual es sometido un polímero para determinar con mayor precisión desprendimiento de calor (reacción exotérmica) o absorción de calor (reacción endotérmica).

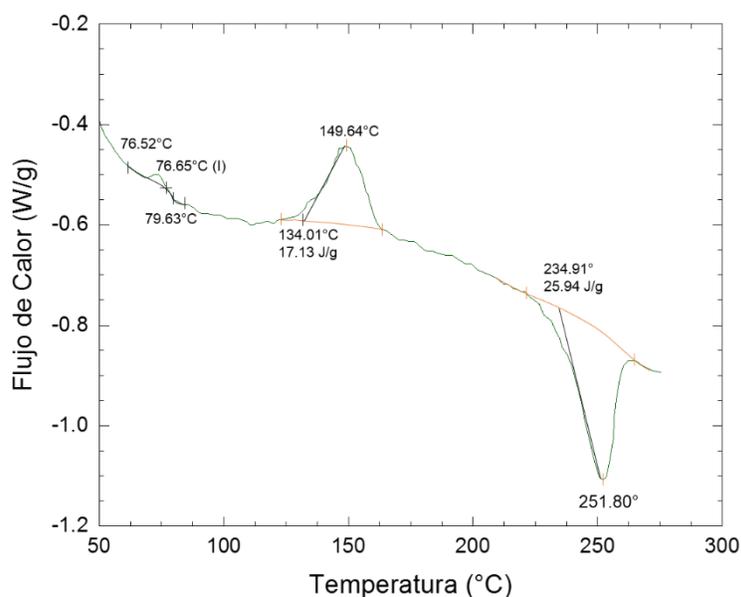


Figura 43. Gráfica de análisis a membrana por calorimetría de barrido (DSC)

Se observa en la gráfica, que a los 76.65 °C se suscita la temperatura de transición vítrea, así como a los 251.80 °C la fusión del material usado como muestra. En el punto de los 149.64 °C se nota una reacción exotérmica por parte del material, la cual corresponde a una cristalización. Dicha reacción solo se encuentra presente cuando el polietilentereftalato es semicristalino, lo cual corresponde con el color opaco que muestra la membrana. Por el contrario, el PET amorfo es traslucido a simple vista. Este último es comúnmente utilizado en las botellas que contienen agua para consumo humano. Una muestra de PET amorfo

no muestra un pico exotérmico en esa zona puesto que no ocurre cristalización de sus cadenas. Es importante mencionar que el termograma mostrado es de un primer análisis de DSC, lo que es conocido como “as is”, así que no muestra resultados después de lo que se conoce como borrado de memoria térmica (Y. Kong, 2002).

La temperatura de transición vítrea para el polímero PET oscila en un rango que va de 67.0 °C a 80.0 °C por lo que la T_g obtenida se encuentra dentro del mismo (Demirel, 2011). Respecto a la temperatura de fusión, ésta se encuentra también dentro del rango nominal de temperatura que va de los 250.0 °C a los 260.0 °C (Y. Kong, 2002), por lo tanto, estos resultados nos confirman que el material de la membrana es PET. La Figura 44 muestra un termograma DSC para una muestra de PET semicristalino donde se pueden apreciar los valores en rango para temperatura de transición vítrea, temperatura de fusión y cristalización (Demirel, 2011).

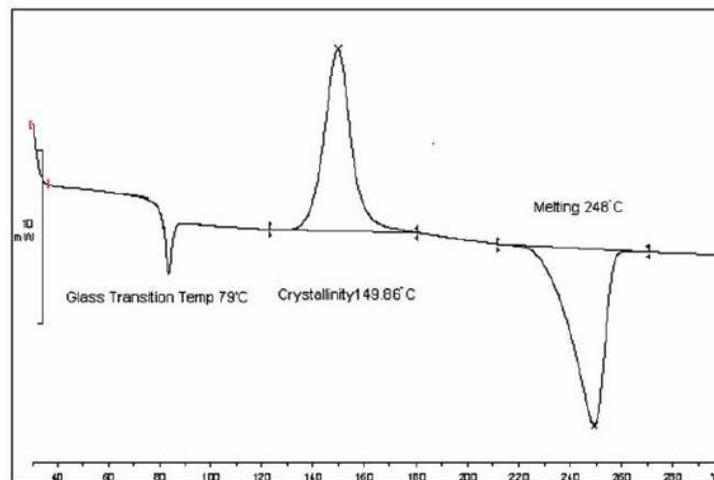


Figura 44. Termograma (DSC) para una muestra de PET semicristalino

6.5 Operación de biorreactor: Remoción de DQO y SST

El primer parámetro analizado fue la demanda química de oxígeno (DQO), tanto del agua residual sintética empleada durante los experimentos, así como del efluente obtenido después de la reacción biológica y el filtrado con membrana. La

tabla 3 muestra la DQO obtenida para cada lote de 2 L. Dado que dichos lotes de 2 L fueron mezclados en su totalidad dentro de contenedores de mayor capacidad, se obtuvo una DQO promedio de 625.4 mg/L. La desviación estándar fue de ± 6.5 mg/L. La Tabla 5 muestra los valores de DQO para cada lote preparado de 2L.

Tabla 1. Valores de DQO para lotes de 2L de agua residual sintética

Lote	DQO
[2 L]	[mg · L ⁻¹]
1	625
2	630
3	626
4	622
5	624
6	615
7	631
8	618
9	637
10	620

Los experimentos se realizaron utilizando tres diferentes caudales, correspondientes a velocidades de subida en alimentación de afluente a 4, 5 y 6 m/h. Estos caudales representan valores circundantes al límite establecido para un reactor Nereda estándar, donde 5 m/h es el valor límite teórico antes de tener un flujo que favorezca la mezcla de líquidos debido al rompimiento de la cama de lodos, por ende 4 m/h sería un valor por debajo de dicho límite y 6 m/h un valor claramente por encima. Para cada caudal se hicieron tres corridas, de las cuales se midió la demanda química de oxígeno, así como la cantidad de sólidos suspendidos totales del efluente en cada una de ellas. La Tabla 6 muestra los valores de DQO y SST obtenidos para cada uno de los casos.

