



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA  
(INGENIERÍA AMBIENTAL- AGUA)

BIOFILTRACIÓN PARA LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO AMONIAICAL Y DE MATERIA  
ORGÁNICA EN AGUA PARA REÚSO

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
MAESTRA EN INGENIERÍA

PRESENTA:

**ANA PAULA GARCÍA PACHECO**

TUTOR PRINCIPAL

DR. ALFONSO DURÁN MORENO  
FACULTAD DE QUÍMICA

COMITÉ TUTORAL

DRA. ALMA CONCEPCIÓN CHÁVEZ MEJÍA  
INSTITUTO DE INGENIERÍA

M. en I. MERCEDES ESPERANZA RAMÍREZ CAMPEROS  
INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

Ciudad de México. México. Diciembre 2023



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

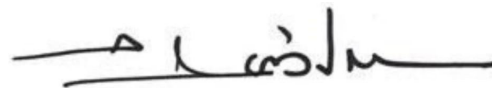
El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición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

Jurado asignado

Presidente: Dr. Enrique César Valdez  
Secretario: Dr. Ignacio Monje Ramírez  
Primer vocal: Dra. Alma Concepción Chávez Mejía  
Segundo vocal: M. I. Mercedes E. Ramírez Camperos  
Tercer vocal: Dr. Alfonso Durán Moreno

El presente trabajo de tesis se realizó en los Laboratorios 301-303 del Conjunto E de la Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México.

Director de tesis:



Dr. Alfonso Durán Moreno



## Agradecimientos

A la máxima Casa de Estudios de México, la **Universidad Nacional Autónoma de México** por brindarme los recursos humanos, materiales, tecnológicos y financieros para el desarrollo de este trabajo, así como a la **Facultad de Química** por el uso de sus instalaciones y servicios.

Al **Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías** por la beca otorgada, una parte fundamental para poder culminar con el Programa de Posgrado.

Al **Dr. Alfonso Durán Moreno** por darme la oportunidad en su grupo de investigación, por su orientación brindada y todo su conocimiento compartido para enriquecer el desarrollo no sólo de mi trabajo pero también de mi desarrollo profesional.

Al **Dr. Sergio Adrián García González**, por todo el apoyo brindado, por compartir y enriquecer el proyecto con su experiencia y conocimiento y por la motivación para llevarlo a cabo.

A los **integrantes del comité tutorial** así como a los **integrantes del comité ampliado** por sus valiosos comentarios que enriquecieron este documento.

A la **Dra. Rocío Alcántara Hernández** por haberme facilitado los medios para la realización del análisis de secuenciación biológica, por permitirme trabajar con ella, por su paciencia y dedicación y al **Dr. Rogelio Cuevas** por el apoyo en la realización del análisis de superficie de área BET.

A **Benjamín Ramírez Castillo** y al **personal y compañeros** del laboratorio 301 por todo el apoyo recibido y los buenos momentos.

A mi **familia y amigos**, cuyos consejos y acompañamiento fueron una parte esencial para salir adelante y transitar el camino que me trajo hasta aquí.

*¡Gracias!*



## Tabla de contenido

Índice de figuras .....	v
Índice de tablas .....	vii
Lista de acrónimos .....	viii
RESUMEN .....	ix
ABSTRACT.....	x
1. INTRODUCCIÓN .....	1
2. ANTECEDENTES .....	4
2.1 Planteamiento del problema.....	5
2.2 Justificación .....	8
2.3 Hipótesis.....	10
2.4 Objetivo General .....	10
2.5    Objetivos Específicos .....	10
2.6 Alcances .....	10
3. MARCO TEÓRICO.....	12
3.1.Calidad del agua de fuentes de abastecimiento en la CDMX .....	12
3.2 Efecto de la materia orgánica natural y nitrógeno amoniacal en agua de abastecimiento ....	13
3.2.1 Generalidades de la materia orgánica natural.....	13
3.2.1.2 Técnicas de determinación y caracterización de materia orgánica natural .....	16
3.2.2. Generalidades del nitrógeno amoniacal .....	20
3.2.6 Métodos de remoción de materia orgánica natural y nitrógeno amoniacal .....	22
3.3 Sistemas de material carbonoso biológicamente asistidos .....	23
3.3.1 Mecanismo de remoción en los SMCAB .....	24
3.3.2 Modelación.....	27
3.3.3 Medio filtrante .....	29
3.3.3.1 Modificación de superficie del material filtrante con óxidos de hierro .....	30
3.3.4 Biopelícula .....	31
3.3.5 Parámetros de operación .....	32
3.3.5.1 Tiempo de contacto de lecho vacío .....	32
3.3.5.2 Calidad del efluente.....	32
3.3.5.3 Retrolavado .....	32
3.3.5.4 Regeneración.....	33



