



UNIVERSIDAD REGIONAL AMAZÓNICA IKIAM

Facultad de Ciencias de la Vida

Ingeniería en Biotecnología

***Ultrafiltración de agua superficial con fines de
reutilización: mecanismos de taponamiento de
membrana***

Gabriela Nicole Urresta Portero

27 de mayo de 2020, ciudad de Tena, Napo, Ecuador.

Declaración de derecho de autor, autenticidad y responsabilidad

Tena, 27 de mayo de 2020

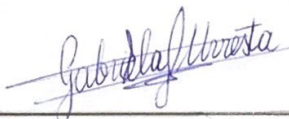
Yo, Gabriela Nicole Urresta Portero con documento de identidad N° 180445252-0, declaro que los resultados obtenidos en la investigación que presento en este documento final, previo a la obtención del título de Ingeniera en Biotecnología son absolutamente inéditos, originales, auténticos y personales.

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:



Gabriela Nicole Urresta Portero

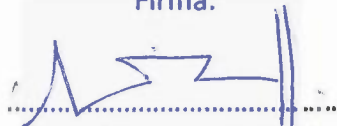
Certificado de dirección de trabajo de integración curricular

Certifico que el trabajo de integración curricular titulado: "Ultrafiltración de agua superficial con fines de reutilización: mecanismos de taponamiento de membrana", en la modalidad de: proyecto de investigación en formato tesis, fue realizado por: Gabriela Nicole Urresta Portero, 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, metodológicos y legales establecidos por la Universidad Regional Amazónica Ikiam, para su entrega y defensa.

Tena, 27 de mayo de 2020


Firma:



Miguel Herrera Robledo

C.I: G07498271

Firma:



Yeimy Rojas de Hidalgo

C.I: 1757847783

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto *Hi water: Efficient and Affordable Water Treatment Technologies to Minimise Waterborne Diseases*, y su respectivo programa de investigación de pregrado denominada VirEZone, por haber financiado la presente tesis.

A mis tutores Miguel Herrera y Yeimy Rojas, por su asesoramiento durante el desarrollo del trabajo. Por impartirme sus conocimientos, consejos y confianza. Por ser parte esencial en mi formación personal y profesional, y dejar en mí una huella imborrable.

A Miguel Quishpe y demás técnicas del laboratorio de investigación de la Universidad Regional Amazónica Ikiam por su soporte en los experimentos realizados. Por sus consejos y seguimiento en cada etapa del proceso experimental.

A mis compañeros de proyecto, especialmente a Lissette Díaz por el trabajo en conjunto desde principio a fin. Por su amistad, ejemplo de superación, vivencias e incontables horas de debate para dar respuesta problemas teóricos y experimentales. Por su apoyo incondicional en los buenos y malos momentos.

A David Vasco por su apoyo incondicional, cariño, consejos y motivación de tiempos difíciles.

A quienes me han brindado su tiempo, amor y confianza. Por velar por mí desinteresada e incondicionalmente y ser sostén en momentos de debilidad, especialmente a Israel Ríos.

A quienes me han brindado su opinión crítica, y han compartido conmigo sus conocimientos y amistad. Por su compañía en las largas noches de trabajo y generación debate para el entendimiento de fenómenos, especialmente a Paul Cotacachi. Por ser de vital importancia en la materialización de las ideas, especialmente a Stalin Guamán.

DEDICATORIA

A mis padres, Gandy Urresta y Patricia Portero por ser los principales promotores de mis sueños. Por su esfuerzo, consejos y apoyo incondicional. Por enseñarme que el mejor legado que un hijo pueda recibir, es la educación.

A mis hermanos Gandy, Paula y Martín por ser mi motivación, soporte e inspiración para ser mejor.

A mis abuelos Efraín, Guadalupe, Genaro y Piedad por cuidar de mí. Por ser ejemplo de vida y forjarme con amor, entrega y dedicación.

ÍNDICE GENERAL

DERECHO DE AUTOR	II
CERTIFICADO DEL DIRECTOR	III
AGRADECIMIENTOS	IV
DEDICATORIA	V
INDICE DE TABLAS	VIII
INDICE DE FIGURAS	IX
RESUMEN	XI
ABSTRACT	XII
CAPÍTULO I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	1
1.1 Antecedentes	1
1.2 Planteamiento del problema	7
1.3 Justificación de la investigación	9
1.4 Objetivos de la investigación	11
CAPÍTULO II. MARCO METODOLÓGICO	12
2.1 Características básicas del sistema de estudio	13
2.2 Caracterización de la corriente de alimentación	14
2.3 Descripción del dispositivo experimental (microplanta) de ultrafiltración.....	18
2.4 Modelo matemático para el procesamiento de datos experimentales.	20
2.5 Mecanismos de bloqueo de poro	27
2.6 Tasa de acumulación de componentes.	28
CAPÍTULO III: PRESENTACIÓN DE DATOS Y RESULTADOS	29
3.1 Permeabilidad, estructura y mecanismos de bloqueo de poro durante UF de agua superficial	29
3.2 Desarrollo de biofouling durante la UF de agua superficial	40

CAPÍTULO VI: INTERPRETACIÓN Y DISCUSIÓN	42
4.1. Permeabilidad, estructura y mecanismos de bloqueo de poro durante UF de agua superficial	42
4.2. Desarrollo de <i>biofouling</i> durante la UF de agua superficial	47
4.3. Implicación de resultados	53
CAPÍTULO IV: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	59
REFERENCIAS	62
ANEXOS	74
Anexo 1. Sitios de muestreo de los puntos A, B, C y D.....	74
Anexo 2. Parámetros físico-químicos medidos, in situ y en laboratorio.....	75
Anexo 3. Esquema del método estándar 2540 para la determinación de sólidos.	76
Anexo 4. Datos exploratorios de los parámetros físico-químicos en el punto B1 (P.E. 3000) y B2 (P.E. 6700), con respecto a la legislación ecuatoriana vigente.	77
Anexo 5. Flujo acumulado inverso (t/V) en función del volumen de permeado para diferentes cortes de peso molecular (CPM).	78
Anexo 6. Altura de la torta de 100, 30 y 10 kDa.....	79
Anexo 7. Porcentaje de remoción de componentes físico-químicos.....	80
Anexo 8. Tinción de Gram	80
Anexo 9. Concentraciones de ADN total en tortas de membranas.	82

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Mecanismos de ensuciamiento de membrana por partícula coloidales y SPE.	27
Tabla 2. Resistencias de membranas en diferentes cortes de peso molecular (100, 30 y 10 kDa).....	29
Tabla 3. Flujo medido en $L\ m^{-2}h^{-1}$ en secciones de volumen: 10, 25, 50, 75, 100, 150 y 200 mL.....	30
Tabla 4. Parámetros de operación durante ultrafiltración de agua superficial: flujo inicial, flujo sostenible y tasa de decremento del flujo.....	32
Tabla 5. Parámetros de filtrabilidad.....	32
Tabla 6. Dimensión fractal de la torta.....	35
Tabla 7. Propiedades estructurales de los depósitos de torta/biofouling: resistencia específica, porosidad, altura y dimensión fractal.....	36
Tabla 8. Comportamiento de la tasa de decremento ($m^{-2}\ min^{-1}$) y pérdida (%) de flujo, durante los intervalos de transición (mL) de cada mecanismo de taponamiento de poro.....	39
Tabla 9. Parámetros físico-químicos del punto B (P.E. 6700).	40
Tabla 10. Tasa de acumulación de componentes en membranas de UF.....	41
Tabla 11. Biomasa bacteriana de capa taponante.....	41

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema del procedimiento seguido en la técnica de coagulación/floculación y filtración por arena.	3
Figura 2. Compuestos retenidos por diferentes técnicas de separación líquido-sólido con respecto al peso molecular.....	4
Figura 3. Comportamiento de la disminución del flujo con respecto al tiempo durante un sistema de ultrafiltración.	5
Figura 4. Esquema básico de los mecanismos de ensuciamiento de membrana: a) Bloqueo completo, b) Bloqueo estándar, c) Bloqueo intermedio y d) Filtración de torta.	7
Figura 5. Estrategia experimental	12
Figura 6. Punto de muestreo (P.E. 6700) del río Tena (B), localizado en la zona periurbana a la ciudad con el mismo nombre.....	13
Figura 7. Esquema del sistema experimental de ultrafiltración: Flujo de alimentación hacia la celda de ultrafiltración, cuya fuerza motriz es impulsada con N_2 . Seguida de la adquisición de datos en tiempo real (masa, tiempo).....	20
Figura 8. Tiempo de filtrado con respecto al volumen de permeado acumulado a diferentes CPM	29
Figura 9. Comportamiento transitorio de flujo de permeado	30
Figura 10. Comportamiento transitorio del flujo de permeado normalizado para membranas con diferente CPM.....	31
Figura 11. Comportamiento transitorio de la resistencia hidráulica específica de la torta (αM) para membranas con diferente CPM.	33
Figura 12. Evolución de la porosidad de la torta en función del volumen de permeado (mL).....	34
Figura 13. Ilustración de la escala observada indicativa de la estructura fractal de la torta.....	35
Figura 14. Comportamiento transitorio de la altura de la torta (nm) en función de la masa depositada (mg)	36
Figura 15. Distribución y contribución de los mecanismos de bloqueo de poro en términos de volumen de permeado (a), y porcentaje de disminución del flujo (b) por coloides.....	37

Figura 16. Distribución y contribución de los mecanismos de bloqueo en términos de volumen de permeado (a) y porcentaje de disminución del flujo (b) por sustancias poliméricas extracelulares (SPE).....	38
Figura 17. Etapa 1 del desarrollo de biofouling: Condicionamiento de membrana.	48
Figura 18. Etapa 2 del desarrollo de biofouling: Restricción del área de filtración debido a bloqueo intermedio	49
Figura 19. Etapa 3 del desarrollo de <i>biofouling</i> : Colonización temprana de la superficie de membrana	50
Figura 20. Etapa 4 del desarrollo de biofouling: Desarrollo de la torta superficial a causa de la colonización bacteriana	52
Figura 21. Etapa 5 del desarrollo de biofouling: Maduración del biofouling y ensuciamiento irreversible	53

RESUMEN

La ultrafiltración es una alternativa de potabilización a partir de agua superficial de gran interés debido a la creciente demanda mundial de agua dulce. Sin embargo, el ensuciamiento de membrana es uno de sus principales desafíos, porque reduce el rendimiento de permeado y la vida útil de los filtros de membrana. El objetivo de la presente tesis es dilucidar los mecanismos de bloqueo de poro en membranas con distinto corte molecular (100, 30 y 10 kDa) durante ultrafiltración a presión constante de agua superficial, de modo que se puedan sugerir procesos de limpieza para extender su vida útil. Las muestras fueron colectadas en una sección del río Tena (Napo, Ecuador) previa a la zona urbana de la ciudad con el mismo nombre. Se cuantificaron los principales parámetros físico-químicos del agua cruda y del efluente de ultrafiltración con membranas de 100, 30 y 10 kDa. A través de modelado matemático, se identificó la secuencia de bloqueo de poro que sigue cada membrana. Se reportan modelos combinados que comienzan con bloqueo intermedio, seguidos de bloqueo estándar y completo (o viceversa), y terminan en la formación de torta. Para todas las membranas, la disminución del flujo se relacionó con los mecanismos de bloqueo durante las primeras etapas, y con la formación de torta durante las últimas etapas de filtración. En base a los resultados de resistencia específica, porosidad, altura, dimensión fractal de la torta y tasas de acumulación de componentes físico-químicos, se propone una teoría de formación del *biofouling*. El análisis de los mecanismos de bloqueo en relación a las propiedades hidráulicas y estructurales de la torta, destacan su relevancia en el ensuciamiento irreversible y elección del método de limpieza de membrana.

Palabras clave: agua superficial, ultrafiltración, bloqueo de poro, formación de torta, *biofouling*.

ABSTRACT

Ultrafiltration is an alternative of purification from surface water of great interest due to the growing world demand for freshwater. However, membrane fouling is one of its main challenges, because it reduces the permeate performance and the useful life of membrane filters. The objective of the present thesis is to elucidate the pore blocking mechanisms in membranes with different molecular cutoffs (100, 30, and 10 kDa) during constant pressure ultrafiltration of surface water, so that cleaning processes can be suggested to extend their useful life. The samples were collected in a section of the Tena river (Napo, Ecuador) before the urban area of the city with the same name. The main physical-chemical parameters of the raw water and the ultrafiltration effluent were quantified with 100, 30, and 10 kDa membranes. Through mathematical modeling, the pore blocking sequence that each membrane follows was identified. Combined models are reported that begin with intermediate blocking, followed by standard and complete blocking (or vice versa), and end in cake formation. For all membranes, the decreased flow was related to blocking mechanisms during the early stages, and to cake formation during the later stages of filtration. Based on the results of specific resistance, porosity, height, the fractal dimension of the cake, and accumulation rates of physical-chemical components, a theory of biofouling formation is proposed. The analysis of the blocking mechanisms concerning the hydraulic and structural properties of the cake, highlight its relevance in irreversible fouling and the choice of the membrane cleaning method.

Keywords: surface water, ultrafiltration, pore blocking, cake formation, biofouling.

CAPÍTULO I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

1.1 Antecedentes

Los sistemas fluviales representan la primera fuente de agua dulce disponible. Comprenden una pequeña fracción de los recursos hídricos del planeta, lo cual los hace más vulnerables a la contaminación. Dicha contaminación tiene su origen a partir de dos grandes flancos, de manera antropogénica y no antropogénica. En cuanto a la primera, pueden provenir de aguas residuales municipales y hospitalarias [1,2], efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales [3], y de actividades agropecuarias [4]. Por otro lado, la contaminación no antropogénica deriva de la dispersión fluvial de contaminantes provenientes de especies vegetales [5], animales [6,7] y hongos [8]. Además del transporte de sedimentos a lo largo de gradiente latitudinal [9] y depósitos atmosféricos [10].

En conjunto, estas actividades insertan patógenos en las aguas superficiales, siendo los más comunes y peligrosos las bacterias de la flora saprófita intestinal, las enterobacterias del género *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Escherichia*; no enterobacterias como: *Pseudomonas spp.*, *Bacteroides fragilis*, *Campylobacter spp.*, y en menor medida *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* [11]. En cuanto a los virus, destacan, los adenovirus, colifagos F-específicos, colifagos somáticos, calicivirus y enterovirus [12]. En consecuencia, el aumento de concentración de estos agentes patógenos induce un incremento de las enfermedades asociadas a ellos. Una de las más importantes en términos de morbilidad y mortalidad es la gastroenteritis, representando la principal causa de desnutrición en niños a nivel mundial [13]. Cabe recalcar, que esta situación se ve gravemente promovida por la reutilización de facto del agua superficial.

Las descargas de efluentes de aguas residuales tiene importantes efectos perjudiciales sobre la salud de los ecosistemas acuáticos, ya que se vierten grandes cantidades de nutrientes en las vías fluviales receptoras [14]. Evento que promueve la eutrofización [15] y provoca abatimientos temporales de oxígeno disuelto en el sistema [16]. Las bacterias presentes en un sistema fluvial son responsables de las transformaciones biogeoquímicas, como la nitrificación (oxidación biológica del amonio a nitrito, seguida de una segunda oxidación hacia nitratos) y desnitrificación (transformación de nitrato a nitrógeno molecular). De esta manera, los impactos de intervenciones humanas suelen

cambiar la estructura y función de las comunidades microbianas, por ejemplo: homogeneización biótica. Estos cambios pueden causar alteraciones en el flujo horizontal de N y C, en zonas ubicadas corriente abajo (por ejemplo: volver predominante a la desnitrificación autótrofa en la zona béntica, que promueve la formación de N_2O ; en detrimento de la heterótrofa) y cambios en la estructura de la cadena trófica del ecosistema [17,18].

Se han desarrollado varias técnicas de remoción para eliminar los mencionados patógenos de aguas residuales y superficiales. En términos de historia de aplicación destacan las técnicas convencionales como la coagulación/floculación. De manera general, la primera fase de coagulación neutraliza las cargas de la matriz de agua para formar una masa gelatinosa capaz de unirse a otras partículas. Seguidamente, la floculación mueve suavemente tales partículas, haciendo que se adhieran formando masas mayores que pueden sedimentar con facilidad y ser retenidas por la filtración por arena [19], (Figura 1).

Sin embargo, la pérdida de la calidad intrínseca de las fuentes agua dulce hace necesaria la aplicación de productos químicos para facilitar la eliminación de contaminantes suspendidos y coloidales. En cuanto a esto las sales de aluminio y hierro han sido ampliamente utilizadas como coagulantes, desde su primera aplicación en el siglo XIX [20]. No obstante, de acuerdo a su neurotoxicidad, representan una amenaza a la salud pública. Vinculándolas directamente con la enfermedad de Alzheimer debido a su absorción de en las células neuronales y gliales [21]. Además, cuando la materia orgánica natural (MON) presente en aguas superficiales no se ha eliminado por completo en el tratamiento, puede reaccionar con cloro (proceso de desinfección) formando subproductos de desinfección (SPD). Se han identificado más de 600 compuestos de SPD, entre los cuales los trihalometanos (THM) y los ácidos haloacéticos son los más comunes, relacionados con riesgo de cáncer (sobre todo de vejiga) y a trastornos de la reproducción [22].

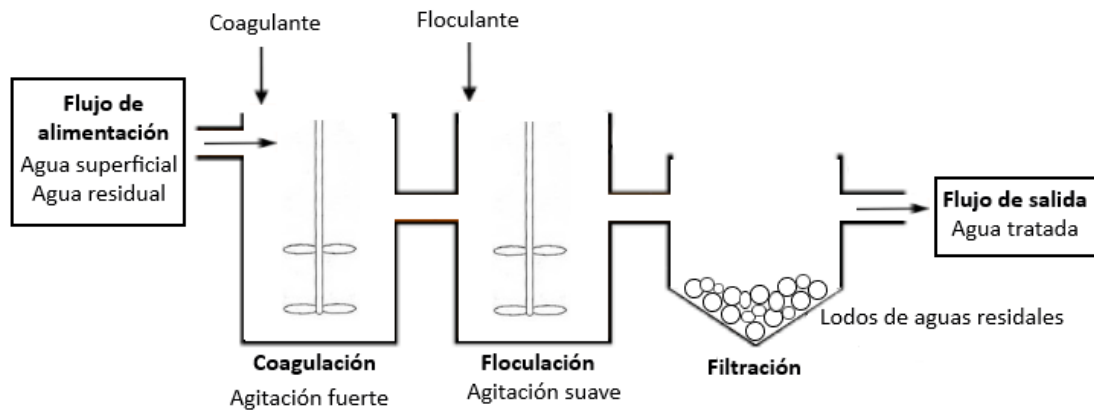


Figura 1. Esquema del procedimiento seguido en la técnica de coagulación/floculación y filtración por arena.

Debido a la amenaza inminente tanto a la salud humana como al medio ambiente, y a los altos costos operativos de la técnica de coagulación/floculación, se han desarrollado varias técnicas alternativas. Destacan los procesos de filtración por membrana de baja presión, como la ultrafiltración (UF). El método se introdujo por primera vez en la década de 1970 como un medio para concentrar virus en agua. Además en los últimos años ha demostrado ser una técnica robusta para la recuperación de bacterias, y parásitos en recursos hídricos [23]. Se ha informado que produce eficiencias de recuperación similares o superiores al Método 1623 de la Agencia de Protección Ambiental (EPA), la cual requiere filtración y separación inmunomagnética, para parásitos. Y de la técnica VIRADEL (Virus Adsorption and Elution) para la concentración de virus en agua potable [24,25]. Esta técnica permite la concentración y eliminación simultánea de múltiples clases de microorganismos en muestras de agua de gran volumen (Figura 2). Por ello, la UF se ha destacado como una de las herramientas más prometedoras, en contraste con las técnicas convencionales para el tratamiento de aguas residuales y agua potable. En consecuencia, recibe considerable atención de investigación [26].

En este contexto, la disminución del flujo de permeado y el aumento de la resistencia a la filtración por ensuciamiento de membrana debido a la tasa reducida de difusión de sustancias a través del polímero de la membrana, impide el amplio uso de aplicaciones de UF. Los fenómenos operacionales como la formación de una capa de concentración/polarización (acumulación de material de soluto en la interfaz membrana/alimentación). Es decir al gradiente de concentración de materiales

rechazados por la membrana), bloqueo de poros y formación de las primeras capas de contaminantes, durante las primeras etapas de filtración (Figura 3) son factores determinantes [27].

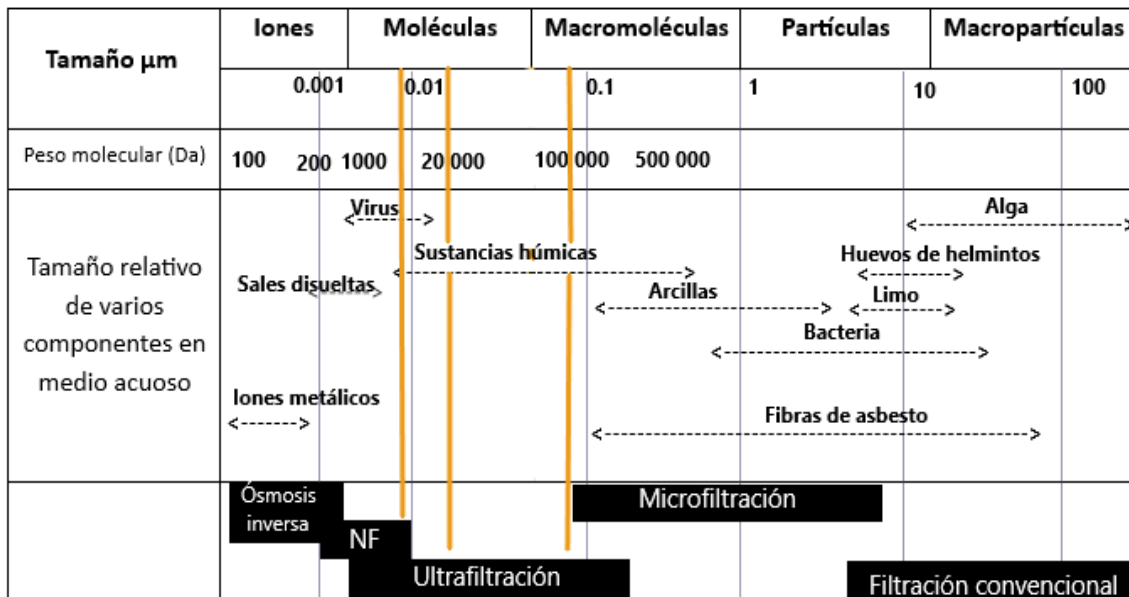


Figura 2. Compuestos retenidos por diferentes técnicas de separación líquido-sólido con respecto al peso molecular.

Las líneas amarillas representan el corte molecular de las membranas usadas en el presente estudio.

Los aglomerados de material filtrante (también llamados tortas de filtro) están constituidos por el material retenido en la superficie de la membrana, su estructura irregular y dinámica de crecimiento es independiente. Inician su formación a partir de las primeras capas de contaminantes [27]. Este fenómeno describe el ensuciamiento de membrana, es decir, la deposición indeseable de partículas retenidas en la superficie de la membrana o dentro de los poros. Este puede tener dos tipos de procedencias: químico o *fouling* y biológico o *biofouling*.

El *fouling*, se refiere a sustancias inorgánicas presentes en la matriz de agua. Mientras que, el *biofouling* hace referencia a los microorganismos y sus respectivos componentes macromoleculares, conocidos como sustancias poliméricas extracelulares (SPE) [28]. La producción de SPE se puede atribuir a la lisis celular, la secreción activa, la adsorción del medio ambiente y la eliminación del material de la superficie celular. Están compuestos principalmente de polisacáridos, ácidos nucleicos y proteínas. Las composiciones químicas y el peso molecular de las SPE dependen de la fisiología de los

microorganismos, el estado nutricional y el entorno impuesto, creado por la operación del sistema.

En ambos casos, las incrustaciones de material filtrante se acumulan con el tiempo, haciendo necesaria la limpieza de la membrana. Se pueden clasificar como [29]:

- **Removibles:** causadas por incrustaciones sueltas y pueden eliminarse mediante limpieza física.
- **Inamovibles:** pueden eliminarse mediante limpieza química.
- **Irreversibles:** no pueden eliminarse mediante limpieza física o química, incurriendo en un alza en los gastos operativos del sistema.

El procedimiento de limpieza debe adaptarse al tipo de sustancias responsables del ensuciamiento en cada aplicación. En otras palabras, es esencial focalizar los estudios hacia el comportamiento de ensuciamiento (interacciones contaminante-membrana), así como los mecanismos de ensuciamiento, con el fin de reducir la cantidad de ensuciamiento irreversible [24]. Sin embargo, identificar los contaminantes puede ser difícil, ya que la cantidad de material depositado en la superficie de la membrana suele ser pequeña.

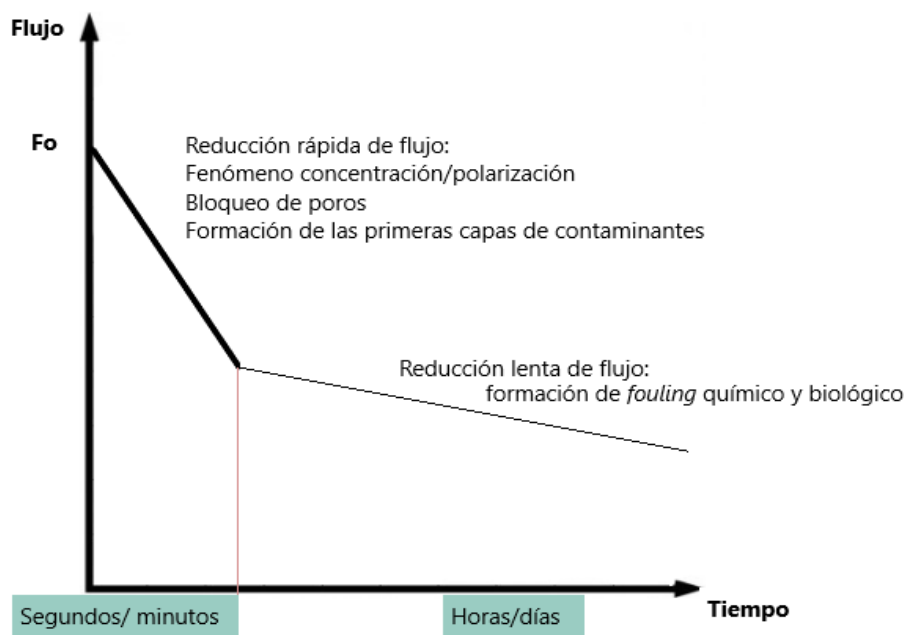


Figura 3. Comportamiento de la disminución del flujo con respecto al tiempo durante un sistema de ultrafiltración.