Tabla 2. Características de afluente y efluente, reactor prototipo

Parámetro	Afluente	Efluente								
		18.24 [mL/s]			22.64 [mL/s]			27.20 [mL/s]		
		Corrida	\bar{X}	σ	Corrida	\bar{X}	σ	Corrida	\bar{X}	σ
SST [mg · L ⁻¹]	140	19.85	21.08	0.96	29.57	30.28	0.67	32.88	35.62	2.48
		22.18			31.18			35.09		
		21.22			30.11			38.89		
DQO [mg · L ⁻¹]	625.4	89	91	1.63	105	107	1.63	112	126	10.03
		93			109			131		
		91			107			135		

Se puede observar una relación entre el aumento de caudal o flujo, en términos de velocidad, y la disminución de la calidad del efluente previamente filtrado, en términos de DQO y SST. A menor velocidad de flujo, menor DQO y menor SST. Esto es congruente con el hecho de que a una mayor velocidad la cama de lodos que se forma se rompe debido a que el fluido toma un comportamiento que se aleja de ser laminar y tiende a ser turbulento. Un flujo que comienza a ser turbulento implica un movimiento aleatorio de las moléculas que lo constituyen. Además, la cama de lodos por sí solo actúa como un primer filtro (Seo et al., 2003), por lo que es consecuente que, al reducir la capacidad de un primer filtro, la calidad del efluente sea menor.

Es pertinente notar que de manera gradual después de cada corrida el valor tanto de DQO como SST aumenta, indicando claramente una reducción en la calidad del efluente obtenido. Esto podría deberse principalmente a dos factores, tiempo de retención de lodos y taponeo de membrana. Se requiere de un mayor tiempo de operación del reactor para aumentar el número de ciclos y así poder estudiar ambos parámetros previamente mencionados para establecer si existe una correlación con variaciones respecto a la eficiencia de remoción en DQO y SST.

La conductividad eléctrica en aguas residuales y su tratamiento es un parámetro que en años recientes ha cobrado relevancia buscando verificar si ésta

tiene injerencia en la generación de lodos granulares. (Caizán-Juanarena, 2020). Tomando en cuenta esto se hicieron lecturas de conductividad eléctrica tanto para el agua residual sintética como para el agua tratada por el reactor prototipo. Para el afluente en la velocidad de 5 m/h se obtuvo una conductividad eléctrica promedio de 966 $\mu\text{S/cm}$ con una desviación estándar de $\pm 103.92 \mu\text{S/cm}$, mientras que para el efluente el valor promedio fue de 625.4 $\mu\text{S/cm}$ con una desviación estándar de $\pm 2.65 \mu\text{S/cm}$. La tabla 7 muestra los valores obtenidos.

Tabla 3. Valores de conductividad eléctrica para afluente y efluente, reactor prototipo

Conductividad eléctrica	
Afluente	Efluente
[$\mu\text{S/cm}$]	[$\mu\text{S/cm}$]
1026	625
807	630
1109	626
987	622
901	624

Se ha encontrado que los valores de conductividad eléctrica para diversas fuentes de aguas residuales tales como la industria de alimentos y bebidas, producción de alcohol, papelera y textil, presentan oscilaciones de hasta un 40% a pesar de que el líquido proviene de un mismo sector industrial (Caizán-Juanarena, 2020). En el caso del agua residual sintética utilizada en este trabajo como afluente para el reactor Nereda, si se presentó una variación en conductividad eléctrica entre los diferentes lotes. Lo cual se atribuye a posible sedimentación de los componentes añadidos y por tanto se debe mejorar la homogenización. Cabe destacar que la variación entró dentro de un error tolerable (desviación estándar menor a 10% respecto al valor promedio).

Dado de que en la literatura mencionan que no se observa efecto en un reactor biológico con membrana de microfiltración para retención de sólidos disueltos totales, y por ende una disminución en la conductividad eléctrica del afluente (Sathya, 2019) (Moazzem, 2020), en el presente trabajo se considera que el régimen de flujo laminar influyó en conseguir un valor de conductividad eléctrica homogéneo a la salida del reactor (efluente) en combinación con el consumo de nutrientes por parte de los microorganismos.

6.7 Eficiencia operacional

Para realizar un estudio de la eficiencia del reactor biológico Nereda con membrana a escala laboratorio, construido y operado en las instalaciones de CIMAV, se decidió comparar los resultados de remoción de este prototipo contra los obtenidos por diversos reactores biológicos, tanto de membranas como del tipo Nereda. No se encontró literatura que reportara resultados para reactores Nereda a escala laboratorio, por lo que se utilizaron solo reactores a escala planta de tratamiento de aguas residuales. Uno de los primeros reactores Nereda en reportar resultados fue el ubicado en una planta de tratamiento de aguas residuales en los Países Bajos, específicamente en la localidad de Garmerwolde (Pronk, 2015).

La Tabla 8 muestra comparativos de eficiencia en cuanto a remoción de DQO y SST tanto de reactores biológicos de membranas como de reactores biológicos tipo Nereda, donde se incluye el resultado obtenido en la presente investigación.