4. METODOLOGÍA.....	34
4.1 Síntesis y caracterización del material carbonoso enriquecido con óxidos de hierro.....	34
4.1.1. Isotermas de adsorción .....	35
4.1.2 BET.....	35
4.1.4 FTIR.....	36
4.2 Generación agua sintética .....	36
4.3 Diseño y construcción del dispositivo experimental.....	37
4.4 Degradación biológica .....	38
4.4.1 Aclimatación de los microorganismos .....	38
4.4.2 Cinética de degradación .....	39
4.4.3 Inoculación de SMCAB.....	39
4.5 Sistema de tratamiento de aguas residuales a pequeña escala en San Lorenzo Xochimilco ..	40
4.6 Métodos analíticos .....	41
4.7 Análisis estadístico .....	41
4.8 Análisis de distribución taxonómica .....	42
4.8.1 Extracción y cuantificación del ADN .....	42
4.8.2 Amplificación y secuenciación del ADN .....	42
4.8.3 Análisis estadístico de comunidad microbiana.....	44
5. RESULTADOS .....	45
5.1. Caracterización de material carbonoso .....	45
5.1.1 Características fisicoquímicas .....	45
5.1.2 Química superficial del material carbonoso .....	46
5.2 Extracción de materia orgánica .....	50
5.3. Degradación biológica .....	52
5.4. Evaluación sinergia de adsorción y biodegradación en SMCABs .....	54
5.4.1 Etapa 1 de operación de los reactores .....	54
5.4.1.1 Remoción de materia orgánica natural etapa 1. ....	54
5.4.1.2 Transformación de nitrógeno amoniacal etapa 1.....	56
5.4.1.3 Análisis de parámetros adicionales etapa 1.....	58
5.4.2 Etapa 2 de operación de los reactores .....	59
5.4.2.1 Remoción materia orgánica natural etapa 2 .....	60
5.4.2.2 Transformación del nitrógeno amoniacal etapa 2 .....	62
5.4.2.3 Análisis de parámetros adicionales etapa 2.....	65



5.5	Análisis distribución taxonómica .....	67
5.5.1	Indicadores de diversidad alfa en los reactores .....	67
5.5.2	Indicadores de diversidad beta en los reactores .....	68
5.5.3	Distribución taxonómica en los reactores .....	69
5.5.3.1	Etapa 1.....	69
5.5.3.2	Etapa 2.....	71
6.	CONCLUSIONES .....	73
7.	RECOMENDACIONES .....	75
8.	BIBLIOGRAFÍA.....	76
9.	ANEXOS .....	87
9.1	Técnicas utilizadas para la caracterización del agua .....	87
9.1.1	Determinación COD.....	87
9.1.2	Determinación de Nitrógeno Amoniacal .....	87
9.1.3	Determinación de Nitritos .....	88
9.1.4	Determinación de Nitratos .....	89
9.1.5	Determinación de DQO .....	90
9.1.6	Determinación de Alcalinidad .....	91
9.2	Montaje mufla tubular .....	93
9.3	Isotermas de adsorción .....	94
9.4	Resultado del análisis BET .....	98
9.5	Pruebas T de Student Bilateral .....	101
9.5.1	Etapa 1.....	101
9.5.2	Etapa 2.....	102
9.6	Análisis Comunidad Microbiana .....	104
9.7	Hoja técnica Filtralite.....	105



