



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

Facultad de Ciencias de la Vida

Ingeniería en Biotecnología

Tratamiento de aguas residuales de piscicultura con fines de reutilización y análisis de mecanismos de bloqueo de poro

Pablo Iván Guerra Gómez

Agosto, 2020, ciudad de Tena, Napo, Ecuador

Declaración de derecho de autor, autenticidad y responsabilidad

Tena, 24 de marzo de 2020

Yo, Pablo Iván Guerra Gómez con documento de identidad N° 1721970331, declaro que los resultados obtenidos en la investigación que presento en este documento final, previo a la obtención del título de Ingeniería en Biotecnología son absolutamente inéditos, originales, auténticos y personales.

En virtud de lo cual, el contenido, criterios, opiniones, resultados, análisis, interpretaciones, conclusiones, recomendaciones y todos los demás aspectos vertidos en la presente investigación son de mi autoría y de mi absoluta responsabilidad.

Por la favorable atención a la presente, suscribo de usted,

Atentamente,

Firma:



Pablo Iván Guerra Gómez

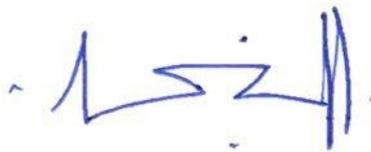
Certificado de dirección de trabajo de integración curricular

Certifico que el trabajo de integración curricular titulado: “Tratamiento de aguas residuales de piscicultura con fines de reutilización y análisis de mecanismos de bloqueo de poro”, en la modalidad de: proyecto de investigación en formato tesis, fue realizado por: Pablo Iván Guerra Gómez, bajo mi dirección.

El mismo ha sido revisado en su totalidad y analizado por la herramienta de verificación de similitud de contenido; por lo tanto, cumple con los requisitos teóricos, científicos, técnicos, metodológicos y legales establecidos por la Universidad Regional Amazónica Ikiam, para su entrega y defensa.

Tena, 24 de agosto de 2020

Firma:



Miguel Herrera Robledo

C.I: G07498271

Agradecimientos

Al estado ecuatoriano por financiar mis estudios de pregrado a través del programa de Becas Nacionales “Eloy Alfaro”.

A la Universidad Regional Amazónica Ikiam, a su personal y docentes, por haberme guiado y apoyado en todo el transcurso de mi carrera.

A mi tutor de tesis, Miguel Herrera, por las múltiples charlas y consejos y su apoyo durante mi desarrollo académico. Al proyecto Hi-Water, por el apoyo logístico y financiero proporcionado para la elaboración de este trabajo.

Un especial agradecimiento a mis padres y familiares cercanos, por todo su apoyo, sacrificios, tiempo y esfuerzo invertidos para poder llevar a cabo este objetivo.

Agradecer a mis compañeros y amigos que contribuyeron en gran parte a mi formación y desarrollo académico, profesional y personal.

INDICE GENERAL

1.1	Antecedentes.....	1
1.1.1	El cambio climático y su afectación en el régimen hídrico	1
1.1.2	Uso del agua a nivel global y disponibilidad en América Latina	2
1.1.3	Consecuencias y efectos de la expansión de la frontera agrícola y pecuaria en el manejo del agua.....	2
1.1.4	Alcance e importancia de las actividades acuícolas.....	3
1.1.5	Manejo y control de sistemas acuícolas	5
1.1.6	Procesos usados en el tratamiento de agua de origen piscícola	8
1.1.7	Tecnología de filtración con membranas.....	9
1.1.8	Fenómenos asociados al taponamiento de membranas y aproximaciones matemáticas.....	11
1.2	Planteamiento del problema.....	14
1.3	Justificación de la Investigación	15
1.4	Objetivos de la investigación.....	16
1.4.1.	Objetivos Generales.....	16
1.4.2.	Objetivos Específicos.....	16
CAPÍTULO II: MARCO METODOLÓGICO		17
2.1	Sitio de muestreo	17
2.2	Materiales y diseño experimental	17
2.3	Experimentos y filtración.....	19
2.4	Modelos de bloqueo de poro	19
2.6	Caracterización de muestra.....	19
2.7	Análisis molecular de las muestras.....	20
2.8	Parámetros calculados	20
CAPÍTULO III: PRESENTACIÓN DE DATOS Y RESULTADOS.....		21
3.1	Calidad del agua y parámetros de operación del sistema	21
3.2	Descripción de los mecanismos de bloqueo de poro para etapas tempranas de ultrafiltración	24
3.3	Características de la estructura de torta taponante formada en el proceso de ultrafiltración	24
CAPÍTULO IV: INTERPRETACIÓN Y DISCUSIÓN.....		28
4.1	Análisis de calidad del filtrado.....	28
4.2	Formación inicial del prefiltro y la torta taponante	30
4.2.1	Interacciones membrana - taponante	30
4.2.2	Interacciones taponante-taponante	31
4.3	Crecimiento y maduración de la torta taponante.....	31

4.3.1	Interacciones membrana- taponante	31
4.3.2	Interacciones taponante – taponante	32
4.4	Implicaciones y perspectivas futuras.....	34
CAPÍTULO V: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES		35
REFERENCIAS.....		36

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Resumen de las leyes de Bloqueo	13
Tabla 2.	Propiedades de membranas utilizadas	18
Tabla 3.	Cumplimiento de normativa para los efluentes obtenidos	23
Tabla 4.	Disminución del flujo de permeado* para cada experimento a diferentes volúmenes de permeado	24
Tabla 5.	Parámetros utilizados para el modelo de Kozeny-Carman para porosidad específica de la torta.....	26
Tabla 6.	Dimensión fractal para la torta taponante.....	27

INDICE DE FIGURAS

Figura 1	Representación esquemática de los patrones de fouling en las leyes de filtración	12
Figura 2.	Esquema del sitio de muestreo.....	17
Figura 3.	Diagrama del sistema experimental utilizado.....	18
Figura 4.	Porcentajes de remoción para los diferentes parámetros* obtenidos luego de cada proceso de filtración.	22
Figura 5.	Perfil de flujo respecto al volumen de permeado para los 3 experimentos realizados. ...	23
Figura 6.	Perfil de flujo normalizado para los sistemas de ultrafiltración evaluados.....	25
Figura 7.	Resistencia Hidráulica específica para la torta formada en las membranas con diferentes cortes de peso molecular.....	26
Figura 8.	Evolución de la Porosidad Efectiva promedio durante la formación de torta para las membranas con diferentes cortes de peso molecular.	27
Figura 9.	Ilustración de la escala observada indicativa de la estructura fractal que ocurre durante la formación de la torta taponante.....	28
Figura 10.	Influencia del tamaño de poro en la porosidad de la estructura taponante formada durante el proceso de filtración.....	32
Figura 11.	Modelo propuesto para la formación de torta taponante.	34

INDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Parámetros de calidad de agua de afluente y efluente de ultrafiltración de agua de uso acuícola	44
Anexo 2. Gráfico del cociente del tiempo y volumen respecto al volumen de permeado para los experimentos realizados con membranas de diferente corte de peso molecular.....	45
Anexo 3. Cuantificación de ADN extraído de las membranas con diferente corte de peso molecular	45

Resumen

En el escenario climático actual resulta importante explorar afluentes de agua no convencionales para mantener la seguridad hídrica; este es el caso de los afluentes de origen acuícola. Una de las tecnologías más utilizadas para la producción de agua potable es la Ultrafiltración. A pesar de su amplio uso, el principal inconveniente de esta tecnología es el taponamiento de membranas. Con el fin de tener un mayor entendimiento de los procesos de taponamiento se han desarrollado múltiples modelos para caracterizar el fouling de membrana. El presente estudio evalúa el proceso de ultrafiltración de afluentes de origen piscícola y utiliza los modelos estructurales y de taponamiento de poro para obtener información de la estructura taponante formada durante el tratamiento. Muestras de agua usadas para la producción de peces fueron colectadas y filtradas a través de membranas de ultrafiltración, analizando parámetros fisicoquímicos, microbiológicos, moleculares y asociados al proceso de ultrafiltración. Los resultados muestran que la ultrafiltración de afluentes con altas cargas de contaminantes forma estructuras taponantes más altas y más porosas respecto a las estructuras formadas por afluentes menos contaminados. A partir de estos resultados se propone un modelo conceptual de taponamiento de membrana por etapas. En cada una de las etapas ocurren interacciones membrana-taponante y taponante-taponante. Se sugiere en investigaciones futuras realizar exploraciones con el análisis de un mayor número de contaminantes, la comparación de los resultados experimentales obtenidos con modelos de contaminantes y explorar con mayor profundidad las poblaciones microbianas asociadas a este proceso.

Palabras Clave

Ultrafiltración; acuicultura; modelos de bloqueo de poro; fouling de membrana; modelo de fouling

Abstract

In the current climate scenario, it is important to explore unconventional water sources to maintain water security; this is the case of water from aquaculture. One of the most used technologies for the production of drinking water is Ultrafiltration. Despite its wide use, the main drawback of this technology is membrane plugging. In order to have a better understanding of plugging processes, multiple models have been developed to characterize membrane fouling. The present study evaluates the ultrafiltration process of water from fish farms and uses structural and pore plugging models to obtain information on the plugging structure formed during treatment. Water samples used for fish production were collected and filtered through ultrafiltration membranes, analyzing physicochemical, microbiological, molecular parameters and those associated with the ultrafiltration process. The results show that the ultrafiltration of sources with high pollutant loads forms higher and more porous plugging structures compared to structures formed by less contaminated tributaries. Based on these results, a conceptual model of membrane plugging in stages is proposed. Membrane-foulant and foulant-foulant interactions occur in each of the stages. It is suggested future research to carry out explorations with the analysis of a greater number of pollutants, the comparison of the experimental results obtained with pollutant models and to explore in greater depth the microbial populations associated with this process.

Keywords

ultrafiltration; aquaculture; pore blocking models; membrane fouling; fouling model

CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

1.1 Antecedentes

1.1.1 El cambio climático y su afectación en el régimen hídrico

Desde inicios de la revolución industrial del siglo XIX ha ocurrido un incremento pronunciado en las emisiones globales de gases de efecto invernadero. Este fenómeno se ha relacionado con el desarrollo de la maquinaria, los motores de combustión y al consecuente consumo de combustibles que predominaron en varias actividades humanas desde esta época. El consumo de combustibles fósiles ha desencadenado un proceso de incremento en la temperatura global [1]. El incremento en la temperatura media de la superficie global aumentó en 0.87°C en el periodo 2006-2015 comparándolo con el periodo 1850 – 1900 [2].

En el acuerdo de París se establece el compromiso de mantener el aumento de la temperatura media anual por debajo de los 2°C y realizar esfuerzos para limitar el incremento a 1.5°C con respecto a los niveles preindustriales. Ante este escenario, los últimos reportes sobre el cambio climático realizados por Naciones Unidas se enfocaron en evaluar el impacto que estos incrementos tendrían en sistemas de origen natural y antropogénico. Entre los impactos se mencionaron incrementos en la temperatura de la tierra y regiones oceánicas, altas precipitaciones y probabilidad de sequías en algunas regiones [3].

Desde mediados del siglo XX se han observado cambios en la intensidad y frecuencia de eventos climáticos extremos en varias regiones [4]. Se espera una reducción en el número de días lluviosos y un incremento en la intensidad de las precipitaciones en zonas tropicales [5]. Estos cambios climáticos generarían modificaciones significativas en el régimen hidrológico de numerosos cuerpos de agua [6]. Se estima un decrecimiento general en la escorrentía de sistemas fluviales en la región del mediterráneo, Australia y América Latina debido al cambio climático. En la región amazónica, se espera una reducción en la escorrentía de entre el 5 y el 15 % [5]. Así también, en la región de América del Sur se estima que existirán variaciones tanto en precipitaciones como en evapotranspiración. Estas modificaciones podrían ocasionar sequías estacionales o reducción de la cantidad de agua disponible en la región [7].

1.1.2 Uso del agua a nivel global y disponibilidad en América Latina

El 0.1% del volumen global de agua (1.4 mil millones de km³) es agua dulce accesible [8], su uso se ha incrementado por un factor de 6 durante los últimos 100 años y crece a una tasa del 1% anual [7]. A nivel global se utiliza un 69% del agua extraída para fines agrícolas (incluyendo irrigación, agua para mantenimiento de ganado y acuicultura), 23% para fines municipales y 18% para fines industriales. Otro sector que debe ser considerado como uso antropogénico del agua es la evaporación de agua presente en reservorios artificiales, mismo que ha incrementado desde mediados del siglo XX [9]. El consumo de agua se incrementará en los últimos años debido principalmente al crecimiento de la población mundial. Se estima que entre un 40% y un 60% de la población vivirán en condiciones de estrés de agua para el año 2050 [7,10].

Latinoamérica presenta el mayor suministro de agua a nivel global. Cerca de un tercio de los recursos hídricos globales se encuentran en América del Sur [11]. Factores como la gran heterogeneidad en la distribución de los recursos hídricos y la gran acumulación de personas en zonas con baja disponibilidad hídrica limitan considerablemente su uso óptimo a nivel regional [6]. Se estima que para 2050 el agua utilizada para agricultura aumentará en un 45% respecto al consumo registrado en 2010 [12]. En América del Sur la reducción de la criósfera presente en la cordillera de los Andes modificará la distribución estacional de agua, ocasionando reducciones en el abastecimiento en regiones semiáridas [3]. Este fenómeno podría afectar considerablemente a ciudades como Lima, Sao Paulo y Ciudad de México, las cuales presentarían problemas de abastecimiento en los próximos años [13]. En América Latina y el Caribe se estima que aproximadamente un 20% de la población vivirá en condiciones de estrés severo de agua para el año 2050 [12].

1.1.3 Consecuencias y efectos de la expansión de la frontera agrícola y pecuaria en el manejo del agua

Al igual que el promedio mundial, en América Latina la mayoría del agua extraída (51%) es utilizada para actividades relacionadas a la agricultura, incluyendo irrigación, agua para mantenimiento de ganado y acuicultura. Las principales actividades de uso de suelo en la región corresponden a deforestación y producción agrícola, tanto para subsistencia como para producción masiva y exportación [14]. A nivel regional las zonas costeras de América Latina presentarán niveles de estrés hídrico de moderado a severo para el año 2050. En

varias zonas esto será ocasionado por el crecimiento de la producción industrial y la expansión de la frontera agrícola y pecuaria [12].

El cambio en el uso del suelo descrito en la sección previa constituye una fuente de presión sobre la biodiversidad y los recursos naturales circundantes [15]. A su vez, este fenómeno ocasiona un aumento de la escorrentía superficial y aumenta la emisión de nutrientes [16], o liberación de nutrientes en sistemas lóticos que al depositarse en sistemas lenticos pueden generar problemas ambientales y pérdidas económicas. En América Latina se estima que para el año 2050, la emisión de nutrientes se incremente en un 57% con respecto a las emisiones de nutrientes generadas en 2010 [12]. Producto de este proceso se ha descrito un fenómeno conocido como la paradoja P. Este concepto describe la simultánea sobreabundancia de fósforo que perjudica la calidad del agua y perspectiva de la escasez global del fósforo para la producción agrícola futura [17].

Se han reportado previamente casos de estudio de zonas productivas basadas en el enfoque de recuperación de nutrientes del ambiente y reutilización [18,19]. Por ejemplo, en el área de la producción de alimentos existen enfoques que buscan adaptar modos existentes de producción alimenticia con mecanismos de producción de agua segura [7]. Existen también ejemplos en el área piscícola, donde los sistemas de cultivo basados en estanques presentan múltiples ventajas si se aplican a pequeña escala. Entre las ventajas se pueden mencionar la capacidad de tener propósitos múltiples adicionales a la crianza de animales como el almacenamiento de agua para consumo, suministro de agua agrícola, ganadero y retención de aguas pluviales [20]. Este tipo de sistemas son mucho más resilientes y sostenibles en el tiempo, ya que se pueden implementar de manera regenerativa y ecológica. Los desechos sólidos de los sistemas piscícolas pueden ser usados como fertilizantes agrícolas. Este paradigma puede implementarse como un sistema cerrado para la producción de peces y plantas [21].