Tabla 4. Comparativo de porcentajes de remoción de DQO y SST en diversos tipos de reactores biológicos

Tipo Reactor	DQO (mg/L)	Remoción (%)	SST (mg/L)	Remoción (%)	Referencia
RBMS	681	87.5	71	89.7	M.G. Flores Granados et al, 2019
RBMS	400	86	200	>99	Laera et al, 2005
RBMS	160	92	-	-	Pacheco-Ruiz et al, 2021
Nereda	531	94.7	198	97.4	van Dijk et al, 2021
Nereda	506	87.3	236	91.5	Pronk et al, 2015
Nereda	528	89.2	247	96.4	H. Guo et al, 2020
Nereda/Membrana	625.4	82.9	140	78.4	Esta investigación

Al haberse trabajado con tres velocidades de operación se seleccionó el valor intermedio para realizar dicho comparativo. Debido al periodo en el que el reactor fue operado en este trabajo se considera que no se alcanzó aún la formación de gránulos por lo cual no ha alcanzado aún su operación óptima, sobre todo al ver que no se consiguió un nivel de remoción de SST en comparación a los trabajos previamente reportados en la literatura. Sin embargo, en la remoción de DQO se puede considerar que el valor de remoción sí estuvo al nivel de lo logrado en los reportes de literatura; sobre todo considerando que la concentración inicial en el afluente fue un valor mayor que los trabajos reportados a excepción de Flores Granados (Flores Granados, 2019). En este sentido, no podemos dejar claro que la membrana de microfiltración empleada en este trabajo cumpliera un papel destacado reteniendo macromoléculas orgánicas las cuales son parte de la lectura de la DQO ni tampoco su influencia en la reducción de SST.

Es pertinente mencionar que los resultados del reactor Nereda al fondo de la tabla, específicamente los correspondientes al penúltimo renglón, son de la planta de tratamiento de aguas residuales ubicada en Garmerwolde. Dichos resultados son del año 2019 (Guo, 2020) y representan la continuación de la investigación sobre la implementación de la tecnología Nereda en una misma planta. Los primeros resultados reportados fueron los mostrados en la Tabla 1, resultados obtenidos en el año 2014 (Pronk, 2015). En un periodo de 5 años, se mostró un incremento en la eficiencia de remoción de DQO de 87.3% a 89.2% mientras que de SST un aumento de eficiencia de 91.5% a 96.4%. Esto confirma que la tecnología Nereda aún se encuentra desarrollándose y mejorando, más tomando en cuenta que se han reportado reactores biológicos con membranas cuyos porcentajes de remoción son mayores al 99%.

7. Conclusiones

- Se puso en operación un reactor biológico tipo Nereda con membrana de microfiltración a escala laboratorio con un sensado y control para tener una alimentación estable con régimen de flujo laminar continuo, lo cual permitió descartar las oscilaciones de velocidad de flujo como variable adicional en el estudio.
- De la caracterización realizada a la membrana de microfiltración empleada en el reactor biológico tipo Nereda se encontró que está fabricada con polietilentereftalato (PET), y con un tamaño de poro uniforme.
- En la operación del reactor biológico tipo Nereda que contó con membrana, se observó que a medida que aumentó la velocidad de flujo se tenía un incremento en los parámetros de calidad (DQO y SST), lo cual indica que no se consiguió la madurez en formación de gránulos aerobios.
- El efluente para la velocidad de 5 m/h mostró una conductividad eléctrica homogénea, a pesar de que en el afluente se obtuvo una oscilación alrededor del 10% en valor promedio, lo cual se atribuye a una combinación de efectos tanto del régimen de flujo laminar como del consumo de nutrientes por los microorganismos anaerobios.
- Conforme a los valores máximos permisibles para DQO y SST que señala la NOM-001-SEMARNAT-2021 para el vertido en ríos, arroyos, canales y drenes, en promedio mensual; el desempeño del sistema compuesto de un reactor biológico tipo Nereda con membrana de microfiltración cumplió dichos límites para las velocidades baja y media.

8. Trabajo a futuro

- Llevar a cabo una operación del reactor biológico tipo Nereda con membrana de microfiltración a escala laboratorio con un mayor tiempo de operación de entre 150 a 180 días. Esto con el objeto de obtener el desarrollo de los gránulos aerobios.
- Realizar un monitoreo tanto microbiológico como morfológico de los consorcios microbianos aerobios.
- Probar membranas de microfiltración de diferentes materiales para buscar aquella barrera semipermeable que permita una mejor retención de lodos.
- Monitorear el desempeño del reactor biológico tipo Nereda con membrana mediante el análisis de más parámetros de calidad del agua. Como podrían ser el pH, nitrógeno total, y DBO₅.
- Implementar un control automático con respuesta ante variación de parámetros de calidad del agua para variar flujo de alimentación y con ello buscar la optimización en la operación del reactor.

Referencias

- A. Giesen, L. M. (2013). Advancements in the application of aerobic granular biomass technology. *Water Practice & Technology Vol 8 No 1*, 47-54.
- Amini, A. (2018). *Sedimentation engineering*. IntechOpe.
- Baker, R. W. (2012). *Membrane technology and applications (3rd;3. Aufl.; ed.)*. John Wiley & Sons.
- Bassin, J. P. (2017). Aerobic granular sludge technology. In *Advanced biological processes for wastewater treatment* (pp. 75-142). Springer International Publishing.
- Brandrup, J. (1989). *Polymer Handbook 3. ed.* John Wiley.
- CONAGUA. (2018). *Estadísticas del Agua en México*.
- Cui, Z. F. (2010). *Membrane technology: A practical guide to membrane technology and applications in food and bioprocessing*. Elsevier/Butterworth-Heinemann.
- Davidson, P. A. (2015). *Turbulence: An introduction for scientists and engineers. (Second ed.)*. Oxford University Press.
- Demirel, B. A. (2011). Crystallization Behavior of PET Materials. *BAÜ Fen Bil. Enst. Dergisi Cilt 13(1)*, 26-35.
- Dezotti, M. r. (2018). *Advanced biological processes for wastewater treatment: Emerging, consolidated technologies and introduction to molecular techniques*. Springer International Publishing.
- Dieling, C. S. (2021). Hail impact testing: Velocity effects of distance to target specimen. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 211.
- Drews, A. (2010). Membrane fouling in membrane bioreactors—Characterisation, contradictions, cause and cures. *Journal of Membrane Science*, 363, 1-28.
- EL Shahawy, A. E.-S.-M. (2018). Wastewater disinfection using artificial ultraviolet rays technology. In *Unconventional water resources and agriculture in egypt* (pp. 241-312). Springer International Publishing.
- Flores Granados, M. G. (2019). Comparación de un biorreactor con membranas sumergidas con un sistema convencional de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 35, 57-64.
- Guo, H. v. (2020). Digestibility of waste aerobic granular sludge from a full-scale municipal wastewater treatment system. *Water Research (Oxford)*, 173.
- Higgins, M. J. (2015). *Wastewater treatment plant design and operation modifications to improve management of biosolids: Regrowth, odors, and sudden increase in indicator organisms*. WERF.