## Índice de figuras

Figura 1. Regiones hidrológico-administrativas de México (a), regiones hidrológicas de México (b), grado de presión por región hidrológico-administrativa (c) y grado de presión por región hidrológico-administrativa, 20015 (d) (CONAGUA, 2016). .....	7
Figura 2. Representación esquemática del flujo de agua en la ZMVM en 1975 y en 2020 (Chaussard et al., 2021).....	7
Figura 3. Aproximación de estructural molecular de ácidos fúlvicos presentes en fuentes de agua potable (Gong et al., 2020).....	15
Figura 4. Características del espectro FTIR de sustancias húmicas (Matilainen et al., 2011). .....	19
Figura 5. Ciclo del nitrógeno (Xin et al. 2019).....	20
Figura 6. Vías de metabolismo del nitrógeno de los microorganismos NHDA (Song et al., 2021). ..	21
Figura 7. Vía anammox para la metabolización del nitrógeno. ....	22
Figura 8. Publicaciones sobre estrategias de remoción de MON 2008-2022. (Elaboración propia con datos de Scopus (2022). ....	22
Figura 9. Publicaciones sobre estrategias de remoción de $\text{NH}_4^+$ 2008-2022. (Elaboración propia con datos de Scopus (2022)). ....	23
Figura 10. Mecanismos de biodegradación (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016). .....	24
Figura 11. Tanto el DIET como el DEET pueden ocurrir a través de la transferencia de electrones a través de los grupos funcionales o la transferencia a través de las estructuras graffíticas conductoras del biocarbón (Jayakumar et al., 2021).....	27
Figura 12. Resumen de las ecuaciones adimensionales que describen la adsorción con crecimiento biológico en lechos expandidos (Adsorption Calculations and Modelling, 1994).....	29
Figura 13. Predicción del rendimiento de la adsorción en lecho expandido con crecimiento bacteriano (Adsorption Calculations and Modelling, 1994). ....	29
Figura 14. Modificación de la superficie del material con óxidos de hierro, etapa de impregnación (a) y producto final (b).....	34
Figura 15. Diseño de reactores.....	38
Figura 16. Reactor para la aclimatación de microorganismos.....	39
Figura 17. Sistema para la fijación de microorganismos en el carbón activado (Hernández Ramírez, 2011). ....	40
Figura 18. Sistema de tratamiento de aguas residuales a pequeña escala en San Lorenzo Xochimilco.....	40
Figura 19. Diagrama de flujo de procesos de PTAR a escala de San Lorenzo, Xochimilco (García-González et al., 2021). ....	41
Figura 20. Protocolo de Amplificación (Portillo Benavides, 2019).....	43
Figura 21. Gel de electroforesis para verificación de amplicones 16S ADNr. ....	43
Figura 22. FTIR de material BC (a), FE-BC (b), CA (c), FE-CA (d) y Filtralite (e). ....	50
Figura 23. Espectro de absorción UV-vis de muestra sintética de 200 a 300 de lado derecho y de 200 a 800 nm de lado izquierdo (W. Chen & Yu, 2021). ....	51
Figura 24. FTIR de extracto de turba. ....	52
Figura 25. Generación de biomasa en densidad óptica ( $\text{Uv}_{600}$ ) (a) y Porcentaje de remoción de $\text{NH}_4^+$ y DQO (b).....	53
Figura 26. Cinética de remoción de $\text{NH}_4^+$ y DQO. ....	53
Figura 27. Desempeño de reactores en la remoción de COD (a) DQO (b) etapa 1. ....	55





Figura 28. Desempeño de reactores en la remoción de SUVA <sub>254</sub> (a) y la relación A <sub>250</sub> /A <sub>365</sub> (b) etapa 1. ....	56
Figura 29. Desempeño de reactores en la remoción de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (a) y la conversión de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (b) y N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (c) etapa 1. ....	57
Figura 30. Desempeño de reactores en la remoción de turbiedad (a) y color (b) etapa 1. ....	58
Figura 31. Consumo de oxígeno disuelto en los reactores etapa 1. ....	59
Figura 32. Concentración de COD, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> y DQO en influente a SMCAB's.....	60
Figura 33. Desempeño de reactores en la remoción de COD (a) DQO (b) etapa 2. ....	61
Figura 34. Desempeño de reactores en la remoción de SUVA <sub>254</sub> (a) y la relación A <sub>250</sub> /A <sub>365</sub> (b) etapa 2. ....	61
Figura 35. Desempeño de reactores en la remoción de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (a) y la conversión de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (b) y N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (c) etapa 2. ....	64
Figura 36. Acumulación de alcalinidad en los reactores etapa 2. ....	64
Figura 37. Desempeño de reactores en la remoción de turbiedad (a) y color (b) etapa 2. ....	66
Figura 38. Consumo de oxígeno disuelto en los reactores etapa 2. ....	66
Figura 39. Diversidad alfa de los reactores en la etapa 1 y en la etapa 2. ....	68
Figura 40. Análisis de diversidad beta de las etapas de operación.....	68
Figura 41. Análisis de diversidad beta de los reactores en la etapa 1(a) y en la etapa 2 (b). ....	69
Figura 42. Distribución taxonómica de los ASVs encontrados y su clasificación etapa 1 a nivel filo (a) clase (b) y género (c). ....	70
Figura 43. Distribución taxonómica de los ASVs encontrados y su clasificación etapa 2 a nivel filo (a) clase (b) y género . ....	71