1.1.4 Alcance e importancia de las actividades acuícolas

Durante los últimos años la acuicultura ha tenido un incremento importante. La producción acuícola global se ha incrementado en un 30 % durante en el periodo 2011 - 2016, alcanzando 80 millones de toneladas en este último año. De esta producción, el 64 % corresponde a producción acuícola en aguas interiores; se estima que la producción acuícola aumente en 82 millones de toneladas para 2050 [22]. Como bien de exportación,

el 35% de la producción global de peces se comercializan en el mercado internacional, produciendo 143 mil millones de dólares en 2016 [23]. En el escenario climático estimado para los años venideros, se espera un incremento en los precios de los alimentos entre un 3 y un 84% para el año 2050 [5]. Una porción de 150 g de pescado provee entre el 50 y 60 % del requerimiento proteico de una persona adulta. En términos de impacto ecológico, el 80 % de los países han incluido sistemas acuícolas en sus áreas prioritarias de adaptación [23].

A diferencia de la producción de animales terrestres que se limita a un pequeño grupo de especies, para procesos acuícolas se han domesticado 449 especies con un incremento del 3% anual [24]. En lo que concierne a rendimiento y eficiencia de producción los sistemas acuícolas, la relación de conversión de alimentación se ha incrementado para todas las principales especies acuícolas producidas a nivel global en los últimos años[25]. Existe una considerable liberación de nutrientes en sistemas acuícolas. Se ha reportado que 80% del peso seco de alimento usado en un sistema de acuicultura es liberado como excretas de los animales [26]. Por otro lado, un 25% del alimento aplicado terminará convertido en sólidos suspendidos [27].

La producción acuícola con fines comerciales se realiza en sistemas extensivos y semi-intensivos. Esta clasificación está definida según el grado de productividad que se pretende obtener. Los sistemas extensivos utilizan cuerpos de agua abundantes y se caracterizan por una baja productividad (50-300 kg/ha/año) debido a que se usa como fuente principal de alimentación la materia presente en el cuerpo de agua y presentan un bajo nivel de recambio. Por otro lado, el sistema semi-intensivo busca generar una productividad superior a 2 Tm/ha/año, por lo que se hace uso de fertilizantes, alimentos complementarios y se realiza principalmente en estanques de menor tamaño a los empleados en los sistemas extensivos [28]. Para responder a las diferentes necesidades locales y productivas se han desarrollado también múltiples estrategias de cultivo piscícola. Entre ellas se pueden nombrar la formación de estanques, el cultivo de peces en canales de flujo. Los sistemas acuícolas recirculantes, sistemas basados en bioflocs, sistemas acuícolas particionados y sistemas acuapónicos [29]. En la mayoría de los sistemas acuícolas antes mencionados la generación de material de desecho es un problema tanto de carácter ambiental como económico. Uno de los sistemas que ha captado mayor atención en los últimos años es el

cultivo utilizando técnicas acuapónicas. Estos sistemas combinan los sistemas acuícolas recirculantes con la producción de plantas sin necesidad de usar suelo. Su éxito radica en la capacidad de aprovechar una considerable fracción de los nutrientes liberados en sistemas piscícolas para el crecimiento de plantas, así como optimizar el consumo de agua que recircula a través del sistema [30].

1.1.5 Manejo y control de sistemas acuícolas

El agua usada para el sistema piscícola debe ser procesada o cambiada periódicamente para asegurar la supervivencia de las especies cultivadas. Una calidad de agua inadecuada puede generar baja rentabilidad, calidad de producto inadecuada y potenciales riesgos a la salud humana [31,32]. Con el fin de optimizar las condiciones de los sistemas de producción piscícola se han identificado ciertos requerimientos que deben ser monitoreados y regulados para optimizar el desarrollo de los peces. Los parámetros recomendados para sistemas piscícolas de agua dulce incluyen pH, alcalinidad, oxígeno disuelto, nitrógeno, fósforo, sólidos [33] y coliformes [34].

El pH puede afectar la salud de los peces; un pH ácido puede ocasionar un bajo crecimiento y puede afectar su reproducción [35] y niveles de pH inadecuados pueden ocasionar la muerte de especies [32]. El pH fluctúa de manera diaria alcanzando valores máximos al iniciar la noche y mínimos al iniciar la mañana. La variación en el pH influye sobre otras especies químicas presentes en el agua, cambiando su solubilidad y biodisponibilidad como en el caso del fósforo inorgánico y dióxido de carbono que se reduce a niveles bajos de pH [34].

La alcalinidad es la capacidad de neutralizar ácido de un cuerpo de agua. Es un parámetro importante en sistemas acuícolas porque evita que existan fluctuaciones altas de pH al funcionar como una solución tampón [32]. Este parámetro se encuentra relacionado con la dureza del agua, un parámetro que mide la concentración de todos los cationes divalentes en el agua, principalmente calcio y magnesio. La alcalinidad total del agua natural bordea los 50 mg/L en áreas con suelos ácidos, mientras que en suelos neutros o básicos las aguas presentan niveles de alcalinidad de entre 50-200 mg/L. La alcalinidad también está relacionada con el grado de humedad o aridez del entorno; generalmente en regiones áridas los depósitos de agua presentan durezas más elevadas que en regiones con mayor humedad [36].

El oxígeno disuelto (DO) es uno de los parámetros más importantes en acuicultura, ya que permite la respiración y el desarrollo de otras actividades metabólicas de los peces. Bajos niveles de oxígeno disuelto pueden ocasionar muerte de peces [35]. La concentración de DO decrece cuando la salinidad y la temperatura aumenta [36].

El nitrógeno es uno de los nutrientes limitantes de la fotosíntesis. Los niveles de éste dependen ampliamente de reacciones mediadas por fitoplancton y bacterias. Puede estar presente en forma de nitrógeno molecular (N_2), amoníaco (NH_3), amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) y nitrógeno orgánico. Todos los aspectos del ciclo del nitrógeno se llevan a cabo en sistemas acuícolas y lagos, exceptuando la transformación de nitrógeno atmosférico a nitrógeno amoniacal [36].

El nitrógeno amoniacal es el producto inicial de la descomposición de desechos nitrogenados, por lo que puede correlacionarse con la cantidad de alimento no aprovechada y la densidad de la población. Algunas bacterias y algas pueden fijar el nitrógeno molecular, y cuando mueren y se descomponen y lo liberan en el agua en forma de NH_3 [36]. El nitrógeno amoniacal puede estar presente en su forma ionizada (NH_4^+) o desionizada (NH_3). Generalmente el NH_4^+ no afecta al sistema acuícola y se trasfiere a la atmósfera, sin embargo, el NH_3 es tóxico y su concentración aumenta con el pH y la temperatura. El NH_3 puede ocasionar daño de agallas de los peces, afectar la osmorregulación y reducir la capacidad acarreadora de oxígeno sanguíneo [32].

El nitrito (NO_2^-) es un producto intermedio de la conversión del nitrógeno amoniacal a nitrato (NO_3^-) realizado por microorganismos nitrificantes. El NH_3 es convertido a NO_3^- en un proceso de dos pasos [36]:



Comúnmente el NO_2^- se encuentra en bajas concentraciones. No presenta como tal un peligro por su toxicidad, sin embargo, altos niveles de NO_3^- pueden afectar a la osmorregulación, el transporte de oxígeno, la eutrofización y la proliferación de algas [31,32]. Las expresiones anteriores se estima que por cada gramo de amonio se requieren 7.14 gramos de alcalinidad como $CaCO_3$ y 4.57 gramos de O_2 [29].

El fósforo se encuentra en forma de fosfatos orgánicos e inorgánicos en aguas naturales. Las concentraciones de fósforo se miden usando fósforo total (TP) o fósforo reactivo soluble (SRP) u ortofosfatos. El TP mide todas las formas de fósforo presentes en la muestra mientras que el SRP mide las formas inorgánicas y solubles que son aprovechadas directamente por las plantas. El fósforo es un nutriente limitante que se necesita para el crecimiento de especies vegetales y algas [36]. Si este se encuentra en exceso en aguas naturales y lagos puede causar brotes de proliferación de algas. Estos escenarios de proliferación de algas pueden generar gases como metano u óxidos nitrosos [37] y la proliferación de algas productoras de toxinas [38] que en ocasiones resultan tan tóxicas como algunos venenos producidos por serpientes [39]. La liberación de nutrientes en cuerpos de agua muchas veces ocasionan pérdidas económicas en sistemas acuícolas [12]. Los fosfatos no son tóxicos para las personas y animales a menos que se encuentren los niveles elevados (superiores a 3 mg/L) [40]. Niveles extremos de fosfatos podrían ocasionar problemas digestivos [32,34].

Los sólidos totales (TS) hacen referencia a cualquier materia suspendida o disuelta en el agua. La fracción másica de sólidos capaz de pasar un filtro con tamaño de poro específico se denomina sólidos disueltos totales (TDS), mientras que a la fracción de sólidos que se mantienen retenidos en el filtro se la llama sólidos suspendidos totales (TSS) [41]. La fracción orgánica de los TSS se conoce como Sólidos Suspendidos Volátiles (VSS), estos contribuyen al consumo de oxígeno y a problemas de biofouling en sistemas de remoción de sólidos [27].

Los sólidos suspendidos son resultado de la erosión, favorecida por la escasa cobertura vegetal, suelos perturbados o poco agregados, fuertes lluvias y pendientes pronunciadas [36]. Altas concentraciones de sólidos suspendidos pueden reducir las concentraciones de DO en el agua al reducir la cantidad de luz que ingresa al agua y, consecuentemente, la tasa fotosintética de los organismos presentes en el agua. Esto genera baja visibilidad en los organismos cultivados, lo que afecta su capacidad de alimentarse y taponan las agallas de los peces. Este parámetro puede ser indicador de elevadas concentraciones bacterianas, de nutrientes y contaminantes en el agua [35].

Los coliformes corresponden a varios géneros de la familia *Enterobacteriaceae*. Los coliformes fecales, se encuentran principalmente en heces y el tracto intestinal humano y

otros animales de sangre caliente [34]. Estas bacterias son un buen indicador de la presencia de bacterias patógenas. Usualmente, más del 95% de los coliformes aislados del agua son *Escherichia coli*, un indicador claro de contaminación fecal [42]. Adicional a los componentes detallados en los párrafos anteriores se han identificado también otros microorganismos como virus microalgas y otras bacterias patógenas [43]. El mayor desarrollo en tecnologías de remoción de estos componentes acuícolas se ha desarrollado principalmente en sistemas acuícolas recirculantes debido a la necesidad de reciclar el agua que presentan estos sistemas [44].

1.1.6 Procesos usados en el tratamiento de agua de origen piscícola

Los procesos de tratamiento de aguas han generado un impacto importante en la reducción de emisiones de nutrientes. Se estima que para 2050 la emisión de nutrientes urbanos se reduzca a niveles similares a los existentes en 1990 si se implementan métodos de tratamiento con una tasa de recuperación cercana al 85% [12]. La ausencia de oxígeno es uno de los principales factores limitantes en un proceso acuícola. En general se requiere una concentración de oxígeno de entre 4 y 6 mg/L para asegurar altas tasas de crecimiento y supervivencia en las especies cultivadas. Para regular y asegurar concentraciones adecuadas de oxígeno la opción más utilizada en producción acuícola es el uso de bombas de aire o compresores que liberen aire desde la base del sistema [45].

Uno de los primeros tratamientos consiste en la remoción de desechos sólidos del efluente. En sistemas acuícolas los sólidos son producidos a partir de las heces de los organismos cultivados, masas celulares producidas por algas, microorganismos y alimentos no consumidos dentro del sistema [46]. Los sólidos de origen acuícola se clasifican en sedimentables (>100 μm), supracoloidales (1-100 μm), coloidales (0.001-1 μm) y disueltos (<0.001 μm). Las técnicas implementadas para la remoción de sólidos se enfocan en la remoción de todo el espectro exceptuando los sólidos disueltos [27]. Existen tres métodos primarios usados en la remoción de sólidos, separación por gravedad, filtración y separación de espuma[47].

Diferentes compuestos orgánicos son producidos en sistemas acuícolas producto del metabolismo de los organismos cultivados, y de microorganismos asociados. En sistemas acuícolas generalmente se emplea el uso de biofiltros que permiten la remoción de nutrientes. En el caso de compuestos nitrogenados, el compuesto predominante producido

es el amonio que es transformado a nitratos dentro del biofiltro [29]. Posteriormente el nitrato producido generalmente es liberado al ambiente junto con el efluente tratado, ocasionando escenarios de eutrofización [48]. Se han utilizado equipos como bioreactores con lodos activados, reactores biológicos de contacto y biofiltros de lecho fluidizado para la remoción de estos compuestos. Se ha implementado en el tratamiento de aguas residuales la remoción de estos compuestos en aguas municipales utilizando procesos de separación sólido líquido usando principalmente membranas [49].

1.1.7 Tecnología de filtración con membranas

Una membrana es una barrera selectiva que permite a algunas especies permear la barrera y retener otras, permitiendo la separación de solutos en una solución por procesos de exclusión por tamaño [50]. Las tecnologías de membrana han sido extensivamente usadas en el tratamiento de aguas residuales debido a ventajas como su costo, facilidad de fabricación y operación de sistemas.

La tecnología de membranas ha sido utilizada con gran éxito en el tratamiento de aguas residuales, convirtiéndose en la tecnología más utilizada para procesos a escala municipal e industrial [49]. Existen dos modos de operación de membrana impulsados por presión: punto final y flujo cruzado. En el primer modo la corriente de alimentación fluye en posición normal a la membrana mientras que en la filtración de flujo cruzado la corriente de alimentación fluye tangente a la membrana. Los criterios de selección para cada uno de los dos modos de operación dependerán principalmente de la cantidad de efluente a filtrar, siendo el modo de flujo cruzado el más utilizado para tratamiento de aguas residuales [51].

Los procesos de filtración con membranas impulsados por presión pueden ser categorizados en cuatro tipos: Microfiltración (MF), Ultrafiltración (UF), Nanofiltración (NF) y osmosis reversa (RO) [52]. Debido al pequeño tamaño de poro que presentan, las membranas de NF y RO presentan elevadas tasas de retención de contaminantes. Estas membranas presentan bajos flujos de permeado y requieren operaciones a presiones elevadas y pretratamientos. Por otro lado las membranas de UF ofrecen ventajas como flujos mayores a presiones menores a 2 bar, operaciones más sencillas y mejor permeabilidad [50,53].

Los materiales utilizados en la elaboración de membranas poliméricas se subclasifican en hidrofílicas (polietileno o acetato de celulosa) e hidrofóbicas (politetrafluoroetileno, polisulfona, polietersulfona o fluoruro de polividilideno) [50,53], mientras las membranas inorgánicas se fabrican en materiales como alúmina o zirconia y son utilizadas principalmente en situaciones donde se requiere resistencia a solventes o estabilidad térmica [54]. El tiempo de vida útil de las membranas varía considerablemente en función de los materiales utilizados para su elaboración. Mientras algunas membranas inorgánicas como las cerámicas tienen un tiempo de vida útil de aproximadamente 10 años, las membranas poliméricas tienen un tiempo de vida útil entre 1 y 4 años [55].

En un proceso de operación de membrana, se utiliza una fuente de presión que impulsa la separación. La diferencia entre la presión antes y después de la membrana se conoce como presión transmembrana (TMP). La porción del flujo de alimentación que pasa a través de la membrana se denomina filtrado o permeado. La tasa de flujo volumétrico de permeado por unidad de área de la membrana es el flujo de permeado (J) que se puede obtener usando la siguiente ecuación:

$$J = \frac{1}{A} \frac{dV}{dt} \quad (1-1)$$

En esta ecuación, V es el volumen que ha permeado a través de la membrana en el tiempo t, y A es el área de la membrana. Las unidades del sistema internacional del flujo de permeado son $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$, sin embargo, el flujo frecuentemente se reporta en $\text{L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ [50].

El permeado puede contener una fracción de las partículas, macromoléculas o componentes de bajo peso molecular de la corriente de alimentación. Para cada soluto en particular se suele usar el coeficiente de rechazo observado (R_o):

$$R_o = 1 - \frac{C_p}{C_b} \quad (1-2)$$

Donde C_p es la concentración del soluto en el permeado y C_b es la concentración del soluto en la alimentación [50,56]. El coeficiente de rechazo observado provee información directa del desarrollo de un proceso de ultrafiltración. Es generalmente aceptado que la ultrafiltración produce efluentes bastante desinfectados, convirtiéndolo en una opción adecuada para el postratamiento de efluentes descargados en cuerpos de agua sensibles y para su tratamiento [57].