De acuerdo con el principio de tamizado mecánico en membranas de baja presión, las macromoléculas con mayor peso molecular (PM) pueden obstruir los poros de la membrana. Mientras que las micromoléculas con un PM relativamente más pequeño pueden ingresar al interior de los poros de la membrana [30]. Por lo tanto, la matriz de agua superficial con diferentes fracciones de PM puede tener un potencial de ensuciamiento de la membrana variado.

En cuanto a esto, se ha demostrado que las leyes de filtración que gobiernan el bloqueo de membrana tienen poder predictivo en aplicaciones que involucran membranas poliméricas con morfología irregular de poros. Se han utilizado para estudiar el ensuciamiento de las membranas porosas que filtran suspensiones de microorganismos, proteínas, agua natural y aguas residuales [31]. Las leyes de filtración describen los siguientes cuatro mecanismos de ensuciamiento de membrana (Figura 4).

- a. **Bloqueo completo de poros:** también llamado sellado de poros, cada partícula que alcanza la membrana bloquea un poro sin superponerse sobre otras partículas.
- b. **Bloqueo estándar:** las partículas se depositan dentro de los poros y el volumen de poros disponibles disminuye proporcionalmente al volumen de partículas depositadas.
- c. **Bloqueo intermedio:** se supone que algunas partículas se depositan en otras partículas (como en la filtración de la torta). Mientras que otras partículas bloquean los poros de la membrana (como en el bloqueo completo).
- d. **Filtración de la torta:** las partículas depositadas no bloquean los poros porque la membrana es densa y no hay poros que bloquear, o porque los poros ya están cubiertos por otras partículas. Por lo tanto, no están disponibles para bloquear [31].

Las leyes de filtración de bloqueo de poro, que describen los mecanismos de ensuciamiento de membrana por partículas coloidales, fueron propuestas por primera vez por Hermans y Bredée [32]; y posteriormente desarrolladas por Gonsalves [33]. Mientras que el desarrollo de las leyes de bloqueo por SPE, han sido descritas con éxito por Ye y colaboradores [34].

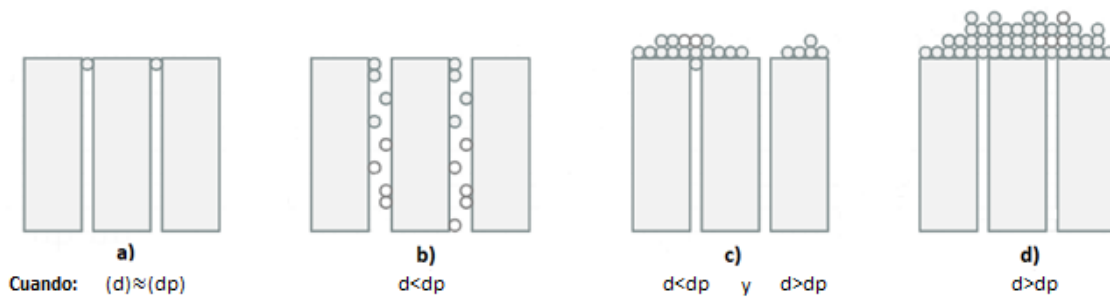


Figura 4. Esquema básico de los mecanismos de ensuciamiento de membrana: a) Bloqueo completo, b) Bloqueo estándar, c) Bloqueo intermedio y d) Filtración de torta. d = diámetro del contaminante, dp = diámetro de poro. Las esferas representan los contaminantes presentes en la matriz de agua

1.2. Planteamiento del problema

El rápido crecimiento demográfico y el subsiguiente aumento del consumo como consecuencia de una mayor renta per cápita, son los principales responsables de la presión ejercida sobre los recursos hídricos. En este contexto, las extracciones de agua se han triplicado en los últimos 50 años [35]. Esta tendencia se explica en gran medida por el constante crecimiento de economías agrícolas. Se estima que, para el año 2030 el 47% de la población mundial vivirá en zonas con estrés hídrico. La mayor parte del crecimiento de la población estará localizado en países en vías de desarrollo y en regiones sin un acceso al agua potable ni a un saneamiento adecuado. Incrementando las enfermedades humanas asociadas a la calidad de agua disponible y al vertido de aguas residuales [36], así como abatimientos a la ecología acuática [16].

En Ecuador, para el seguimiento del Plan Nacional de desarrollo “Toda una Vida” y las metas del objetivo 6 de la agenda 2030 de Naciones Unidas, coadyuvando a los poderes del Estado a diseñar políticas públicas que garanticen la sostenibilidad y el Buen Vivir (Sumak Kawsay) [37]. Dentro del ámbito de gestión de agua potable, alcantarillado y tratamiento de aguas residuales, los Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales cumplen un rol fundamental en el tratamiento de aguas residuales y potabilización de agua. Sin embargo, en la Amazonía Ecuatoriana apenas el 25,8% de aguas residuales son sometidas a algún tipo de tratamiento. Además el 56,3% del restante (aguas residuales no tratadas) son vertidas directamente a los ríos [38].

En la provincia de Napo, dentro de la zona de amortiguamiento de la Reserva Colonso-Chalupas, nacen los ríos, Colonso, Tena, Tazayacu, Lupi, Pimpilala, Shitig Chacumbi y Wayrayacu. El río Tena, atraviesa varias comunidades hasta llegar a la zona metropolitana. El problema principal de las amenazas antropogénicas sobre dicho efluente, es la contaminación por las aguas residuales sin previo tratamiento de las comunidades, Shitig, Atacapi, Colonso, Mushuk Kawsay, Pumarumi, Lupi, Muyuna y San Pedro; y las actividades turísticas dentro de las mismas (P.E. 6700) [39,40].

En cuanto a esto, en el año 2016 al menos un 17% de los habitantes del casco parroquial de Muyuna, zona con mayor densidad poblacional, descargaron sus aguas servidas de origen doméstico y un 12% vertió sus desechos sólidos directamente al río. Además, un 3% consumió el líquido vital de la misma fuente [41]. En consecuencia, la perturbación del hábitat acuático puede tener implicaciones directas tanto en la biodiversidad y estructura de la comunidad microbiana, como en la salud humana y en el ciclo bacteriano-viral [34].

En el año 2015 la empresa de Procesos Técnicos Medioambientales (PROTECMED) instaló y puso en marcha una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas mediante un sistema de Biorreactor de Membrana (BRM) de microfiltración para la ciudad de Tena [42]. Sin embargo, no se han evaluado técnicas cuyos efluentes sean seguros para el consumo humano.

La aplicación de UF para el tratamiento de aguas superficiales y residuales incurren en desventajas operativas intrínsecas, en las que destaca el ensuciamiento de membrana. Este fenómeno, así como su prevención han sido objeto de estudio desde principios de la década de 1960, cuando surgieron los procesos de separación industrial por membrana. Conduce a presiones operativas más altas, limpieza química más frecuente, vida útil de la membrana acortada y calidad del agua del producto comprometida [43–45].

Si bien es cierto, el ensuciamiento de membrana es parcialmente controlado mediante la selección de una membrana adecuada, el ajuste de las condiciones hidrodinámicas de funcionamiento del sistema, y el pretratamiento apropiado de las soluciones de alimentación [46]. Muy a menudo estas acciones no son suficientes para hacer frente a

las incrustaciones, debido a la naturaleza única de la muestra de agua a filtrar en cuanto a su composición química (compuestos orgánicos e inorgánicos) y biológica (microorganismos) [47]. En la mayoría de los casos el ensuciamiento es irreversible y los elementos de membrana deben reemplazarse. Esto, impone una gran carga económica en la operación, la cual puede llegar hasta el 50% de los costos totales [48].

A pesar de los esfuerzos en identificar el proceso de ensuciamiento de membrana y posibles propiedades estructurales de las incrustaciones [49], se desconocen los detalles de los mecanismos de desarrollo de depósitos y la naturaleza del *biofouling* durante UF de agua superficial. Debido a la composición única, tanto química como biológica del agua a tratar, un sistema de UF con membranas de distinto corte de peso molecular (CPM: 10, 30 y 100 kDa) puede poner en manifiesto dichas implicaciones. Cuyas propiedades hidráulicas pueden estar directamente condicionadas por el CPM. De manera que, a mayor CPM las membranas pueden tener una mayor permeabilidad.

1.3. Justificación de la investigación

Siendo el agua una necesidad básica tanto para la existencia humana como para el desarrollo industrial, y tomando en consideración que el aumento de la población y expansión de las industrias aumenta la demanda la misma [36]. Es prioritaria la aplicación de técnicas relacionadas al tratamiento de aguas superficiales impactadas por actividades antropogénicas con fines de reutilización. Cuyo desarrollo requiere esfuerzos técnico-científicos, sociales y gubernamentales.

Las crecientes preocupaciones sobre la descarga de aguas residuales y la calidad del agua potable han impulsado el mercado de tecnologías de ultrafiltración por membrana a nivel mundial [50]. Ya que han pasado de ser herramientas de laboratorio a procesos aplicables a nivel industrial, con un considerable impacto técnico/comercial y cuya importancia en el desarrollo sostenible, es imprescindible [51]. Entre todos los procesos de membranas, las membranas de UF tienen la mayor variedad de aplicaciones en diversas industrias (por ejemplo: biotecnológica, farmacéutica, alimentaria y textil), porque es una tecnología de separación de alta eficiencia y bajo consumo de energía. En consecuencia, el notable crecimiento del mercado de UF conduce a una demanda continua, particularmente en el tratamiento de agua superficial y residual [52].

Se espera que las aplicaciones industriales de UF por membrana, incluido el tratamiento de agua potable, asistencia sanitaria y bioingeniería dentro del mercado mundial, crezca a una tasa compuesta anual de aproximadamente 6.1% hasta el año 2021, según BBC Research y la red de membranas de ultrafiltración. Su adjudicación se distribuye a nivel mundial por jugadores clave en el mercado [50,53].

Las actividades antropogénicas que influyen directamente la microcuenca del río Tena son: minería ilegal, explotación de material pétreo, deforestación, y especialmente un tratamiento deficiente o nulo de aguas residuales tanto domésticas como turísticas [54]. A pesar de estar catalogado con una priorización “muy alta” según la escala de problemas y potencialidades del sistema biofísico [55], no existen registros del transporte de nutrientes exógenos al sistema, debido a la contaminación originada por alguna de estas actividades. Por otro lado, los microorganismos presentes en aguas no seguras para el consumo, causan diarrea y gastroenteritis, principales causas de desnutrición en niños menores de cinco años [56].

El presente trabajo se enfoca en dilucidar los mecanismos de taponamiento de poro durante UF de agua superficial, así como la remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos. En particular el ensuciamiento de membrana durante UF es un aspecto limitante, ya que incrementa el consumo de energía y consecuentemente los costos de operación. En este sentido, entender el fundamento del ensuciamiento son desafíos clave para minimizar las incrustaciones irreversibles y gestionar de manera rentable las incrustaciones reversibles.

1.4. Objetivos de la investigación

Objetivo General

Dilucidar los mecanismos de bloqueo de poro en membranas con distinto corte de peso molecular (100, 30 y 10 kDa) durante ultrafiltración a presión constante de agua superficial, en función de las características de permeabilidad, y su influencia en el desarrollo del *biofouling*.

Objetivos específicos:

1. Identificar los parámetros de operación tales como: flujo inicial, flujo sostenible, permeabilidad y tasa de decremento de flujo, durante un proceso de UF de agua superficial utilizando tres membranas con diferentes tamaños de corte de peso molecular.
2. Cuantificar algunas características estructurales tales como: resistencia específica, porosidad, altura y dimensión fractal de los depósitos de torta/*biofouling*.
3. Identificar la secuencia de manifestación de los mecanismos de bloqueo de poro en cada membrana (100, 30 y 10 kDa).
4. Proponer una teoría de formación de biopelícula en base a la tasa de acumulación de componentes en la membrana, la estimación de bacterias a nivel de membrana, al tipo de mecanismos de bloqueo de poro y a los parámetros operativos/estructurales.

CAPÍTULO II. MARCO METODOLÓGICO

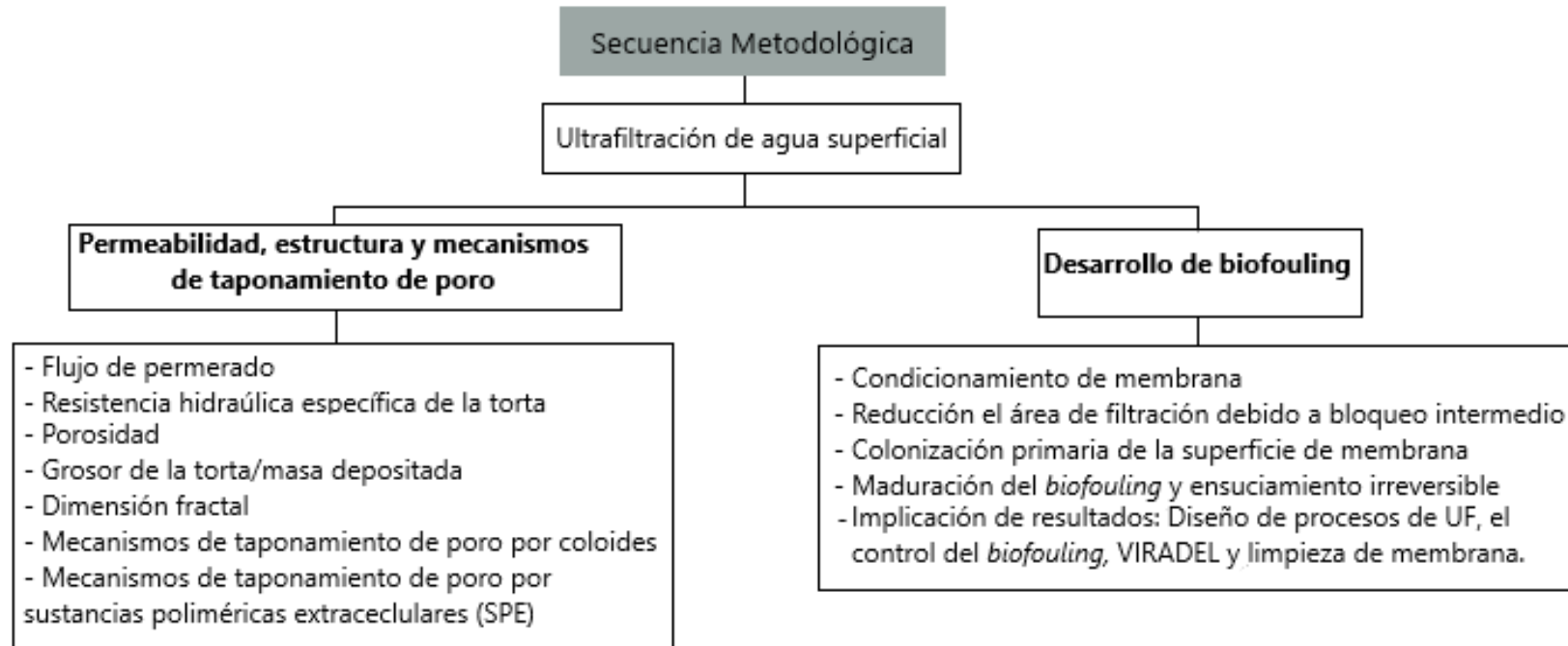


Figura 5. Estrategia experimental.

La metodología aquí descrita se realizó dentro del marco del Programa de Investigación de Pregrado denominada VirEZone, perteneciente al proyecto *Hi water: Efficient And Affordable Water Treatment Technologies to Minimise Waterborne Disease*. Ejecutada paralelamente en cuatro locaciones distintas. Dos de ellas a lo largo del río Tena, desde la Universidad Regional Amazónica Ikiam (URAI) hasta la zona metropolitana de Tena: A (zona prístina. P.E. = 1000) y B (carga media. PE. 6700). En el río Pano y Río Tena, dentro de la zona metropolitana de Tena: C (carga alta. P.E. 25 000) y en una zona influenciada por piscicultura: D (P.E. [peces] = 5000). La presente tesis desarrolla a detalle lo correspondiente a punto B (Anexo 1).

2.1. Características básicas del sistema de estudio

La zona de estudio se encuentra dentro del cantón Tena a 665 msnm, capital de la provincia de Napo, dentro de la microcuenca hídrica del río Tena. El punto B2 (Latitud: -0.992021, Longitud: -77.818730) se localiza en la región periurbana a la ciudad de Tena, donde el río ha recibido aguas residuales de las comunidades asentadas en la zona de amortiguamiento de la “Reserva Coloso Chalupas”, dentro de las que destacan: Shitig, Atacapi, Colonso, Mushuk Kawsay, Pumarumi, Lupi, Muyuna y San Pedro (aproximadamente P.E. 6700).

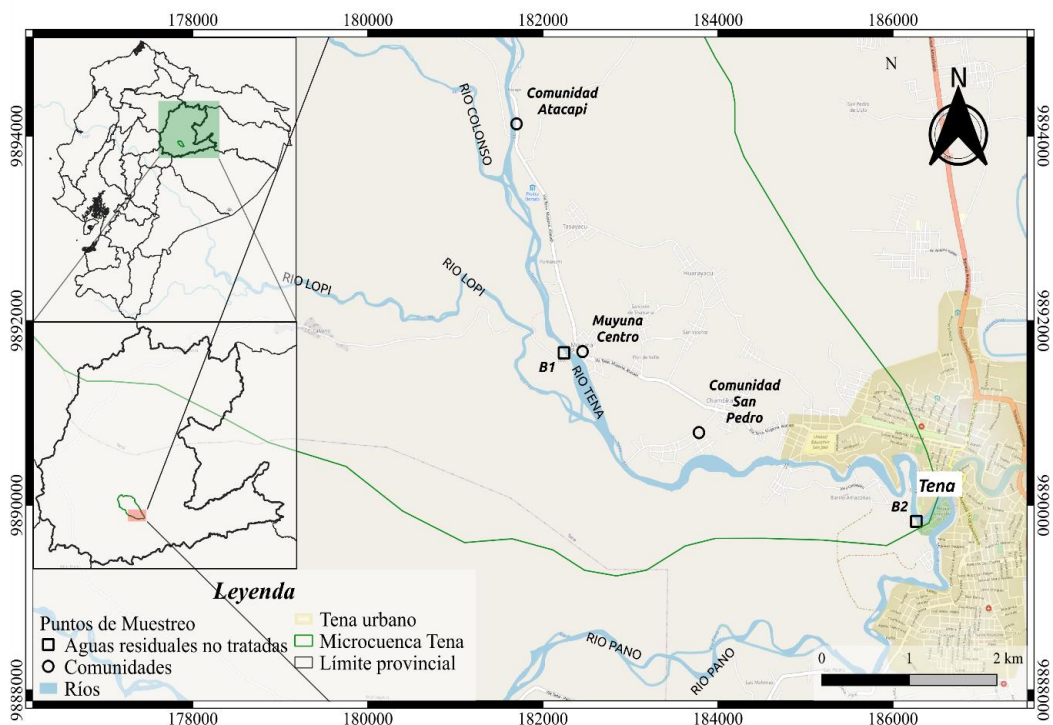


Figura 6. Punto de muestreo (P.E. 6700) del río Tena (B), localizado en la zona periurbana a la ciudad con el mismo nombre.

2.2. Caracterización de la corriente de alimentación

2.2.1 Recolección de muestras

Los muestreos fueron realizados semanalmente durante un ciclo hidrológico completo (marzo 2019 – enero 2020): compuesto por una estación seca de junio a noviembre, y lluviosa que abarca el mes de diciembre y los meses de marzo a mayo. Se colectaron 10 litros de agua aproximadamente en envases de plástico estériles, en un gradiente longitudinal de 10 metros. Dentro del envase se dejó un espacio de aire, de al menos 2,5 cm para facilitar la homogenización mediante agitación. Las muestras fueron mantenidas en cadena de frío (°C 4) y analizadas en las próximas 6-9 horas (análisis microbiológicos) y 24 horas (análisis físico-químicos), de acuerdo a los métodos estandarizados 1060, 9060 (Standard Methods) para agua superficial [57,58].

2.2.2. Análisis físico-químicos

La sonda HI 98129 (Hanna Instruments, USA) fue usada para medir los parámetros *in situ*: Temperatura, conductividad y pH. El espectrofotómetro UV-VIS DR1900 (HACH, USA) fue usado para medir: nitritos, nitratos, ion amoniac, fosfatos, manganeso, hierro, dureza cálcica, dureza magnésica. El proceso se siguió de acuerdo a las consideraciones del fabricante [59], para la muestra cruda inicial (antes de ultrafiltración) y las muestras del efluente de ultrafiltración con las membranas de 100, 30 y 10 kDa (Anexo 2).

La determinación de sólidos fue realizada según el método estandarizado 2540, para muestras de agua de río cruda, Anexo 3 [60].

2.2.3. Sólidos totales

Preparación del crisol: Se secó en un horno a 103 a 105 ° C durante 1 h, fue enfriado en un desecador para equilibrar la temperatura y se pesó.

Se homogenizó la muestra y se trasladaron 50 mL hacia un crisol preparado. Seguidamente, fue evaporada en un horno de secado a 105 °C durante aproximadamente 3 h. Se enfrió en un desecador para equilibrar la temperatura y se pesó. El ciclo de secado, enfriamiento, desecación y pesaje fue repetido hasta obtener un peso constante. Las muestras se analizaron por triplicado.

$$\text{Sólidos totales totales (STT) mg} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volumen de muestra, mL}}$$

Dónde:

A = peso del residuo seco + crisol, mg

B = peso del crisol, mg

Se colocó el crisol previamente secado a 105 ° C en una mufla a 550 ° C por 30 minutos. Fue enfriado en un desecador para equilibrar la temperatura y se pesó. Se repitió el ciclo de secado, enfriamiento, desecación y pesaje hasta obtener un peso constante.

$$\text{Sólidos totales volátiles (STV) mg} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volumen de muestra, mL}}$$

Dónde:

A = peso del residuo seco + crisol evaporado 105 °C , mg

B = peso del residuo seco + crisol calcinado 550 °C, mg

$$\text{Sólidos totales fijos (STF) mg} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volumen de muestra, mL}}$$

Dónde:

A = peso del residuo seco + crisol calcinado 550 °C , mg

B = peso del crisol , mg

2.2.4. Sólidos suspendidos

Preparación del crisol y filtro: Se secó un crisol en un horno a 105 ° C durante 1 h. El crisol fue enfriado en un desecador para equilibrar la temperatura y se pesó. Se colocó un filtro Whatman en el crisol y se repitió el procedimiento.

$$\text{peso del filtro} = A - B$$

A = peso del crisol + filtro, mg

B = peso del crisol, mg

La muestra fue homogenizada y se tomaron 50 mL. Se colocó el volumen en un filtro Whatman con vacío aplicado y se continuó la succión durante aproximadamente 1 minuto después de que se complete la filtración. La muestra fue transferida a un horno de secado a 105 °C por 1 h, fue enfriada en un desecador para equilibrar la temperatura y se pesó. Se repitió el ciclo de secado, enfriamiento, desecación y pesaje hasta obtener un peso constante.

$$\text{Sólidos suspendidos totales (SST) mg} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volumen de muestra, mL}}$$

Dónde:

A = peso del filtro seco + crisol, mg

B = peso del filtro, mg

El crisol previamente secado a 105 ° C fue colocado en una mufla a 550 ° C por 30 minutos, se enfrió en un desecador para equilibrar la temperatura hasta su pesaje. El ciclo de secado, enfriamiento, desecación y pesaje fue repetido hasta obtener un peso constante.

$$\text{Sólidos suspendidos volátiles (SSV) mg} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volumen de muestra, mL}}$$

Dónde:

A = peso del filtro + crisol evaporado 105 °C , mg

B = peso del filtro + crisol calcinado 550 °C, mg

$$\text{Sólidos suspendidos fijos (STF) mg} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volumen de muestra, mL}}$$

Dónde:

A = peso del crisol + filtro , mg

B = peso del crisol + filtro Whatman calcinado 550 °C , mg

2.2.5. Sólidos disueltos

Preparación del crisol: Se secó en un horno a 103 a 105 ° C durante 1 h y fue enfriado en un desecador para equilibrar la temperatura hasta su pesaje.