## Índice de tablas

Tabla 1. Límites máximos permisibles de subproductos de desinfección en México (izquierda) y EE. UU. (derecha) (DOF, 2022 & EPA, 2020).....	12
Tabla 2. Límites máximos permisibles de nitritos, nitratos y $\text{NH}_4^+$ de acuerdo con la OMS (derecha), en EE. UU. (centro) y México (izquierda) (DOF, 2022; EPA, 2020 & OMS, 2020).....	13
Tabla 3. Resultados de muestro de influentes a diferentes plantas potabilizadoras administradas por SACMEX. ....	13
Tabla 4. Precursores de clases de SPDs adaptación de (Cuthbertson et al., 2020).....	15
Tabla 5. Métodos utilizados para caracterizar MON en agua (Chen & Yu, 2021; Matilainen et al., 2011).....	18
Tabla 6. Uso de SCAABs para el tratamiento de aguas.....	25
Tabla 7. Características de medios filtrantes.....	34
Tabla 8. Medio nutritivo para el crecimiento de biomasa (Hernández Ramírez, 2011).....	36
Tabla 9. Ecuaciones utilizadas para el diseño de la columna del SCAAB (Hernández Ramírez, 2011). ....	37
Tabla 10. Métodos analíticos. ....	41
Tabla 11. Características de materiales para el lecho filtrante.....	45
Tabla 12. Constantes de las isotermas de Freundlich y Langmuir en la adsorción de COD. ....	45
Tabla 13. Constantes de las isotermas de Freundlich y Langmuir en la adsorción de $\text{NH}_4^+$ .....	46
Tabla 14. Tiempo y velocidad de mezclado en la extracción de MON.....	50
Tabla 15. Caracterización agua sintética .....	51
Tabla 16. Valores de las constantes cinéticas de remoción de $\text{N-NH}_4^+$ y DQO y el ajuste de los datos experimentales al modelo.....	53
Tabla 17 Análisis de Varianza (ANOVA) unidireccional para la remoción de COD etapa 1. ....	56
Tabla 18 Análisis de Varianza (ANOVA) unidireccional para la remoción de DQO etapa 1.....	56
Tabla 19. Análisis de Varianza (ANOVA) unidireccional para la remoción de $\text{NH}_4^+$ etapa 1.....	58
Tabla 20. ORP y pH en el influente y el efluente de cada reactor etapa 1.....	59
Tabla 21. Análisis de Varianza (ANOVA) unidireccional para la remoción de COD con prueba post hoc de Turkey etapa 2.....	62
Tabla 22 Análisis de Varianza (ANOVA) unidireccional para la remoción de DQO con prueba post hoc de Turkey etapa 2.....	62
Tabla 23 Análisis de Varianza (ANOVA) unidireccional con prueba post hoc de Turkey para la remoción de $\text{NH}_4^+$ etapa 2.....	65
Tabla 24. ORP y pH en el influente y el efluente de cada reactor etapa 2.....	66
Tabla 25. Número de secuencias obtenidas, filtradas y no químicas para cada reactor. ....	67