Los poros de membranas de UF se describen en función de su corte de peso molecular (MWCO). EL MWCO se define como el peso molecular de las macromoléculas cuyo R_0 se encuentra entre 0.90 y 0.95 [55]. Las membranas de UF tienen MWCO de entre 1-300 kDa, con diámetros de poro en el rango de 2-100 nm [51].

1.1.8 Fenómenos asociados al taponamiento de membranas y aproximaciones matemáticas

A pesar de que la selección de la membrana es importante en procesos de ultrafiltración, el rendimiento del proceso no se ve únicamente afectado por las características de la membrana. En los procesos de membrana las especies retenidas o rechazadas se acumulan o se adsorben en la superficie de la membrana [50]. Este fenómeno ocasiona una reducción en el flujo del permeado respecto a la capacidad teórica de la membrana que se denomina *fouling* [56,58]. Al acumularse las sustancias pueden taponar parcial o completamente los poros de la membrana o apilarse para formar estructuras conocidas como torta de membrana, que ocasiona reducciones en la permeabilidad del proceso de filtración [59]. Se han establecido 4 tipos diferentes de taponamiento, inorgánico (ocasionado por sales precipitadas en la superficie de la membrana), orgánico (ocasionado por biomoléculas y otras matrices), coloidal (ocasionado por partículas suspendidas) y biológico (ocasionado por bacterias y otros microorganismos) [60].

El proceso de formación de *fouling* biológico inicia con la formación de una capa acondicionante de materiales formada por sustancias poliméricas extracelulares (EPS) y productos microbiales solubles (SMP) [61]. Se han identificado también algunos compuestos derivados de la materia orgánica natural (NOM) que favorecen considerablemente los procesos de taponamiento de membrana, como los ácidos húmicos, en muchas ocasiones presentes en sistemas de aguas naturales [62].

Se han desarrollado estrategias para controlar o evitar la formación de *fouling*, entre ellas el pretratamiento de la solución de alimentación (captura de sólidos, ajuste de pH, procesos de coagulación floculación, uso de agentes quelantes [63]), modificaciones en la superficie de membrana o limpieza de membrana por métodos físicos y químicos [64]. Ajustes en las condiciones de operación como reducciones en la TMP usada permiten reducir la cantidad de *fouling* irreversible [57].

Los modelos de fouling de membrana son ampliamente utilizados en procesos de UF, y se aplican a todos los procesos que involucran la formación de fouling. Los efectos del fouling son modelados a partir de la ley de Darcy [65].

Cuando se filtra agua pura, libre de cualquier sustancia taponante, la resistencia es una función del flujo de permeado y la TMP [50]:

$$J_0 = \frac{TMP}{\mu \cdot R_m} \quad (1-3)$$

Donde μ es la viscosidad del permeado ($\text{Pa} \cdot \text{s}$) y R_m es la resistencia de la membrana (m^{-1}).

Cuando la membrana es expuesta a componentes taponantes, la ley de Darcy se vuelve:

$$J = \frac{TMP}{\mu \cdot (R_m + R_{if} + R_c)} \quad (1-4)$$

Luego de que las especies taponantes interactúen con la membrana el flujo se reducirá ($J < J_0$) debido al fouling interno de la membrana (R_{if}) o a la presencia de una capa de torta que causa resistencia de torta (R_c).

Hay cuatro modelos que describen los diferentes fenómenos físicos involucrados en el fouling de membrana: Bloqueo completo (CB), Bloqueo estándar (SB), Bloqueo Intermedio (IB) y filtración de torta (CF) [66] (Figura 1).

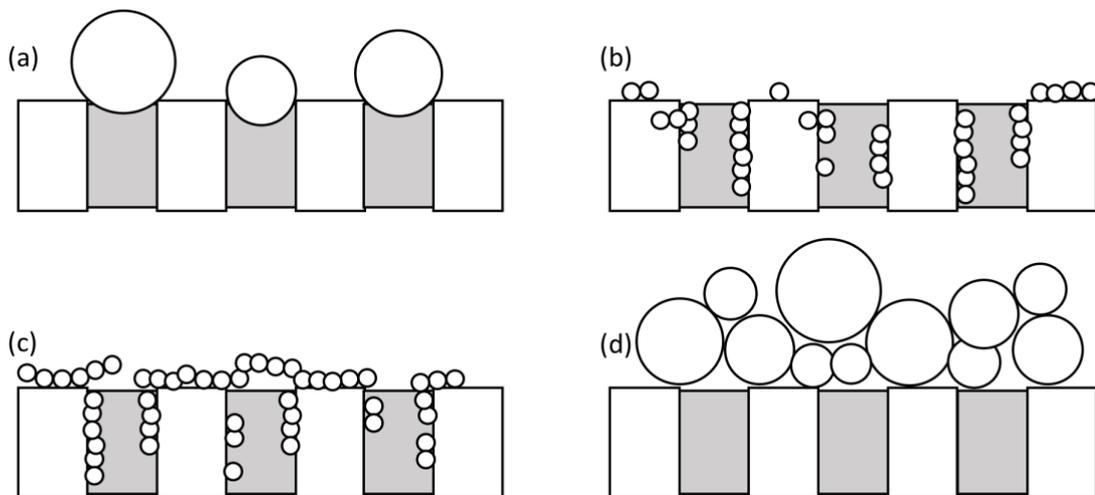


Figura 1 Representación esquemática de los patrones de fouling en las leyes de filtración (a) Bloqueo Completo, (b) Bloqueo Estándar, (c) Bloqueo Intermedio, (d) Filtración de Torta

Tanto el CB como el SB son mecanismos internos de fouling porque el fouling ocurre en la entrada o dentro de los poros. El SB asume una deposición uniforme del material en las

paredes del poro, causando un decrecimiento uniforme en el diámetro de los poros y con esto una reducción en el área de poro abierta disponible para el flujo de permeado. El CB ocurre cuando un poro está completamente sellado u obstruido por una partícula o macromolécula. Luego de que el poro se sella no existe flujo a través de ese poro y el número de poros disponibles se reduce. En el IB, el depósito de material ocurre sobre un poro previamente bloqueado, ocasionando una capa de fouling externa, y produciendo resistencia de torta y bloqueo interno. La CF es un mecanismo de fouling externo y su sustento físico es diferente al CB o SB. Con CF no existe fouling interno y toda la resistencia adicional es producida por una capa de fouling sobre la superficie de la membrana [67]. La Tabla 2 resume los modelos básicos de fouling y sus efectos en términos de resistencia en la ley de Darcy reportados previamente [68].

Tabla 1. Resumen de las leyes de Bloqueo

Mecanismo	Ley de Darcy		Modelo SPE*	Modelo Coloides
CF ¹	$R_{if} > 0; R_c = 0$	n=0	$-\ln\left(\frac{J}{J_0}\right) = at + b$	$J = J_0 - K_b V$
IB ²	$R_{if} > 0; R_c = 0$	n=1	$\frac{1}{J} = at + b$	$\frac{1}{J} = \frac{1}{J_0} + K_i t$
SB ³	$R_{if} > 0; R_c > 0$	n=3/2	$\frac{t}{V} = at + b$	$\frac{K_s t}{2} = \frac{t}{V} - \frac{1}{J_0}$
CB ⁴	$R_{if} = 0; R_c > 0$	n=2	$\frac{t}{V} = aV + b$	$K_c V = \frac{2t}{V} - \frac{2}{J_0}$

*Sustancias Poliméricas Extracelulares

¹Filtración de Torta; ²Bloqueo Intermedio; ³Bloqueo Estándar; ⁴Bloqueo Completo

J₀: flujo inicial; J: Flujo de permeado; a, b, K: parámetros del modelo; V: volumen; t: tiempo

La resistencia de la torta (R_c) es proporcional a M, la masa de la torta depositada por unidad de área (kg · m⁻²) y a la resistencia específica de la torta α_c:

$$R_c = \alpha_c \cdot M \quad (1-5)$$

Asumiendo que todas las partículas son rechazadas por la membrana y que no existe un retro transporte de partículas fuera de la superficie de membrana M puede ser reescrita en función de V, C_f y A:

$$M = \frac{C_f \cdot V}{A} \quad (1-6)$$

La porosidad de la torta (ε) puede ser calculada usando la ecuación de Kozeny-Carman como se muestra en la siguiente ecuación:

$$\alpha = \frac{180(1 - \varepsilon)}{\rho_c \cdot d_p^2 \cdot \varepsilon^3} \quad (1-7)$$

Donde ρ_c es la densidad de las partículas depositadas ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) y d_p es el diámetro de las partículas depositadas (m). El grosor promedio de la torta taponante (L), se puede calcular usando la siguiente expresión:

$$L = \frac{C_f V_p}{A (1 - \varepsilon) \rho_c} \quad (1-8)$$

A partir de la relación entre la masa de la torta depositada y el grosor de la torta se pueden obtener parámetros como la dimensión fractal, que permite explorar con mayor profundidad las características estructurales de la superficie que va formando la torta taponante [69]. La dimensión fractal de la torta (D_c) puede calcularse a partir de la siguiente ecuación:

$$D_c = 2 + \frac{1}{\varphi} \quad (1-9)$$

Donde φ es la pendiente del gráfico M respecto a L.

1.2 Planteamiento del problema

La temperatura global ha aumentado considerablemente en los últimos años y se estima que continúe aumentando debido a la liberación de gases de efecto invernadero en la atmósfera [1–3] . Como consecuencia de este proceso se verán también afectados los recursos hídricos a nivel global [5,9]. Latinoamérica, a pesar de ser la región con la mayor cantidad de recursos hídricos, también sufre de una distribución heterogénea de los mismos [6,7]. Se estima en la región un incremento de sequías para zonas de baja disponibilidad hídrica e incremento de las precipitaciones en zonas tropicales [4].

Por otro lado, uno de los principales problemas de la región es la expansión de la frontera agrícola y pecuaria. Los procesos asociados a la agricultura, ganadería y acuicultura son la mayor fuente de consumo de agua extraída en la región [12,14]. Estos procesos alteran el ecosistema circundante, además favorecen los procesos de erosión y emisión de nutrientes del suelo hacia cuerpos de agua circundantes. Producto de la emisión de nutrientes, procesos como la escasez eutrofización se han convertido en uno de los principales problemas ambientales de los últimos años [29,30]. Otro problema emergente asociado a la eutrofización se ha denominado la paradoja P, que señala de fuentes de fósforo mineral

mientras compuestos ricos en este elemento se almacenan y acumulan en cuerpos de agua [17].

La disponibilidad de agua dulce segura resulta cada vez más limitada, y su conservación depende del adecuado monitoreo y prácticas responsables en el uso y manejo del agua. Diversas actividades de origen antropogénico como la acuicultura liberan cantidades considerables de agua contaminada en sistemas fluviales. En muchos lugares no se toman medidas medioambientales adecuadas como el tratamiento del agua utilizada para estos fines, por lo que es liberada al ambiente de manera directa. Muchos cuerpos de agua presentes a nivel local proveen de agua a las distintas comunidades y son aprovechados por seres vivos de todo el ecosistema circundante. La presencia de agua contaminada tiene varias zonas de afectación. El agua puede alterar las condiciones del ecosistema circundante, ocasionando pérdida de biodiversidad y emisión de nutrientes. Por otro lado, la salud del río se ve afectada, lo cual puede ocasionar problemas de salud pública en las comunidades con acceso al agua contaminada.

Una estrategia que puede ser considerada es el uso de tecnologías de tratamiento de aguas residuales para separar especies químicas y biológicas presentes en el agua. Sin embargo, esto suelen involucrar esfuerzos económicos considerables, debido principalmente a la infraestructura requerida para realizar diferentes operaciones unitarias que aseguren un efluente de calidad [8,10]. La mayoría de procesos de tratamiento de aguas residuales de tipo municipal utilizan procesos en los que se utilizan membranas de ultrafiltración para la remoción de contaminantes. Estos procesos suelen requerir altos esfuerzos económicos por el constante recambio de membranas debido a procesos asociados al taponamiento o *fouling* de las mismas [57].

1.3 Justificación de la Investigación

Para enfrentar mayores incidencias de escasez y exceso de agua cada vez se vuelve más necesario considerar fuentes de agua no convencionales en la planificación futura. Estas no solo representan una fuente de agua para consumo, sino una fuente considerable de nutrientes que pueden ser aprovechados. Muchas fuentes no convencionales de agua requieren de un tratamiento previo, por lo que diseñar estrategias útiles para la obtención de efluentes seguros contribuiría al mantenimiento de los ecosistemas circundantes y las poblaciones humanas con acceso a estos recursos. Reducir costos de operación en

procesos de tratamiento de aguas residuales permitirá un uso más amplio de las tecnologías. Por esta razón surge la necesidad de entender de mejor manera cómo funcionan los procesos de tratamiento de aguas residuales, cuáles son sus implicaciones y condiciones de aplicabilidad y mecanismos de taponamiento y reducción de flujo de membrana. A pesar de existir literatura que evalúa el potencial de procesos como la ultrafiltración para obtener agua de calidad a partir de otras fuentes [70–73], no se ha determinado si este proceso puede ser implementado en el tratamiento de agua utilizada para actividades acuícolas. Por otro lado, el tipo y grado de taponamiento que ocasionaría el agua de origen piscícola permitiría definir una estrategia óptima de tratamiento que involucre la operación unitaria de ultrafiltración.

1.4 Objetivos de la investigación

1.4.1. Objetivos Generales

- Explorar el proceso de ultrafiltración con membranas como una alternativa para: el tratamiento o la reutilización de efluentes piscícolas.
- Analizar los mecanismos de taponamiento de membranas generados durante el proceso de ultrafiltración

1.4.2. Objetivos Específicos

- Identificar los parámetros de operación del proceso de ultrafiltración utilizando membranas de polietersulfona para el tratamiento de efluentes piscícolas.
- Caracterizar la calidad del agua tratada mediante el proceso de ultrafiltración utilizando membranas de polietersulfona para el tratamiento de efluentes piscícolas.
- Analizar los mecanismos de bloqueo de poro que predominan en el tratamiento con membranas.
- Cuantificar características estructurales de los depósitos como resistencia específica, porosidad, dimensión fractal, desarrollo de torta y biomasa bacteriana.

- Proponer con base en la información obtenida un modelo conceptual del proceso de taponamiento de la membrana.

CAPÍTULO II: MARCO METODOLÓGICO

2.1 Sitio de muestreo

El estudio se llevó a cabo en la comunidad de Santa Rita, Cantón Archidona – Napo, Ecuador ($0^{\circ}52'22''S - 77^{\circ}49'50''W$) (Figura 2). Se estudiaron 2 piscinas de cultivo de peces contiguas con un volumen total de 360 m^3 . La zona de ingreso y descarga de agua de las piscinas se encuentra conectado a un sistema fluvial cercano. La zona de entrada de agua se encuentra colindando con el inicio de la zona de amortiguamiento de la Reserva Biológica “Colonso Chalupas”. Se colectaron muestras de agua superficial en cada una de las piscinas.