- Jenkins, D. R. (2004). *Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems*. Lewis Publishers.
- Judd, S. J. (2011). *The MBR book: Principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment (2nd ed.)*. Elsevier/Butterworth-Heinemann.
- Kreuk, M. K. (2004). *Aerobic granule reactor technology*. IWA Publishing.
- Kreuk, M. K. (2006). *Aerobic Granular Sludge - Scaling-up a New Technology. Dissertation Delft University of Technology*. The Netherlands.
- Larkin, P. &. (2011). *Infrared and raman spectroscopy: Principles and spectral interpretation*. Elsevier.
- Manring, N. &. (2020). *Hydraulic control systems (2nd ed.)*. John Wiley & Sons.
- Moazzem, S. (2020). Application of enhanced membrane bioreactor (eMBR) for the reuse of carwash wastewater. *Journal of Environmental Management*.
- Nations, U. (2005-2013). Water Scarcity. *International Decade for Action "Water for Life"*.
- Onodera, T. K. (2021). Differences in the isotopic signature of activated sludge in four types of advanced treatment processes at a municipal wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Management*.
- Pabby, A. K. (2015). *Handbook of membrane separations: Chemical, pharmaceutical, food, and biotechnological applications (Second ed.)*. CRC Press/Taylor & Francis Group.
- Piotrowski, R. &. (2020). Model of aeration system at biological wastewater treatment plant for control design purposes. In *Advanced, contemporary control* (pp. 349-359). Springer International Publishing.
- Prabu, T. (2021). *Fluid mechanics and fluid power*. Springer Singapore.
- Pronk, M. d. (2015). Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research (Oxford)*, 84, 207-217.
- Rittmann, B. E. (2001). *Environmental biotechnology: Principles and applications*. McGraw-Hill.
- Robertson, S. D. (2015). Achieving cost-effective and sustainable wastewater treatment using Nereda. *Civil Engineering: Magazine of the South African Institution of Civil Engineering*, 23(5).
- Royal HaskoningDHV. (2021, Febrero 10). Retrieved from <https://www.royalhaskoningdhv.com/en-gb/nereda/about-nereda-technology>
- Sathya, U. (2019). Evaluation of advanced oxidation processes (AOPs) integrated membrane bioreactor (MBR) for the real textile wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 768-775.
- Socrates, G. (2001). *Infrared and Raman characteristic group frequencies: tables and charts*. John Wiley.

- Spurk, J. H. (2020). *Fluid mechanics*. Springer International Publishing.
- Tchobanoglous, G. S.-O. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery*. McGraw-Hill Education.
- van Dijk, E. J. (2018). Controlling effluent suspended solids in the aerobic granular sludge process. *Water Research (Oxford)* 147, 50-59.
- WWAP. (2006). *The United Nations World Water Development Report 2*.
- Y. Kong, J. H. (2002). Multiple melting behaviour of poly(ethylene terephthalate). *Polymer* 44, 623–633.
- Yoon, S. (2016). *Membrane bioreactor processes: Principles and applications*. CRC Press, Taylor & Francis Group.