### Lista de acrónimos

ANOVA	Análisis de varianza
BC	Biocarbón
CAG	Carbón activado granular
CDMX	Ciudad de México
COD	Carbón orgánico disuelto
DQO	Demanda química del oxígeno
EBCT	Tiempo de contacto de lecho vacío
Fe-BC	Biocarbón con modificación de superficie con óxidos de hierro
Fe-CA	Carbón activado con modificación de superficie con óxidos de hierro
HAL	Haloacetaldehídos
HAM	Haloacetamidas
HAN	Haloacetanitrilos
HNM	Halonitrometanos
MO	Materia orgánica
MOD	Materia orgánica disuelta
MON	Materia orgánica natural
MOS	Materia orgánica suspendida
NHDA	microorganismos nitrificantes heterótrofos y desnitrificantes aerobios
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrógeno amoniacal
PCR	Reacción en cadena de la polimerasa
PMS	Productos microbianos solubles
PPA	Plantas potabilizadoras de Agua
SBAB	Sistema de carbón activado asistido biológicamente
SCAAB	Sistema de biocarbón asistido biológicamente
SMCAB	Sistema de material carbonoso asistido biológicamente
SPD	Subproductos de desinfección
SPE	Sustancias poliméricas extracelulares



## RESUMEN

El tratamiento biológico a través de biopelículas es un proceso capaz de remover materia orgánica natural (MON) y  $\text{NH}_4^+$  en la producción de agua para su reúso potable indirecto. La biofiltración, convierte los contaminantes a través de células microbianas adheridas en los medios filtrantes, al utilizar materiales carbonosos como medio filtrante, se favorece una sinergia entre los procesos de adsorción y de biodegradación dando lugar a un sistema de material carbonoso asistido biológicamente. Además, es posible llevar a cabo una modificación de la superficie del carbón activado con óxidos de hierro para fomentar el crecimiento de bacterias nitrificantes y heterótrofas en los sistemas biológicamente asistidos, aumentando así la eficiencia de remoción de MON y  $\text{NH}_4^+$ .

Es por eso que el objetivo de este trabajo fue evaluar si existe una mejora significativa en el rendimiento de un sistema de material carbonoso biológicamente asistido utilizando diferentes tipos de lechos filtrantes: biocarbón, carbón activado granular, materiales carbonosos con modificación por impregnación de óxidos de hierro y arcilla expandida, estudiando el efecto sinérgico de la adsorción y de la biodegradación, para la remoción simultánea de MON y  $\text{NH}_4^+$  presentes en fuentes de agua para el reúso potable indirecto. Para ello se utilizaron micro columnas en continuo durante 92 días con agua sintética como influente y un extracto de turba como fuente de materia orgánica en una primera etapa y 50 días en una segunda etapa como un sistema de pulimiento a un reactor tubular biológico bajo condiciones reales.

En la primera etapa, se observó una remoción inicial de 49.40%, 57.84%, 14.28%, 33.33%, y de 33.33% para el reactor BC, Fe-BC, CA, Fe-CA y Filtralite respectivamente de  $\text{NH}_4^+$  y, con excepción del reactor con Filtralite, los reactores redujeron su capacidad de remoción hasta saturarse en los días 21 al 37, siendo aquellos sin modificación de superficie los primeros. Hasta el día 60, tras un retrolavado, los reactores recuperan su capacidad de remoción. En cuanto a COD, los reactores presentaron remoción por debajo del límite de detección tras el décimo día de operación. Por otro lado, en la segunda etapa, inicialmente hubo una remoción de  $\text{NH}_4^+$  de 52.94%, 70.59%, 45.61%, 67.61% y 66.16% para el reactor BC, Fe-BC, CA, Fe-CA y Filtralite respectivamente y de COD de COD de 5.58%, 1.38%, 11.03%, 20.08% y 16.55%. Las condiciones del sustrato en la segunda etapa permitieron una mayor actividad biológica en los reactores, sin embargo, la materia orgánica únicamente se transformó y no logro mineralizarse mientras que la ruta principal de remoción de  $\text{NH}_4^+$  no fue la nitrificación ya que la abundancia de bacterias nitrificantes en los reactores fue baja.

A través del estudio taxonómico se determinó que el filo principal en los reactores fue *Proteobacteria* y las clases principales fueron Gammaproteobacteria, Alphaproteobacteria y Bacteroidia. En la primera etapa, se presentaron con mayor abundancia los géneros *Dechloromonas* y *Ferruginibacter* involucrados en la remoción de compuestos aromáticos y potencialmente de  $\text{NH}_4^+$  al ser bacterias NHDA. Además también está presente el género *Nitrosomonas Candidatus\_Nitrotoga*, *Nitrolancea* y *Nitrospira*, involucrados en la transformación de nitrógeno en los reactores. En la segunda etapa destaca también la clase *Cyanobacteria* y el género *Cloroplasto* sugiriendo remoción de  $\text{NH}_4^+$  por asimilación de nitrógeno. Además, los géneros *Flavobacterium* y *Acinetobacter* también fueron abundantes en los reactores.