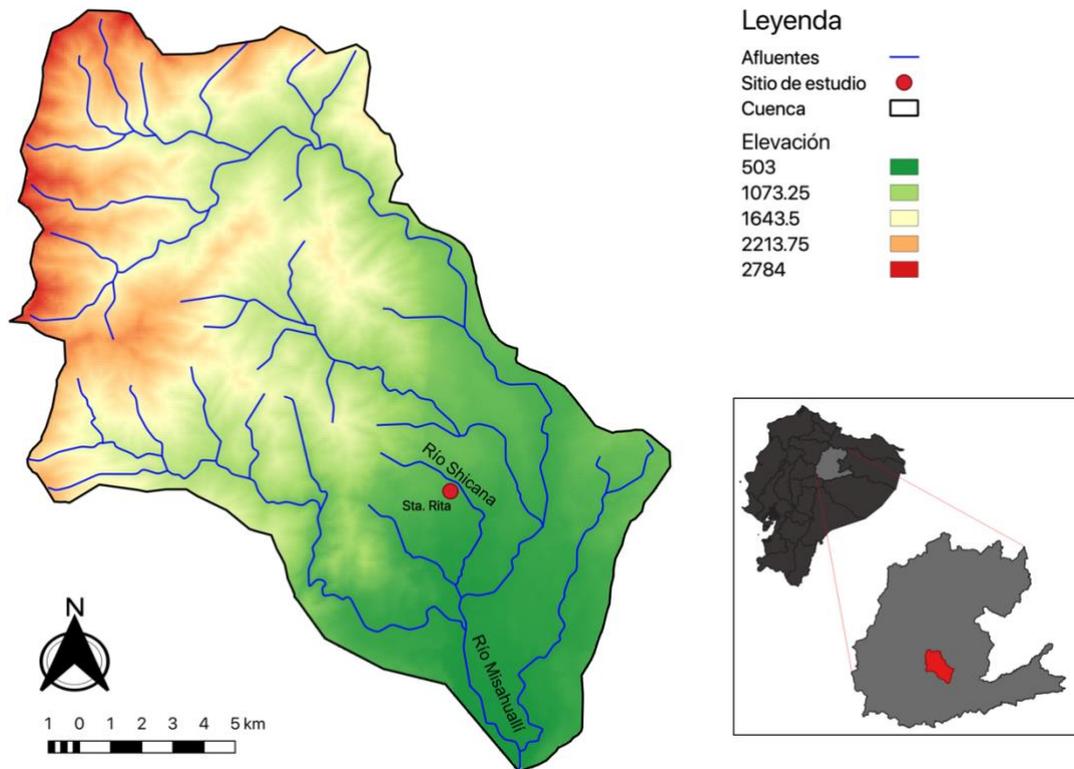


Figura 2. Esquema del sitio de muestreo

2.2 Materiales y diseño experimental

Se utilizó el agua obtenida del sistema de producción de peces para los experimentos de ultrafiltración; tres diferentes tipos de membranas con un diámetro de 63.6 mm se utilizaron para los experimentos. Las propiedades de las membranas utilizadas se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Propiedades de membranas utilizadas

Membrana	Material	MWCO (kDa)	Resistencia Hidráulica (m ⁻¹) ^a
PBHK	PES	100	$3.29 \times 10^{11} \pm 0.60 \times 10^{11}$
PBTK	PES	30	$8.59 \times 10^{11} \pm 2.50 \times 10^{11}$
PBGC	PES	10	$1.70 \times 10^{12} \pm 0.10 \times 10^{12}$

PES, Polietersulfona

^a Obtenido experimentalmente a 20°C, se muestran medidas de tendencia central (media y desviación estándar)

Una celda de filtración de punto final Amicon 8200 (Millipore, USA) se utilizó para los ensayos. La membrana fue ubicada en la parte inferior de la celda de filtración. La presión fue suministrada por un tanque de gas nitrógeno conectado a la celda de ultrafiltración. El permeado se colectó en un recipiente ubicado sobre una balanza electrónica WTC 600 (RADWAG, Polonia) conectada a un ordenador con un sistema de adquisición de datos LabVIEW (National Instruments, USA). El esquema del sistema experimental utilizado se encuentra en el Figura 3.

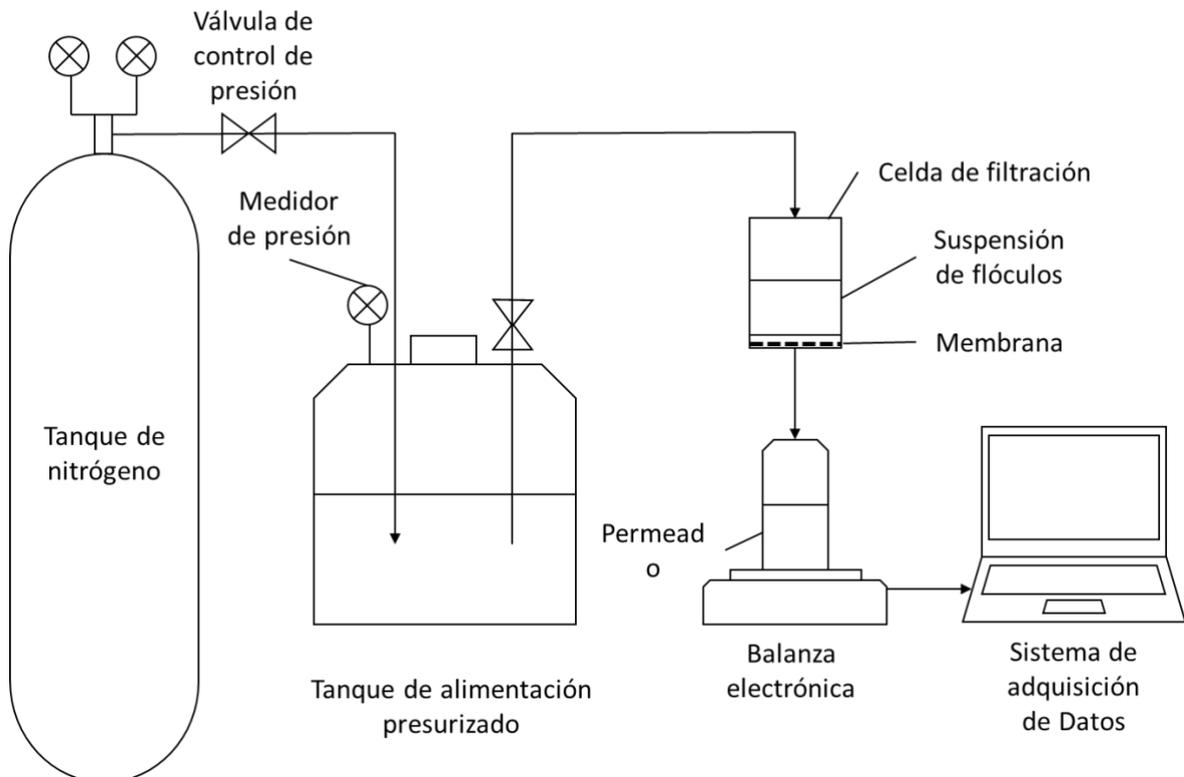


Figura 3. Diagrama del sistema experimental utilizado.

2.3 Experimentos y filtración

Todos los experimentos fueron realizados por triplicado y a temperatura ambiente controlada (20°C). Una membrana nueva fue usada para cada ensayo. Las membranas fueron lavadas con agua desionizada durante un mínimo de 24 horas antes de usarse y compactadas con agua desionizada por 30 min a una presión de 0.35 MPa. Luego, se registró la masa de permeado de cada filtración a 0.07, 0.14, 0.21 y 0.28 MPa para determinar la resistencia hidráulica de la membrana compactada. Se utilizó un volumen de 500 mL de agua de muestra registrando el flujo de permeado a 0.21 MPa. El peso de las membranas fue registrado usando una balanza analítica.

2.4 Modelos de bloqueo de poro

Usando los modelos de bloqueo de poro para Sustancias Poliméricas Extracelulares y Coloides (Tabla 1) se identificó el mecanismo de taponamiento parcial en intervalos de filtración de 10 ml y el mecanismo de bloqueo global para el intervalo de filtración de 0 a 200 ml. Los modelos mencionados se utilizaron siguiendo los procedimientos reportados en [67,74,75]; brevemente, a partir de los datos experimentales se calcularon los parámetros asociados a los modelos para cada mecanismo de bloqueo y sustancia taponante descritos en la tabla 1. Los valores calculados se correlacionaron con los modelos descritos mediante un ajuste lineal, obteniendo el coeficiente de correlación de cada intervalo y experimento como variables de comparación.

2.6 Caracterización de muestra

La evaluación general de la remoción de contaminantes se llevó a cabo comparando los diferentes parámetros de calidad de agua entre la alimentación y el permeado. Los parámetros obtenidos se compararon con normativas nacionales de calidad de agua [76,77].

Conductividad, temperatura, pH y fueron registrados con una sonda multiparamétrica (YSI, USA). Las concentraciones de Nitratos y Nitritos fueron estimadas utilizando el método de reducción de Cadmio (rango 0.3-30.0 mg/L NO_3^- -N) y por el método de diazotización (rango 0.002-0.300 mg/L NO_2^- -N) respectivamente. La concentración de fósforo reactivo se estimó utilizando el método de Ácido Ascórbico (rango 0.02 - 2.50 mg/L PO_4^{3-}). Los niveles de amonio se estimaron por el método de salicilato (0.4 - 50.0 mg/L NH_3 -N). Los niveles de

Hierro total se estimaron por el método FerroVer (rango 0.02 - 3.00 mg/L Fe). Para todos los parámetros mencionados previamente se midió la absorbancia utilizando un espectrofotómetro DR 1900 (HACH, USA).

Se estimó la turbidez por el método Nefelométrico (rango 0-4000 NTU) usando un turbidímetro TL2300 EPA (HACH, Co, USA). Los valores de sólidos suspendidos y disueltos fueron obtenidos utilizando métodos gravimétricos estándar reportados en [78].

Para el análisis microbiológico se esterilizó el material necesario y se prepararon 260 ml de agar MacConkey y Agar Nutritivo (Difco, USA), siguiendo las indicaciones del fabricante. Se realizaron siembras de un volumen de 200 μ l y se realizó un barrido. Las muestras fueron sembradas en las diluciones 10^{-1} , 10^{-3} y 10^{-5} . Posteriormente las cajas sembradas se incubaron durante 48 horas.

2.7 Análisis molecular de las muestras

Para el análisis molecular se extrajo ADN de las membranas utilizadas para los experimentos de ultrafiltración previamente descritos usando el kit Wizard Genomic DNA (Promega, USA). El ADN obtenido se cuantificó usando 2 μ l usando un espectrofotómetro NanoDrop One (Thermo Scientific, MA, USA). A partir de los datos de cuantificación se estimó la masa bacteriana producida durante el proceso de filtración de acuerdo a la relación reportada en [79]. Para la estimación de biomasa bacteriana se considera la relación reportada en literatura que establece que cada μ g de ADN corresponde a 16.6 μ g de biomasa bacteriana.

2.8 Parámetros calculados

La viscosidad de la muestra fue estimada a partir de datos experimentales de temperatura TSS con base en el modelo empírico reportado en [80]. Los porcentajes de remoción (%R) fueron calculados de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\%R = \frac{C_f - C_p}{C_f} \cdot 100 \quad (2-1)$$

Donde C_p y C_f representan las concentraciones de cada uno de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos obtenidos. Las características estructurales de las tortas taponantes formadas durante los experimentos fueron obtenidas utilizando las ecuaciones

mostradas en la sección 1.1.8. Se utilizaron medidas de tendencia central (media y desviación estándar) para los parámetros calculados.

CAPÍTULO III: PRESENTACIÓN DE DATOS Y RESULTADOS

3.1 Calidad del agua y parámetros de operación del sistema

Los resultados obtenidos en lo concerniente a la remoción de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en el efluente muestran una reducción en varios contaminantes considerados en la normativa ecuatoriana. Se puede observar una mejor reducción conforme se implementan tratamientos de ultrafiltración con tamaños de peso de corte molecular más pequeños. Entre los 3 tratamientos analizados, el que muestra un mayor potencial respecto a la calidad del efluente producido es el tratamiento con membrana de 10 kDa (Figura 4). En los parámetros medidos, el efluente producido por esta membrana se encuentra en concordancia con la normativa de producción de agua potable. Por otro lado, para los otros tratamientos analizados se encuentran resultados favorables en concordancia con la normativa para descarga de efluentes en cuerpos de agua dulce (Tabla 3). De manera complementaria, los niveles de contaminantes obtenidos antes y después de cada uno de los tratamientos se presentan en el Anexo 1.

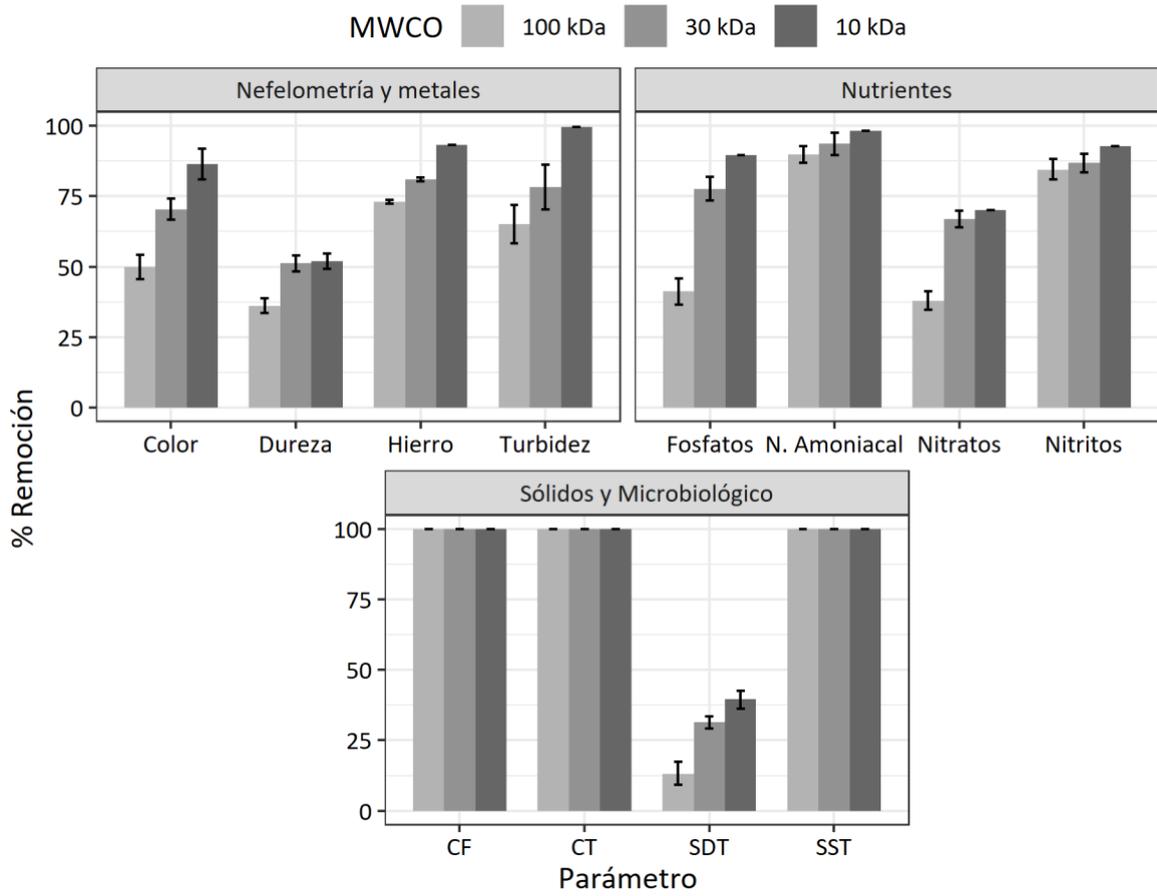


Figura 4. Porcentajes de remoción para los diferentes parámetros* obtenidos luego de cada proceso de filtración.

*CF: Coliformes Fecales; CT: Coliformes Totales; SDT: Sólidos Disueltos Totales; SST: Sólidos Suspendidos Totales

Tabla 3. Cumplimiento de normativa para los efluentes obtenidos

Parámetro	100 kDa		30 kDa		10 kDa	
	INEN ^a	Tulsma ^b	INEN ^a	Tulsma ^b	INEN ^a	Tulsma ^b
Nitratos	C	C	C	C	C	C
Nitritos	C	C	C	C	C	C
Amoniaco	-	-	-	-	-	-
Dureza total	-	-	-	-	-	-
Hierro total	-	C	-	C	-	C
Fósforo reactivo	-	C	-	C	-	C
Turbidez	NC	-	NC	-	C	C
Color	NC	C	NC	C	C	C
Coliformes Totales	C	C	C	C	C	C
S. Suspendidos Tot.	-	C	-	C	-	C
S. Disueltos Tot.	-	C	-	C	-	C

^aNorma Técnica Ecuatoriana INEN 1108:2011; ^bLímites de descarga a un cuerpo de agua dulce, Texto unificado de legislación secundaria de medio ambiente;

C: cumple con la normativa; NC: no cumple con la normativa; -: parámetro no considerado en la normativa.