Se tomaron los 50 mL filtrados (sección sólidos suspendidos) y fueron colocados en un crisol seco. La muestra fue evaporada en un horno de secado a 105 ° C por 3 h aproximadamente. Se enfrió en un desecador para equilibrar la temperatura y se pesó. El ciclo de secado, enfriamiento, desecación y pesaje fue repetido hasta obtener un peso constante.

$$\text{Sólidos disueltos totales (SDT) mg} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volumen de muestra, mL}}$$

Dónde:

A = peso del residuo seco + crisol, mg

B = peso del crisol, mg

Se colocó el crisol previamente secado a 105 ° C en una mufla a 550 ° C por 30 minutos. El crisol fue enfriado en un desecador para equilibrar la temperatura y se pesó. El ciclo de secado, enfriamiento, desecación y pesaje fue repetido hasta obtener un peso constante, o hasta que el cambio de peso sea inferior al 4%.

$$\text{Sólidos disueltos volátiles (SDV) mg} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volumen de muestra, mL}}$$

Dónde:

A = peso del residuo seco + crisol evaporado 105 °C , mg

B = peso del residuo seco + crisol calcinado 550 °C, mg

$$\text{Sólidos disueltos fijos (SDF) mg} = \frac{(A - B) \times 1000}{\text{volumen de muestra, mL}}$$

Dónde:

A = peso del residuo seco + crisol calcinado 550 °C , mg

B = peso del crisol , mg

2.2.6. Determinación del número total de bacterias en placas y tinción de Gram

Las muestras de agua se mantuvieron a temperatura ambiente (25 °C, promedio) previo su análisis. 260 mL de agar MacConkey y Agar Nutritivo (medios de cultivo deshidratados Difco™) fueron preparados siguiendo las indicaciones del fabricante. El material fue esterilizado a 121 °C por 30 minutos, se colocó un ciclo de 20 minutos de secado extra (Tuttnauer 2540MK Kwiklave). Paralelamente, la cámara de bioseguridad fue preparada con luces UV por 30 minutos. Los medios fueron dispersados en cajas Petri (≈20 mL). Después de solidificados, se sembraron 200 μL de muestra en la mitad de la placa y se dispersaron homogéneamente por toda la superficie. Las cajas fueron incubadas por 24 y 48 horas a 37 °C, para bacterias mesófilas aerobias (BMA) y bacilos Gram-negativos, respectivamente. Se calcularon las Unidades Formadoras de Colonias (UFC) por mililitro (mL), siguiendo la siguiente ecuación.

$$\text{UFC} = \frac{\text{Número de colonias} \times \text{Factor de dilución (Inverso)}}{\text{Volumen mL}}$$

Las colonias se tiñeron por el método básico de Gram [61] y fueron visualizadas en un microscopio óptico con el lente objetivo 100x.

2.3. Descripción del dispositivo experimental (microplanta) de ultrafiltración.

Un tanque de alimentación con capacidad de diez litros, de acero inoxidable (Millipore, MA, USA), fue conectado a una celda comercial de UF, AMICON 8200 cargada con una membrana de polietersulfona (PES) de UF de 100, 30 y 10 kDa (siendo 1 kDa equivalente a 0,005 μm), respectivamente (BIOMAX®, Millipore, MA, USA). Las membranas de PES son producidas por precipitación por inmersión o también llamada inmersión de fase con el fin de crear un gradiente de porosidad.

Se usó N₂ como gas acarreador presurizado para la fuerza motriz de la filtración. El volumen de permeado fue medido en tiempo real, utilizando una balanza electrónica y grabado a través de un sistema de adquisición de información (LabVIEW® *Professional development system*, National Instruments, TX, USAA) (Figura 7).

Cada ensayo de filtración se realizó por triplicado. Antes de cada experimento las membranas (100, 30 y 10 kDa) fueron compactadas a 344 kPa (50 psi) utilizando agua desionizada como corriente de filtrado. Después, el flujo de agua a través de la membrana fue medido en cuatro diferentes presiones transmembrana (PTM osciló desde 68 a 344 kPa, 10-50 psi) con la finalidad de medir la resistencia de la membrana (R_m). La cual fue calculada por la pendiente de la presión transmembrana frente al flujo y viscosidad, puede ser expresada como:

$$R_m = \frac{\Delta PT}{J \mu} \quad (1)$$

Donde:

R_m : Resistencia hidráulica de la membrana, $\left(\frac{1}{m}\right)$

ΔPT : Presión transmembrana, Pa

J : Flujo de permeado volumétrico de agua destilada, $\left(\frac{m^3}{m^2 s}\right)$

μ = Viscosidad del agua $\left(\frac{kg}{m s}\right)$

Al final de cada experimento, la membrana fue removida para su extracción de ADN. Se usó el kit Wizard® Genomic DNA Purification (Promega, WI, USA), siguiendo las especificaciones del fabricante. El ADN obtenido fue cuantificado usando un Espectrofotómetro NanoDrop™ One C Microvolume UV-Vis (Thermo Fisher Scientific, MA, USA) hasta obtener un mínimo de 10 ng de ADN.

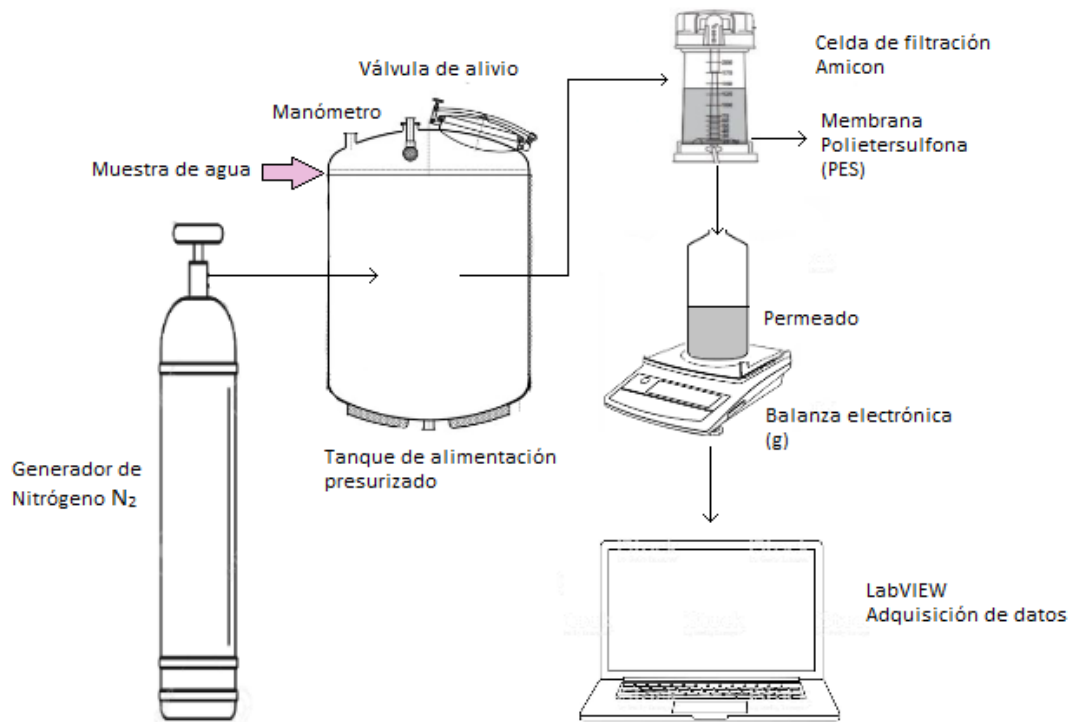


Figura 7. Esquema del sistema experimental de ultrafiltración: Flujo de alimentación hacia la celda de ultrafiltración, cuya fuerza motriz es impulsada con N_2 . Seguida de la adquisición de datos en tiempo real (masa, tiempo).

2.4. Modelo matemático para el procesamiento de datos experimentales.

Los datos experimentales de volumen de permeado y tiempo de filtración fueron la base identificar los siguientes parámetros de operación.

2.4.1. Flujo de permeado volumétrico (J).

$$J = \frac{L}{A}$$

(2)

Donde:

J = Flujo de permeado volumétrico de agua superficial, $\left(\frac{m^3}{m^2s}\right)$

L = Caudal, $\left(\frac{m^3}{s}\right)$

A = Área de la superficie de membrana, m^2

2.4.2. El flujo inicial de permeado volumétrico inicial (J_i)

$$J_i = \frac{PTM}{\mu R_m} \quad (3)$$

Donde:

J = Flujo de permeado volumétrico inicial, $\left(\frac{m^3}{m^2s}\right)$

PTM = Presión transmembrana, (Pa)

μ = Viscosidad del agua $\left(\frac{kg}{m s}\right)$

R_m = Resistencia de membrana, $\left(\frac{1}{m}\right)$

A partir de la gráfica del flujo (J) con respecto al volumen de permeado (mL), se identificó la tasa de decreto de flujo, definido por su pendiente. Y el flujo sostenible, siendo aquel que puede mantenerse en un valor relativamente constante.

2.4.3. Resistencia hidráulica específica de la torta de membrana.

En este contexto es necesaria la aplicación de otro enfoque de flujo de permeado, que permita identificar la resistencia de la torta. En ausencia de una diferencia de presión osmótica a través de la membrana, el flujo de permeado volumétrico viene dado por:

$$J = \frac{\Delta P}{\mu(Rt)}$$

$$J = \frac{\Delta P}{\mu(Rm + Rc)}$$

(4)

Donde:

J = Flujo de permeado volumétrico, $\left(\frac{m^3}{m^2s}\right)$

ΔPr = Diferencial de Presión Transmembrana, $PTM \left(\frac{kg}{m s}\right)$

μ = Viscosidad del permeado $\left(\frac{kg}{m s}\right)$

Rt = Resistencia total (m^{-1})

R_m = Resistencia de membrana no contaminada (m^{-1})

R_c = Resistencia de torta (m^{-1})

La resistencia hidráulica específica de una torta de membrana de espesor L se define como:

$$\widehat{Rc} = \frac{Rc}{L} \quad (5)$$

La resistencia de la torta específica basada en masa definida como la resistencia hidráulica, R_c , de la torta por unidad de masa y por unidad de superficie del filtro.

$$\alpha_M = \frac{Am}{M} Rc \quad (6)$$

Donde:

α_M = Resistencia específica de membrana basada en masa

Am = Área de membrana

M = Masa de la torta

La comparación de las definiciones (5) y (6) muestra que las resistencias hidráulicas específicas R_c y α_M están relacionadas mediante la densidad de la torta, ρ

$$\begin{aligned} \widehat{Rc} &= \frac{Rc}{L} & \alpha_M &= \frac{Am}{M} Rc \\ \alpha_M &= \frac{Am}{M} \widehat{Rc} \times L \\ \alpha_M &= \frac{V}{M} \widehat{Rc} \\ \alpha_M &= \frac{\widehat{Rc}}{\rho} \end{aligned} \quad (7)$$

Donde:

ρ = Densidad de la torta

Combinando (4) y (6) y suponiendo que:

$$M = C_f V_p \quad (8)$$

da una expresión para α_M en términos de valores que pueden medirse fácilmente en un experimento de filtración:

$$(4) \quad j = \frac{\Delta P}{\mu(Rm + Rc)}$$
$$ju = \frac{\Delta P}{(Rm + Rc)}$$
$$\frac{\Delta P}{ju} - Rm = Rc$$
$$(6) \quad \alpha_M = \frac{Am}{C_f V_p} Rc$$
$$\alpha_M = \frac{A_m}{C_f V_p} \left(\frac{\Delta P}{j\mu} - R_m \right) \quad (9)$$

La ecuación (9) determinar la dependencia de la resistencia a la torta específica basada en masa (α_M) en el tiempo de filtración basado en mediciones experimentales de permeado volumen en función del tiempo.

El equiparar la masa de la torta con $C_f V_p$ se basa en dos supuestos:

1. Que todas las partículas son rechazadas por la membrana
2. No hay transporte de regreso de las partículas fuera de la superficie de la membrana.

En estas condiciones, todas las partículas que se acercan a la membrana se depositan sobre ella para formar la torta. También se supone que la concentración de partículas en la suspensión de alimentación es constante durante todo el experimento de filtración [49].

2.4.4. Estimación de la porosidad de una torta de membrana basada en valores experimentales de flujo de permeado y un modelo de permeabilidad

Estimación de la porosidad de la torta basada en el modelo Kozeny-Carman.

La ecuación de Kozeny-Carman establece que la resistencia hidráulica específica de una torta de membrana viene dada por:

$$\widehat{R}_c^{CK} = K_k \frac{s^2}{\varepsilon^3} \quad (10)$$

Donde:

K_k = Constante de Kozeny

s = Área de superficie específica

La ecuación (10) se puede escribir con la dependencia del área de superficie específica del tamaño de partícula, la forma de la partícula y la porosidad de la torta que, explícitamente representada por:

$$\widehat{R}_c^{CK} = K_k \frac{1}{\varepsilon^3} \left[\frac{6(1-\varepsilon)}{\psi d_e} \right]^2 \quad (11)$$

Donde:

ψ = describen la forma de las partículas que forman la torta

ψ es la esfericidad ($\psi \leq 1, \psi = 1$ para una esfera)

d_e

= diámetro de la esfera equivalente (esfera que tiene el mismo volumen como la partícula)

Observando que la densidad de la torta, ρ , y la porosidad de la torta, ε , están conectadas a través de la densidad de las partículas, ρ_s , como $\rho = \rho_s(1 - \varepsilon)$. Se pueden combinar las ecuaciones (10) y (11) para expresar la resistencia específica de la torta basada en masa en función de las propiedades microestructurales de la torta:

$$\alpha_M^{CK} = K_K \frac{s^2}{\rho_s \varepsilon^3 (1 - \varepsilon)} \quad (12)$$

En el supuesto de que la torta consiste en partículas esféricas del mismo tamaño (d_c), la esfericidad y la constante de Kozeny son iguales a 1 y 5, respectivamente, y la ecuación (12) puede reescribirse como:

$$\alpha_M^{CK} = 180 \frac{1}{\rho_s d_c^2} \frac{1 - \varepsilon}{\varepsilon^3} \quad (13)$$

Con los valores de α_M disponibles de los experimentos de filtración, la ecuación (13) puede usarse para obtener una estimación basada en el modelo de Kozeny- Carman de la porosidad promedio de la torta, ε , en función del tiempo de filtración. Esto se hace utilizando la porosidad como parámetro de ajuste para asegurar que la ecuación (9) y ecuación (13) dan el mismo valor de la resistencia a la torta específica basada en masa.

2.4.5. Dimensión fractal de una torta de membrana

La dimensión fractal, D_{cake} , de un depósito en crecimiento define cómo su altura promedio se escala con el número de partículas depositadas,

$$\mathbf{L} \sim N^\varphi = N^{\frac{1}{D_{cake}-2}} \quad (14)$$

Donde:

φ = Exponente de escala

$$D_{cake} = 2 + \frac{1}{\varphi}$$

La ecuación (14) se ha utilizado para describir y diferenciar cuantitativamente las morfologías de los depósitos formados en condiciones caracterizadas por un amplio rango de números de partículas de Peclet y energías de interacción entre partículas. El número de partículas en el depósito, N , es proporcional a su masa, M . En la filtración

con rechazo completo y sin transporte posterior de partículas, la masa de depósito es igual al producto de la concentración de partículas de alimentación, C_f , y el volumen de permeado, V_p . Por lo tanto, cuando C_f es constante, N es proporcional al volumen de permeado y la ecuación (14) puede reescribirse como:

$$L \sim V_p^\varphi \tag{15}$$

La altura promedio de la torta, L , viene dado por:

$$L = \frac{c_f V_p}{A_m(1 - \varepsilon)\rho_s} \tag{16}$$

Donde:

ρ_s = densidad de partícula

ε = porosidad de la torta

A_m = área de membrana.

Combinando ecuaciones (15) y (16) produce una relación de escala simple:

$$\ln(1 - \varepsilon) \sim (1 - \varphi)\ln V_p \tag{17}$$

o

$$\ln(1 - \varepsilon) \sim \frac{D_{cake} - 3}{D_{cake} - 2} \ln V_p \tag{18}$$

Cuando se conocen los valores del flujo de permeado y la porosidad de la torta como funciones del tiempo de filtración, la ecuación (18) se puede usar para determinar D_{cake} .

2.5. Mecanismos de bloqueo de poro

Para la identificación de la secuencia de mecanismos de bloqueo de poro durante la filtración realizada en un modo de presión transmembrana constante con el flujo de alimentación normal a la superficie de la membrana, asumiendo que todas las partículas son retenidas en la misma, se usaron dos enfoques basados en el tipo de contaminante. Los modelos descritos por Wang y Tarabara [31]; y Hermia [62], permiten identificar el mecanismo de ensuciamiento por coloides (partículas inorgánicas). Mientras que el modelo de Ye y colaboradores, describe el ensuciamiento por sustancias poliméricas extracelulares (SPE: partículas orgánicas) [34].

En la filtración de membrana realizada en un modo de presión transmembrana constante con el flujo de alimentación normal a la superficie de la membrana, las ecuaciones que describen la relación entre el volumen filtrado total (V) y el tiempo de filtración (t), para cada uno de los cuatro mecanismos de ensuciamiento, con respecto a sustancias poliméricas extracelulares (SPE) y coloides son las siguientes [31,34,62], son:

Tabla 1. Mecanismos de ensuciamiento de membrana por partícula coloidales y SPE.

Mecanismo de ensuciamiento	Ecuación para SPE	Ecuación para coloide	Descripción de parámetros
Bloqueo Completo	$-\ln\left(\frac{J}{J_0}\right) = at + b$ (19)	$Q = Q_0 - K_b V$ (20)	V = Volumen filtrado total t = tiempo de filtración J₀ y Q₀ = Caudal inicial J y Q = Flujo a y b = parámetros del modelo K = Constante con el subíndice que indica el mecanismo de bloqueo
Bloqueo Intermedio	$\frac{1}{J} = at + b$ (21)	$\frac{1}{Q} = \frac{1}{Q_0} + K_i t$ (22)	
Bloqueo estándar	$\frac{t}{V} = at + b$ (23)	$\frac{K_s t}{2} = \frac{t}{V} - \frac{1}{Q_0}$ (24)	
Filtración de torta	$\frac{t}{V} = aV + b$ (25)	$K_c V = \frac{2t}{V} - \frac{2}{Q_0}$ (26)	

El siguiente procedimiento se adaptó para asignar partes del conjunto de datos de flujo de permeado a un mecanismo de ensuciamiento particular. Siguiendo la metodología aplicada por Wang y colaboradores, en el estudio transitorio de los mecanismos de taponamiento de poro para membranas de UF [31]. Se identificó una parte de todo el

conjunto de datos de filtración que se ajustó a una de las ecuaciones lineales descritas en la Tabla 1 con un coeficiente de determinación (R^2) superior a 0,99. El proceso se detuvo cuando se encontró que el siguiente punto de datos no correspondía al R^2 establecido.

Todas las gráficas de la presente tesis relacionadas a modelamiento matemático fueron desarrolladas en el lenguaje de programación R, versión 3.6.3 [63].

2.6. Tasa de acumulación de componentes.

En base a los resultados de los componentes físico-químicos cuantificados, se obtuvieron sus tasas de acumulación. Estas fueron calculadas para los efluentes de las tres membranas usadas en la presente tesis (100, 30 y 10 kDa). Haciendo válida la relación de que cada μg de ADN corresponde a 16,6 μg de biomasa celular, presentada Wingender y Flemming [64]. Se estimó la cantidad de biomasa bacteriana total depositada en las membranas de UF. Las tasas de acumulación fueron obtenidas siguiendo la siguiente relación:

$$\text{Tasa de acumulación, mg/h} = \frac{[X_1] - [X_2] * 3600s * \text{volumen de filtrado, mL}}{\text{tiempo de filtración, s}} \quad (27)$$

Donde:

$[X_1]$ = Concentración del componente antes de UF, $\left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right)$

$[X_2]$ = Concentración del componente después de UF, $\left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right)$

CAPÍTULO III: PRESENTACIÓN DE DATOS Y RESULTADOS

3.1. Permeabilidad, estructura y mecanismos de bloqueo de poro durante UF.

3.1.1. Permeabilidad de las capas de la torta

De acuerdo a la sección 2.3. ecuación (1), se determinó la resistencia hidráulica de las membranas de 100, 30 y 10 kDa (Tabla 2). La resistencia de la membrana de 100 kDa, presenta valores de un orden de magnitud más baja que las membranas de 30 y 10 kDa.

Tabla 2. Resistencias de membranas en diferentes cortes de peso molecular

Membrana	Resistencia de membrana $\left(\frac{1}{m}\right)$
100 kDa	$3,907 \times 10^{11} \pm 4,24 \times 10^{10}$
30 kDa	$1,00 \times 10^{12} \pm 4,11 \times 10^{11}$
10 kDa	$1,15 \times 10^{12} \pm 4,43 \times 10^{11}$

A partir de los resultados obtenidos del sistema de adquisición de información (LabVIEW®). Se graficó el volumen de permeado (mL) con respecto al tiempo de filtración (t) Figura 8. Durante el tiempo de análisis (200 s) la membrana de 100 kDa presenta un volumen de permeado significativamente mayor ($240,15 \pm 44,06$) en comparación con las membranas de 30 y 10 kDa. Las cuales alcanzan volúmenes de $93,29 \pm 13,69$ y $86,72 \pm 16,48$ mL, respectivamente.

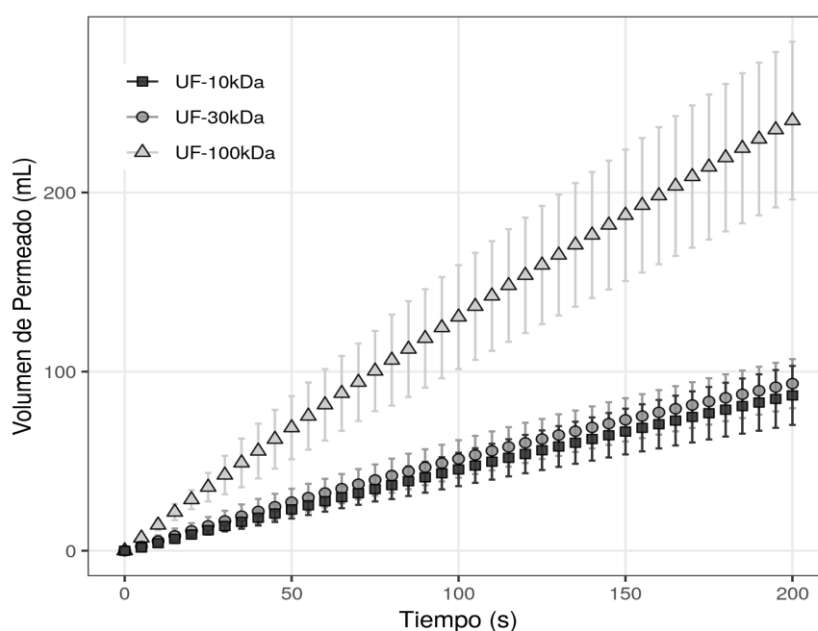


Figura 8. Tiempo de filtrado con respecto al volumen de permeado acumulado a diferentes CPM

En base a la ecuación (2) se determinó el comportamiento transitorio del flujo de permeado ($L m^{-2}h^{-1}$). Su gráfica con respecto al volumen (mL) se presenta en la figura 9. La membrana de 100 kDa presenta un flujo de permeado inicial significativamente mayor ($1940 L m^{-2}h^{-1}$) en comparación con las membranas de 30 y 10 kDa con valores de 759 y $632 L m^{-2}h^{-1}$, respectivamente. La tendencia de disminución del flujo de permeado se mantiene en las tres membranas. Su decremento es más pronunciado durante los primeros volúmenes. Durante los últimos volúmenes el decremento del flujo es menor, con tendencia al equilibrio. Los valores del flujo de permeado ($L m^{-2}h^{-1}$) en 10, 25, 50, 75, 100, 150 y 200 mL se reumen en la tabla 3.

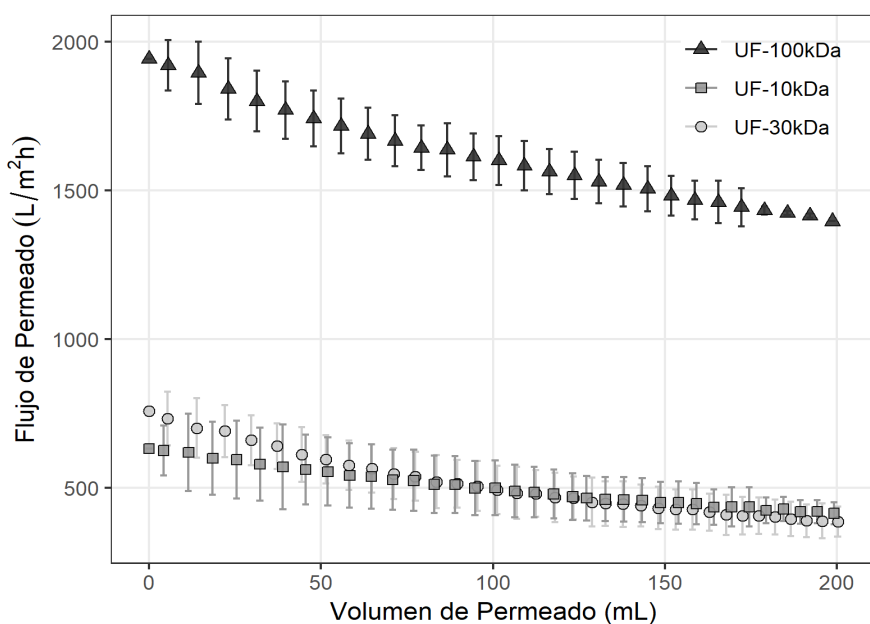


Figura 9. Comportamiento transitorio de flujo de permeado

Tabla 3. Flujo medido en $L m^{-2}h^{-1}$ en secciones de volumen: 10, 25, 50, 75, 100, 150 y 200 mL.

Membrana (kDa)	Volumen (mL)	Flujo ($L m^{-2}h^{-1}$)
100	10	1911 ± 209,40
	25	1869,5 ± 104,70
	50	1764 ± 97,19
	75	1680 ± 88,00
	100	1617 ± 78,90
	150	1512 ± 75,90
	200	1415,3 ± 7,60
30	10	751,4 ± 19,70
	25	707,2 ± 47,30

	50	618,8 ± 92,00
	75	552,5 ± 85,30
	100	508,3 ± 55,94
	150	441,3 ± 48,29
	200	388,6 ± 58,70
10	10	616,1 ± 83,10
	25	595,9 ± 60,03
	50	555,4 ± 51,78
	75	525,2 ± 46,33
	100	499,1 ± 70,79
	150	450,2 ± 70,21
	200	414,3 ± 37,50

El comportamiento transitorio del flujo de permeado normalizado (J/J_0) se presenta en la Figura 10. Este es mayor en la membrana de 30 kDa, seguida la de las membranas de 10 y 100 kDa. A partir de los 50 mL, la diferencia en el decremento del flujo de las membranas de 30 y 10 kDa, se torna evidente.