8. Anexos

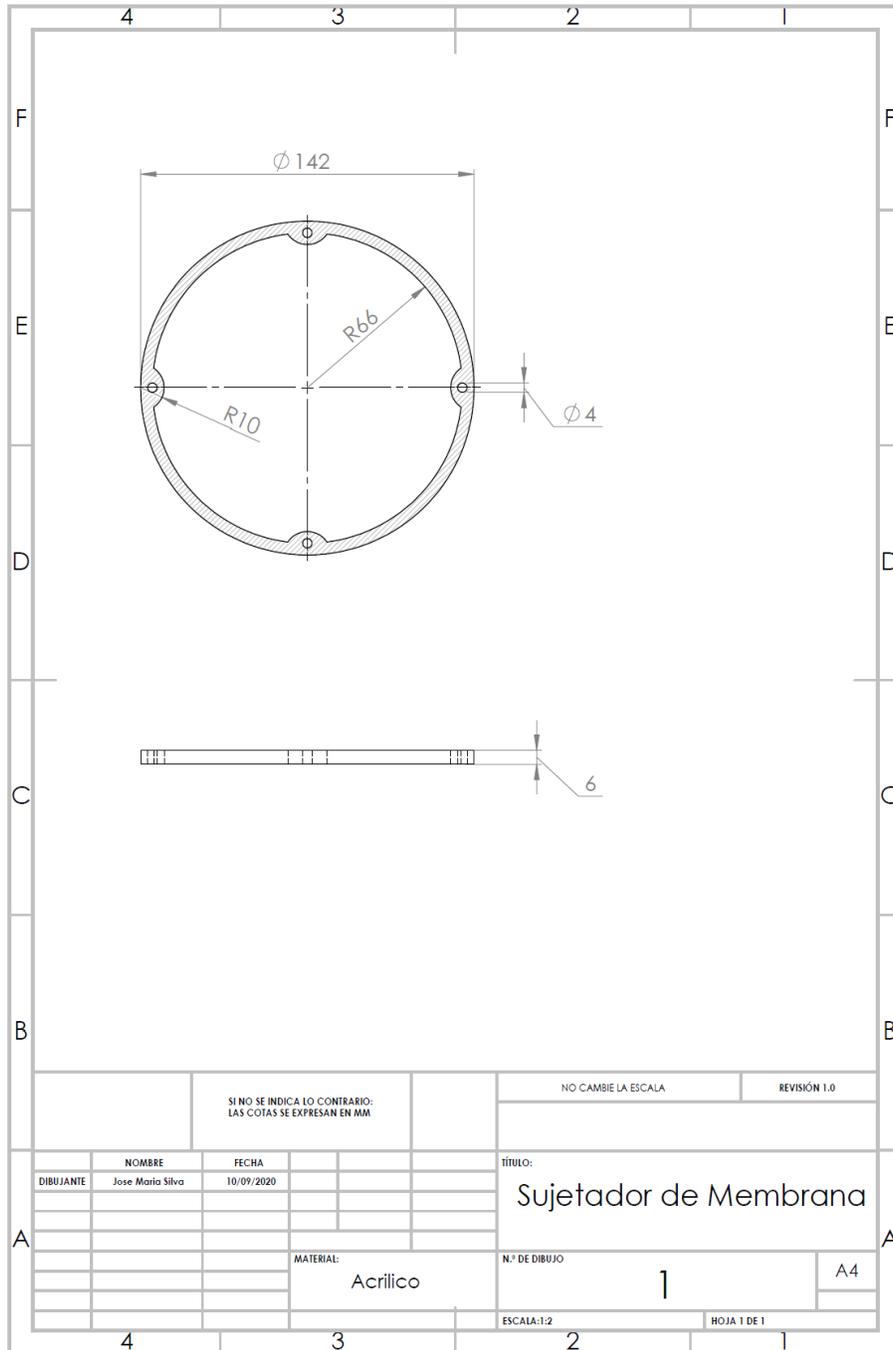


Figura 45. Plano para maquinado de sujetador de membrana

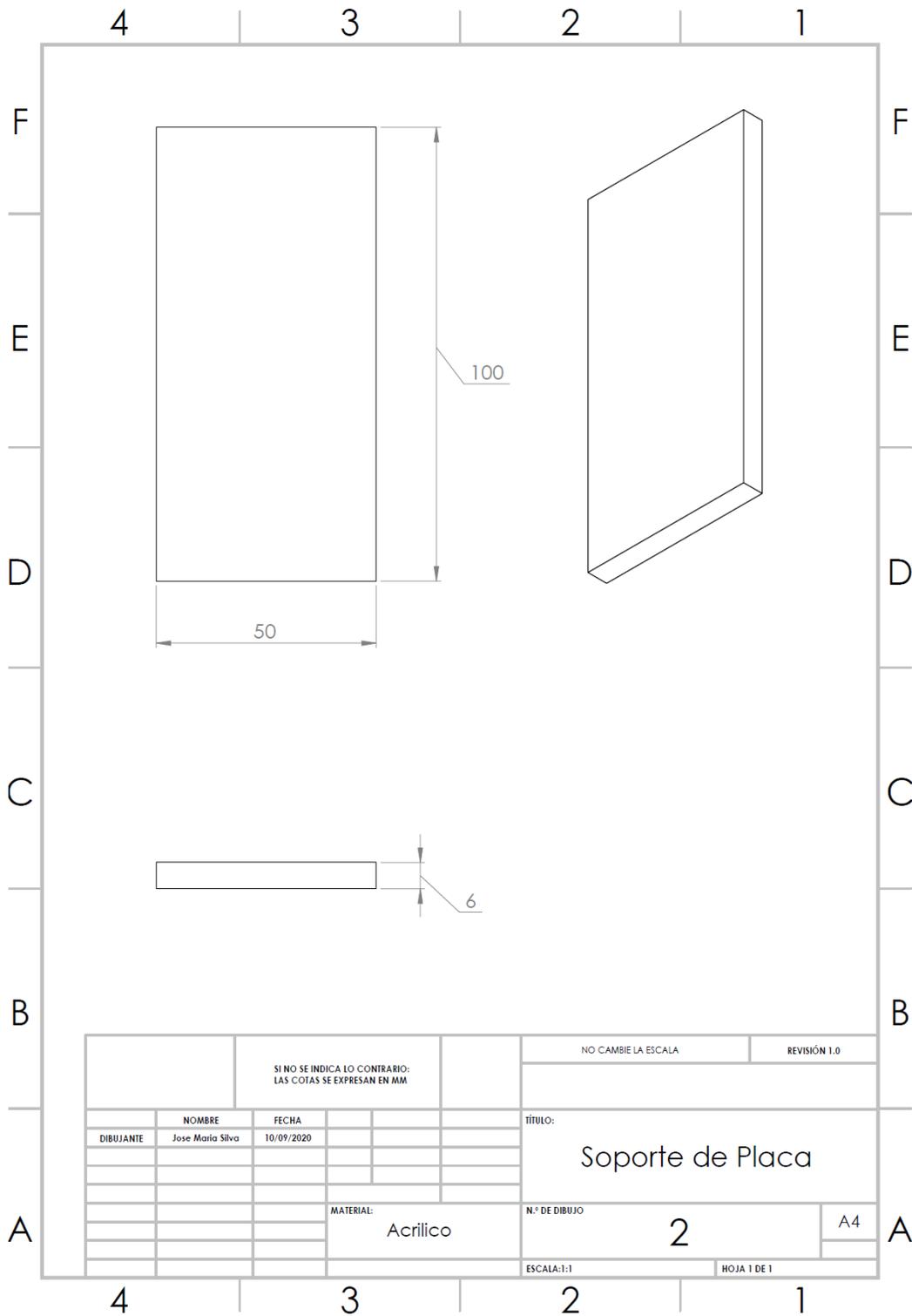


Figura 46. Plano para maquinado de soporte de placa

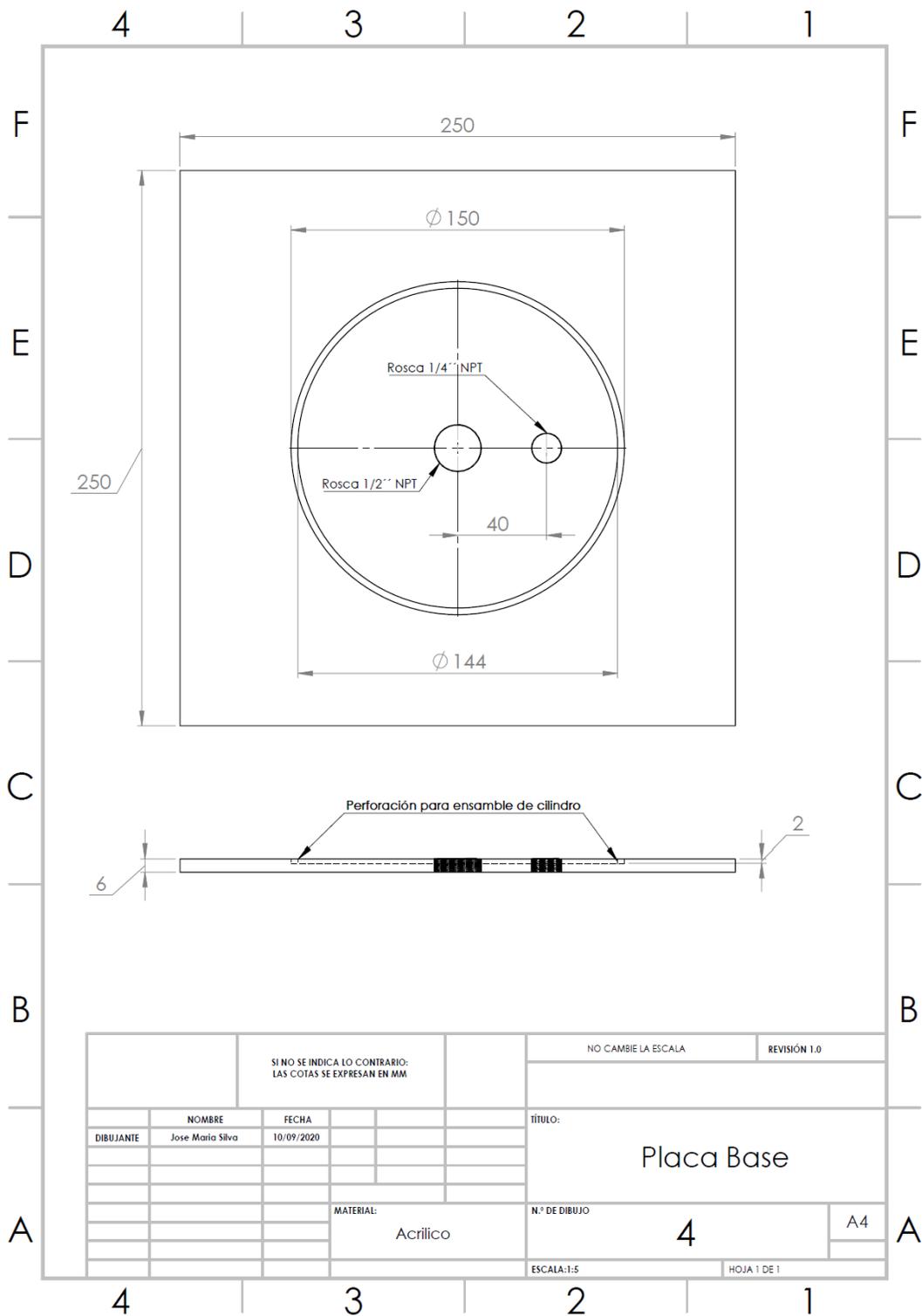


Figura 47. Plano para maquinado de placa base para el reactor

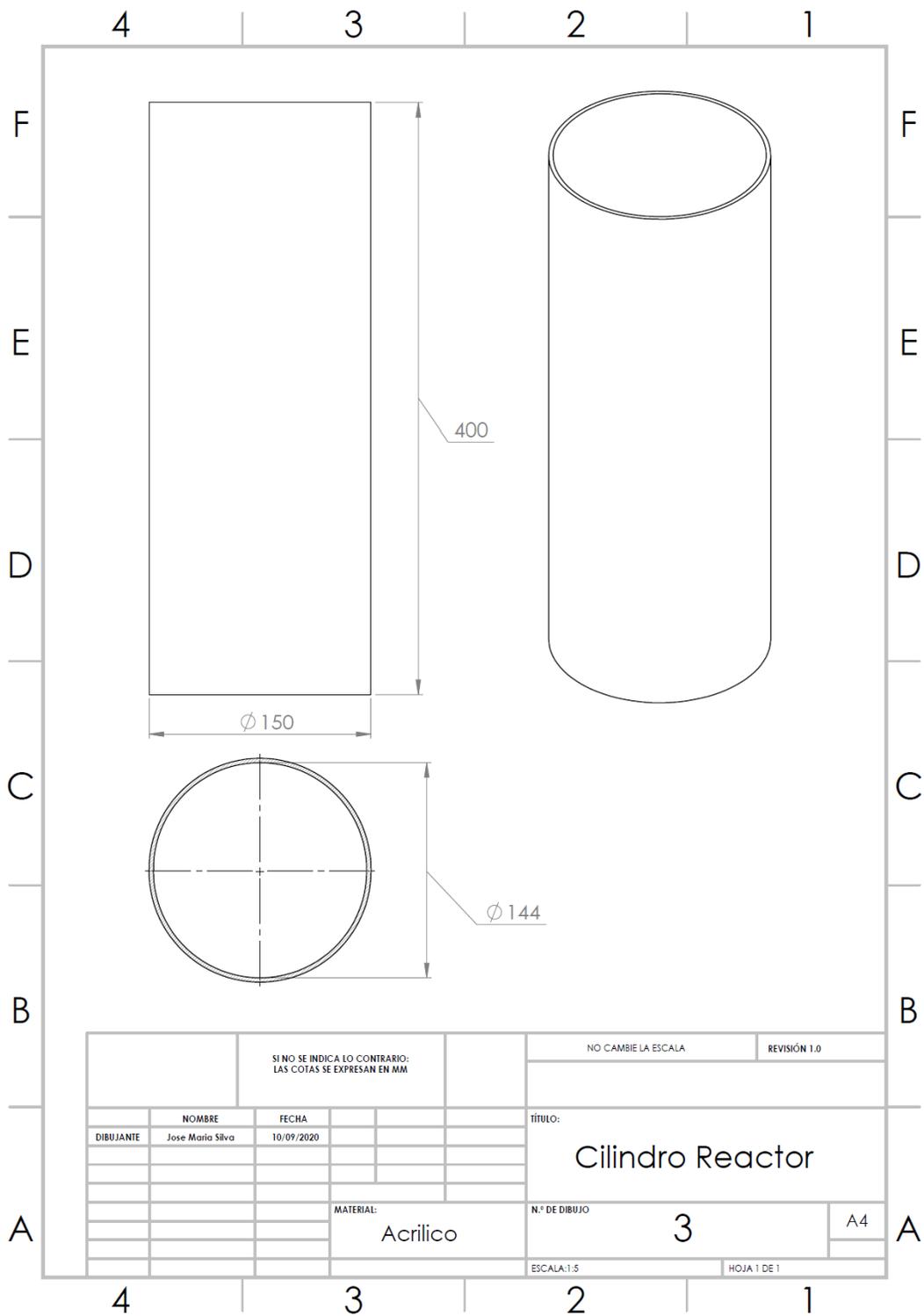


Figura 48. Plano para maquinado de cilindro del reactor

8.1 Pruebas de Fuga y Permeado

Una vez completamente ensamblado el reactor, se procedió a llenarlo completamente de agua y dejarlo en estado de reposo durante 24 h para asegurarse de que no existieran fugas en su estructura ni en las conexiones hidráulicas del mismo. Dichas pruebas de fuga se realizaron a temperatura y presión ambiente. Después del período establecido, no se encontró fuga alguna.

Ya obtenida la certeza de no contar con fugas, se instaló una membrana dentro del reactor para probar las capacidades de permeado de la misma a diferentes flujos, todo esto utilizando agua común y corriente de la red de distribución doméstica.