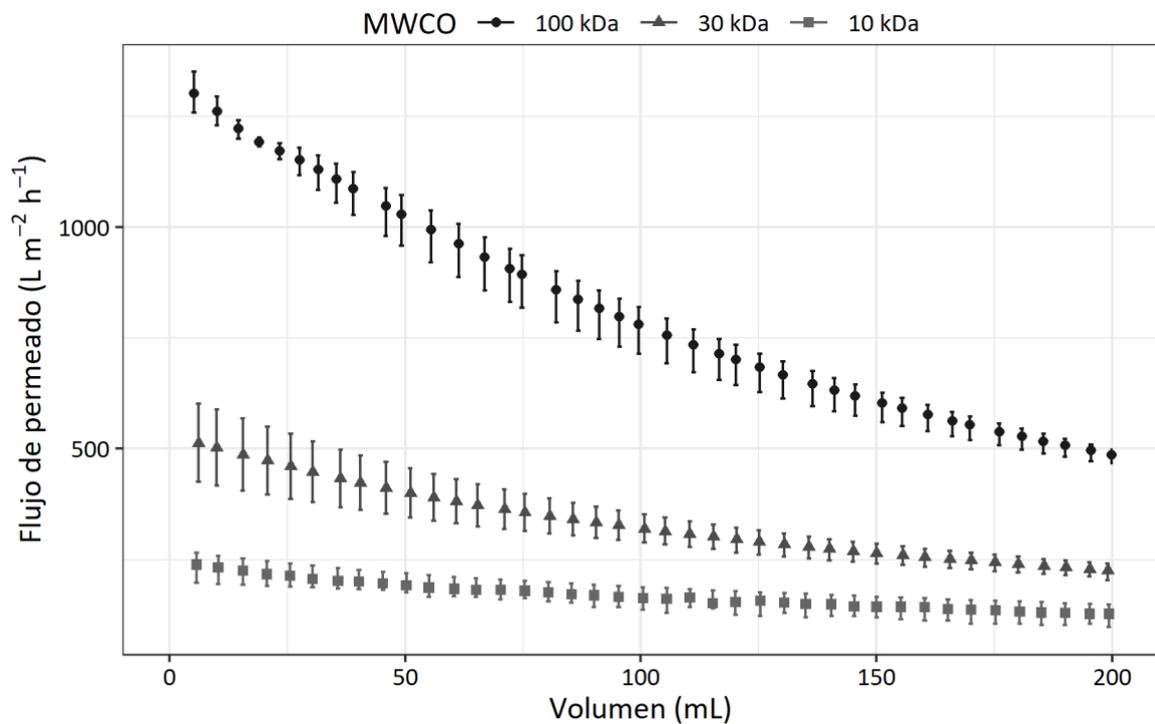


Figura 5. Perfil de flujo respecto al volumen de permeado para los 3 experimentos realizados.

Tabla 4. Disminución del flujo de permeado* para cada experimento a diferentes volúmenes de permeado

MWCO (kDa)	Volumen promedio (ml)					
	10	25	50	100	150	200
100	1260.86 ± 15.90	1171.35 ± 38.30	1028.52 ± 72.60	780.73 ± 62.40	606.39 ± 39.20	486.85 ± 20.70
	502.01 ± 86.20	460.09 ± 73.10	403.23 ± 55.70	319.96 ± 31.70	265.08 ± 20.10	225.58 ± 13.90
30	232.44 ± 32.60	213.7 ± 26.00	192.13 ± 23.20	165.28 ± 22.90	143.74 ± 26.10	126.67 ± 28.00

Adjunto a la reducción del flujo se muestran los intervalos de incertidumbre respectivos.

*Flujo de permeado presentado en $L m^{-2} h^{-1}$

3.2 Descripción de los mecanismos de bloqueo de poro para etapas tempranas de ultrafiltración

Los resultados de taponamiento de membrana obtenidos de acuerdo al ajuste lineal respecto a los modelos descritos (Tabla 1) muestran correlaciones superiores al 0.99 para fenómenos de taponamiento como el Bloqueo Estándar y Filtración de Torta. Durante el periodo inicial (0-10 ml) existe una correlación similar para los fenómenos de bloqueo estándar y bloqueo completo. A partir de los 10 ml existe una correlación superior a 0.99 en el proceso de filtración de torta en los 3 cortes de peso molecular. Al considerar el comportamiento global (0-200 ml) los modelos muestran una correlación superior al 0.99 para los mecanismos de Bloqueo Estándar y la Filtración de Torta. El comportamiento de los mecanismos de bloqueo de poro muestra resultados similares para todos los experimentos realizados. De manera resumida, los resultados muestran que los mecanismos de Bloqueo Estándar y Filtración de Torta tienen una influencia predominante en los experimentos realizados.

3.3 Características de la estructura de torta taponante formada en el proceso de ultrafiltración

Para estimar la influencia del mecanismo de formación de torta durante el proceso de filtración se han propuesto metodologías basadas en el modelo de Hermia para taponamiento de poros [66,81]. Wang y colaboradores proponen el uso de aproximaciones gráficas para evaluar la influencia del taponamiento por CF [67]. En el Anexo 4 se muestra el gráfico t/V respecto al volumen de permeado, gráfica que tomará una tendencia lineal

cuando se alcance la formación de la torta taponante. Al observar la tendencia lineal que rige durante todo el gráfico mostrado, se asume que el mecanismo de CF es el proceso dominante durante todo el experimento de filtración.

La Figura 6 muestra el flujo normalizado del permeado en función del volumen para cada una de las membranas utilizadas. Los porcentajes de reducción de flujo para las membranas con MWCO de 100, 30 y 10 kDa son $64.35 \pm 2.40 \%$, $58.57 \pm 4.80\%$ y $43.08 \pm 7.60\%$ respectivamente. Los resultados indican que el porcentaje de reducción del flujo es mayor para membranas con un MWCO más alto.

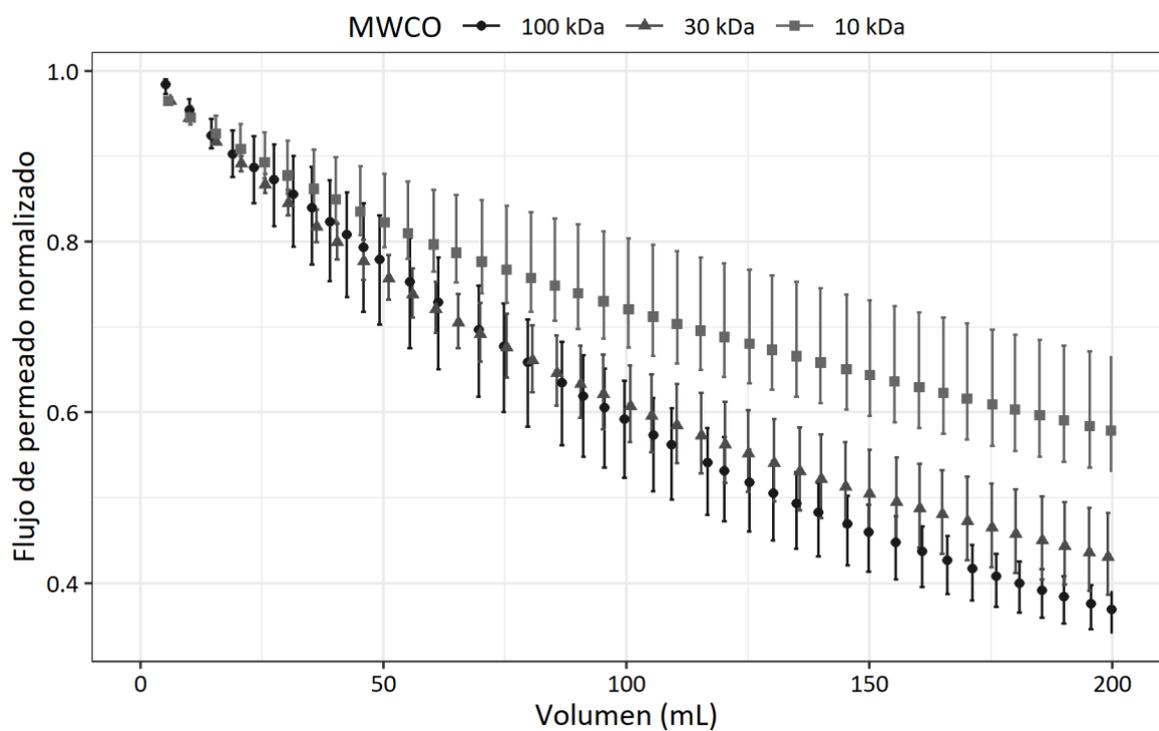


Figura 6. Perfil de flujo normalizado para los sistemas de ultrafiltración evaluados.

Los resultados muestran un aumento en la resistencia específica de la torta conforme el corte de peso molecular es más pequeño. El comportamiento de la resistencia específica de la torta respecto al volumen de permeado muestra una disminución pronunciada en etapas de volumen iniciales, seguido de un decrecimiento menos pronunciado en etapas posteriores (Figura 7).

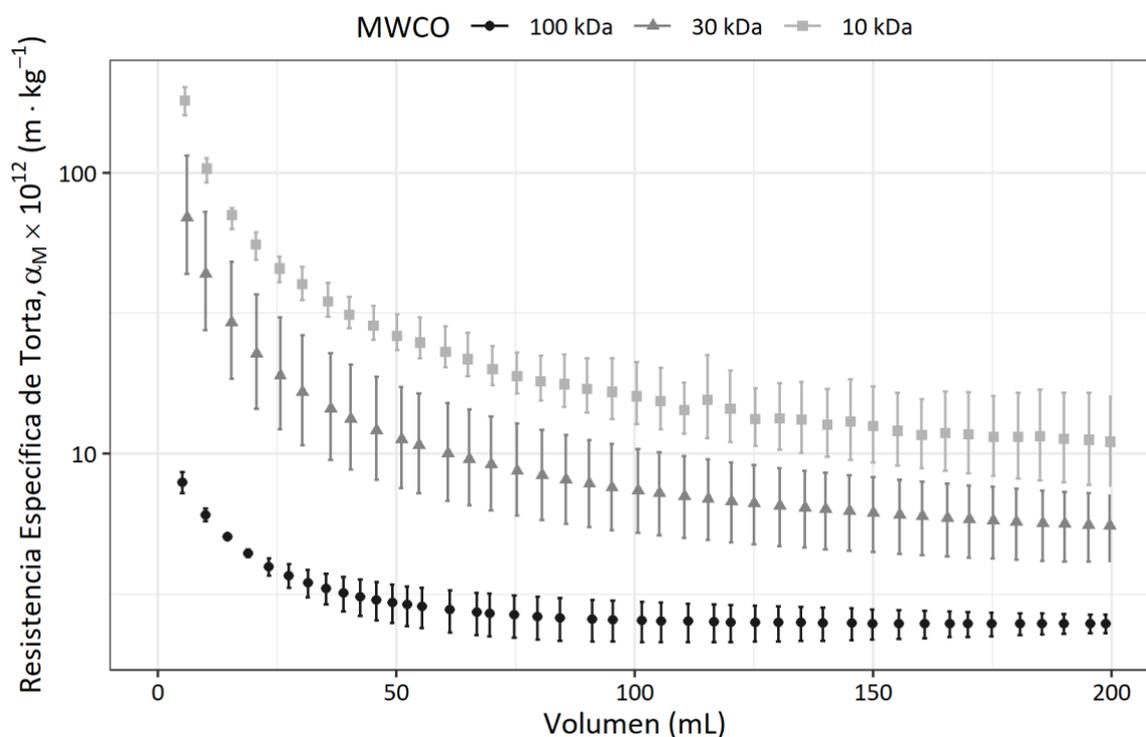


Figura 7. Resistencia Hidráulica específica para la torta formada en las membranas con diferentes cortes de peso molecular.

Los parámetros requeridos para el modelo se muestran en la Tabla 5. Se puede observar que en etapas tempranas de filtración existe un aumento en la porosidad específica de la torta, seguido de un periodo de estabilización en el que la porosidad promedio se mantiene constante (Figura 8). El incremento de la porosidad en etapas tempranas del experimento aumenta con mayores cortes de peso molecular. Se observa que el comportamiento de la porosidad efectiva de la torta aumenta a mayor velocidad en etapas iniciales (volumen 0-50 ml) en membranas con mayores pesos de corte molecular (Figura 8).

Tabla 5. Parámetros utilizados para el modelo de Kozeny-Carman para porosidad específica de la torta

Parámetro	Magnitud
Concentración de partículas (kg m^{-3})	0.528
Densidad de partículas (kg m^{-3})*	1060
Tamaño de partículas (m)*	3.64×10^{-4}
Constante de Kozeny	5

*Valores previamente reportados en [82,83]

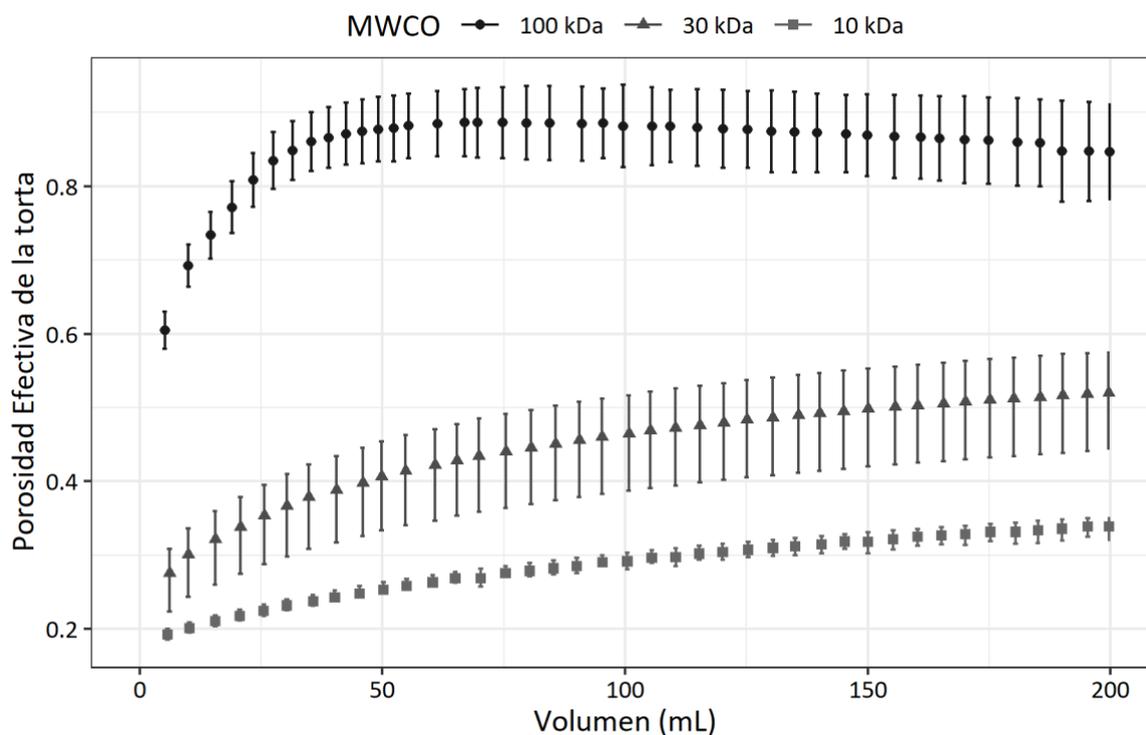


Figura 8. Evolución de la Porosidad Efectiva promedio durante la formación de torta para las membranas con diferentes cortes de peso molecular.

La Figura 9 muestra la relación entre la masa de la torta formada y la altura de la torta que permite, a través de un análisis basado en ajustes lineales, obtener información sobre la dimensión fractal de la estructura taponante formada en los experimentos. Se puede observar una relación lineal entre las dos variables mostradas previamente; los valores obtenidos para la dimensión fractal estimada para cada corte de peso molecular se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. Dimensión fractal para la torta taponante

MWCO	Promedio	Desviación Estándar
100 kDa	2.95476	0.00070
30 kDa	2.98403	0.00006
10 kDa	2.98911	0.00020

Los coeficientes de correlación para la dimensión fractal presentan valores superiores a 0.9999 para todos los casos.

A partir del ADN extraído del filtro (Anexo 5) se pudo realizar estimaciones de biomasa bacteriana depositadas en las membranas durante el proceso de filtración. Para las membranas con corte de peso molecular de 100, 30 y 10 kDa se identifica una biomasa bacteriana estimada de 7, 20 y 28 mg respectivamente. La biomasa estimada corresponde

a un 7.23, 18.19 y 21.20% respecto a la masa total de la torta respectivamente. Los resultados muestran una mayor acumulación de ADN a cortes de peso molecular más reducidos.