La Tabla 4 presenta el resumen de los parámetros de operación de las membranas evaluadas en la presente tesis (100, 30 y 10 kDa). El flujo sostenible, aquel que tiende al equilibrio, se identificó a partir de la linealidad de la gráfica de t/v (s/mL) en función del volumen de permeado (mL), véase Anexo 5. Misma que permite llegar a un acercamiento cuantitativo de la formación de torta. En cuanto a esto, la torta llega a formarse más rápido en la membrana de 30 kDa.

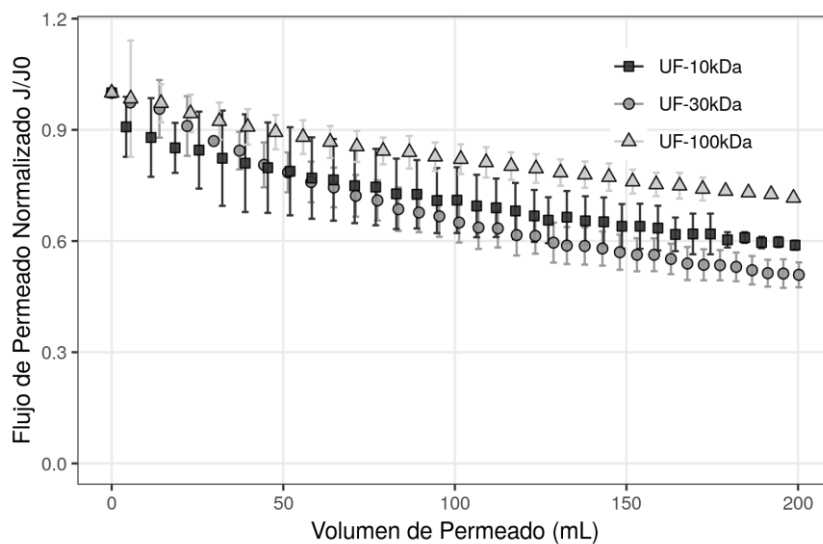


Figura 10. Comportamiento transitorio del flujo de permeado normalizado para membranas con diferente CPM.

Tabla 4. Parámetros de operación durante ultrafiltración de agua superficial: flujo inicial, flujo sostenible y tasa de decremento del flujo.

Membrana	Flujo inicial ($L m^{-2}h^{-1}$)	Flujo sostenible		Tasa de decremento del flujo ($m^{-2} min^{-1}$)
		($L m^{-2}h^{-1}$)	mL	
100 kDa	1940 ± 0	1716,08 ± 92,64	55,76 ± 3,86	-43,76 ± 5,49
30 kDa	759 ± 0	660,02 ± 84,26	29,72 ± 4,58	-29,47 ± 7,11
10 kDa	632 ± 0	541,88 ± 108,35	58,32 ± 4,42	-17,84 ± 5,61

3.1.2. Estructura de la torta

Se consideraron los parámetros de filtrabilidad (concentración, densidad y tamaño de partículas; y constatación de Kozeny para esferas) presentados en la Tabla 5, de acuerdo a Herrera y Tarabara (Presentación en Yucomat, 2016) [65]. Estas fueron usadas para el cálculo de las propiedades hidráulicas y estructurales de la presente tesis.

En base a la sección 2.4.3, se identificó el comportamiento transitorio de la resistencia hidráulica específica de la torta, α_M (Figura 11). Muestra que, durante los primeros volúmenes de permeado α_M se incrementa considerablemente. Recapitulando, esta etapa corresponde a la disminución pronunciada del flujo de permeado. A partir de la formación de torta los valores tienden a mantenerse en un rango más estrecho y presentan pequeñas fluctuaciones con una ligera inclinación al decremento.

α_M aumenta conforme disminuye el corte de peso molecular (CPM). Las membranas de 30 y 10 kDa presentan resistencias un orden de magnitud más altas que la membrana de 100 kDa. Bajo este escenario es congruente señalar que con dicha membrana (100 kDa) puede obtenerse un mayor volumen de permeado. Tendencia corroborada en la figura 9, que presenta valores de $240,15 \pm 44,06$; $93,29 \pm 13,69$ y $86,72 \pm 16,48$ mL para las membranas de 100, 30 y 10 kDa, respectivamente.

Tabla 5. Parámetros de filtrabilidad

Parámetro	Unidad	Magnitud
Concentración de partículas	mg/L	20
Densidad de partículas	kg/m ³	2085
Tamaño de partículas	nm	338

Constante de Kozeny	Para esferas	5
---------------------	--------------	---

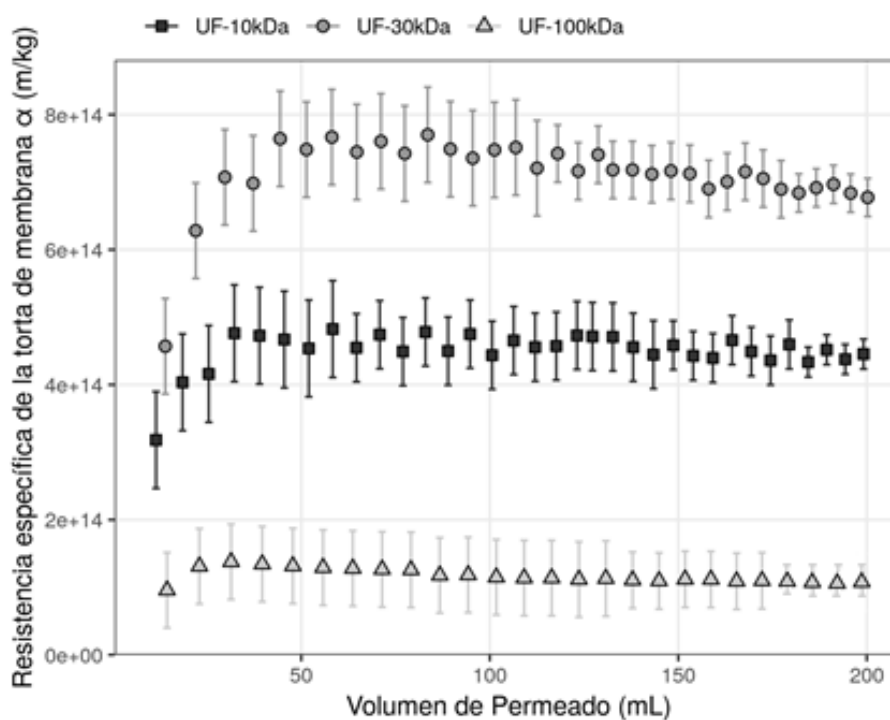


Figura 11. Comportamiento transitorio de la resistencia hidráulica específica de la torta (α_M) para membrana con diferente CPM.

La evolución de la porosidad de la torta, fue calculada de acuerdo al enfoque de la sección 2.4.4 (Figura 12). Durante los primeros volúmenes (mL), esta disminuye considerablemente. Etapa correspondiente a la disminución del flujo de permeado y aumento de la resistencia específica de la torta. A partir de la formación de torta, la porosidad se mantiene relativamente estable y presenta una ligera tendencia al incremento.

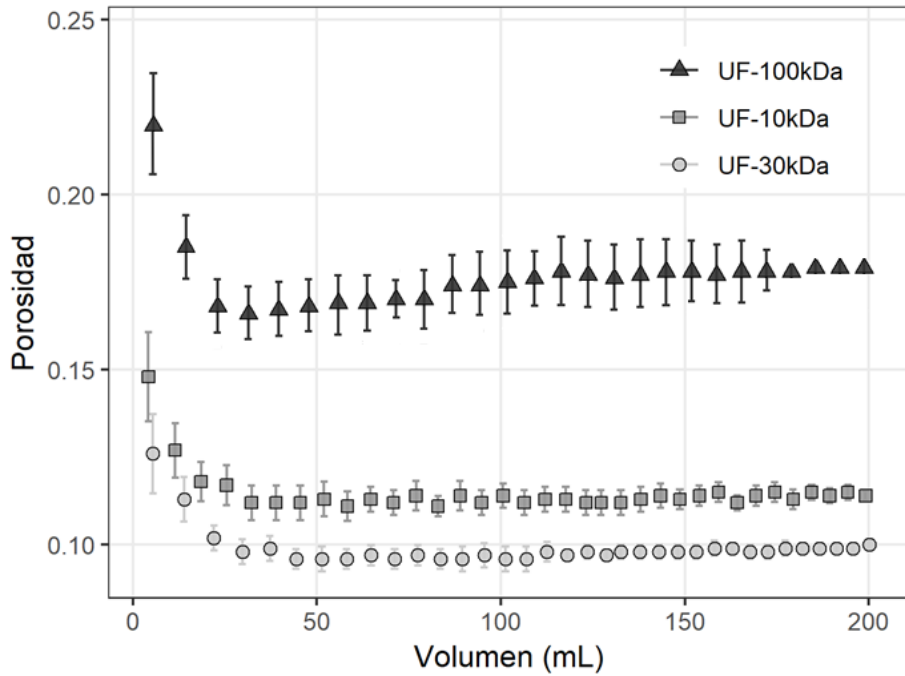


Figura 12. Evolución de la porosidad de la torta en función del volumen de permeado (mL)

A partir de la aplicación del enfoque descrito en la sección 2.4.5. (Dimensión fractal de una torta de membrana), se ilustra la dependencia de la ley de potencia que describe un objeto fractal (Figura 13). Las tres membranas en cuestión (100, 30 y 10 kDa) presentan una pendiente (m) de $1,059 \pm 0,004$; $1,021 \pm 0,004$ y $1,024 \pm 0,001$, respectivamente. Sus coeficientes de determinación (R^2) fueron mayores a 0.999. En base a la relación descrita en la Figura 13, las membranas de 100, 30 y 10 kDa presentan dimensiones fractales (D_{cake}) de $2,944 \pm 0,004$; $2,979 \pm 0,004$ y $2,976 \pm 0,001$, respectivamente. Esta información se encuentra resumida en la tabla 6.

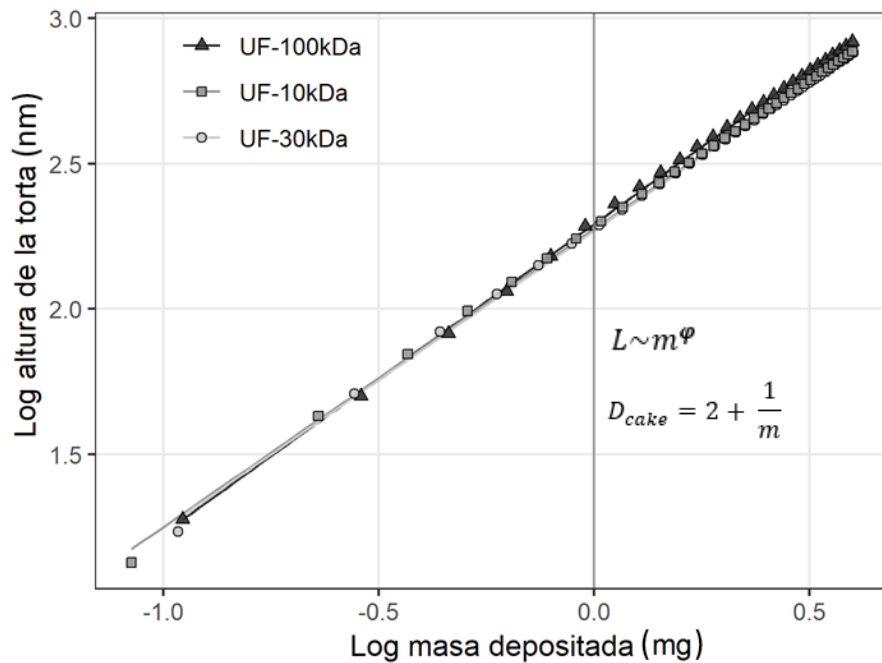


Figura 13. Ilustración de la escala observada indicativa de la estructura fractal de la torta.

Tabla 6. Dimensión fractal de la torta

Membrana	Pendiente	Coefficiente de determinación R^2	Dimensión fractal
100 kDa	$1,059 \pm 0,004$	$0,999 \pm 0,0008$	$2,944 \pm 0,004$
30 kDa	$1,021 \pm 0,004$	$0,999 \pm 0,0001$	$2,979 \pm 0,004$
10 kDa	$1,024 \pm 0,001$	$1,00 \pm 0,0004$	$2,976 \pm 0,001$

En base a la ecuación (6) se calcularon la masa (mg) y altura de la torta (L). La Figura 14 presenta el comportamiento transitorio de estos dos factores. La tendencia de crecimiento de la torta es lineal conforme se deposita una mayor cantidad de masa sobre la superficie de la membrana. Debido a la proximidad en los puntos de las membranas en cuestión, se muestran las desviaciones estándar en el anexo 6. La membrana de 100 kDa muestra un mayor crecimiento, seguido de las membranas de 10 y 30 kDa. El crecimiento entre estas dos últimas se diferencia a partir de la formación de torta.

La propiedades estructurales descritas en esta sección: resistencia específica ($m\ kg^{-1}$), porosidad, altura (nm) y dimensión fractal de la torta, de las tres membranas analizadas en la presente tesis, se resumen en la Tabla 7.

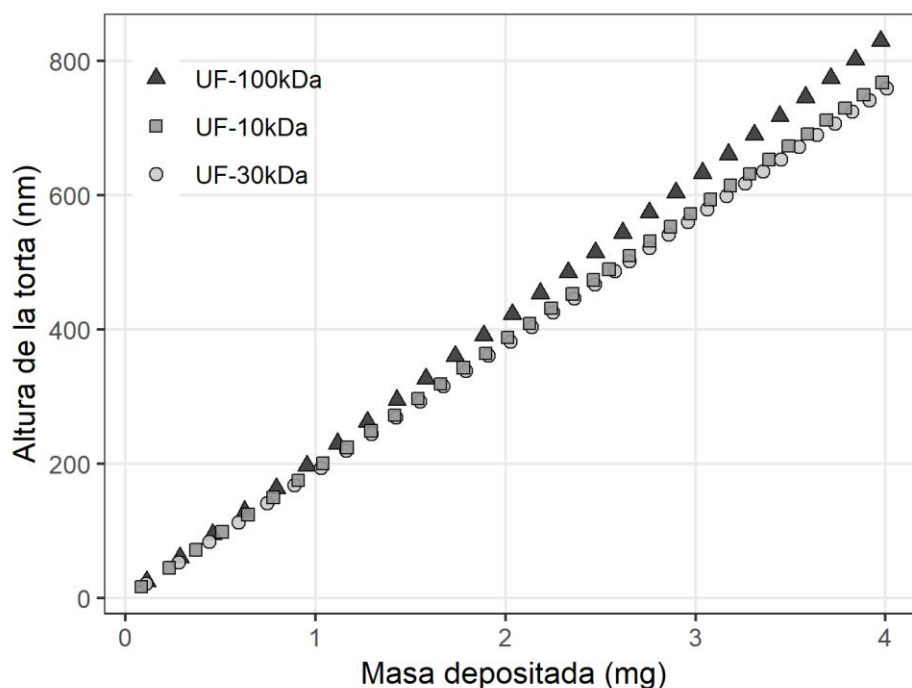


Figura 14. Comportamiento transitorio de la altura de la torta (nm) en función de la masa depositada (mg)

Tabla 7. Propiedades estructurales de los depósitos de torta/*biofouling*: resistencia específica, porosidad, altura y dimensión fractal.

	100 kDa	30 kDa	10 kDa
Resistencia específica ($m\ kg^{-1}$)	$1,07 \times 10^{14} \pm 3 \times 10^{13}$	$6,77 \times 10^{14} \pm 2,82 \times 10^{13}$	$4,45 \times 10^{14} \pm 2,21 \times 10^{13}$
Porosidad	$0,179 \pm 0,01$	$0,1 \pm 0,001$	$0,114 \pm 0,001$
Altura de la torta (nm)	$828,99 \pm 130,85$	$759,49 \pm 83,85$	$767,29 \pm 144,23$
Dimensión fractal	$2,941 \pm 0,004$	$2,976 \pm 0,004$	$2,975 \pm 0,001$

3.1.3. Mecanismos de bloqueo de poro

De acuerdo al enfoque de la sección 2.4, se identificó el tipo y momento en que aparecen los mecanismos de bloqueo de poro durante los experimentos de UF para partículas coloidales [31] y sustancias poliméricas extracelulares (SPE) [34]. Las barras de error

corresponden al intervalo de confianza del 95% (Figura 15 y Figura 16). El mecanismo de bloqueo identificado es el que domina el proceso de taponamiento. La superposición presentada, corresponde a la etapa de transición en la que dos mecanismos de taponamiento actúan simultáneamente y sus contribuciones a la disminución del flujo son proporcionales.

La Figura 15a presenta la distribución y contribución de los mecanismos de bloqueo para partículas coloidales. Durante los primeros volúmenes de permeado el bloqueo intermedio es el responsable de la disminución de flujo en todas las membranas (100, 30 y 10 kDa). Posteriormente, los bloqueos estándar y completo surgen de manera combinada en las membranas de 100 y 30 kDa. Mientras que, la membrana de 10 kDa, presenta solo un bloqueo completo. Durante los últimos volúmenes de permeado, la filtración de torta es el mecanismo de ensuciamiento imperante asociado al decremento del flujo en todas las membranas.

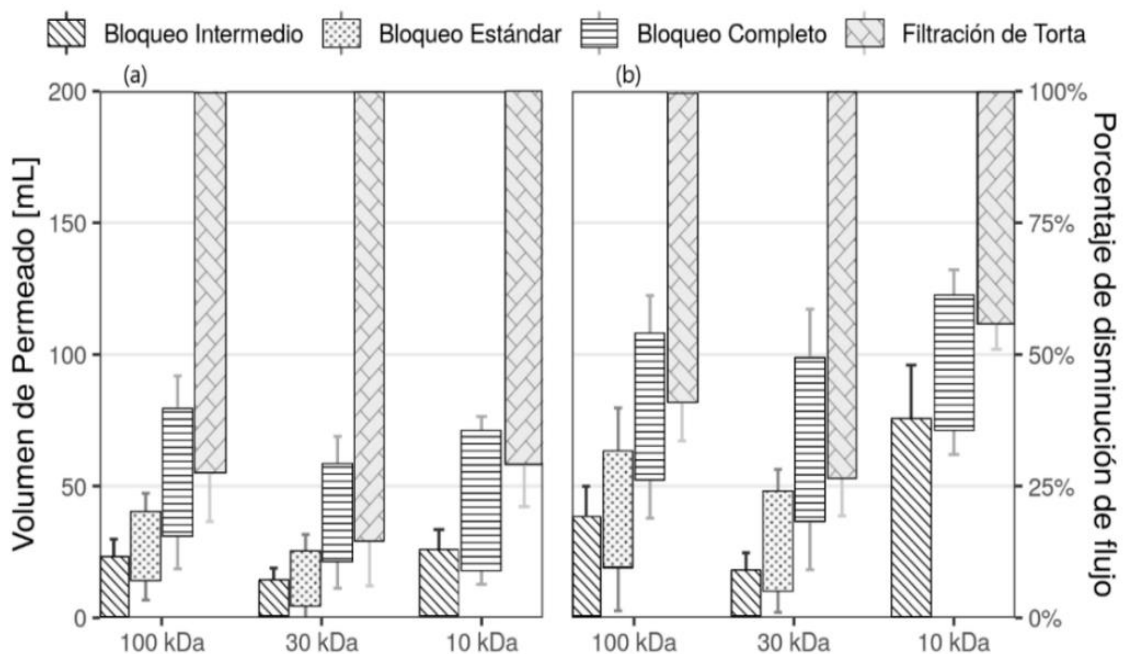


Figura 15. Distribución y contribución de los mecanismos de bloqueo de poro en términos de volumen de permeado (a), y porcentaje de disminución del flujo (b) por coloides.

La distribución y contribución de los mecanismos de bloqueo en términos de volumen de permeado (mL) por sustancias poliméricas extracelulares (SPE), se presenta en la Figura 16a. Al igual que en la Figura 15a, el bloqueo intermedio es el responsable de la disminución de flujo durante los primeros volúmenes de permeado. El bloqueo estándar en transición con el bloqueo completo, surgen después en la membrana de 100 kDa. El bloqueo completo y estándar se presentan individualmente en las membranas de 30 y 10 kDa, respectivamente. La filtración de torta se asoció como el principal mecanismo responsable de la disminución de flujo durante los últimos volúmenes de permeado.

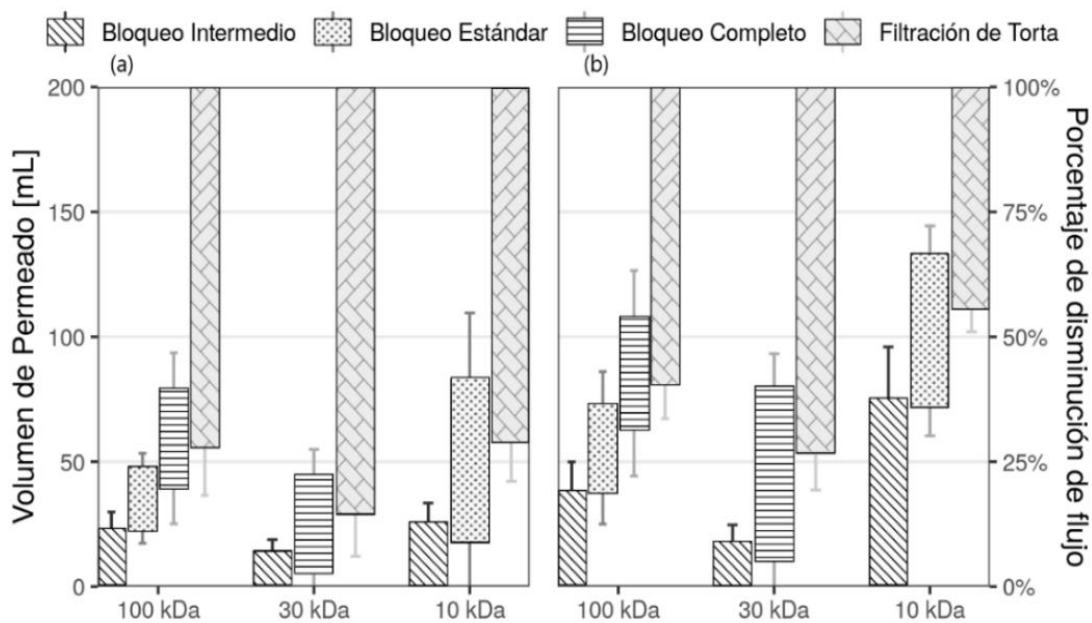


Figura 16. Distribución y contribución de los mecanismos de bloqueo en términos de volumen de permeado (a) y porcentaje de disminución del flujo (b) por sustancias poliméricas extracelulares (SPE).

El comportamiento previamente descrito (Figura 15 y Figura 16), en términos de: intervalo de transición (mL), mecanismo de taponamiento de poro, tasa de decremento de flujo ($m^{-2} \text{ min}^{-1}$) y pérdida de flujo (%), se resume en la Tabla 8.

Tabla 8. Comportamiento de la tasa de decremento ($m^{-2} \text{ min}^{-1}$) y pérdida (%) de flujo, durante los intervalos de transición (mL) de cada mecanismo de taponamiento de poro

Membrana	Intervalo de transición (mL)	Mecanismo de taponamiento de poro	Tasa de decremento de flujo ¹ ($m^{-2} \text{ min}^{-1}$)	Pérdida de flujo ² (%)
Partículas Coloidales				
100 kDa	0 – 22,97	Intermedio	- 71,24 ± 11,78	19,07 ± 5,89
	14,38 – 39,63	Estándar	- 82,19 ± 4,80	27,61 ± 7,33
	31,37 – 79,10	Completo	- 54,51 ± 8,39	21,93 ± 8,30
	55,77 – 198,67	Filtración de torta	- 36,45 ± 9,94	59,00 ± 7,40
30 kDa	0 – 13,91	Intermedio	- 30,18 ± 7,07	8,88 ± 3,47
	5,41 – 25,00	Estándar	- 12,01 ± 0,31	30,99 ± 9,24
	22,00 – 58,10	Completo	- 52,55 ± 14,34	18,50 ± 4,33
	29,73 – 200,24	Filtración de torta	- 25,02 ± 1,25	73,32 ± 7,34
10 kDa	0 – 25,42	Intermedio	- 25,89 ± 4,25	37,60 ± 10,39
	18,46 – 70,73	Completo	- 23,30 ± 8,84	24,84 ± 5,12
	58,26 – 198,95	Filtración de torta	- 15,03 ± 3,72	44,06 ± 4,95
SPE				
100 kDa	0 – 22,97	Intermedio	- 71,24 ± 14,15	19,07 ± 5,89
	22,97 – 47,76	Estándar	- 65,90 ± 6,43	17,40 ± 6,56
	39,63 – 79,10	Completo	- 53,39 ± 8,76	22,31 ± 9,39
	55,77 – 198,66	Filtración de torta	- 36,45 ± 6,44	58,99 ± 7,40
30 kDa	0 – 13,91	Intermedio	- 30,18 ± 5,54	8,88 ± 3,47
	5,41 – 44,38	Completo	- 42,24 ± 8,46	34,50 ± 6,76
	29,73 – 200,24	Filtración de torta	- 25,02 ± 4,72	73,32 ± 7,35
10 kDa	0 – 25,42	Intermedio	- 25,89 ± 5,34	37,60 ± 10,39
	18,46 – 82,85	Estándar	- 22,54 ± 5,08	30,17 ± 5,92
	58,26 – 198,95	Filtración de torta	- 15,03 ± 3,31	44,06 ± 4,96
¹ . Obtenida a partir del análisis de las pendientes de los gráficos de flujo, Figura 9				
² . Estimada en el intervalo de transición correspondiente				

3.2. Desarrollo de biofouling durante la UF de agua superficial

La Tabla 9 muestra la concentración (mg/L) de los componentes físico-químicos del punto de muestreo. Se cuantificaron 2 componentes de nefelometría, 6 de nutrientes (no se detectó Cl^{-2}), y 4 en metales y dureza. Las concentraciones de los componentes físico-químicos disminuyeron de acuerdo al corte de peso molecular (100, 30 y 10 kDa). La turbidez y color disminuyeron considerablemente con respecto a la eliminación de sólidos suspendidos totales (SST).