Figura 49. Fotografía del reactor durante prueba de permeado utilizando agua de red de distribución doméstica

Las pruebas de capacidad de permeado para la membrana fueron llevadas a cabo con tres diferentes caudales (Tabla 9), los cuales serían los mismos a utilizar durante los experimentos. La membrana utilizada es marca AXEON modelo 1188754 con una presión de operación especificada en 30 Psi. Dicha membrana fue sumergida para enjuague en agua común durante 2 h previas a su uso según lo sugerido por el fabricante.

Tabla 5. Caudal y velocidad de subida en afluyente para pruebas de permeado.

<u>Velocidad</u>	<u>Caudal</u>
[m/h]	[mL/s]
4	18.24
5	22.64
6	27.20

La conversión entre caudal y velocidad se realizó tomando en cuenta la geometría del reactor biológico. El reactor tiene una configuración cilíndrica, con un diámetro externo de 15 cm (0.15 m). El grosor de la pared de acrílico es de 3 mm, lo que deja un diámetro interno de 144 mm (0.144 m). Esto nos deja con un área transversal para el cilindro de 0.01629 m². Dado que la altura total del reactor es de 40 cm (0.4 m), la capacidad total aproximada de dicho reactor es de 0.0065 m³ o 6.5 L, dividido en dos secciones gracias a la ubicación de la membrana justo a la mitad de la altura del cilindro del reactor (0.2 m), por lo tanto, teniendo una capacidad de contener 3.25 L por debajo de la membrana y 3.25 L por encima.

$$A = \pi r^2$$

Donde A es el área transversal del cilindro del reactor (m^2) y r representa el radio del cilindro del reactor (m).

$$V = A \cdot h$$

Donde V es el volumen del reactor (m^3), A se refiere al área transversal del cilindro del reactor (m^2) y h = indica la altura del cilindro del reactor (m).

Conociendo la capacidad volumétrica del reactor, se calculó el caudal necesario, en mL/s, para recorrer de manera vertical 4 m en 1 h, 5 m en 1 h y 6 m en 1 h, respectivamente. Dichos cálculos se hicieron alimentando el reactor hasta una altura de 0.2 m (o 3.25 L de capacidad) que es donde se sitúa la membrana y donde la velocidad al afectar el comportamiento del flujo haciéndolo más laminar o turbulento tiene un efecto directo en la mezcla de líquido.