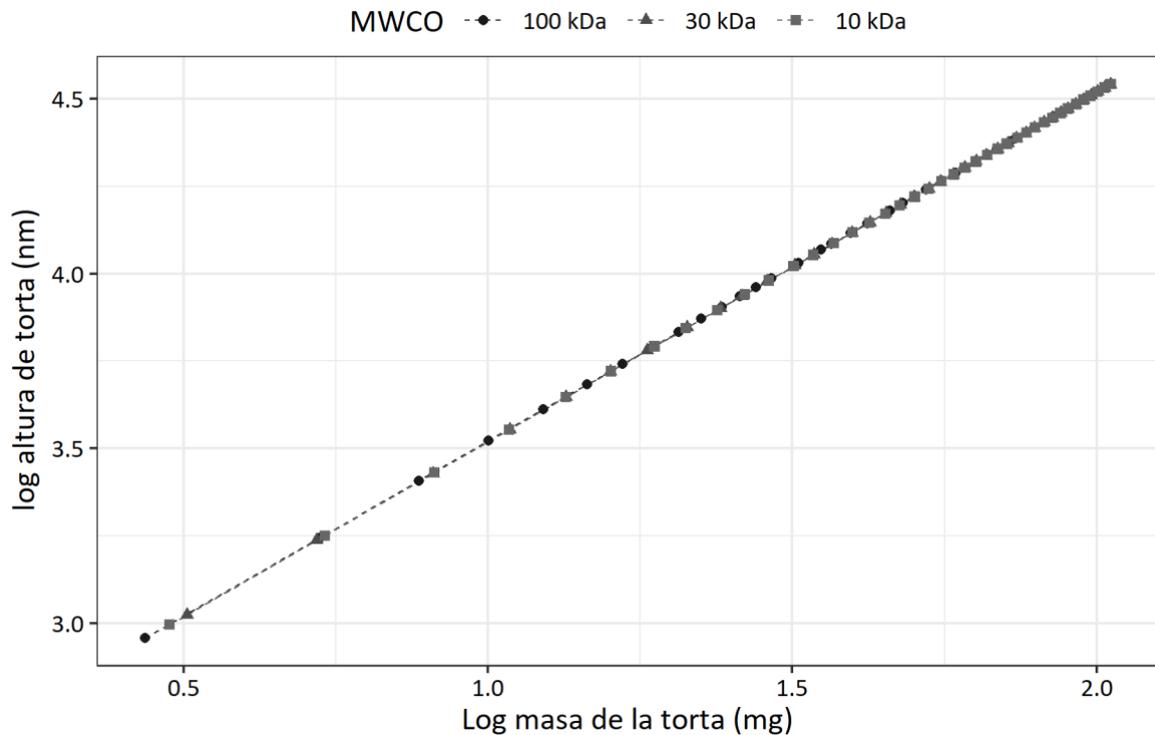


Figura 9. Ilustración de la escala observada indicativa de la estructura fractal que ocurre durante la formación de la torta taponante.

CAPÍTULO IV: INTERPRETACIÓN Y DISCUSIÓN

4.1 Análisis de calidad del filtrado

Uno de los resultados más destacables en el sistema analizado es la reducción de color en la muestra, parámetro comúnmente asociado con niveles elevados de sólidos disueltos, sustancias orgánicas y metales [36]. Los porcentajes de remoción para sólidos disueltos totales se encuentran por debajo del 50%, similar a los niveles de remoción de dureza y nitratos. Estos resultados sugerirían que la fracción de sólidos totales disueltos del efluente están compuestos principalmente por fracciones de nitratos e iones de calcio y magnesio.

Los experimentos realizados muestran mayores porcentajes de remoción que los obtenidos usando membranas de polisulfona reportados previamente para el parámetro de fósforo reactivo [26]. Esto puede explicarse al considerar la influencia de las interacciones

electrostáticas entre las membranas y los compuestos fosforados y las interacciones entre los compuestos fosforados y otras sustancias taponantes.

A niveles de pH encontrados en aguas naturales ($\sim 6 - 7$), los compuestos fosforados presentarían repulsiones electrostáticas con los grupos funcionales de igual carga tanto en las membranas de polietersulfona y polisulfona. Al existir mayor cantidad de grupos de igual carga en la membrana de polietersulfona, las probabilidades de que ocurran repulsiones electrostáticas aumentarían, transportando de vuelta los compuestos fosforados y evitando su transporte hacia el permeado. Experimentos con resultados congruentes han sido previamente reportados en la literatura [84].

De igual manera existiría un proceso de acomplejamiento entre los compuestos fosforados y otros contaminantes presentes en la corriente de alimentación, lo que promovería su retención dentro de la torta taponante y evitaría su paso a través del sistema de filtración [85]. La proliferación del biofouling en la torta de membrana podría tener una influencia considerable en la asimilación de compuestos fosforados. En concordancia con esta afirmación, se han reportado relaciones directas entre los niveles de producción de biofouling y de fosfatos en el afluente del proceso de ultrafiltración [86].

Se requiere realizar nuevas exploraciones para evaluar la remoción de otras especies presentes en el afluente, como Carbono Orgánico Total, para estimar la presencia de compuestos orgánicos. Una aproximación inicial a este proceso se reporta en [87], donde se muestran porcentajes de remoción de Carbono Orgánico Total de entre 20 y 33% para membranas de PES a presión de 2 atm y cortes de peso molecular de entre 100 y 10 kDa. Estos resultados deben ser corroborados utilizando afluentes locales debido a la influencia que tienen las interacciones taponante-taponante en la eficiencia de remoción de contaminantes.

Los resultados obtenidos en el proceso de ultrafiltración se muestran prometedores para los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos analizados. Es importante realizar exploraciones futuras para establecer porcentajes de remoción de compuestos orgánicos específicos como pesticidas u otros compuestos generados a partir del metabolismo microbiano en el agua como toxinas producidas por algas o metabolitos secundarios de cianobacterias que pueden reducir la calidad del efluente producido [39].

4.2 Formación inicial del prefiltro y la torta taponante

4.2.1 Interacciones membrana - taponante

Los resultados obtenidos para el flujo normalizado muestran una ligera reducción entre el flujo inicial de filtrado durante el acondicionamiento de membrana y el flujo inicial de los experimentos de filtración con agua superficial. Estas observaciones pueden explicarse a través de la influencia que la etapa de acondicionamiento previo tiene en el sistema de ultrafiltración. Al iniciar el proceso de acondicionamiento de membrana, los iones disueltos contenidos en el agua interactuarían con la membrana. Esto ocasiona una modificación en las cargas parciales de la superficie de la membrana y genera una estructura con una bicapa electrostática (membrana - solutos) que promueve dos procesos específicos; por una parte, el acondicionamiento inicial ocasionado por la adhesión de iones disueltos en el agua contribuirá a la reducción del ancho de los poros y, por ende, a la reducción del área filtrante y del flujo (Figura 11a). A pesar de que este fenómeno ocurre desde los procesos de preparación de membrana, sus efectos se manifiestan de manera mucho más abrupta cuando ocurre una interacción de la membrana con el agua a tratar, que presenta otros contaminantes como biomoléculas, macromoléculas inorgánicas, componentes fisicoquímicos y microorganismos. Este comportamiento ha sido reportado previamente [88] explorando la influencia de la concentración de iones en la solución y biomoléculas como el alginato. Otro factor que resulta crucial en el comportamiento de taponamiento de membrana es el pH. Se ha reportado previamente que se produce una reducción del flujo más severa en afluentes con contaminantes proteicos cuando el pH de la solución se encuentra dentro de los puntos isoeléctricos de las proteínas debido a atracciones electrostáticas en entre las proteínas [89].

Las características estructurales de la torta taponante (como la resistencia específica o la porosidad efectiva) muestran una característica en común; durante las etapas iniciales ocurre un cambio pronunciado de cada una de las características respecto a etapas posteriores de filtración. En el caso de la resistencia específica ocurre una disminución más pronunciada para membranas con menor corte de peso molecular. Simultáneamente, existe un aumento de la porosidad efectiva de la torta. El decrecimiento de la resistencia específica de la torta y un incremento de la porosidad se han descrito previamente en literatura, relacionándolos con un indicador de crecimiento fractal [90]. Este fenómeno

podría explicarse al analizar la influencia de la estructura inicial de la membrana sobre los patrones de acumulación de taponamientos en etapas iniciales de formación de torta. Este comportamiento será explorado con mayor profundidad en secciones posteriores.

4.2.2 Interacciones taponante-taponante

El proceso de adhesión posterior a la formación de regiones con cargas parciales específicas se ve también afectado por la presión que requiere el sistema de filtración para operar. Durante el ingreso de agua superficial al módulo de ultrafiltración, la presión favorecerá la formación de interacciones electrostáticas entre compuestos taponantes como estructuras proteicas y compuestos iónicos presentes en el afluente. Esto a su vez, generaría cambios en la estructura de cada taponante y facilitaría procesos de acomplejamiento. Previamente en literatura se han descrito la formación de estructuras formadas por complejos mixtos denominadas híbridos orgánico-inorgánicos (Figura 11b) que contribuyen mayoritariamente al abrupto decrecimiento inicial en el flujo de permeado [79,91]. Se han reportado previamente ciertas interacciones entre compuestos que podrían beneficiar considerablemente la remoción de compuestos. Tal es el caso de las interacciones entre ciertos compuestos orgánicos y algunos iones metálicos, como el Fe, que tiende a formar complejos con sustancias húmicas presentes en aguas naturales [92].

4.3 Crecimiento y maduración de la torta taponante

4.3.1 Interacciones membrana- taponante

Para los tres cortes de peso molecular analizados, existe una disminución del flujo normalizado de entre aproximadamente 64 – 43%. Se observa también que el porcentaje de disminución del flujo aumenta a medida que el corte de peso molecular aumenta. Resultados similares han sido reportados en [75], mostrando que en experimentos de filtración de efluentes directos se forman estructuras de torta más gruesas y con una mayor porosidad. Esto hace que la resistencia de torta aumente principalmente por el aumento del grosor de la misma.

En la sección 4.2.1 se menciona la relación entre la dimensión fractal y otras propiedades estructurales de la torta taponante como la resistencia específica o la porosidad efectiva de la torta. Este comportamiento podría explicarse a partir del grado de homogeneidad inicial en la superficie de la membrana. Partiendo de la premisa de que una membrana con

un mayor corte de peso molecular presentará poros con un mayor diámetro, presentaría también una superficie inicial con irregularidades mayores y zonas de carga irregulares luego del acondicionamiento inicial (Figura 10). A su vez, esto ocasionaría una acumulación irregular de los compuestos taponantes, permitiendo la formación de estructuras con una mayor porosidad y menor resistencia respecto a las que se formarían en membranas con una superficie inicial más regular. Por otro lado, la formación de estructuras de torta más porosas permitirá una mayor permeabilidad de compuestos con un menor diámetro como sólidos disueltos o iones presentes en la solución. Los compuestos capaces de permear la torta taponante podrían atravesar la membrana y pasar al afluente o quedar adsorbidos en la superficie de la membrana contribuyendo a la formación de bloqueo estándar. Se han reportado previamente procesos similares [93].

Puede ocurrir también un proceso de adsorción de sólidos disueltos e iones debido a procesos de acomplejamiento de especies presentes en el afluente, como se ha descrito en la sección 4.2.2. La formación inicial de la torta taponante resultaría un proceso clave que determina el grado de decrecimiento inicial del flujo y por ende influirá en el flujo alcanzado en etapas posteriores de la filtración.

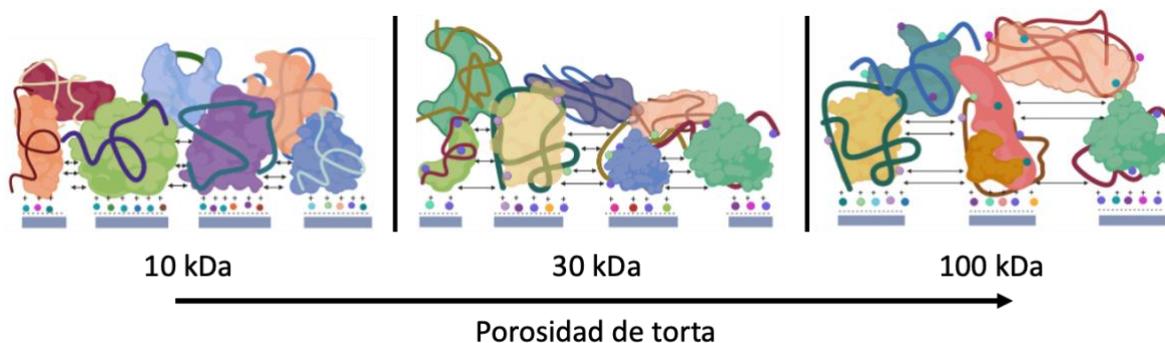


Figura 10. Influencia del tamaño de poro en la porosidad de la estructura taponante formada durante el proceso de filtración

4.3.2 Interacciones taponante – taponante

Una vez los complejos orgánico-inorgánicos han ocupado la mayoría del área superficial de la membrana, el acumulamiento de complejos formará un esqueleto estructural (Figura 11c) que facilitará la adhesión de compuestos lineales como polisacáridos, polímeros y ácidos húmicos. Se ha evidenciado que los complejos metal-orgánicos (ej., Fe-ácidos húmicos, Fe-compuestos fosforados) facilita la formación de estructuras de gel; estructuras de alta porosidad y baja permeabilidad que dificultan la libre movilidad del agua a filtrar

[94]. En un proceso complementario a la formación del gel ocurrirá la los procesos de adhesión microbiana sobre la superficie previamente acondicionada, secretando sustancias poliméricas extracelulares, lo cual contribuirá en mayor grado a la formación de estructuras de gel, convirtiendo a la estructura en una biopelícula. Esta matriz de gel favorece la adhesión de iones de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , lo que reduce aún más la permeabilidad de la estructura y contribuye a la remoción de contaminantes como dureza del agua en la torta taponante [95].

Luego de la formación inicial de la torta taponante sobre la superficie de la membrana se generaría un ambiente propicio para dar paso a procesos de colonización microbiana. A pesar de la poca contribución de masa que presentaría el componente microbiano en los experimentos de ultrafiltración (estimados a partir de la biomasa bacteriana, ver Anexo 5 y sección 3.3), su contribución a los procesos de taponamiento no debe ser despreciado. La contribución microbiana al taponamiento estaría regida por la secreción de sustancias poliméricas extracelulares y otros compuestos que permitirían la comunicación y coordinación de acciones entre los microorganismos presentes en el sistema. Estas secreciones e interacciones permitirán la formación de un glicocálix que permitiría aumentar la estabilidad de la torta taponante y ocasionar una reducción gradual de los poros formados por la acumulación de complejos orgánico-inorgánicos formados en etapas anteriores (Figura 11d). Este comportamiento ha sido reportado previamente [96,97], reconociendo la importancia de compuestos como Sustancias Poliméricas Extracelulares o Partículas Microbiales Solubles en la formación del fouling. Adicionalmente, la proliferación de microorganismos facilitará la captura de compuestos orgánicos del afluente, lo que contribuiría a la remoción de contaminantes.