Tabla 9. Parámetros físico-químicos del punto B (P.E. 6700).

Parámetros (SI)	Antes-UF B2	UF-100 kDa CPM	UF-30 kDa CPM	UF-10 kDa CPM
Nefelometría				
Turbidez (NTU)	5,07 ± 0,78	0,39 ± 0,03	0,004 ± 0,001	DLT ¹
Color (Escala Hazen, Pt/Co)	24,67 ± 3,02	3,00 ± 0,82	1,667 ± 0,528	1,33 ± 0,01
Nutrientes (mg/L)				
SST	43 ± 7,34	DLT	DLT	DLT
Nitritos	0,004 ± 0,001	0,002 ± 0,0005	DLT	DLT
Nitratos	0,57 ± 0,11	0,49 ± 0,12	0,3 ± 0,1	0,07 ± 0,01
Nitrógeno Amoniacal	0,52 ± 0,24	0,047 ± 0,005	0,03 ± 0,005	DLT
Fosfatos	0,24 ± 0,06	0,173 ± 0,06	0,1 ± 0,01	0,013 ± 0,003
Cl⁻²	DLT	DLT	DLT	DLT
Metales y Dureza (mg/L)				
Manganeso	0,027 ± 0,005	0,015 ± 0,002	0,008 ± 0,001	DLT
Hierro	0,48 ± 0,09	0,223 ± 0,01	0,01 ± 0,002	DLT
Dureza-Calcio	6,6 ± 1,06	3,67 ± 0,61	2,86 ± 0,85	2,75 ± 0,30
Dureza-Magnesio	2,16 ± 0,22	1,66 ± 0,36	0,74 ± 0,1	0,60 ± 0,04
¹ . DLT: por debajo del límite de detección.				
² . Límite de detección de Cl ⁻ , 0,01 mg/L.				

De acuerdo al enfoque 2.4 se determinaron las tasas acumulación por hora de los componentes físico-químicos cuantificados. Los SST presentan una tasa de 104,88 ± 26,15; 51,60 ± 5,38 y 39,47 ± 7,7 mg h⁻¹ para las membranas de 100, 30 y 10 kDa. De todos los componentes analizados los NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , Mn y Fe, muestran tasas de acumulación por debajo de 0,2 mg h⁻¹. Se determinó la biomasa específica bacteriana

para las membranas de 100, 30 y 10 kDa con valores de 0,46; 0,47 y 1,00 $\mu\text{g cm}^{-2}$, respectivamente. Las tasas de acumulación alcanzaron valores de 0,025; 0,018 y 0,019 mg h^{-1} (Tabla 11).

Tabla 10. Tasa de acumulación de componentes en membranas de UF

Parámetros		Tasa de acumulación (mg h^{-1})		
		100 kDa	30 kDa	10 kDa
Nitritos	NO_2^-	$0,007 \pm 0,001$	$0,005 \pm 0,0005$	$0,004 \pm 0,0007$
Nitrato	NO_3^-	$0,19 \pm 0,09$	$0,32 \pm 0,03$	$0,46 \pm 0,09$
Nitrógeno Amoniacal	$\text{N} - \text{NH}_3$ NH_3/NH_4	$1,15 \pm 0,29$	$0,58 \pm 0,04$	$0,48 \pm 0,09$
Fosfatos	PO_4^{3-}	$0,16 \pm 0,05$	$0,17 \pm 0,04$	$0,21 \pm 0,04$
Sólidos Suspendidos	SST	$104,88 \pm 26,15$	$51,60 \pm 5,38$	$39,47 \pm 7,7$
Manganeso	Mn	$0,029 \pm 0,007$	$0,023 \pm 0,002$	$0,025 \pm 0,004$
Hierro	Fe	$0,63 \pm 0,14$	$0,56 \pm 0,05$	$0,44 \pm 0,09$
Dureza-Cálcica	CaCO_3	$7,13 \pm 1,89$	$4,48 \pm 0,35$	$3,54 \pm 0,96$
Dureza-Magnésica		$1,21 \pm 0,35$	$1,70 \pm 0,18$	$1,43 \pm 0,14$

Tabla 11. Biomasa bacteriana de capa taponante

Membrana	Biomasa específica ($\mu\text{g cm}^{-2}$)	Número de células (células cm^{-2})	Tasa de acumulación (mg h^{-1})
100 kDa	0,46	$1,60 \times 10^6$	0,025
30 kDa	0,47	$1,61 \times 10^6$	0,018
10 kDa	1,00	$3,47 \times 10^6$	0,019

CAPÍTULO VI: INTERPRETACIÓN Y DISCUSIÓN

4.1. Permeabilidad, estructura y mecanismos de bloqueo de poro durante UF de agua superficial

4.1.1. Permeabilidad de las capas de la torta

La membrana de 100 kDa muestra un flujo inicial mayor que las membranas de 30 y 10 kDa (Tabla 4), cuyas tasas de reducción de flujo son proporcionales. Esto se puede racionalizar teniendo en cuenta la porosidad superficial aparente relativamente más alta en la membrana de 100 kDa, que en conjunto con su menor resistencia de membrana (con respecto a las membranas de 30 y 10 kDa), hacen posible el paso de un mayor flujo de permeado. De manera análoga Wang y Tarabara [31] mostraron que el CPM y su consecuente resistencia intrínseca tienen un efecto significativo en el comportamiento transitorio del flujo de permeado. De manera que, membranas con un mayor CPM (100 kDa), presentaron un mayor volumen de permeado que membranas con un menor CPM (30 kDa).

La drástica reducción del flujo durante los primeros mL de volumen de permeado, se comparte en las tres membranas de estudio (100, 30 y 10 kDa). A partir de este comportamiento, es posible dividir el proceso de filtración en dos etapas generales. La primera etapa de filtración, en donde ocurre un mayor decremento de flujo y la etapa posterior de filtración en cuyo caso el decremento del flujo de permeado es significativamente menor, con tendencia al equilibrio. Esta división ha sido ejemplificada en bibliografía durante el estudio del ensuciamiento de membrana de UF [66,31,43].

Por ello, es razonable señalar que, durante la primera etapa de filtración ocurren uno o más fenómenos como: la formación de una capa de concentración/polarización, bloqueo de poros y/o formación de las primeras capas de contaminantes [27] (Figura 3), que promueven un drástico decremento de flujo. Cuyo origen puede estar relacionado con la interacción de los componentes de la matriz de agua y la superficie de membrana, aspecto a discutirse más adelante.

La membrana de 10 kDa presentó una disminución de flujo de permeado normalizado menor que la membrana de 30 kDa (J/J_0 , Figura 10). Este comportamiento pudo haber sido causado en parte por su menor resistencia hidráulica, medida en una prueba de flujo de agua limpia antes de los experimentos de ensuciamiento (Tabla 2). Sin embargo,

la membrana de 100 kDa cuya resistencia hidráulica es incluso menor, no presenta una disminución de flujo de permeado tan pronunciado. Durante el estudio de los mecanismos de bloqueo de poro en las primeras etapas de filtración, Wang y Tarabara [31], encontraron resultados similares en las membranas de 100 y 30 kDa. En este caso, se puede inferir que la resistencia adicional al flujo de permeado en la membrana de 30 kDa, debido a la capa de incrustación y a la diferencia de tipo y momento de los mecanismos de taponamiento de poro, tienen un impacto relativamente mayor en el flujo. De manera que, ciertos mecanismos pueden aportar una disminución más pronunciada que otros. Esto genera una mayor resistencia hidráulica específica de la torta (α_M), lo que desencadena una mayor disminución de flujo.

La filtración de torta parece ser el mecanismo de ensuciamiento primario para todas las membranas durante la etapa posterior de filtración, condición presente en literatura [31]. Mientras que, la no linealidad de las curvas durante las primeras etapas de filtración implica que el bloqueo de poros (Figura 4), de uno o más tipos precedió a la etapa de filtración de la torta [43,66].

4.1.2. Estructura de la torta

Durante las primeras etapas de filtración, se observa un aumento significativo de α_M , etapa correspondiente a los mecanismos de taponamiento de poro. Mientras que, durante la etapa posterior de filtración α_M tiende a tomar un valor constante y presenta un ligero decremento, ocasionado por la formación de torta. Tomando en consideración que, el proceso de formación de torta implica la superposición en capas de partículas retenidas, la disminución de α_M , pudo haber sido influenciada por sus características estructurales como la porosidad, dimensión fractal y altura de la torta. Tanto el decremento del flujo (Figura 9) como el aumento de α_M no siguen un patrón lineal debido al desgaste de la estructura de la torta por el continuo depósito de partículas provenientes de flujo de alimentación.

Como mencionan Hira y colaboradores [49], en el estudio de la permeabilidad de las capas de torta, la porosidad de la misma comprende, en este caso, dos niveles jerárquicos: porosidad de partículas primarias y porosidad intra-agregada (porosidad que corresponde a los huecos entre las partículas que componen la torta). Además, establecen que el colapso continuo de la torta debería conducir a una disminución en la

porosidad general de la torta. Hecho congruente con la teoría de percolación propuesta por Hermanowics, la cual plantea que la porosidad de la capa taponante se reduce debido a la continua deposición de sólidos [67]. Este comportamiento se cumple en la presente tesis, por lo que se puede proponer una serie de eventos para la evolución de la porosidad:

- (i) El flujo de alimentación compuesto por suspensiones dispersas de partículas, llega a la superficie de la membrana. Las partículas son retenidas, sólo si presentan un peso molecular (PM) mayor al CPM de la membrana en cuestión (100, 30 y 10 kDa).
- (ii) Las partículas que han sido retenidas, pueden contribuir a alguno de los fenómenos descritos en la Figura 3, durante las primeras etapas de filtración. Siendo éstos: fenómeno de concentración/polarización; bloqueo de poros o formación de las primeras capas de contaminantes.
- (iii) Las partículas que han formado las primeras capas de contaminantes tienen una porosidad inicial de $0,22 \pm 0,026$ para la membrana de 100 kDa; $0,12 \pm 0,01$ para la membrana de 30 kDa; y $0,15 \pm 0,01$ para la membrana de 10 kDa. De aquí en adelante las primeras capas sufren un colapso continuo por las partículas provenientes del flujo de alimentación, superponiéndose unas a otras, generando una disminución pronunciada de la porosidad (Figura 12). Es importante destacar que, la dimensión fractal de la torta crece, a medida que lo hace la altura de la membrana.
- (iv) La disminución de la porosidad, descrita en (iii) se mantiene hasta que alcanza un valor relativamente estable. Esta tendencia es análoga al del estudio de las primeras etapas de filtración presentado por Wang y Tarabara [31], lo que puede implicar que, con la deposición de más partículas, un depósito inicialmente suelto creció en una estructura más compacta hasta que se formó una torta relativamente estable y uniforme.

De acuerdo al punto de énfasis del apartado (iii): La dimensión fractal no es una característica estándar y se encuentra en dependencia de la acumulación del material en la superficie de la membrana. Su relevancia radica en determinar la posibilidad de mantener una estructura determinada a pesar de la escala [68], y en el caso de la

presente tesis determinar cómo esta dimensión fractal puede describir la formación de *biofouling*. En cuanto a esto, se puede inferir que el comportamiento de la porosidad se correlaciona con las medidas de dimensión fractal de la torta. Thekkedath y colaboradores (2007), expresan que un pastel denso puede mostrar un valor máximo de dimensión fractal de 3 cuando no es poroso; pero si hay algunas porosidades, entonces el valor disminuirá [69]. Tendencia corroborada en la presente tesis, lo que podría sugerir que la evolución de la porosidad de la torta está sujeta a una ley de escala (dimensión fractal) dada por las ecuaciones (15) y (18), comportamiento descrito en la literatura [49].

La membrana de 100 kDa muestra un crecimiento (medido en altura, nm) mayor que las membranas de 30 y 10 kDa (Figura 14). Como se ha establecido, la formación de torta surge antes en la membrana de 30 kDa (Tabla 8), lo que induciría a inferir que en dicha membrana se acumularían más partículas y por ende, la altura de la torta sería mayor en comparación en las demás membranas (100 y 10 kDa). Sin embargo, Herrera-Robledo menciona que, el crecimiento de la torta no solo se da por la incorporación de material particulado presente en el flujo de alimentación, sino también por varios procesos consecuentes como: la adsorción, retención física en canales tortuosos y compresión de dichos componentes [27].

En cuanto a esto, el análisis de las propiedades estructurales (Tabla 7) permite inferir que, el mayor tamaño promedio de los poros de la membrana de 100 kDa (en comparación con membranas de 30 y 10 kDa), implica una mayor superficie efectiva para el bloqueo, lo que genera tortas más porosas (Figura 12). Esto disminuye la tortuosidad de los canales de la torta y la retención física de las partículas, hecho que se corrobora con una menor resistencia de la torta (α_M) de la membrana de 100 kDa (Figura 11). Esto no significa que la tortuosidad de la torta es nula, sino que ocurre de manera menos pronunciada que en las membranas de 30 y 10 kDa, lo que permite un mayor crecimiento de la misma (Figura 14).

4.1.3. Mecanismos de bloqueo de poro

De acuerdo con Lin y colaboradores [70] el ensuciamiento de la membrana generalmente se caracteriza por un taponamiento inicial de los poros, seguido de la formación y consolidación de la torta. Como se ha discutido antes, el presente estudio

guarda similitud con dicha premisa. Cabe destacar que, cada ensayo debe considerarse con cautela como único, debido a la naturaleza específica y la composición de la matriz de agua. En base a los resultados presentados en la Figura 15^a y Figura 16a, se puede proponer una secuencia de eventos de bloqueo de poros durante UF a presión constante con membranas de 100, 30 y 10 kDa, bajo las condiciones operativas de la presente tesis:

- (i) Durante los primeros volúmenes de permeado, el bloqueo intermedio prevalece tanto para el modelo de partículas coloidales como para SPE en las todas las membranas. Indicando que las partículas presentes en el flujo de alimentación, se depositan en la superficie de la membrana y en los poros, taponándolos completa o parcialmente (Figura 4). Lo puede significar que, el efecto de concentración-polarización no ocupa un lugar predominante, comportamiento descrito previamente en literatura [71]. Esto se puede racionalizar teniendo en cuenta la porosidad superficial aparente relativamente más baja de las membranas, con respecto por ejemplo a membranas de 300 kDa o superiores, y una distribución de tamaño de poro más amplia. Para tales morfologías de poro, se puede esperar que más partículas se depositen primero en poros más pequeños (bloqueo intermedio y completo), mientras que relativamente menos partículas se depositen en los canales internos de poros más grandes (bloqueo estándar) [31].
- (ii) Seguidamente sucede el bloqueo estándar en las membranas de 100 y 30 kDa, para el modelo dinámico de bloqueo de poro por coloides, y en las membranas de 100 y 10 kDa para el modelo de bloqueo de poro por SPE. Lo que indica que, las partículas con un diámetro menor al de los poros disponibles han ingresado a las paredes de los mismos, produciendo una obstrucción parcial. Wang y Tarabara [31] encontraron resultados similares para la filtración sin salida de suspensiones coloidales con membranas de UF.
- (iii) El bloqueo completo sucede después en las membranas de 100 y 30 kDa para el modelo por coloides y en la membrana de 100 kDa para el modelo de SPE. Lo que indica que, conforme aumenta el volumen de permeado, menos poros permanecen disponibles para el bloqueo, aumentando su probabilidad de ser taponados completamente.

- (iv) El último mecanismo de ensuciamiento en manifestarse en todas las membranas, tanto para el modelo de taponamiento de poro por coloides como para SPE es la filtración de torta. Debido a que se forma más rápido en la membrana de 30 kDa se puede inferir que, los bloqueos previos saturaron rápidamente los poros de la membrana porque las partículas del flujo de alimentación oscilan en un PM de entre 11 kDa a 29 kDa.

La importancia de los diferentes mecanismos de taponamiento con respecto al impacto de incrustación, puede evaluarse analizando comparativamente el volumen de filtrado (Figura 15a y Figura 16a); y el porcentaje de disminución del flujo observado (Figura 15b y Figura 16b) durante los intervalos de filtración correspondientes a cada mecanismo de taponamiento de poro (Tabla 8). Cabe recalcar que, los mecanismos que ocurren simultáneamente tienen contribuciones proporcionales a la disminución de flujo. Por lo que, de acuerdo al análisis de su comportamiento en las condiciones de operación de la presente tesis, es pertinente puntualizar los siguientes aspectos:

- (i) En las membranas de 100 y 30 kDa la filtración de torta fue el principal mecanismo responsable de la disminución del flujo, mismo que oscila en entre el 59 y el 74%, respectivamente. Mientras que en la membrana de 10 kDa menos del 45% de la disminución del flujo se relacionó con este mecanismo de ensuciamiento. La comparación anterior es conservadora: si el análisis de los experimentos hubiera durado más, la disparidad de las contribuciones de la filtración de la torta y el bloqueo de poros a la disminución general del flujo habría sido aún más pronunciada.
- (ii) Los resultados de la Figura 15 y Figura 16 confirman que, durante las primeras etapas de filtración de la membrana de 10 kDa, los mecanismos de taponamiento de poro por coloides y SPE, reducen el área de filtración efectiva dando como resultado una disminución drástica del flujo. Luego, las partículas coloidales y SPE se retuvieron formando una capa de torta, que también contribuye a una mayor retención de los mismos [31].

4.2. Desarrollo de *biofouling* durante la UF de agua superficial

A partir de los resultados de la sección 3.2 se puede proponer una secuencia de posibles etapas del desarrollo del *biofouling*.

4.2.1. Condicionamiento de membrana

Durante las primeras etapas de filtración, los componentes del agua de alimentación (entre ellos los presentados en la Tabla 9), entran en contacto con la superficie de membrana. Estos pueden adsorberse, generando nubes de carga eléctrica y una consecuente disminución en el área de filtración, representada por el decremento del flujo de permeado (Tabla 8).

Este condicionamiento ocurre simultáneamente a la acumulación temprana de dichos componentes sobre la superficie de membrana, lo que podría generar un ambiente idóneo para una posterior adhesión bacteriana.

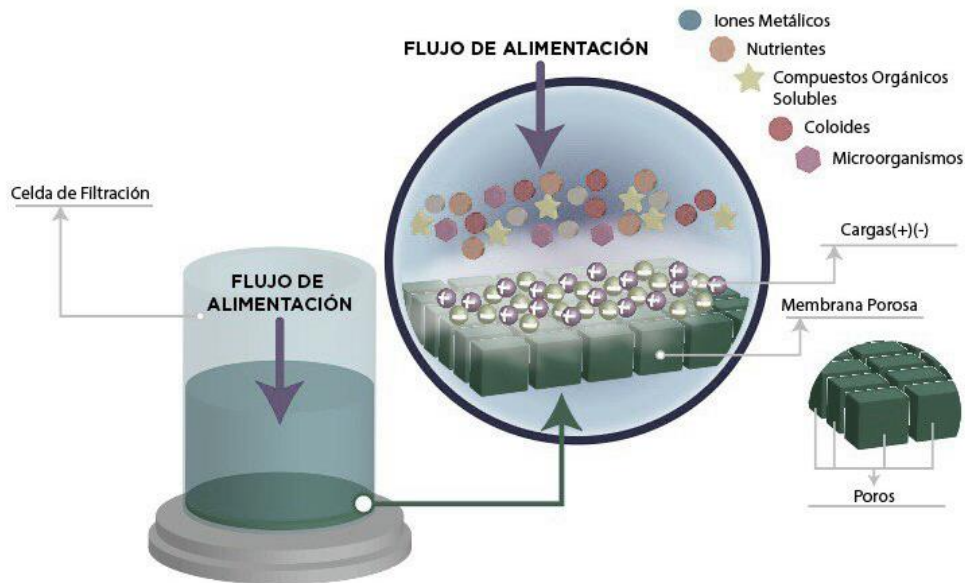


Figura 17. Etapa 1 del desarrollo de *biofouling*: Condicionamiento de membrana.

3.2.2 Restricción del área de filtración debido a bloqueo intermedio

De acuerdo a lo expuesto en la sección previa (3.2.1), existe una considerable pérdida de flujo de permeado en etapas tempranas de UF de agua superficial. Los modelos de bloqueo de poro desarrollados, indican que el considerable decremento de flujo fue inicialmente causado por la acumulación de partículas en la superficie de la membrana y de los poros, bloqueo intermedio (Figura 4). Mismo que se prolonga hasta los 22,97; 13,91 y 25,42 mL en las membranas de 100, 30 y 10 kDa, respectivamente. Las tasas de pérdida de flujo correspondiente a esta sección oscilan entre $- 71,24 \pm 11,78$, $- 30,18 \pm 7,07$ y $- 25,89 \pm 5,34$ ($\text{m}^{-2} \text{min}^{-1}$) para las membranas de 100, 30 y 10 kDa,

respectivamente. Las altas tasas de pérdida de flujo, relacionadas a estos fenómenos, los convierten en blanco principal para minimizar las incrustaciones irreversibles y gestionar las incrustaciones reversibles.

Tomando en consideración que tanto el condicionamiento de membrana, como el bloqueo intermedio ocurren simultáneamente, ambos contribuyen a las pérdidas de flujo (reportadas como tasa de pérdida de flujo, Tabla 3). Los componentes del bloqueo intermedio pueden ser tanto orgánicos como inorgánicos, de acuerdo al modelamiento matemático del bloqueo de poro.

Considerando la capacidad intrínseca de las membranas de UF (100, 30 y 10 kDa), para retener los sólidos suspendidos del agua de alimentación. Se puede inferir que, el bloqueo intermedio fue causado debido a la interacción de este tipo de sólidos con la superficie de membrana.

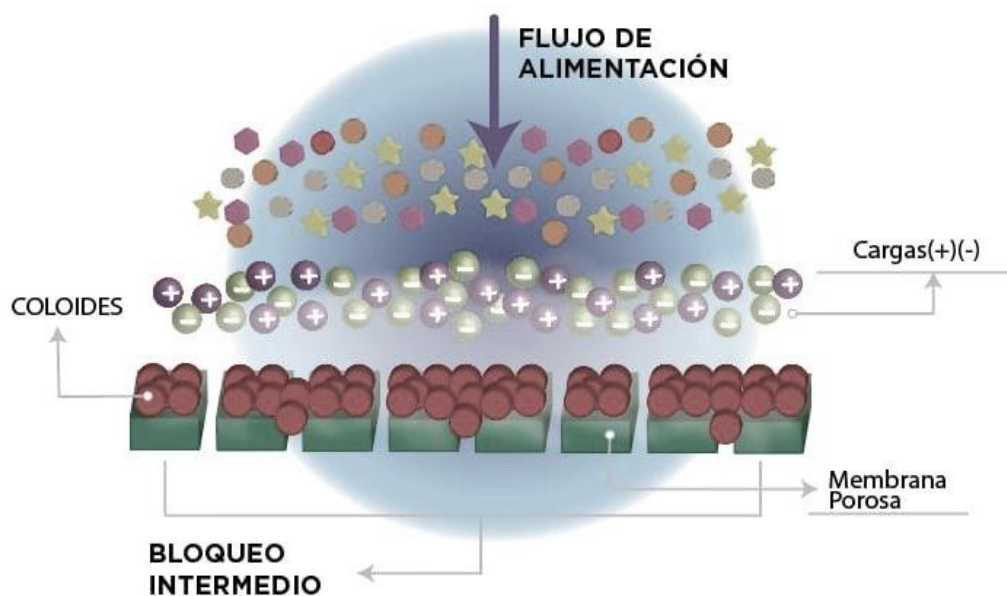


Figura 18. Etapa 2 del desarrollo de *biofouling*: Restricción del área de filtración debido a bloqueo intermedio

3.2.3 Colonización temprana de la superficie de membrana

De acuerdo a lo analizado en la sección de mecanismos de taponamiento de poro (3.1.3.), se deduce que, la acumulación de material subsiguiente al bloqueo intermedio, puede tomar las siguientes rutas: ingresar a las paredes de los poros disponibles (bloqueo estándar), situarse sobre un poro particular (bloqueo completo), o bien una

coexistencia de los mismos (Figura 15 y Figura 16). Aumentando las pérdidas de flujo conforme saturan la membrana (Tabla 3).

En cualquier caso, el depósito del material forma las primeras capas de la torta, presenta estructura tridimensional (Tabla 6), pero con una distribución no homogénea. Este hecho se representa por la transición de los mecanismos de taponamiento de poro (Figura 15 y Figura 16). A partir de los cuales, es posible deducir que la naturaleza heterogénea del agua de alimentación se traduce consecuentemente en una acumulación irregular de sólidos, microorganismos y componentes físico-químicos, de acuerdo a sus respectivas tasas de acumulación (Tabla 10), o su complementario, porcentaje de remoción Anexo 7. Traduciéndose paulatinamente en la formación del glicocálix, por lo que, es prudente calificarlo como pre-filtro de naturaleza biótica-abiótica.