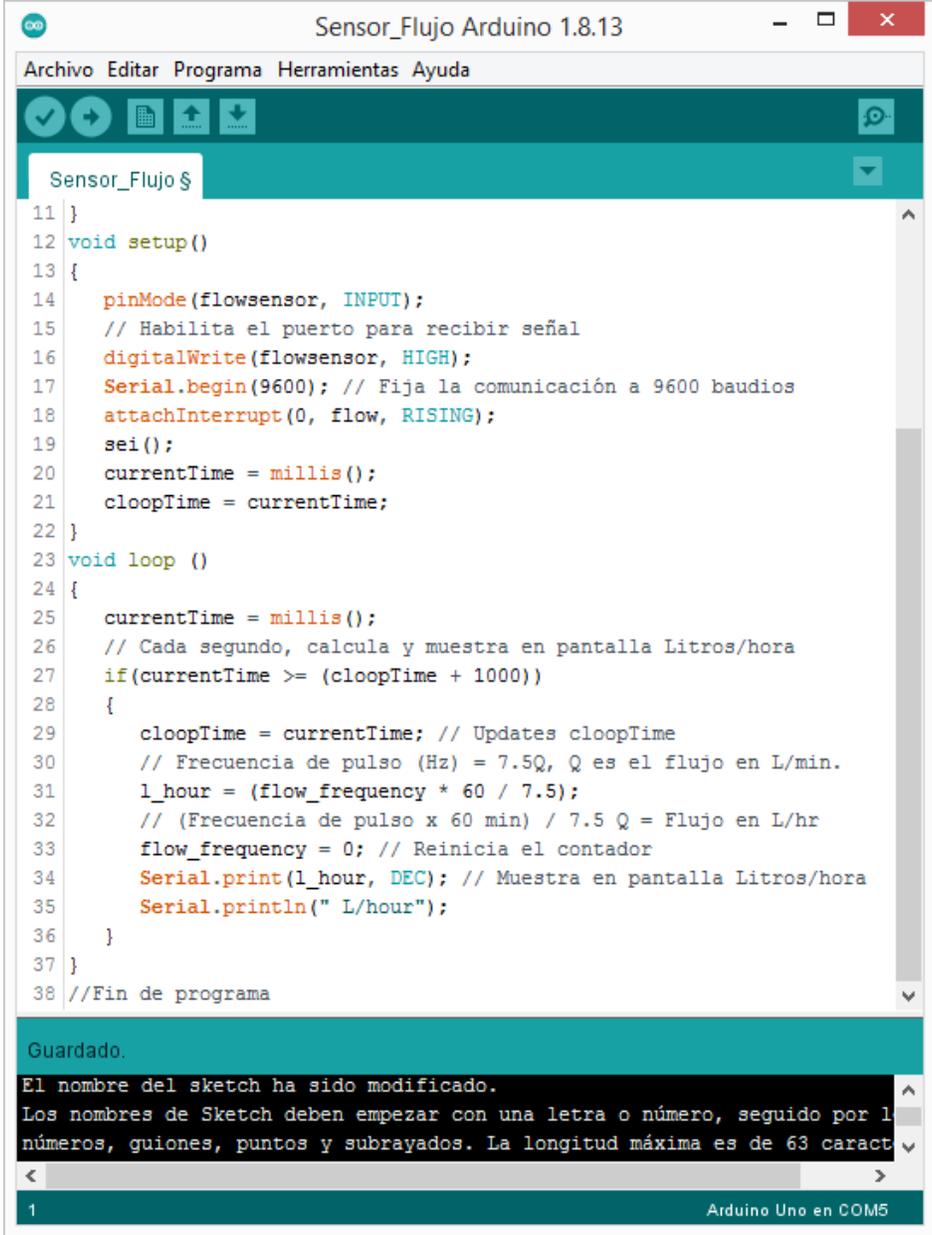
Para regular el caudal se utilizó una válvula de aguja, en conjunto con el sensor de flujo, el cual permitía monitorear en tiempo real el flujo según se abría o se cerraba manualmente la válvula. Basándose en la literatura [9], se optó por establecer velocidades de subida nominales alrededor de la velocidad de 5 m/h, una con un valor superior, otra con un valor inferior y finalmente, una tercera exactamente en ese valor.

8.2 Código empleado en programación de sensores



```
Sensor_Flujo Arduino 1.8.13
Archivo Editar Programa Herramientas Ayuda
Sensor_Flujo §
1 //Jose Maria Silva Corrugado - Código para Sensor de Flujo
2
3 volatile int flow_frequency; // Mide pulsos del sensor
4 unsigned int l_hour; // Calcula Litros/hora
5 unsigned char flowsensor = 2; // Señal de Entrada del Sensor
6 unsigned long currentTime;
7 unsigned long cloopTime;
8 void flow () // Interrupt function
9 {
10     flow_frequency++;
11 }
12 void setup()
13 {
14     pinMode(flowsensor, INPUT);
15     // Habilita el puerto para recibir señal
16     digitalWrite(flowsensor, HIGH);
17     Serial.begin(9600); // Fija la comunicación a 9600 baudios
18     attachInterrupt(0, flow, RISING);
19     sei();
20     currentTime = millis();
21     cloopTime = currentTime;
22 }
23 void loop ()
24 {
25     currentTime = millis();
26     // Cada segundo, calcula y muestra en pantalla Litros/hora
27     if(currentTime >= (cloopTime + 1000))
28     {
Guardado.
El nombre del sketch ha sido modificado.
Los nombres de Sketch deben empezar con una letra o número, seguido por 1
números, guiones, puntos y subrayados. La longitud máxima es de 63 caract
1 Arduino Uno en COM5
```

Figura 50. Primeras líneas de código del programa de lectura del sensor de flujo



```
11 }
12 void setup()
13 {
14   pinMode(flowsensor, INPUT);
15   // Habilita el puerto para recibir señal
16   digitalWrite(flowsensor, HIGH);
17   Serial.begin(9600); // Fija la comunicación a 9600 baudios
18   attachInterrupt(0, flow, RISING);
19   sei();
20   currentTime = millis();
21   cloopTime = currentTime;
22 }
23 void loop ()
24 {
25   currentTime = millis();
26   // Cada segundo, calcula y muestra en pantalla Litros/hora
27   if(currentTime >= (cloopTime + 1000))
28   {
29     cloopTime = currentTime; // Updates cloopTime
30     // Frecuencia de pulso (Hz) = 7.5Q, Q es el flujo en L/min.
31     l_hour = (flow_frequency * 60 / 7.5);
32     // (Frecuencia de pulso x 60 min) / 7.5 Q = Flujo en L/hr
33     flow_frequency = 0; // Reinicia el contador
34     Serial.print(l_hour, DEC); // Muestra en pantalla Litros/hora
35     Serial.println(" L/hour");
36   }
37 }
38 //Fin de programa
```

Guardado.

El nombre del sketch ha sido modificado.
Los nombres de Sketch deben empezar con una letra o número, seguido por 1
números, guiones, puntos y subrayados. La longitud máxima es de 63 caract

1 Arduino Uno en COM5

Figura 51. Continuación del código correspondiente al programa de lectura del sensor de flujo.