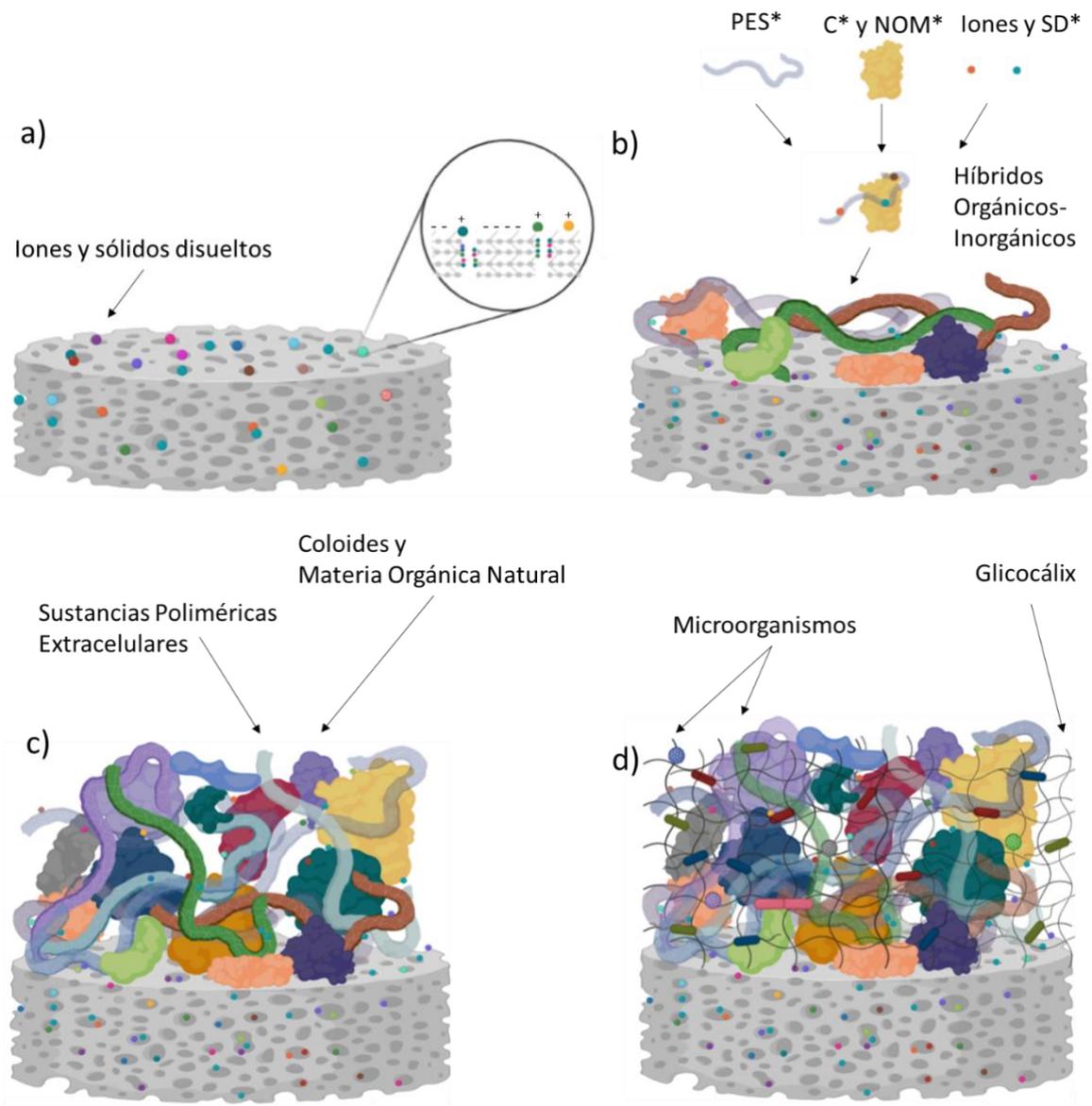


Figura 11. Modelo conceptual propuesto para la formación de torta taponante.

a) Acondicionamiento inicial de membrana y formación de nubes de cargas; b) Formación de complejos híbridos orgánico-inorgánicos formados por PES (Sustancias Poliméricas Extracelulares), C (Coloides), NOM (Materia Orgánica Natural) y deposición en la membrana; c) Aglomeración irregular de complejos híbridos orgánico-inorgánicos formando estructuras con alta porosidad; d) Maduración de la torta taponante, colonización de microorganismos y formación de glicocálix.

Modelo realizado en base a los resultados correspondientes a porosidad y resistencia de la torta taponante y mecanismos de bloqueo de poro.

4.4 Implicaciones y perspectivas futuras

Los resultados relacionados a los análisis de calidad de agua resultan prometedores; sin embargo, se recomienda realizar aproximaciones adicionales en parámetros como pesticidas, toxinas, metales pesados, y otros compuestos específicos no considerados en

este estudio. Desde el enfoque de evaluación del proceso de filtración, se sugiere complementar el presente estudio usando afluentes artificiales con concentraciones conocidas de contaminantes claves en el proceso de taponamiento de membrana. Otro componente que no debe ser despreciado en el proceso de taponamiento de membranas involucra la acción de microorganismos; este estudio presenta una aproximación inicial, sin embargo, se sugiere realizar aproximaciones futuras para explorar el microbioma asociado a este tipo de estructuras.

El régimen de filtración arroja información importante sobre los procesos iniciales de formación de estructuras taponantes, periodo clave que definirá el comportamiento del proceso completo de separación. A pesar de que este trabajo se basa en explorar estos escenarios iniciales una alternativa interesante sería aumentar el tiempo de análisis a volúmenes de permeado mayores. Los resultados correspondientes a los mecanismos de taponamiento, predominados por el bloqueo estándar y filtración de torta, pueden corroborarse usando aproximaciones basadas en modelos no lineales o partir el análisis del modelo inicial con ecuaciones diferenciales. para corroborar su robustez.

Se han propuesto estrategias específicas para regular los procesos de taponamiento de membrana. En particular, los procesos de control de biofouling se han desarrollado considerablemente en los últimos años. Se ha establecido la estrategia de limitar los compuestos necesarios para el desarrollo y proliferación de microorganismos como la regulación de las concentraciones de fósforo presente en el afluente [98]. Se han propuesto también estrategias basadas en técnicas moleculares que consisten en inhibir rutas metabólicas de señalización reguladas por homociril lactona (AHL) o el bloqueo de factores de transcripción que impiden la formación de Sustancias Poliméricas Extracelulares denominadas en general tecnologías basadas en quorum quenching [99].

CAPÍTULO V: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Se han explorado parámetros de operación del proceso de ultrafiltración como flujo de permeado y flujo normalizado, obteniendo valores entre 486.85 ± 20.70 y 126.67 ± 28.00 tab $L m^{-2} s^{-1}$ para las 3 membranas analizadas. Los niveles de flujo obtenidos corresponden a afluentes con altos niveles de sustancias taponantes. Los porcentajes de

flujo normalizado varían entre $64.35 \pm 2.40 \%$ y $43.19 \pm 7.60\%$ en membranas de entre 100 y 10 kDa.

El proceso de ultrafiltración con membranas de poliétersulfona produjo un efluente adecuado para agua de consumo humano con cortes de peso molecular inferiores a 10 kDa en los parámetros contemplados en este estudio. Las demás membranas analizadas (100, 30 kDa) tuvieron resultados positivos de acuerdo con normativas de calidad ambiental para descarga en cuerpos de agua dulce.

Los experimentos analizados mostraron comportamientos de taponamiento regulados principalmente por los modelos de bloqueo estándar y filtración de torta. En todos ocurrió una predominancia inicial del mecanismo de bloqueo estándar seguido de una predominancia de filtración de torta. Al analizar los mecanismos globales de taponamiento se encuentra una influencia mixta de los dos modelos mencionados anteriormente.

A través de la exploración de modelos para algunas características estructurales de la estructura taponante de membrana (porosidad, resistencia específica, dimensión fractal, desarrollo de torta y biomasa bacteriana) se ha podido obtener información relevante en el diseño de sistemas para tratamiento de agua superficial con fines de reutilización o descarga a partir de afluentes con alta carga. Adicionalmente esta información permite el diseño futuro de sistemas de tratamiento de agua de fuentes no convencionales al permitir estimar el flujo y el tiempo de filtrado, así como la formación de estructuras taponantes en sistemas de tratamiento similares y en su posterior escalamiento.

Finalmente, se propone un modelo conceptual por etapas, para explicar los procesos de taponamiento de membrana. Este modelo incluye el acondicionamiento de la membrana por componentes iónicos, seguido de la formación de complejos orgánico-inorgánicos que ocasionan un taponamiento importante en etapas iniciales. Posteriormente los complejos orgánico-inorgánicos se apilan formando una estructura tridimensional en la que microorganismos son adheridos y colonizan la superficie de la estructura taponante.

REFERENCIAS

1. Arneth A, Denton F, Agus F, Elbehri A, Erb K, Elasha BO, et al. Framing and Context. In: P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M.

- JM, editor. Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. 2019.
2. Allen M, Dube OP, Solecki W, Aragón–Durand F, Cramer W, Humphreys S, et al. Framing and Context. Global warming of 15°C An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 15°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change,. 2018.
 3. IPCC. Summary for Policymakers. Global warming of 15°C An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 15°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, . 2018.
 4. Min S-K, Zhang X, Zwiers FW, Hegerl GC. Human contribution to more-intense precipitation extremes. *Nature*. 2011;470: 378–381. doi:10.1038/nature09763
 5. Hoegh-Guldberg O, Jacob D, Taylor M, Bindi M, Brown S, Camilloni I, et al. Impacts of 1.5°C global warming on natural and human systems. Global warming of 15°C An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 15°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change,. 2018.
 6. Peña H. Desafíos de la seguridad hídrica en América Latina y el Caribe. CEPAL; 2016.
 7. UN-Water. United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change. UNESCO. 2020.
 8. Fowler SJ, Smets BF. Microbial biotechnologies for potable water production. *Microb Biotechnol*. 2017;10: 1094–1097. doi:10.1111/1751-7915.12837
 9. FAO. AQUASTAT Core Database. Food and Agriculture Organization of the United Nations; 2010.
 10. Szymański D, Zielińska M, Dunalska JA. Microfiltration and ultrafiltration for treatment of lake water during algal blooms. *Ecohydrol Hydrobiol*. 2019;19: 351–358. doi:10.1016/j.ecohyd.2019.04.003
 11. Sadoff CW, Hall, J.W. G, D., Aerts JCJH, Ait-Kadi M, Brown C, Cox A, et al. Securing Water, Sustaining Growth: Report of the GWP/OECD Task Force on Water Security and Sustainable Growth. University of Oxford,; 2015.
 12. Ligtoet W, Bouwman A, Knoop JM, de Bruin S, Nabielek K, Huitzing H, et al. The geography of future water challenges. 2018.
 13. World Bank. Water Scarce Cities : Thriving in a Finite World. World Bank. Washington DC; 2018.
 14. Grau HR, Aide. M. Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecol Soc*. 2008;13.
 15. Vélez CX. Aproximación a la dinámica espacial de la frontera agrícola en el Ecuador.

- Pontificia Universidad Católica del Ecuador. 2010. Available:
<http://repositorio.puce.edu.ec/handle/22000/10267>
16. Costa MH. When more trees mean more power. *Nat Sustain.* 2020. doi:10.1038/s41893-020-0511-z
 17. Leinweber P, Bathmann U, Buczko U, Douhaire C, Eichler-Löbermann B, Frossard E, et al. Handling the phosphorus paradox in agriculture and natural ecosystems: Scarcity, necessity, and burden of P. *Ambio.* 2018;47: 3–19. doi:10.1007/s13280-017-0968-9
 18. Dugan P, Dey MM, Sugunan VV. Fisheries and water productivity in tropical river basins: Enhancing food security and livelihoods by managing water for fish. *Agric Water Manag.* 2006;80: 262–275. doi:10.1016/j.agwat.2005.07.017
 19. Nielsen PH. Microbial biotechnology and circular economy in wastewater treatment. *Microb Biotechnol.* 2017;10: 1102–1105. doi:10.1111/1751-7915.12821
 20. Tucker C, Hargreaves J. Ponds. In: Tidwell JH, editor. *Aquaculture Production Systems.* Wiley-Blackwell; 2012.
 21. Veronesi M, Rigaud A, Binet T, Barthélemy C. Circular economy in fisheries and aquaculture areas. *FARNET Guid.* 2019. doi:10.2771/916852
 22. Bossier P, Ekasari J. Biofloc technology application in aquaculture to support sustainable development goals. *Microb Biotechnol.* 2017;10: 1012–1016. doi:10.1111/1751-7915.12836
 23. FAO. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018.* FAO; 2019.
 24. Duarte CM, Holmer M, Olsen Y, Soto D, Marbà N, Guiu J, et al. Will the Oceans Help Feed Humanity? *Bioscience.* 2009;59: 967–976. doi:10.1525/bio.2009.59.11.8
 25. Naylor RL, Hardy RW, Bureau DP, Chiu A, Elliott M, Farrell AP, et al. Feeding aquaculture in an era of finite resources. *Proc Natl Acad Sci.* 2009;106: 15103–15110. doi:10.1073/pnas.0905235106
 26. Widiassa IN, Harvianto GR, Susanto H, Istirokhatun T, Agustini TW. Searching for ultrafiltration membrane molecular weight cut-off for water treatment in recirculating aquaculture system. *J Water Process Eng.* 2018;21: 133–142. doi:10.1016/j.jwpe.2017.12.006
 27. Timmons MB, Ebeling JM, Summerfelt ST, Vinci B. *Solids Capture. Recirculating Aquaculture.* New York: Cayuga Aqua Ventures; 2010.
 28. Tucker JW. *Marine Fish Culture.* Springer Science+Business Media; 1998.
 29. Tidwell JH. *Aquaculture Production Systems.* Wiley-Blackwell; 2012.
 30. Timmons MB, Ebeling JM, Rakocy JE. *Aquaponics: Integrating Fish and Plant Culture. Recirculating Aquaculture.* 2010.
 31. Boyd CE, Tucker CS, Viriyatum R. Interpretation of pH, Acidity, and Alkalinity in Aquaculture and Fisheries. *N Am J Aquac.* 2011;73: 403–408. doi:10.1080/15222055.2011.620861

32. Lawson TB. *Fundamentals of Aquacultural Engineering*. Boston, MA: Springer US; 1995. doi:10.1007/978-1-4613-0479-1
33. Espinal CA, Matulić D. *Recirculating Aquaculture Technologies*. *Aquaponics Food Production Systems*. Cham: Springer International Publishing; 2019. pp. 35–76. doi:10.1007/978-3-030-15943-6_3
34. Connell DW. *Pollution in Tropical Aquatic Systems*. Connell DW, Hawker DW, editors. CRC Press; 2018. doi:10.1201/9781351075879
35. Alabaster J, Lloyd R. *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. Elsevier; 1982. doi:10.1016/C2013-0-04159-X
36. Boyd C, Tucker CS. *Water Quality*. 3rd ed. In: Lucas J, Southgate P, Tucker CS, editors. *Aquaculture: Farming Aquatic Animals and Plants*. 3rd ed. Wiley-Blackwell; 2019.
37. Beaulieu JJ, DelSontro T, Downing JA. Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century. *Nat Commun*. 2019;10: 1375. doi:10.1038/s41467-019-09100-5
38. Paerl HW, Otten TG. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls. *Microb Ecol*. 2013;65: 995–1010. doi:10.1007/s00248-012-0159-y
39. Wurtsbaugh WA, Paerl HW, Dodds WK. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *Wiley Interdiscip Rev Water*. 2019;6. doi:10.1002/wat2.1373
40. Kim E, Yoo S, Ro H-Y, Han H-J, Baek Y-W, Eom I-C, et al. Aquatic Toxicity Assessment of Phosphate Compounds. *Environ Health Toxicol*. 2013;28: e2013002. doi:10.5620/eht.2013.28.e2013002
41. Burton FL, Stensel HD, Tchobanoglous G. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5th ed. McGraw-Hill Higher Education; 2014. Available: <http://lib.ugent.be/catalog/rug01:002059907>
42. Bartram J, Ballance R. *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. 1996.
43. Widiassa IN, Harvianto GR, Susanto H, Istirokhatun T, Agustini TW. Searching for ultrafiltration membrane molecular weight cut-off for water treatment in recirculating aquaculture system. *J Water Process Eng*. 2018;21: 133–142. doi:10.1016/j.jwpe.2017.12.006
44. Timmons MB, Ebeling JM. *Water Quality. Recirculating Aquaculture*. 2007.
45. Summerfelt ST, Vinci BJ, Piedrahita RH. Oxygenation and carbon dioxide control in water reuse systems. *Aquac Eng*. 2000;22: 87–108. doi:10.1016/S0144-8609(00)00034-0
46. Ebeling JM, Timmons MB. *Recirculating Aquaculture Systems*. *Aquaculture Production Systems*. 2012.