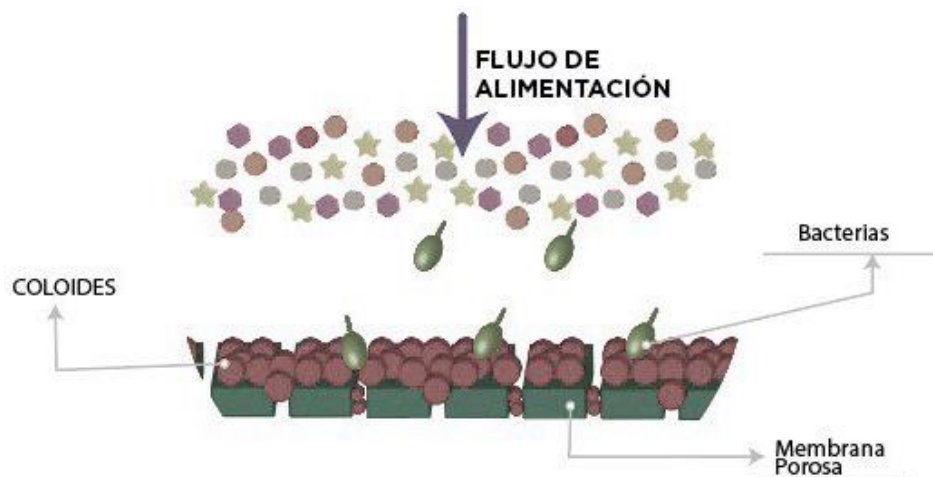


Figura 19. Etapa 3 del desarrollo de *biofouling*: Colonización temprana de la superficie de membrana

4.2.4. Desarrollo de la torta superficial a causa de la colonización bacteriana

Conforme las primeras capas de torta descritas previamente se consolidan, las interacciones entre los componentes bióticos (microorganismos y SPE), abióticos (sólidos suspendidos y disueltos, componentes físico-químicos) y el resultado híbrido biótico-abiótico (glicocálix) se fortalecen. Este escenario ha sido descrito previamente en literatura [28,45,66,72,73]. A partir de esta premisa, es congruente inferir que, dichas

interacciones proporcionan robustez al pre-filtro descrito anteriormente. De manera que, a medida que los sólidos inorgánicos se depositan en el mismo, refuerzan la red de SPE producidos por los microorganismos que han colonizado la superficie, a la vez que promueven el ensuciamiento de membrana [44,74].

A pesar de la minúscula tasa de acumulación bacteriana, 0,025; 0,018 y 0,19 (mg h^{-1}) para las membranas de 100, 30 y 10 kDa, respectivamente (Tabla 11), su contribución al desarrollo de la torta no debe ser subestimado. Ya que la secreción de SPE brinda protección, alimento, soporte y posiblemente se encuentren involucrados en procesos evolutivos [73,75,76]. Funciones biológicas esenciales para mantener la integridad del *biofouling*.

El análisis de permeabilidad, estructura y mecanismos de taponamiento de poro descritos en la sección 3.1 permiten puntualizar los siguientes aspectos:

1. El comportamiento transitorio de resistencia específica de la torta y porosidad, indican que la torta taponante aumenta su resistencia conforme disminuye su porosidad, durante los primeros volúmenes de permeado.
2. A medida que el volumen de permeado avanza, se alcanza un equilibrio dinámico. Por lo que se puede inferir que, el *biofouling* ha conseguido una estabilidad estructural que le permite permanecer en dicho estado estacionario. La organización a partir de los modelos de acumulación de partículas, describen una estructura tridimensional (Tabla 6).

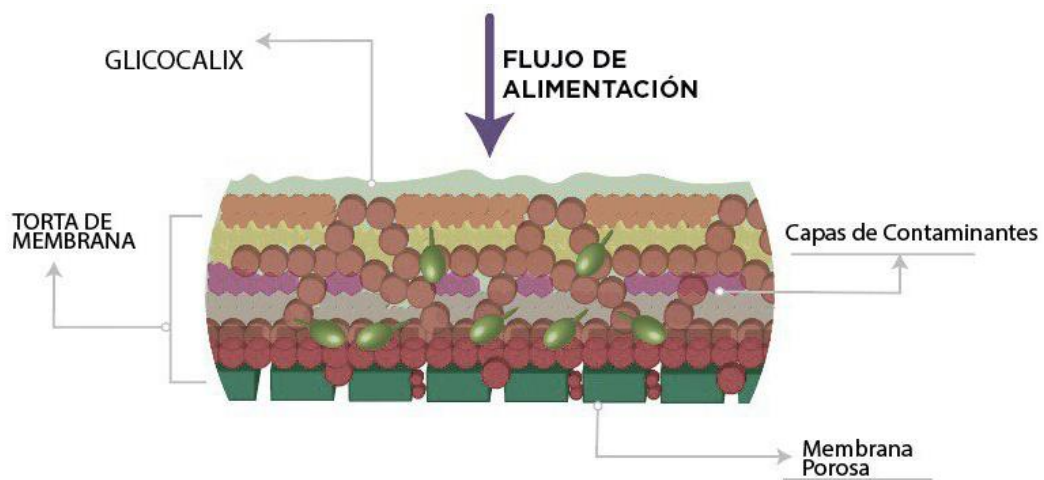


Figura 20. Etapa 4 del desarrollo de biofouling: Desarrollo de la torta superficial a causa de la colonización bacteriana

4.2.5. Maduración del *biofouling* y ensuciamiento irreversible

Conforme la etapa descrita previamente (3.2.4) se desarrolla, tanto los componentes orgánicos como inorgánicos fortalecen la estabilidad del pre-filtro/membrana y podrían convertir la estructura de sólidos en un nicho estable apto para la proliferación bacteriana. De acuerdo a los resultados de la presente tesis se estima que hay $1,60 \times 10^6$, $1,61 \times 10^6$ y $3,47 \times 10^6$ células cm^{-2} de membrana (Gram positivas y Gram negativas, Anexo 8).

Se ha documentado que en esta etapa los sistemas de comunicación célula a célula bacteriana permiten compartir información sobre su densidad de población y organizar comportamientos sociales coordinados. Esto sucede a través de la secreción de autoinductores, que promueven la formación de biopelículas, hecho conocido como detección del quórum (DQ, por sus siglas en inglés QS) [77]. En este sentido los estudios de los últimos años han focalizado sus esfuerzos en desarrollar estrategias de inhibición del quórum para contrarrestar el ensuciamiento irreversible [78].

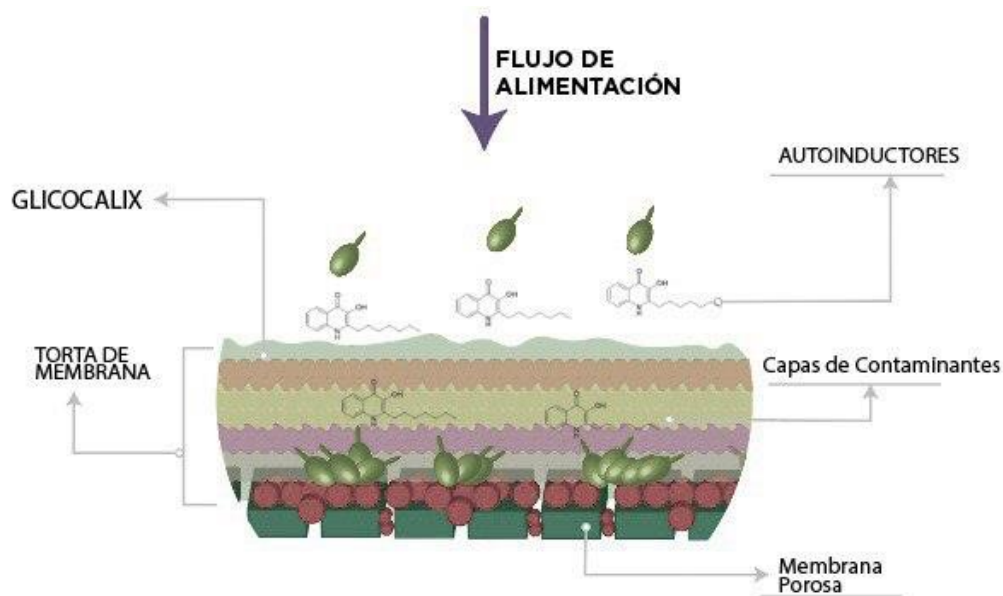


Figura 21. Etapa 5 del desarrollo de *biofouling*: Maduración del biofouling y ensuciamiento irreversible

4.3. Implicación de resultados

4.3.1. Diseño de procesos de UF

Desde los inicios del uso industrial de la UF (1960), hay escasa información disponible sobre los diseños de procesos [79,80]. Por lo general el diseño lo lleva a cabo una empresa de ingeniería especializada en sistemas de membranas. Generalmente trabajan con el cliente en la recopilación de datos de la planta piloto para diseñar un sistema con la capacidad deseada. Dicha información se maneja como propiedad de la empresa, por lo que no está disponible al público [81]. Para integrar un diseño de proceso de ultrafiltración, es necesario obtener una mayor comprensión del sistema. Esto permite la implementación de mejores diseños, que se pueden aplicar sin la necesidad de consumir tiempo en estudios piloto [82]. Por esto, cabe recalcar la importancia de la implicación que tienen los resultados de la presente tesis en un posible diseño de proceso de UF.

El diseño de procesos de sistemas ultrafiltración parten de los datos de permeabilidad: flujo, área de membrana y presión transmembrana [81]. En base a esto, se pueden usar los datos de permeabilidad de la presente tesis para exponer un ejemplo de las condiciones operacionales básicas útiles para diseñar un proceso de ultrafiltración con un caudal de salida de 6 L/s ($518 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$). Los valores de flujo sostenible: $1716,08 \pm$

92,64; $660,02 \pm 84,26$ y $541,88 \pm 108,35$ L m⁻²h⁻¹ para las membranas de 100, 30 y 10 kDa (Tabla 4), son la base para identificar el flujo constante de operación. A partir de esto, se estima el área de membrana necesaria para filtrar 6 L/s, es: $12,58 \pm 0,74$; $32,7 \pm 5,15$ y $34,15 \pm 15,23$ m², para las membranas de 100, 30 y 10 kDa, respectivamente.

Para alcanzar la presión transmembrana en cuestión (30 psi) se aplicó un gas acarreador presurizado (N₂) como fuerza motriz de la filtración. En condiciones a escala de laboratorio, esto es posible. Sin embargo, en condiciones operacionales aplicativas fuera del ambiente controlado del laboratorio se deberían tomar otras medidas factibles. En cuanto a esto, se podría aplicar la capacidad intrínseca de la aceleración de la gravedad para alcanzar la presión deseada. La altura en caída libre necesaria es de aproximadamente 21,14 m.

4.3.2. Estrategias para el control del *biofouling*

Las estimaciones de número de células en cada membrana (Tabla 11), y observaciones de bacterias Gram positivas y negativas (véase Anexo 8) demuestran la presencia de una microbiota capaz de formar una biopelícula en la superficie de membrana. Por lo que, se recalca su relevancia en el desarrollo de estrategias para el control del *biofouling*. En cuanto a esto, la investigación pionera por Yeon y colaboradores en 2009 [77], puso en manifiesto la correlación positiva entre la detección de quórum microbiano (QS) y la bioincrustación de membrana en el tratamiento de aguas residuales. En la última década los estudios han focalizado sus esfuerzos en este nuevo método de biología molecular para mitigar efectivamente la fijación y el crecimiento de microorganismos, también llamado enfriamiento de quórum (por sus siglas en inglés, QQ). En general, existen tres estrategias en bacterias Gram positivas y negativas para inhibir un sistema QS: i) bloqueo de la síntesis de la señal, ii) inactivación de las señales, y iii) interferencia con el receptor de la señal [78]. Por esto, los resultados presentados en la sección 3.2 (Desarrollo de *biofouling* durante la UF de agua superficial) pueden tener implicaciones directas en el enfriamiento del quorum durante UF de agua superficial.

Por otro lado, otro enfoque adaptado al control del *biofouling* es la fotocatalisis. La aplicación de ésta en el tratamiento del agua y la remediación ambiental ha sido un área activa de investigación debido a la capacidad de las especies reactivas de oxígeno para

mineralizar contaminantes orgánicos. Entre ellos se han estudiado los procesos fotocatalíticos de TiO_2 [83] y la capacidad de degradación de los oxihaluros de bismuto (BiOX ($X=\text{F}, \text{Cl}, \text{Br}, \text{I}$)) [84]. Por lo que, la presencia de contaminantes orgánicos en la matriz de agua (SST: $43 \pm 7,34$; Tabla 9) pueden ser un blanco de degradación por estos compuestos. Cabe destacar que la materia orgánica natural (MON) para un río promedio corresponde además a $\sim 50\%$ de la materia orgánica disuelta [85]

Las nanopartículas del catalizador pueden estar en forma de polvo y dispersas en el agua tratada, o inmovilizadas en una superficie de membrana a base de cerámica. Esta última configuración es ventajosa ya que el catalizador no está presente en la corriente del medio tratado; por lo tanto, no se requiere recuperación por un proceso de separación y permite una operación continua. [86]. En este sentido, el acoplamiento del proceso fotocatalítico con la tecnología de membrana y sus implicaciones en el control del *biofouling*, presentan un gran potencial a futuro en el campo científico-comercial.

4.3.3. Método VIRADEL (Virus Adsorption and Elution)

En función de los resultados expuestos en la sección 4.1.2. y 4.2 (Estructura de la torta y desarrollo de *biofouling* durante la UF de agua superficial), la presente tesis muestra la implicación que puede tener la combinación del método VIRADEL (Virus Adsorption and Elution) y UF en la recuperación de microorganismos (esencialmente virus) para futuros ensayos moleculares. En este contexto, VIRADEL es un método versátil y ha sido ampliamente usado en la concentración de virus [25,87].

De manera general, el método VIRADEL incluye dos pasos: (1) adsorción de virus al pasar la muestra (hasta 1,000 L para agua potable) a través de una membrana (la cual puede ser insertada al sistema de UF); y (2) elución de virus del filtro usando una solución eluyente de pH ajustado. En este contexto, los reservorios de los principales agentes etiológicos (virus, bacterias, protozoos, hongos y helmintos) causantes de diversas infecciones son: aguas superficiales, recreativas y subterráneas [88]. En cuanto a esto, el consumo de agua contaminada es una de las principales causas de las infecciones gastrointestinales (desde niños hasta personas adultas) en la zona metropolitana de tena y sus alrededores [89]. La presencia de bacterias de naturaleza Gram positivas y negativas (véase Anexo 8), recuento de células (células cm^{-2}) y su respectiva tasa de

acumulación en las membranas de 100, 30 y 10 kDa (Tabla 10), expresan el potencial y la necesidad de una detección oportuna de patógenos virales en el agua.

En este sentido los experimentos de UF pueden usarse como parte del método VIRADEL para una mayor recuperación de virus en aguas superficiales. Las membranas pueden ser tratadas con soluciones de suero de ternera, albúmina, suero bovino y extracto de carne de res [88]. Parque y Kim [90], constataron que el pretratamiento de una membrana de polisulfona con extracto de carne de res al 3% ayudó a aumentar la recuperación del norovirus murino en más de diez veces y la recuperación del bacteriófago MS2 en casi dos veces.

En una segunda etapa para el análisis de los depósitos de membrana, la precipitación de virus con polietilenglicol (PEG) o pegilación sugiere ser un protocolo económico y eficiente en la recuperación de comunidades naturales de virus acuáticos. La metodología presentada por Colombert y colaboradores [91] fue seguida por el equipo VireZone (véase Anexo 10) en ensayos de ultrafiltración de agua superficial en la zona de estudio (Anexo 1) [92]. Por lo que su aplicación en conjunto con el método VIRADEL podrían ser el primer paso para futuros análisis de secuenciación de los viomas en sistemas fluviales Amazónicos.

4.3.4. Limpieza de membrana

La limpieza óptima de membranas de UF está estrechamente relacionada con la naturaleza del ensuciamiento. El conocimiento preciso tanto del tipo de ensuciamiento como del tipo de contaminantes son la clave en el proceso de limpieza. De acuerdo a la sección 3.1.3. (Mecanismos de bloqueo de poro), el bloqueo intermedio es el responsable del decremento del flujo durante los primeros volúmenes de permeado. Este representa un $19,07 \pm 5,89$; $8,86 \pm 3,47$ y $37,60 \pm 10,39$ % de la pérdida de flujo para las membranas de 100, 30 y 10 kDa, respectivamente. Mientras que, en las últimas etapas de filtración, la formación de torta incurrió en un $59,00 \pm 7,40$; $73,32 \pm 7,34$ y $44,06 \pm 4,95$ % de pérdida de flujo, en las membranas de 100, 30 y 10 kDa, respectivamente (Tabla 3). Este análisis permite inferir que las técnicas de limpieza de membrana deben enfocarse tanto en la eliminación de los depósitos de superficie como en remover el material retenido en los poros.

Por otro lado, la presencia de componentes orgánicos puede influenciar el ensuciamiento de membrana. Las proteínas, polisacáridos y ácidos húmicos y fúlvicos (compuestos fenólicos) provenientes de la materia orgánica natural (MON) presentes en la matriz de agua, son parte de los principales contribuyentes a dicho fenómeno [31,44,47,74]. De acuerdo a la concentración de sólidos suspendidos totales ($43 \pm 7,34$ mg/L, Tabla 9) y a los índices de pureza A260/A280 nm y A260/A230 nm (véase Anexo 9), puede corroborarse la presencia tanto de MON (ácidos húmicos y fúlvicos) como de SPE (por ejemplo, proteínas y polisacáridos). Por lo que los componentes responsables del ensuciamiento de membrana durante UF de agua superficial en la presente tesis son de naturaleza tanto orgánica, como inorgánica.

A partir de los resultados obtenidos y contrastados con una revisión bibliográfica, es posible proponer una secuencia de limpieza de membrana bajo las condiciones operativas de la presente tesis. Empezando con una técnica de limpieza no convencional (ultrasónica) para evitar las incrustaciones en la superficie de membrana. Seguida de una limpieza física enfocada en desalojar el material que ha logrado incrustarse en los poros.

La limpieza de membrana no convencional, ha tomado campo en los últimos años debido a ventajas en comparación con métodos convencionales. Por ejemplo, se puede incorporar en el proceso de UF sin interrumpir el flujo de producción. Al no utilizar productos químicos, evita las dificultades de eliminación de residuos, incremento de costos y las preocupaciones medioambientales [93].

Utiliza ondas sonoras de alta frecuencia que agitan el medio acuoso que a su vez actúan sobre los contaminantes adheridos a la superficie de la membrana. Las frecuencias entre 20,3 y 100 kHz fueron efectivas para recuperar las propiedades permeables de las membranas de UF durante el tratamiento de agua residual [94,95]. Muthukumaran y colaboradores [96], aconsejaron el uso de una serie intermitente de pulsos cortos en lugar de una operación continua, con la finalidad de evitar la erosión de la superficie de la membrana.

Las ondas de presión ultrasónicas producidas por un generador de ultrasonido se propagan a través del medio líquido, dando como resultado una sucesión cíclica de las

fases de compresión y rarefacción (expansión). La compresión ejerce una presión positiva y junta las moléculas líquidas, mientras que los ciclos de rarefacción ejercen una presión negativa y separan las moléculas, formando pequeñas cavidades llenas de vapor conocidas como burbujas de cavitación, con tendencia al colapso [97].

Este último da como resultado una irrupción de líquido para llenar el vacío, formando un chorro de líquido de alta velocidad. Lo que conduce a un fregado mecánico sobre las capas de incrustación y la descomposición de partículas y macromoléculas. Se recomienda que el flujo se mantenga más bajo en el proceso de limpieza que el utilizado durante la UF, para evitar que las incrustaciones desalojadas penetren y se adsorban o se compacten dentro de los poros [93].

El colapso de las burbujas de cavitación induce fuertes gradientes de corte, dando como resultado incluso la escisión de los enlaces covalentes. La ruptura de la cadena causada por el cizallamiento se caracteriza por un peso molecular limitante. Las cadenas de polímero deben ser lo suficientemente largas para que la fuerza mecánica se acumule y alcance el nivel necesario para romper el enlace. Esto hace que la escisión ultrasónica sea una técnica no aleatoria que actúa preferentemente sobre los polímeros de mayor peso molecular [98].

En este sentido, durante las primeras etapas de filtración, la limpieza ultrasónica podría evitar no solo la formación de las primeras capas de contaminantes (formadas por compuestos orgánicos e inorgánicos), sino también el bloqueo intermedio y completo. Ya que en este caso las moléculas tienden a situarse en la superficie de la membrana. Mientras que, en las últimas etapas de filtración la MON, las SPE y las moléculas de membrana de las bacterias presentes en la torta o pre-filtro (Sección 3.2.5: Maduración del *biofouling* y ensuciamiento irreversible) son un blanco para la escisión. En ambos casos retardaría enormemente el desarrollo del *biofouling*. Siguiendo con el proceso de limpieza, el uso de una técnica física como el lavado a contracorriente podría desalojar los contaminantes que de otro modo serían difíciles de alcanzar en los poros [93]. Por lo que, podría sugerirse como técnica para eliminar el material retenido en las paredes de los poros (bloqueo estándar) entre cada ciclo de UF.

CAPÍTULO IV: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES

Los mecanismos de taponamiento de poro fueron los responsables del decremento del flujo durante los primeros volúmenes de permeado. Mientras que, la filtración de torta fue el mecanismo de ensuciamiento asociado al decremento de flujo durante los últimos volúmenes.

La resistencia específica de la torta aumentó conforme las primeras capas de contaminantes se depositaron en la superficie de membrana. La porosidad en esta sección disminuyó considerablemente debido a la continua superposición de partículas.

Las dimensiones fractales de las tortas resultantes demuestran que alcanzaron organizaciones tridimensionales, y que esta estructura se conserva a pesar de la escala, esto describe una formación continua del *biofouling*. La torta más cohesiva fue la generada en la membrana de 30 kDa, seguida por las membranas de 10 y 100 kDa.

Los mecanismos de bloqueo imperantes durante las primeras etapas de filtración de acuerdo al modelo de partículas coloidales fueron: bloqueo intermedio en transición con el bloqueo estándar, seguido de bloqueo completo para las membranas de 100 y 30 kDa. Bloqueo intermedio en transición con un bloqueo completo en la membrana de 10 kDa. La filtración de torta fue el mecanismo de ensuciamiento imperante durante las últimas etapas de filtración, en todas las membranas.

Los mecanismos de bloqueo imperantes durante las primeras etapas de filtración de acuerdo al modelo de sustancias poliméricas extracelulares (SPE) fueron: bloqueo intermedio seguido de bloqueo estándar, este último en transición de bloqueo completo para la membrana de 100 kDa. La membrana de 30 kDa mostró un bloqueo intermedio, en transición de un bloqueo completo, mientras que la membrana de 10 kDa presentó un bloqueo intermedio en transición un bloqueo estándar. La filtración de torta fue el mecanismo de ensuciamiento imperante durante las últimas etapas de filtración, en todas las membranas.

En base a las propiedades hidráulicas y estructurales de la torta se planteó una teoría de cinco etapas para definir el desarrollo del *biofouling* durante ultrafiltración de agua superficial.

Los resultados de permeabilidad y características estructurales de la torta tienen implicaciones directas en el diseño de procesos de sistemas de ultrafiltración, estrategias para el control del *biofouling*, método VIRADEL (Virus Adsorption and Elution) y limpieza de membrana.

RECOMENDACIONES

La presente tesis muestra un avance en el conocimiento de los mecanismos de taponamiento de poro durante ultrafiltración a presión constante de agua superficial. Sin embargo, queda en manifiesto que es un fenómeno que involucra una gran cantidad de factores imposibles de analizar bajo las condiciones operativas manejadas. Por esto, se recomienda su exploración futura con herramientas más poderosas y específicas como microscopía electrónica de barrido (MEB, por sus siglas en inglés SEM), y técnicas moleculares para el análisis de autoinductores (Detección del Quorum). Su implicación en los mecanismos para evitar el ensuciamiento de membrana irreversible, es esencial.

La presente tesis puede dar apertura a futuras investigaciones para identificar problemas médicos en comunidades a partir del análisis de membranas de ultrafiltración. En particular de las concentraciones de bacterias y compuestos orgánicos e inorgánicos del *biofouling*.

La implicación de los resultados aquí mostrados exhibe su potencial para el diseño de procesos de ultrafiltración, estrategias de control del *biofouling*, aplicación del método VIRADEL, y técnicas de limpieza de membrana.

REFERENCIAS

1. Osuolale O, Okoh A. Human enteric bacteria and viruses in five wastewater treatment plants in the Eastern Cape, South Africa. *J Infect Public Health*. 2017;10: 541–547. doi:10.1016/J.JIPH.2016.11.012
2. Assiri A, McGeer A, Perl TM, Price CS, Al Rabeeah AA, Cummings DAT, et al. Hospital outbreak of middle east respiratory syndrome coronavirus. *N Engl J Med*. 2013;369: 407–416. doi:10.1056/NEJMoa1306742
3. Xagorarakis I, Yin Z. Fate of Viruses in Water Systems. *Artic J Environ Eng*. 2014 [cited 28 Jun 2019]. doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000827
4. Bradford SA, Ver´ V, Morales VL, Zhang W, Harvey RW, Packman AI, et al. Transport and Fate of Microbial Pathogens in Agricultural Settings. *Crit Rev Environ Sci Technol*. 2013;43: 775–893. doi:10.1080/10643389.2012.710449
5. Scholthof K-BG, Adkins S S, Czosnek H, Palukaitis P, Jacquot E, HOHN T, et al. Top 10 plant viruses in molecular plant pathology. *Mol Plant Pathol*. 2011;12: 938–954. doi:10.1111/j.1364-3703.2011.00752.x
6. Ryu W-S, Ryu W-S. Part II. DNA Viruses. *Mol Virol Hum Pathog Viruses*. 2017; 83–84. doi:10.1016/B978-0-12-800838-6.00043-6
7. Ryu W-S, Ryu W-S. Part III. RNA Viruses. *Mol Virol Hum Pathog Viruses*. 2017; 149–150. doi:10.1016/B978-0-12-800838-6.00044-8
8. Luque D, Mata CP, Suzuki N, Ghabrial SA, Castón JR. Capsid Structure of dsRNA Fungal Viruses. *Viruses*. 2018;10. doi:10.3390/v10090481
9. Breuer L, Windhorst D, Fries A, Wilcke W. Supporting, Regulating, and Provisioning Hydrological Services. 2013. pp. 107–116. doi:10.1007/978-3-642-38137-9_9
10. Rollenbeck R, Fabian P, Bendix J. Temporal Heterogeneities — Matter Deposition from Remote Areas. 2008. pp. 303–309. doi:10.1007/978-3-540-73526-7_29
11. Ríos-Tobón S, Ruth ;, Agudelo-Cadavid M, Gutiérrez-Builes LA. Pathogens and

- microbiological indicators of the quality of water for human consumption
Patógenos e Indicadores microbiológicos da qualidade da água pro consumo humano. *Rev Fac Nac Salud Pública*. 2017;35: 236–247.
doi:10.17533/udea.rfnsp.v35n2a08
12. Xagorarakis I, Yin Z, Svambayev Z. Fate of Viruses in Water Systems. *J Environ Eng*. 2014;140: 04014020. doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000827
 13. Troeger C, Forouzanfar M, Rao PC, Khalil I, Brown A, Reiner RC, et al. Estimates of global, regional, and national morbidity, mortality, and aetiologies of diarrhoeal diseases: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015. *Lancet Infect Dis*. 2017;17: 909–948. doi:10.1016/S1473-3099(17)30276-1
 14. Aiser MAJW, Umber VIT, Olm JEH. Effluent-dominated streams . part 1 : presence and effects of excess nitrogen and phosphorus in wascana creek , saskatchewan , Canada. *Env Toxicol Chem*. 2011;30: 496–507.
doi:10.1002/etc.399
 15. Brauns M, Pusch MT. Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. *Univ Chicago Press Journals*. 2006;25: 313–329.
 16. Rueda J, Camacho A, Mezquita F, Roca JR. Effect of episodic and regular sewage discharges on the water chemistry and macroinvertebrate fauna of a mediterranean stream. *Water Air Soil Pollut*. 2002; 425–444.
 17. Peduzzi P, Gruber M, Gruber M, Schagerl M. The virus's tooth: cyanophages affect an African flamingo population in a bottom-up cascade. *ISME J*. 2014;8: 1346–1351. doi:10.1038/ismej.2013.241
 18. Spänhoff B, Bischof R, Böhme A, Lorenz S. Assessing the Impact of Effluents from a Modern Wastewater Treatment Plant on Breakdown of Coarse Particulate Organic Matter and Benthic Macroinvertebrates in a Lowland River. *Water Air Soil Pollut*. 2007; 119–129. doi:10.1007/s11270-006-9255-2
 19. Wang L, Ivanov V, Tay JH, Hung Y-T. *Environmental Biotechnology*. New York: Humana Press; 2010. Available:

https://books.google.com.ec/books?id=VfXmr5k_nhIC&printsec=frontcover&dq=VOLUME+10+HANDBOOK+OF+ENVIRONMENTAL+ENGINEERING+Environmental+Biotechnology&hl=es-419&sa=X&ved=0ahUKEwiZjpOiqTDoAhWphOAKHYprCOoQ6AEIJzAA#v=onepage&q=VOLUME 10 HANDBOOK OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING Environmental Biotechnology&f=false

20. Fuller G. Report on the Investigations Into the Purification of the Ohio River Water: At Louisville, Kentucky, Made to the President and Directors of the Louisville Water Company. New York ; 1898. Available: https://books.google.com.ec/books/about/Report_on_the_Investigations_Into_the_Pu.html?id=IM1AAAAAMAAJ&redir_esc=y
21. Lévesque L, Mizzen CA, McLachlan DR, Fraser PE. Ligand specific effects on aluminum incorporation and toxicity in neurons and astrocytes. *Brain Res.* 2000;877: 191–202. doi:10.1016/S0006-8993(00)02637-8
22. Racar M, Dolar D, Farkaš M, Milčić N, Špehar A, Košutić K. Rendering plant wastewater reclamation by coagulation, sand filtration, and ultrafiltration. *Chemosphere.* 2019;227: 207–215. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.04.045
23. Kahler A, Johnson T, Hahn D, Narayanan J, Derado G, Hill V, et al. Evaluation of an Ultrafiltration-Based Procedure for Simultaneous Recovery of Diverse Microbes in Source Waters. *Water.* 2015;7: 1202–1216. doi:10.3390/w7031202
24. Simmons OD, Sobsey MD, Heaney CD, Schaefer FW, Francy DS. Concentration and Detection of *Cryptosporidium* Oocysts in Surface Water Samples by Method 1622 Using Ultrafiltration and Capsule Filtration. *Appl Environ Microbiol.* 2001;67: 1123–1127. doi:10.1128/AEM.67.3.1123-1127.2001
25. Hill VR, Polaczyk AL, Kahler AM, Cromeans TL, Hahn D, Amburgey JE. Comparison of Hollow-Fiber Ultrafiltration to the USEPA VIRADEL Technique and USEPA Method 1623. *J Environ Qual.* 2009;38: 822. doi:10.2134/jeq2008.0152
26. Cui X, Choo KH. Natural organic matter removal and fouling control in low-pressure membrane filtration for water treatment. *Environmental Engineering*

- Research. 2014. pp. 1–8. doi:10.4491/eer.2014.19.1.001
27. Herrera-Robledo M. Bio-reactores Anaerobios de Membrana: Efectividad de Remoción de Contaminantes y Caracterización de los Fenómenos de Taponamiento. Universidad Nacional Autónoma de México . 2007.
 28. 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
 29. Wu B, Kitade T, Chong TH, Uemura T, Fane AG. Role of initially formed cake layers on limiting membrane fouling in membrane bioreactors. *Bioresour Technol*. 2012;118: 589–593. doi:10.1016/j.biortech.2012.05.016
 30. Huang H, Young TA, Jacangelo JG. Unified membrane fouling index for low pressure membrane filtration of natural waters: Principles and methodology. *Environ Sci Technol*. 2008;42: 714–720. doi:10.1021/es071043j
 31. Wang F, Tarabara V V. Pore blocking mechanisms during early stages of membrane fouling by colloids. *J Colloid Interface Sci*. 2008;328: 464–469. doi:10.1016/j.jcis.2008.09.028
 32. Hermans PH, Bredée HL. Principles of the mathematical treatment of constant-pressure filtration. *J Soc Chem Ind*. 1936;55.
 33. Gonsalves VE. A critical investigation on the viscose filtration process. *Recl des Trav Chim des Pays-Bas*. 1950;69: 873–903. doi:10.1002/recl.19500690711
 34. Ye Y, Le Clech P, Chen V, Fane AG, Jefferson B. Fouling mechanisms of alginate solutions as model extracellular polymeric substances. *Desalination*. 2005;175: 7–20. doi:10.1016/j.desal.2004.09.019
 35. The Organisation for Economic Co-operation and Development O. OECD Studies on Water Water Security for Better Lives . OECD Publishing; 2013. Available: <https://books.google.com.ec/books?id=pZCYAAAQBAJ&pg=PA130&lpg=PA130&dq=water+withdrawals+have+tripled+in+the+last+50+years.&source=bl&ots=uMr6lk1VPm&sig=ACfU3U26kQvb68cPx8MBbKObkxZgpqDThw&hl=es->

- 419&sa=X&ved=2ahUKEwiw1Lf5-fjpAhWoct8KHV9TB4kQ6AEwBHoECAoQAQ#v=onepage&q=water withdrawals have tripled in the last 50 years.&f=false
36. UNESCO. Water un a changing world. United Nations World Water Dev Rep 3. 2009. doi:10.1023/A:1016359331072
 37. Consejo Nacional de la República del Ecuador (CNP). Plan Nacional de Desarrollo 2017-2021-Toda una Vida. Quito; 2017. Available: www.planificacion.gob.ec
 38. INEC. Documento Técnico “Estadística Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales” Gestión de Agua Potable y Alcantarillado 2016. 2016; 21. Available: [http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Municipios_2016/Documento tecnico APA 2016.pdf](http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Municipios_2016/Documento_tecnico_APA_2016.pdf)
 39. INEC. Base de Datos-Censo de Población y Vivienda 2010. 2010. Available: <https://www.ecuadorencifras.gob.ec/base-de-datos-censo-de-poblacion-y-vivienda-2010/>
 40. GAD Municipal de Tena. Actualización Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial-Diagnóstico. 2014.
 41. Zabala D. Determinación de la calidad de agua del río tena desde la Universidad Ikiam a la parroquia Muyuna del cantón Tena mediante el análisis físico, químico y microbiológico, para proponer un plan de manejo ambiental. Universidad Nacional de Loja. 2016.
 42. Protecmed. BRM para depuración aguas urbanas (Ecuador) - Protecmed. 2015 [cited 13 Jun 2020]. Available: <https://www.protecmed.com/portfolio/depuracion-de-aguas-residuales-de-tena-en-ecuador/>
 43. Gao K, Li T, Liu J, Dong B, Chu H. Ultrafiltration membrane fouling performance by mixtures with micromolecular and macromolecular organics. *Environ Sci Water Res Technol*. 2019;5: 277–286. doi:10.1039/c8ew00642c

44. Kimura K, Hane Y, Watanabe Y, Amy G, Ohkuma N. Irreversible membrane fouling during ultrafiltration of surface water. *Water Res.* 2004;38: 3431–3441. doi:10.1016/j.watres.2004.05.007
45. Herrera-Robledo M, Cid-León DM, Morgan-Sagastume JM, Noyola A. Biofouling in an anaerobic membrane bioreactor treating municipal sewage. *Sep Purif Technol.* 2011;81: 49–55. doi:10.1016/j.seppur.2011.06.041
46. Field R, Bekassy-Molnar M, Gyula F. *Engineering Aspects of Membrane Separation and Application in Food Processing.* Nakskov: CRC Press; 2017. Available: <https://books.google.com.ec/books?id=TgsqDwAAQBAJ&pg=PA60&lpg=PA60&dq=selection+of+a+suitable+membrane,+adjustment+of+the+systems+hydrodynamic+operating+conditions,+and+appropriate+pretreatment+of+the+feed+solutions&source=bl&ots=uySKu48hQN&sig=ACfU3U0-9X>
47. Wang Z, Ma J, Tang CY, Kimura K, Wang Q, Han X. Membrane cleaning in membrane bioreactors: A review. *Journal of Membrane Science.* Elsevier; 2014. pp. 276–307. doi:10.1016/j.memsci.2014.05.060
48. Kochkodan V, Hilal N. A comprehensive review on surface modified polymer membranes for biofouling mitigation. *Desalination.* 2015;356: 187–207. doi:10.1016/j.desal.2014.09.015
49. 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
50. bcc Research. *Ultrafiltration Membranes: Technologies and Global Markets.* 2016 [cited 31 Jan 2020]. Available: <https://www.bccresearch.com/market-research/membrane-and-separation-technology/ultrafiltration-membranes-techs-markets-report.html>
51. Chew CM, Aroua MK, Hussain MA, Ismail WMZW. Evaluation of ultrafiltration and conventional water treatment systems for sustainable development: An industrial scale case study. *J Clean Prod.* 2016;112: 3152–3163.

doi:10.1016/j.jclepro.2015.10.037

52. Ahmed I, Balkhair KS, Albeiruttye MH, Shaiban AAJ. Importance and Significance of UF/MF Membrane Systems in Desalination Water Treatment. *Desalination. InTech*; 2017. doi:10.5772/intechopen.68694
53. Market Watch Reports World. Ultrafiltration Membrane Filtration Market Share, Size 2020 Global Industry Future Trends, Growth, Strategies,, Segmentation, In-depth Analysis Research Report by Foresight to 2024 - MarketWatch. 2019 [cited 31 Jan 2020]. Available: <https://www.marketwatch.com/press-release/ultrafiltration-membrane-filtration-market-share-size-2020-global-industry-future-trends-growth-strategies-segmentation-in-depth-analysis-research-report-by-foresight-to-2024-2019-12-03>
54. Capparelli MV, Moulatlet GM, Abessa DM de S, Lucas-Solis O, Rosero B, Galarza E, et al. An integrative approach to identify the impacts of multiple metal contamination sources on the Eastern Andean foothills of the Ecuadorian Amazonia. *Sci Total Environ.* 2020;709: 136088. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.136088
55. Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial de Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial de Muyuna. . Plan de desarrollo y ordenamiento territorial del GAD parroquial de Muyuna. 2015.
56. WHO. Enfermedad diarreica. 2017 [cited 12 Jan 2020]. Available: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/diarrhoeal-disease>
57. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). 1060 Collection and preservation oof samples. 2011.
58. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). 9060 Samples. 2006. Available: [https://www.waterboards.ca.gov/public_notices/petitions/water_quality/docs/a2239/overview/Communications/AR-Comm \(504\).pdf](https://www.waterboards.ca.gov/public_notices/petitions/water_quality/docs/a2239/overview/Communications/AR-Comm (504).pdf)
59. Hach USA. DR1900 Portable Spectrophotometer . In: HACH [Internet]. [cited 14

- Jun 2020]. Available: <https://www.hach.com/dr1900-portable-spectrophotometer/product-parameter-reagent?id=18915675456>
60. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 1999.
 61. Rodina AG. Methods in aquatic microbiology. University Park Press; 1972.
 62. 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
 63. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Viena, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2018. Available: <https://www.r-project.org/>.
 64. Wingender H-C, Flemming J. Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs) - Part 1: structural and ecological aspects. Water Sci Technol. 2001;43: 9–16.
 65. Herrera Robledo M, Tarabara V. Quantifying the fractal dimension and the effective permeability of membrane fouling. Materials Research Society of Serbia - Conference programme. 2016. Available: <https://www.mrs-serbia.org.rs/index.php/youcomat-2016/conference-programme-2016>
 66. 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
 67. Hermanowicz SW. Membrane filtration of biological solids : A unified framework and its applications to membrane biorreactors. Proceedings of the Water Environment-Membrane Technology Conference. Seoul, Korea; 2004.
 68. 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
69. Thekkedath A, Naceur WM, Kecili K, Sbai M, Elana A, Auret L, et al. Macroscopic and microscopic characterizations of a cellulosic ultrafiltration (UF) membrane fouled by a humic acid cake deposit: First step for intensification of reverse osmosis (RO) pre-treatments. *Comptes Rendus Chim.* 2007;10: 803–812. doi:10.1016/j.crci.2007.02.008
70. Lin H, Peng W, Zhang M, Chen J, Hong H, Zhang Y. A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives. *Desalination.* Elsevier B.V.; 2013. pp. 169–188. doi:10.1016/j.desal.2013.01.019
71. Giacobbo A, Bernardes AM, Rosa MJF, De Pinho MN. Concentration polarization in ultrafiltration/nanofiltration for the recovery of polyphenols from winery wastewaters. *Membranes (Basel).* 2018;8. doi:10.3390/membranes8030046
72. Herrera-Robledo M. BRAM: Dilucidación de los fenómenos de taponamiento y su control . Universidad Nacional Autónoma de México. 2011.
73. Grossman AD, Yang Y, Yogev U, Camarena DC, Oron G, Bernstein R. Effect of ultrafiltration membrane material on fouling dynamics in a submerged anaerobic membrane bioreactor treating domestic wastewater. *Environ Sci Water Res Technol.* 2019;5: 1145–1156. doi:10.1039/c9ew00205g
74. Habarou H, Croué JP, Heim V, Franiatte A, Démocrate C. Identification of organic foulants of nanofiltration membranes used for drinking water production. *Water Pract Technol.* 2006;1. doi:10.2166/WPT.2006087
75. 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
76. Hai F, Yamamoto K, Lee C-H. *Membrane Biological Reactors: Theory, Modeling, Design, Management and ...* - Google Libros. 2nd ed. London: IWA Publishing; 2019. Available:

<https://books.google.com.ec/books?id=0kWwDwAAQBAJ&pg=PA377&lpg=PA377&dq=k+calderon+2011+extracellular+polymeric+substances+membrane&source=bl&ots=N7Dwqa4Xp5&sig=ACfU3U3vCAZxdIBJYDWXVEiOjlfct3Pmegg&hl=es-419&sa=X&ved=2ahUKEwj6i4HkpKbpAhVxmeAKHYt0C98Q6AEwCHoECAsQAQ#v=onepage&q=k calderon 2011 extracellular polymeric substances membrane&f=false>

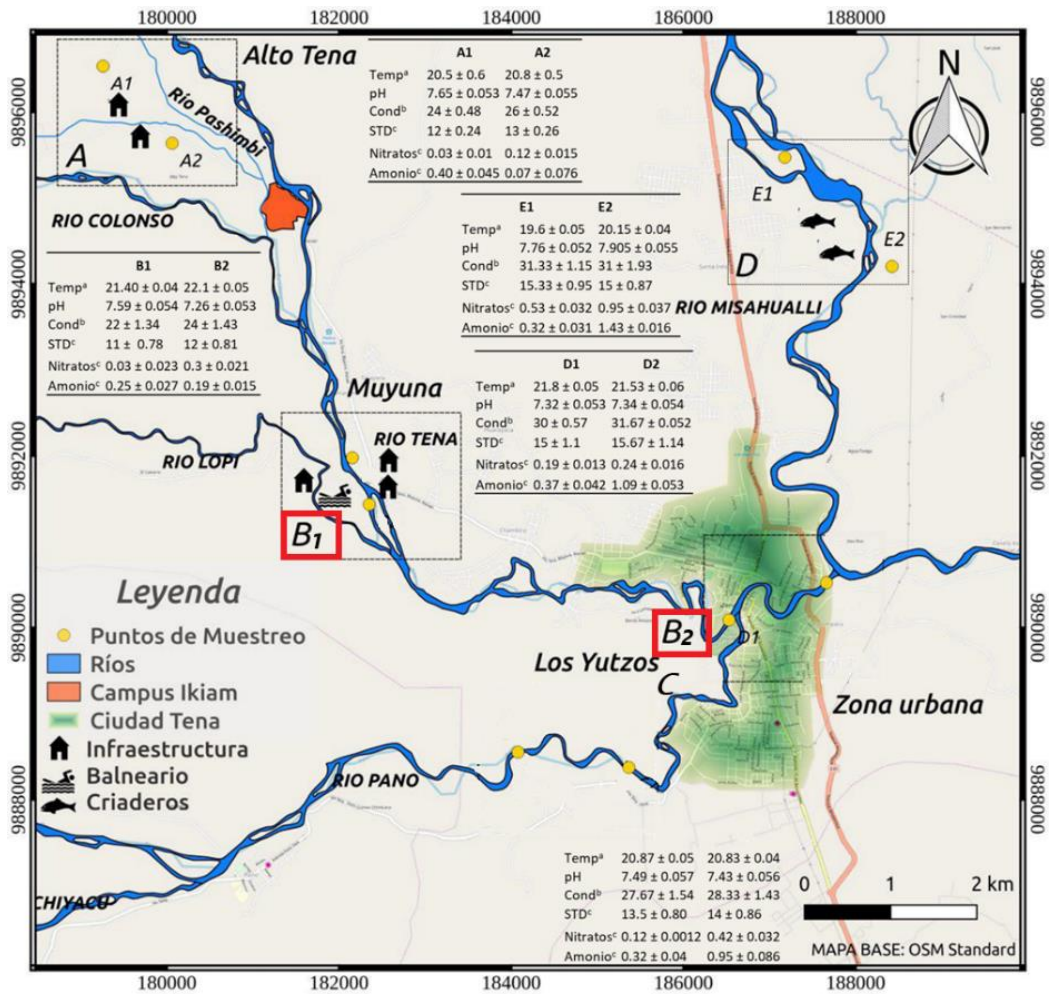
77. Yeon KM, Cheong WS, Oh HS, Lee WN, Hwang BK, Lee CH, et al. Quorum sensing: A new biofouling control paradigm in a membrane bioreactor for advanced wastewater treatment. *Environ Sci Technol.* 2009;43: 380–385. doi:10.1021/es8019275
78. Oh H-S, Lee C-H. Origin and evolution of quorum quenching technology for biofouling control in MBRs for wastewater treatment. *J Memb Sci.* 2018;554: 331–345. doi:10.1016/j.memsci.2018.03.019
79. Manth T, Frenzel J, Van Vlerken A. Large-scale application of UF and RO in the production of demineralized water. *Desalination.* 1998;118: 255–262. doi:10.1016/S0011-9164(98)00140-4
80. Madsen RF. Design of sanitary and sterile UF-and diafiltration plants. *Sep Purif Technol.* 2001;22–23: 79–87. doi:10.1016/S1383-5866(00)00144-1
81. Cross RA. Optimum process designs for ultrafiltration and crossflow microfiltration systems. *Desalination.* 2002;145: 159–163. doi:10.1016/S0011-9164(02)00402-2
82. Grote F, Fröhlich H, Strube J. Integration of Ultrafiltration Unit Operations in Biotechnology Process Design. *Chem Eng Technol.* 2011;34: 673–687. doi:10.1002/ceat.201000484
83. Starr BJ, Tarabara V V., Herrera-Robledo M, Zhou M, Roualdès S, Ayrál A. Coating porous membranes with a photocatalyst: Comparison of LbL self-assembly and plasma-enhanced CVD techniques. *J Memb Sci.* 2016;514: 340–349. doi:10.1016/j.memsci.2016.04.050
84. Ahern JC, Fairchild R, Thomas JS, Carr J, Patterson HH. Characterization of BiOX

- compounds as photocatalysts for the degradation of pharmaceuticals in water. *Appl Catal B Environ.* 2015;179: 229–238. doi:10.1016/j.apcatb.2015.04.025
85. Thurman EM. *Organic geochemistry of natural waters*. Denver: Martins Nijhoff / Dr W. Junk Publishers; 1985. doi:10.1007/978-94-009-5095-5
86. Horovitz I, Gitis V, Avisar D, Mamane H. Ceramic-based photocatalytic membrane reactors for water treatment – where to next? *Rev Chem Eng.* 2019;0. doi:10.1515/revce-2018-0036
87. Goswami KP, Pugazhenti G. Credibility of polymeric and ceramic membrane filtration in the removal of bacteria and virus from water: A review. *J Environ Manage.* 2020;268: 110583. doi:10.1016/j.jenvman.2020.110583
88. Shi H, Pasco E V., Tarabara V V. Membrane-based methods of virus concentration from water: a review of process parameters and their effects on virus recovery. *Environ Sci Water Res Technol.* 2017. doi:10.1039/C7EW00016B
89. Díaz L, Quiroz D, Urresta G, Navarrete A, Rodriguez C. Enfermedades parasitarias por protozoarios en las poblaciones urbana y rurales de la Amazonía, provincia de Napo, Ecuador. Corrientes, Argentina; 2019.
90. Park H, Kim M, Ko G. Evaluation of various methods for recovering human norovirus and murine norovirus from vegetables and ham. *J Food Prot.* 2010;73: 1651–1657. doi:10.4315/0362-028X-73.9.1651
91. Colombet J, Robin A, Lavie L, Bettarel Y, Cauchie HM, Sime-Ngando T. Virioplankton ‘pegylation’: Use of PEG (polyethylene glycol) to concentrate and purify viruses in pelagic ecosystems. *J Microbiol Methods.* 2007;71: 212–219. doi:10.1016/j.mimet.2007.08.012
92. Guerra P, Diaz L, Urresta G, Tello S, Herrera-Robledo M, Rojas Y. Remoción e identificación de virus durante ultrafiltración de agua superficial. *Acta biológica Colomb.* 2019;24: 249.
93. Shi X, Tal G, Hankins NP, Gitis V. Journal of Water Process Engineering Fouling and cleaning of ultrafiltration membranes : A review. *J Water Process Eng.*

- 2014;1: 121–138. doi:10.1016/j.jwpe.2014.04.003
94. Kobayashi T, Kobayashi T, Hosaka Y, Fujii N. Ultrasound-enhanced membrane-cleaning processes applied water treatments: influence of sonic frequency on filtration treatments. *Ultrasonics*. 2003;41: 185–190. doi:10.1016/S0041-624X(02)00462-6
 95. Gibson JH, Hon H, Farnood R, Droppo IG, Seto P. Effects of ultrasound on suspended particles in municipal wastewater. *Water Res*. 2009;43: 2251–2259. doi:10.1016/j.watres.2009.02.024
 96. Muthukumaran S, Yang K, Seuren A, Kentish S, Ashokkumar M, Stevens GW, et al. The use of ultrasonic cleaning for ultrafiltration membranes in the dairy industry. *Sep Purif Technol*. 2004;39: 99–107. doi:10.1016/j.seppur.2003.12.013
 97. Yeong T, Ningqun W, Yang C, Xiao J. *Advances in Ultrasound Technology for Environmental Remediation*. New York; 2013. Available: https://books.google.com.ec/books?hl=es&lr=&id=oMSNVCGJLgUC&oi=fnd&pg=PP5&ots=BY0ruHzi3U&sig=lpw7zeRUnYJ3JDMoiM9UeJLAoAQ&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
 98. Paulusse JMJ, Sijbesma RP. Ultrasound in polymer chemistry: Revival of an established technique. *J Polym Sci Part A Polym Chem*. 2006;44: 5445–5453. doi:10.1002/pola.21646

ANEXOS

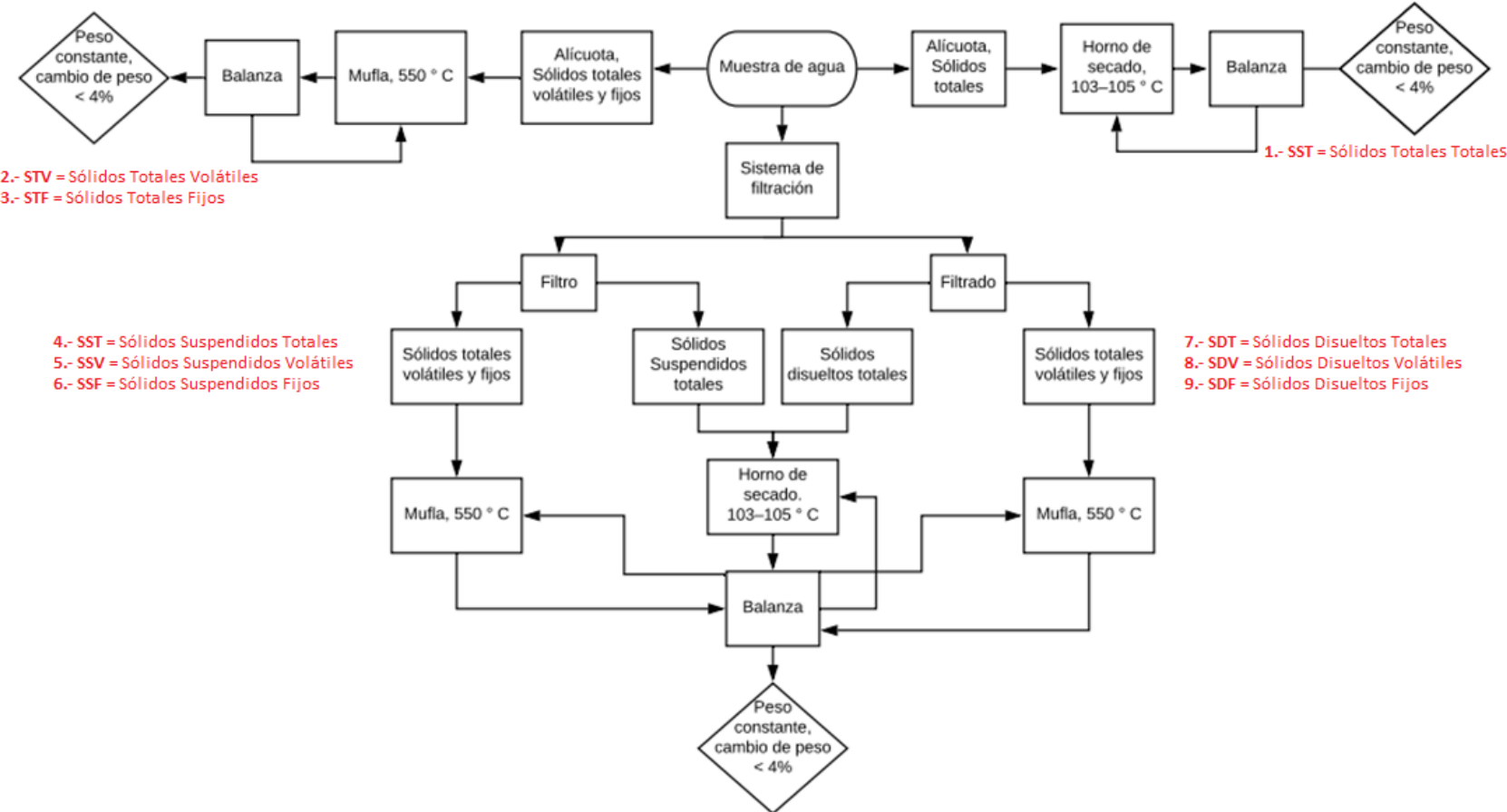
Anexo 1. Sitios de muestreo de los puntos A, B, C y D.