47. Brandt MJ, Johnson KM, Elphinston AJ, Ratnayaka DD. Storage, Clarification and Chemical Treatment. *Twort's Water Supply*. Elsevier; 2017. pp. 323–366. doi:10.1016/B978-0-08-100025-0.00008-9
48. Timmons MB, Ebeling JM, van Rijn J, Smith, Robert H. Denitrification. *Recirculating Aquaculture*. 2007.
49. O'Brien E, Xagorarakis I. Removal of Viruses in Membrane Bioreactors. *J Environ Eng*. 2020;146: 03120007. doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001743
50. Hughes D, Taha T, Cui Z. Mass Transfer: Membrane Processes. In: Sablani, S., Datta, A., Rahman, M., Mujumdar A, editor. *Handbook of Food and Bioprocess Modeling Techniques*. Boca Raton: CRC Press; 2006.
51. Chia SR, Lam WS, Seah WH, Show PL. Filtration. *Bioprocess Engineering: downstream processing*. 2019.
52. Baker RW. *Membrane Technology and Applications*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd; 2012. doi:10.1002/0470020393
53. Othman MHD, Adam MR, Pauzan MAB, Hubadillah SK, Rahman MA, Jaafar J. Ultrafiltration Membrane for Water Treatment. 2020. pp. 119–145. doi:10.1007/978-3-030-29522-6_4
54. Baker RW. *Membrane Technology and Applications*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd; 2012. doi:10.1002/9781118359686
55. Singh R. *Hybrid Membrane Systems for Water Purification: Technology, Systems Design and Operations*. Elsevier Science & Technology Books; 2006.
56. Field R. Mass transport and the design of membrane systems. In: Scott K, Hughes R, editors. *Industrial Membrane Separation Technology*. Dordrecht: Springer Netherlands; 1996. doi:10.1007/978-94-011-0627-6
57. Lousada-Ferreira M. Filterability and Sludge Concentration in Membrane Bioreactors. 2011. Available: https://ocw.tudelft.nl/wp-content/uploads/Filterability_and_Sludge_Concentration_in_Membrane_Bioreactors.pdf
58. Zeman LJ. Ultrafiltration. In: Matteson MJ, Orr C, editors. *Filtration: Principles and practices*. 1986.
59. Alvarado C, Farris K, Kilduff J. Membrane Fouling, Modelling and Recent Developments for Mitigation. 1st ed. In: Singh R, Hankins N, editors. *Emerging Membrane Technology for Sustainable Water Treatment*. 1st ed. 2016.
60. Goode K, Phinney D, Hasting APM, Fryer P. *Engineering Considerations For Cleaning And Disinfection In The Food Industry*. 2018.
61. Ladewig B, Al-Shaeli MNZ. Fouling in Membrane Bioreactors. 2017. pp. 39–85. doi:10.1007/978-981-10-2014-8_3
62. Yuan W, Zydney AL. Humic Acid Fouling during Ultrafiltration. *Environ Sci Technol*. 2000;34: 5043–5050. doi:10.1021/es0012366

63. Hong S, Elimelech M. Chemical and physical aspects of natural organic matter (NOM) fouling of nanofiltration membranes. *J Memb Sci.* 1997;132: 159–181. doi:10.1016/S0376-7388(97)00060-4
64. Strathmann H. Membrane Separation Processes, 4. Concentration Polarization and Membrane Fouling. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry.* Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA; 2011. doi:10.1002/14356007.o16_o05
65. Judd S. The MBR Book Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment. 2nd ed. In: Judd Claire Judd, editor. *Butterworth-Heinemann.* 2nd ed. Butterworth-Heinemann; 2011. p. 536. doi:10.1016/B978-0-08-096682-3.10006-X
66. Iritani E, Katagiri N. Developments of Blocking Filtration Model in Membrane Filtration. *KONA Powder Part J.* 2016;33: 179–202. doi:10.14356/kona.2016024
67. Wang F, Tarabara V V. Pore blocking mechanisms during early stages of membrane fouling by colloids. *J Colloid Interface Sci.* 2008. doi:10.1016/j.jcis.2008.09.028
68. Herrera-Robledo M, Noyola A. The evolution of pore-blocking during the ultrafiltration of anaerobic effluent-like mixtures. *Sep Purif Technol.* 2015;147: 172–178. doi:10.1016/j.seppur.2015.04.027
69. Cai X, Yang L, Wang Z, Zhang M, Shen L, Hong H, et al. Influences of fractal dimension of membrane surface on interfacial interactions related to membrane fouling in a membrane bioreactor. *J Colloid Interface Sci.* 2017;500: 79–87. doi:10.1016/j.jcis.2017.03.107
70. Moazzem S, Wills J, Fan L, Roddick F, Jegatheesan V. Performance of ceramic ultrafiltration and reverse osmosis membranes in treating car wash wastewater for reuse. *Environ Sci Pollut Res.* 2018. doi:10.1007/s11356-017-1121-9
71. Giagnorio M, Sørensen LF, Tiraferri A, Grüttner H. Ultrafiltration to reuse laundering wash water: evaluation of membranes and permeate flux. *Desalin WATER Treat.* 2017. doi:10.5004/dwt.2017.20133
72. Wills J, Moazzem S, Jegatheesan V. Treating Car Wash Wastewater by Ceramic Ultrafiltration Membranes for Reuse Purposes. *Water Scarcity and Ways to Reduce the Impact.* 2018. doi:10.1007/978-3-319-75199-3_4
73. Lykidou S, Karanikas E, Anagnostopoulou C, Nikolaidis N, Tsatsaroni E. Reuse of Effluent Water Obtained in Ultrafiltration of Reactive Dyes. *Fibers Polym.* 2019. doi:10.1007/s12221-019-2096-6
74. Zheng Y, Zhang W, Tang B, Ding J, Zheng Y, Zhang Z. Membrane fouling mechanism of biofilm-membrane bioreactor (BF-MBR): Pore blocking model and membrane cleaning. *Bioresour Technol.* 2018;250: 398–405. doi:10.1016/j.biortech.2017.11.036
75. Amjad H, Khan Z, Tarabara V V. Fractal structure and permeability of membrane cake layers: Effect of coagulation-flocculation and settling as pretreatment steps. *Sep Purif Technol.* 2015. doi:10.1016/j.seppur.2015.01.020

76. Ministerio del Ambiente. TEXTO UNIFICADO DE LEGISLACION SECUNDARIA DE MEDIO AMBIENTE. 2017. Available: <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/05/TULSMA.pdf>
77. Instituto Ecuatoriano de Normalización. Drinking Water Requirements. 2011. Available: <https://bibliotecapromocion.msp.gob.ec/greenstone/collect/promocin/index/assoc/HASH01a4.dir/doc.pdf>
78. USEPA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 22th Edition. Am Public Heal Assoc Am Water Work Assoc Water Environ Fed. 2012.
79. Herrera-Robledo M. BRAM: Dilucidación de los fenómenos de taponamiento y su control. Universidad Nacional Autónoma de Mexico. 2011. Available: <http://132.248.9.195/ptb2011/abril/0668181/Index.html>
80. Psoch C, Schiewer S. Long-term flux improvement by air sparging and backflushing for a membrane bioreactor, and modeling permeability decline. *Desalination*. 2008;230: 193–204. doi:10.1016/j.desal.2007.11.026
81. Hermia J. Blocking Filtration. Application to Non-Newtonian Fluids. *Mathematical Models and Design Methods in Solid-Liquid Separation*. Dordrecht: Springer Netherlands; 1985. pp. 83–89. doi:10.1007/978-94-009-5091-7_5
82. Law B, Hill P, Maier I, Milligan T, Page F. Size, settling velocity and density of small suspended particles at an active salmon aquaculture site. *Aquac Environ Interact*. 2014;6: 29–42. doi:10.3354/aei00116
83. Tucker CS, Hargreaves JA. Environmental Best Management Practices for Aquaculture. *Environmental Best Management Practices for Aquaculture*. 2009. doi:10.1002/9780813818672
84. Moradihamedani P, Abdullah AH Bin. Phosphate removal from water by polysulfone ultrafiltration membrane using PVP as a hydrophilic modifier. *Desalin Water Treat*. 2016;57: 25542–25550. doi:10.1080/19443994.2016.1150890
85. Chen J, Zhang M, Li F, Qian L, Lin H, Yang L, et al. Membrane fouling in a membrane bioreactor: High filtration resistance of gel layer and its underlying mechanism. *Water Res*. 2016;102: 82–89. doi:10.1016/j.watres.2016.06.028
86. Vrouwenvelder JS, Beyer F, Dahmani K, Hasan N, Galjaard G, Kruithof JC, et al. Phosphate limitation to control biofouling. *Water Res*. 2010;44: 3454–3466. doi:10.1016/j.watres.2010.03.026
87. Sousa MRS, Lora-García J, López-Pérez M-F, Heran M. Identification of Foulants on Polyethersulfone Membranes Used to Remove Colloids and Dissolved Matter from Paper Mill Treated Effluent. *Water*. 2020;12: 365. doi:10.3390/w12020365
88. Tekinalp Ö, Alsoy Altinkaya S. Development of high flux nanofiltration membranes through single bilayer polyethyleneimine/alginate deposition. *J Colloid Interface Sci*. 2019;537: 215–227. doi:10.1016/j.jcis.2018.10.089
89. Wang Y-N, Tang CY. Fouling of Nanofiltration, Reverse Osmosis, and Ultrafiltration

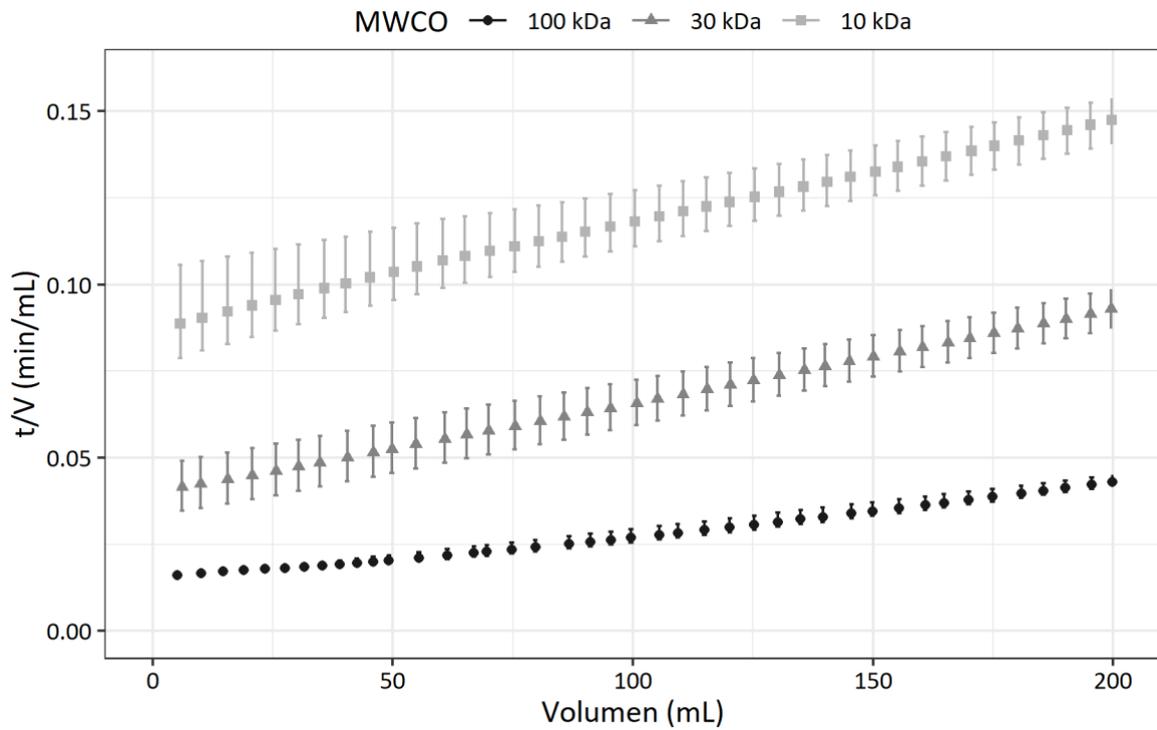
- Membranes by Protein Mixtures: The Role of Inter-Foulant-Species Interaction. *Environ Sci Technol.* 2011;45: 6373–6379. doi:10.1021/es2013177
90. Amjad H, Khan Z, Tarabara V V. Fractal structure and permeability of membrane cake layers: Effect of coagulation–flocculation and settling as pretreatment steps. *Sep Purif Technol.* 2015;143: 40–51. doi:10.1016/j.seppur.2015.01.020
 91. Houari A, Seyer D, Couquard F, Kecili K, Démocrate C, Heim V, et al. Characterization of the biofouling and cleaning efficiency of nanofiltration membranes. *Biofouling.* 2010;26: 15–21. doi:10.1080/08927010903277749
 92. Dupré B, Viers J, Dandurand J-L, Polve M, Bénézeth P, Vervier P, et al. Major and trace elements associated with colloids in organic-rich river waters: ultrafiltration of natural and spiked solutions. *Chem Geol.* 1999;160: 63–80. doi:10.1016/S0009-2541(99)00060-1
 93. Song J, Yin Y, Li Y, Gao Y, Liu Y. In-situ membrane fouling control by electrooxidation and microbial community in membrane electro-bioreactor treating aquaculture seawater. *Bioresour Technol.* 2020;314: 123701. doi:10.1016/j.biortech.2020.123701
 94. Xu H, Xiao K, Wang X, Liang S, Wei C, Wen X, et al. Outlining the Roles of Membrane-Foulant and Foulant-Foulant Interactions in Organic Fouling During Microfiltration and Ultrafiltration: A Mini-Review. *Front Chem.* 2020;8. doi:10.3389/fchem.2020.00417
 95. Wang X, Waite TD. Role of Gelling Soluble and Colloidal Microbial Products in Membrane Fouling. *Environ Sci Technol.* 2009;43: 9341–9347. doi:10.1021/es9013129
 96. Teng J, Shen L, Xu Y, Chen Y, Wu X-L, He Y, et al. Effects of molecular weight distribution of soluble microbial products (SMPs) on membrane fouling in a membrane bioreactor (MBR): Novel mechanistic insights. *Chemosphere.* 2020;248: 126013. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.126013
 97. Calderón K, Rodelas B, Cabirol N, González-López J, Noyola A. Analysis of microbial communities developed on the fouling layers of a membrane-coupled anaerobic bioreactor applied to wastewater treatment. *Bioresour Technol.* 2011;102: 4618–4627. doi:10.1016/J.BIORTECH.2011.01.007
 98. Javier L, Farhat NM, Desmond P, Linares RV, Bucs S, Kruithof JC, et al. Biofouling control by phosphorus limitation strongly depends on the assimilable organic carbon concentration. *Water Res.* 2020;183: 116051. doi:10.1016/j.watres.2020.116051
 99. Oh H-S, Lee C-H. Origin and evolution of quorum quenching technology for biofouling control in MBRs for wastewater treatment. *J Memb Sci.* 2018;554: 331–345. doi:10.1016/j.memsci.2018.03.019

ANEXOS

Anexo 1. Parámetros de calidad de agua de afluente y efluente de ultrafiltración de agua de uso acuícola

Parámetro	Unidades	Afluente	Efluente 100 kDa	Efluente 30 kDa	Efluente 10 kDa
Nitritos (NO ₂ ⁻ -N)	mg/L	0.018 ± 0.004	0.003 ± 0.001	0.002 ± 0.001	< 0.001
Nitratos (NO ₃ ⁻ -N)	mg/L	0.7 ± 0.1	0.4 ± 0.1	0.23 ± 0.06	< 0.01
Amoniaco (NH ₃ -N)	mg/L	0.62 ± 0.04	0.06 ± 0.02	0.04 ± 0.03	< 0.01
Dureza total (CaCO ₃)	mg/L	3.93 ± 0.18	2.51 ± 0.14	1.92 ± 0.19	1.88 ± 0.13
Hierro Total (Fe)	mg/L	0.38 ± 0.03	0.12 ± 0.02	0.07±0.3	< 0.01
Fósforo reactivo (PO ₄ ³⁻)	mg/L	0.26 ± 0.09	0.15 ± 0.07	0.05 ± 0.02	< 0.02
Turbidez	NTU	21 ± 5	7 ± 2	4.7 ± 2.59	0.08 ± 0.02
Color	Pt/Co	63 ± 4	32 ± 4	18.67 ± 2.08	8.67 ± 3.51
Coliformes Totales	UFC/mL	305.33 ± 30.55	<1	<1	<1
S. Suspendidos Tot.	mg/l	86 ± 6.34	~0	~0	~0
S. Disueltos Tot.	mg/l	174.59 ± 8.72	150.4 ± 7.43	119.23 ± 7.22	90.3 ± 6.32

Anexo 2. Gráfico del cociente del tiempo y volumen respecto al volumen de permeado para los experimentos realizados con membranas de diferente corte de peso molecular.



Anexo 3. Cuantificación de ADN extraído de las membranas con diferente corte de peso molecular

	ng/μl	A260/A280	A260/A230
100 kDa	239.7	1.89	1.55
30 kDa	611.3	2.07	1.89
10 kDa	703.4	2.02	1.77