Anexo 2. Parámetros físico-químicos medidos, *in situ* y en laboratorio.

Parámetro	Unidad	Método	Límite mínimo de detección
<i>In situ</i>			
Temperatura	°C	Sonda paramétrica	0.1 ° C / 0.1 ° F
Conductividad	µS/cm	Sonda paramétrica	1 µS / cm
pH	Adimensional	Sonda paramétrica	PH 0.01
Laboratorio			
Nitrato	mg/L	Reducción de cadmio	0.01 mg/L
Nitrito	mg/L	Método de diazotación	0.001 mg/L
Fosfato	mg/L	Reducción de ácido ascórbico	0.02 mg/L
Dureza-calcio	mg/l CaCO ₃	Método colorimétrico con calmagita.	0.05 mg/L
Dureza-magnesio	mg/l CaCO ₃	Método colorimétrico con calmagita.	0.05 mg/L
Amoniaco	mg/L	Método del Indofenol	0.01 mg/L
Manganeso	mg/L	Método de oxidación del peryodato	0.01 mg/L
Hierro	mg/L	Método FerroMo	0.01 mg/L
Cloro	mg/L	Método DPD	0.01 mg/L
Turbidez	Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU)	Turbidímetro	--
Color	Escala Hazen Pt/Co	Espectrofotometría	--

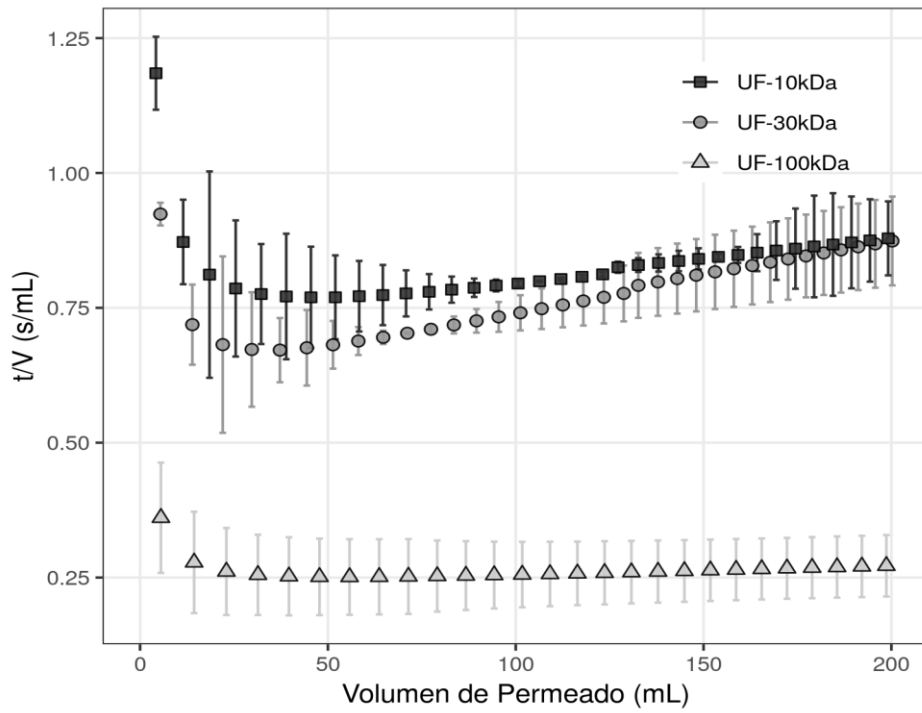
Anexo 3.Esquema del método estándar 2540 para la determinación de sólidos.



Anexo 4. Datos exploratorios de los parámetros físico-químicos en el punto B1 (P.E. 3000) y B2 (P.E. 6700), con respecto a la legislación ecuatoriana vigente.

Parámetros (SI)	Fórmula Símbolo	n	Punto B1	Punto B2
<i>In Situ, nefelometría</i>				
Temperatura (°C)	T	32	21,7 ± 0,42	21,7 ± 0,15
Conductividad (µs/cm)	n/a	32	26,40 ± 0,62	31 ± 1
pH	pH	32	7,58 ± 0,14	7,65 ± 0,12
Turbidez (NTU)	n/a	32	2,63 ± 0,14	5,07 ± 0,78
Color (Escala Hazen, Pt/Co)	n/a	32	14,00 ± 1,55	24,67 ± 3,02
Sólidos (mg/L)				
Sólidos Totales Totales	STT	6	106 ± 6,11	156 ± 16,12
Sólidos Totales Volátiles	STV	6	18 ± 4,73	39 ± 12,29
Sólidos Totales Fijos	STF	6	88 ± 5	117 ± 24,48
Sólidos Suspendidos Totales	SST	6	23 ± 4,16	43 ± 7,34
Sólidos Suspendidos Volátiles	SSV	6	12 ± 2	25 ± 9,44
Sólidos Suspendidos Fijos	SSF	6	11 ± 6,11	18 ± 3,58
Sólidos Disueltos Totales	SDT	6	83 ± 7,57	113 ± 18,49
Sólidos Disueltos Volátiles	SDV	6	6 ± 2,89	15 ± 8,52
Sólidos Disueltos Fijos	SDF	6	77 ± 4,73	98 ± 24,78
Nutrientes (mg/L)				
Nitritos	NO ₂ ⁻	32	0,001± 0,0001	0,004± 0,001
Nitratos	NO ₃ ⁻	32	0,43 ± 0,07	0,57 ± 0,11
Nitrógeno Amoniacal	N – NH ₃	32	0,05 ± 0,01	0,52 ± 0,24
Fosfatos	PO ₄ ³⁻	32	0,41 ± 0,07	0,24 ± 0,06
Metales y Dureza (mg/L)				
Manganeso	Mn	32	0,03 ± 0	0,03± 0,005
Hierro	Fe	32	0,20 ± 0,01	0,48 ± 0,09
Dureza-Calcio	CaCO ₃	32	2,02 ± 0,22	2,4 ± 0,38
Dureza-Magnesio		32	2,03 ± 0,11	2,16 ± 0,22

Anexo 5. Flujo acumulado inverso (t/V) en función del volumen de permeado para diferentes cortes de peso molecular (CPM).



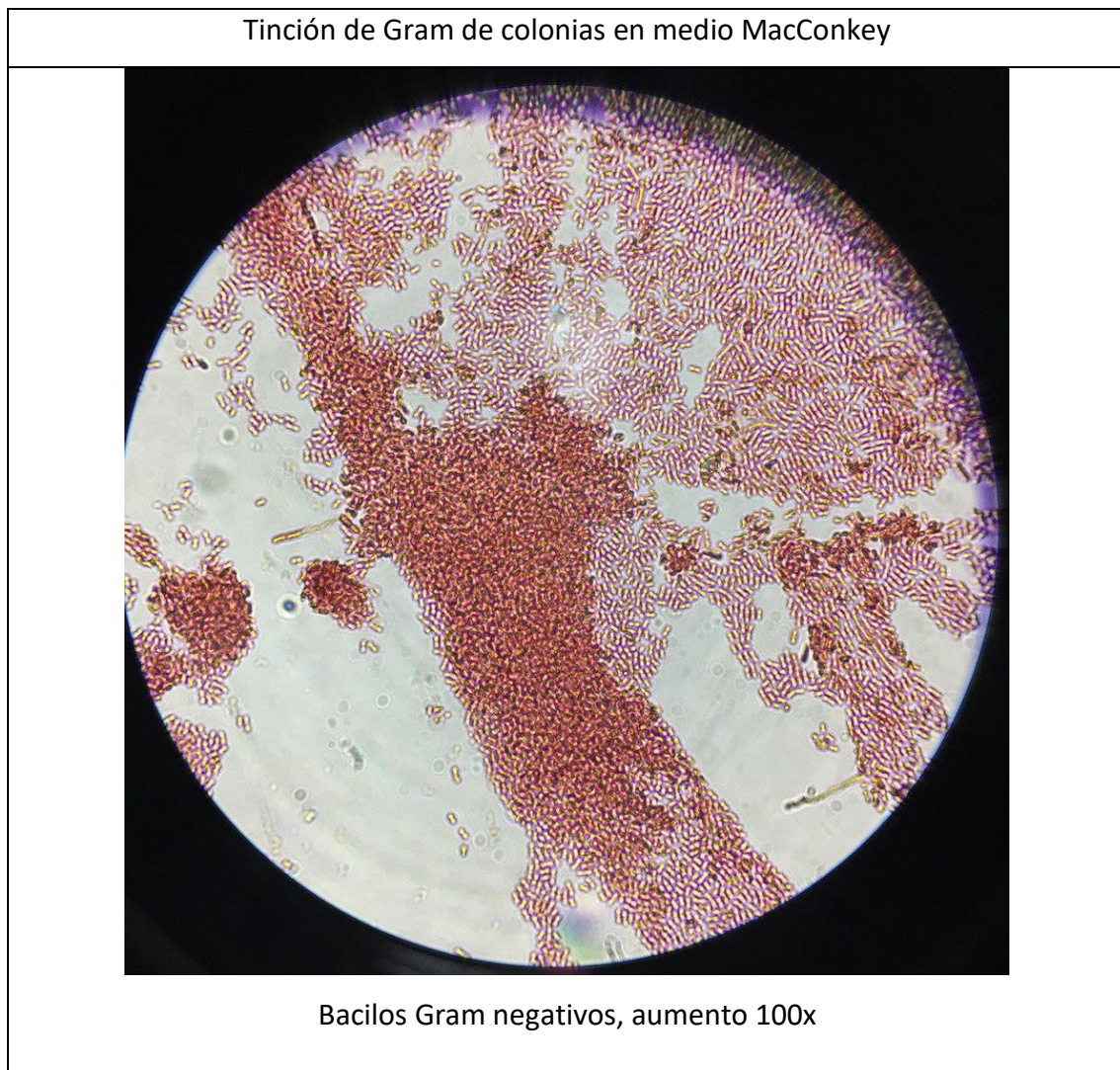
Anexo 6. Altura de la torta de 100, 30 y 10 kDa

100 kDa		30 kDa		10 kDa	
Masa depositada mg	Altura de la torta nm	Masa depositada mg	Altura de la torta nm	Masa depositada mg	Altura de la torta nm
0,11 ± 0,03	24,33 ± 6,19	0,11 ± 0,002	21,14 ± 0,79	0,08 ± 0,01	16,90 ± 3,13
0,29 ± 0,06	60,46 ± 12,71	0,28 ± 0,02	53,54 ± 4,49	0,23 ± 0,06	44,83 ± 12,32
0,46 ± 0,09	94,59 ± 18,64	0,44 ± 0,07	83,63 ± 14,73	0,37 ± 0,12	71,53 ± 24,18
0,63 ± 0,11	128,87 ± 24,62	0,59 ± 0,07	112,51 ± 14,15	0,51 ± 0,15	98,38 ± 30,19
0,79 ± 0,14	162,99 ± 30,88	0,74 ± 0,05	141,04 ± 10,62	0,64 ± 0,18	123,91 ± 35,61
0,96 ± 0,17	196,66 ± 36,98	0,89 ± 0,08	167,59 ± 14,69	0,78 ± 0,23	149,57 ± 45,29
1,12 ± 0,20	229,91 ± 43,03	1,03 ± 0,06	193,94 ± 10,84	0,91 ± 0,26	174,85 ± 50,67
1,27 ± 0,23	262,43 ± 48,75	1,16 ± 0,04	219,41 ± 7,19	1,04 ± 0,28	200,04 ± 56,01
1,43 ± 0,25	294,85 ± 54,88	1,29 ± 0,02	244,66 ± 3,51	1,17 ± 0,31	223,95 ± 60,74
1,58 ± 0,27	326,49 ± 58,73	1,42 ± 0,002	268,61 ± 0,36	1,29 ± 0,33	248,72 ± 65,72
1,73 ± 0,29	359,75 ± 63,59	1,55 ± 0,01	292,74 ± 4,10	1,42 ± 0,36	272,17 ± 70,29
1,89 ± 0,31	390,97 ± 67,52	1,67 ± 0,03	315,43 ± 8,12	1,54 ± 0,38	296,46 ± 75,32
2,03 ± 0,33	422,45 ± 71,98	1,79 ± 0,05	338,14 ± 12,04	1,66 ± 0,40	318,48 ± 79,17
2,18 ± 0,35	453,68 ± 76,45	1,91 ± 0,07	360,91 ± 15,89	1,78 ± 0,43	342,61 ± 84,13
2,33 ± 0,36	485,19 ± 81,14	2,02 ± 0,09	382,31 ± 19,59	1,90 ± 0,45	364,30 ± 87,94
2,47 ± 0,38	514,73 ± 85,47	2,14 ± 0,11	403,65 ± 23,57	2,01 ± 0,47	387,68 ± 92,36
2,62 ± 0,40	543,77 ± 89,20	2,25 ± 0,13	425,87 ± 26,83	2,13 ± 0,49	408,80 ± 96,19
2,76 ± 0,42	573,93 ± 93,78	2,36 ± 0,15	446,08 ± 29,81	2,24 ± 0,51	431,14 ± 100,19
2,90 ± 0,44	603,91 ± 96,66	2,47 ± 0,17	467,21 ± 33,50	2,35 ± 0,53	452,74 ± 103,96
3,04 ± 0,46	632,7 ± 100,70	2,57 ± 0,18	486,70 ± 36,72	2,46 ± 0,55	473,38 ± 107,42
3,17 ± 0,47	660,4 ± 104,48	2,65 ± 0,22	501,96 ± 44,16	2,54 ± 0,55	489,10 ± 107,16
3,31 ± 0,49	689,6 ± 108,69	2,76 ± 0,24	521,69 ± 47,60	2,65 ± 0,56	509,87 ± 110,55
3,44 ± 0,51	717,7 ± 112,96	2,86 ± 0,266	541,1 ± 50,77	2,76 ± 0,58	531,20 ± 114,12
3,58 ± 0,53	745,60 ± 117,09	2,96 ± 0,27	560,34 ± 54,02	2,87 ± 0,60	552,50 ± 117,67
3,71 ± 0,55	774,24 ± 122,02	3,06 ± 0,29	579,27 ± 57,07	2,97 ± 0,61	572,16 ± 120,44
3,84 ± 0,57	801,80 ± 126,48	3,16 ± 0,31	598,86 ± 60,17	3,08 ± 0,63	593,12 ± 123,83
3,97 ± 0,59	828,99 ± 130,85	3,26 ± 0,32	617,43 ± 62,44	3,18 ± 0,65	613,97 ± 127,19
-	-	3,36 ± 0,33	634,88 ± 65,98	3,29 ± 0,66	631,47 ± 129,15
-	-	3,45 ± 0,35	652,89 ± 68,85	3,39 ± 0,68	652,55 ± 132,82
-	-	3,55 ± 0,36	671,62 ± 71,72	3,49 ± 0,69	672,97 ± 136,00
-	-	3,64 ± 0,38	689,47 ± 73,75	3,59 ± 0,70	690,58 ± 137,71
-	-	3,73 ± 0,39	707,01 ± 76,36	3,69 ± 0,71	711,51 ± 139,47
-	-	3,82 ± 0,40	724,29 ± 78,83	3,79 ± 0,72	729,63 ± 141,16
-	-	3,91 ± 0,42	741,53 ± 81,47	3,89 ± 0,73	749,44 ± 143,11
-	-	4,00 ± 0,43	759,50 ± 83,85	3,98 ± 0,74	767,29 ± 144,23

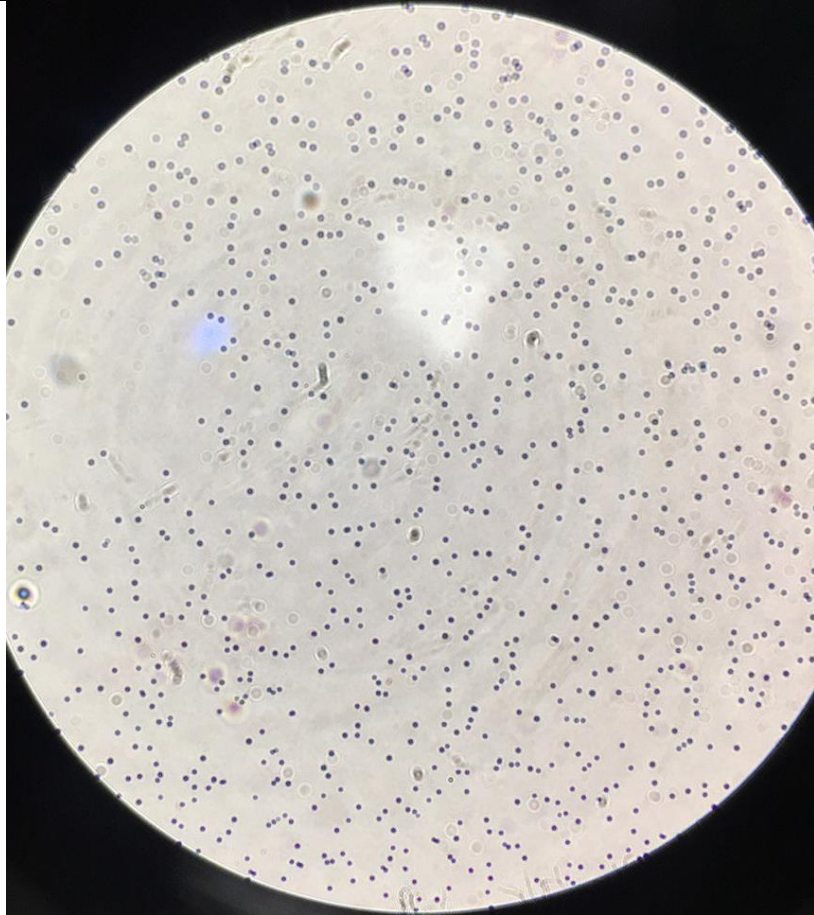
Anexo 7. Porcentaje de remoción de componentes físico-químicos

Parámetros		% Remoción		
		100 kDa	30 kDa	10 kDa
Nitritos	NO ₂ ⁻	50 ± 12,60	100 ± 0	100 ± 0
Nitrato	NO ₃ ⁻	14,04 ± 3,04	47,37 ± 12,41	88,25 ± 10,13
Nitrógeno Amoniacal	N – NH ₃	90,96 ± 4,03	93,65 ± 1,12	100 ± 0
Fosfatos	PO ₄ ³⁻	27,92 ± 6,45	58,33 ± 4,23	94,58 ± 4,88
Sólidos Suspendidos	SST	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0
Manganeso	Mn	44,44 ± 9,68	70,37 ± 12,85	100 ± 0
Hierro	Fe	53,54 ± 11,55	97,29 ± 0,56	100 ± 0
Dureza-Cálcica	CaCO ₃	44,29 ± 12,74	56,57 ± 5,83	58,46 ± 3,47
Dureza-Magnésica		23,01 ± 7,53	65,74 ± 3,88	72,55 ± 1,93

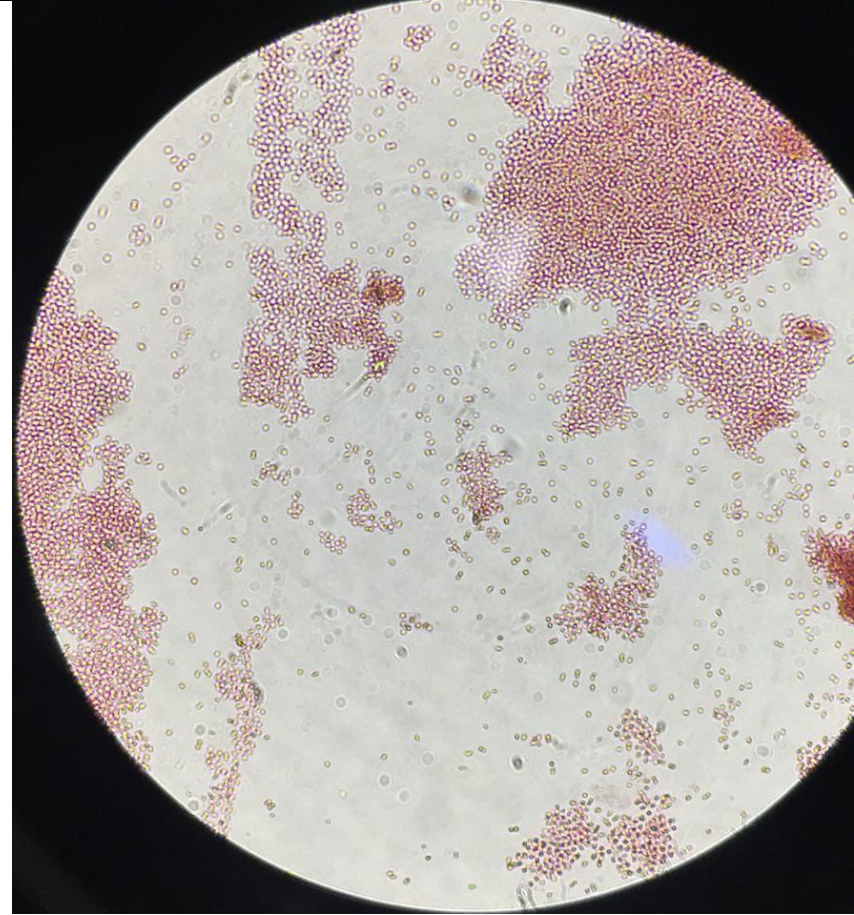
Anexo 8. Tinción de Gram



Tinción de Gram de colonias en agar nutriente.



Cocos Gram positivos, aumento 100x



Cocos Gram negativos, aumento 100x

Anexo 9. Concentraciones de ADN total en tortas de membranas.

Membrana kDa	Concentración ng/ μ L	Pureza	
		A260/A280	A260/A230
100	21,1	1,25	0,38
30	23,1	1,41	0,58
10	49,4	1,49	0,81

Anexo 10. Precipitación de virus con polietilenglicol (PEG)

Los depósitos de la membrana fueron removidos utilizando un agitador y 100ml de agua destilada. Se añadieron 9,3g de PEG y 5,8 de NaCl y se incubaron por 10 horas a una temperatura de 4 °C en oscuridad. La muestra se centrifugó a 8000 g durante 20 minutos a 4 °C. La solución viral fue trasladada a un tubo estéril de 2 ml y se añadió 0,097g de KCl para centrifugar nuevamente. Se cuantificaron las partículas similares a virus (por sus siglas en inglés, VLP) a través de espectrofotometría (NanoDrop™ One C Microvolume UV-Vis (Thermo Fisher Scientific, MA, USA)).