## ABSTRACT

Biological treatment through biofilms is a process capable of removing natural organic matter (NOM) and  $\text{NH}_4^+$  in the production of water for indirect potable reuse. Biofiltration converts contaminants through microbial cells attached to the filter media, by using carbonaceous materials as filter media, a synergy between adsorption and biodegradation processes is favored, resulting in a biologically assisted carbonaceous material system. In addition, it is possible to carry out a modification of the activated carbon surface with iron oxides to promote the growth of nitrifying and heterotrophic bacteria in the biologically assisted systems, thus increasing the removal efficiency of NOM and  $\text{NH}_4^+$ .

Therefore, the objective of this work was to evaluate if there is a significant improvement in the performance of a biologically assisted carbonaceous material system using different types of filter beds: biochar, granular activated carbon, carbonaceous materials with modification by impregnation of iron oxides and expanded clay, studying the synergistic effect of adsorption and biodegradation, for the simultaneous removal of NOM and  $\text{NH}_4^+$  present in water sources for indirect potable reuse. For this purpose, micro columns were used in continuous operation for 92 days with synthetic water and a peat extract as source of organic matter as the first stage and 50 days in a second stage for 50 days operated as a polishing system to a biological tubular reactor under real conditions.

In the first stage, an initial removal of 49.40%, 57.84%, 14.28%, 33.33%, and 33.33% was observed in reactor BC, Fe-BC, CA, Fe-CA and Filtralite respectively for  $\text{NH}_4^+$  and, except for the reactor with Filtralite, the reactors reduced their removal capacity until saturation at day 21 through 37, being those without surface modification the first ones. Up to day 60, after a backwash, the reactors recover their removal capacity. As for DOC, the reactors showed removal below the detection limit after the tenth day of operation. On the other hand, in the second stage, initially there was  $\text{NH}_4^+$  removal of 52.94%, 70.59%, 45.61%, 67.61% and 66.16% for the BC, Fe-BC, CA, Fe-CA and Filtralite reactor respectively and COD removal of 5.58%, 1.38%, 11.03%, 20.08% and 16.55%. The substrate conditions in the second stage allowed a higher biological activity in the reactors, however, the organic matter was only transformed and did not achieve mineralization while the main route of  $\text{NH}_4^+$  removal was not nitrification since the abundance of nitrifying bacteria in the reactors was low.

Finally, through the taxonomic study, it was determined that the main phylum in the reactors was Proteobacteria and the main classes were Gammaproteobacteria, Alphaproteobacteria and Bacteroidia. In the first stage, the genera *Dechloromonas* and *Ferruginibacter*, involved in the removal of aromatic compounds and potentially  $\text{NH}_4^+$  as HNAD bacteria, were present in greater abundance. In addition, the genus *Nitrosomonas Candidatus\_Nitrotoga*, *Nitrolancea* and *Nitrospira*, involved in the transformation of nitrogen in the reactors, were also present. In the second stage, the class Cyanobacteria and the genus *Chloroplast* also stand out, suggesting  $\text{NH}_4^+$  removal by nitrogen assimilation. In addition, the genera *Flavobacterium* and *Acinetobacter* were also abundant in the reactors.



## 1. INTRODUCCIÓN

La Alcaldía de Xochimilco es una zona lacustre localizada en la cuenca hidrológica Lago Texcoco-Zumpango y es fundamental para el sistema de abastecimiento de agua potable en la Ciudad de México a través del bombeo y canalización del acuífero así como de la red de canales y manantiales superficiales. En dicha zona, la lluvia y el agua residual tratada constituyen las principales entradas al sistema de agua de suministro. Sistema en el que, incluso se llega a tener ingreso de aguas residuales urbanas, ya que hay zonas dentro la cuenca hidrográfica que cuentan con una red de drenaje que descarga a los cuerpos de agua de la cuenca generando un aumento en la concentración de contaminantes (Mireya Imaz Gispert, 2017). En el canal de San Lorenzo Xochimilco se instaló una planta de tratamiento de agua a pequeña escala, con un gasto de 28 L/min, para tratar los efluentes domésticos y así restaurar la calidad del agua del sistema (García-González et al., 2021). El uso de lagos, ríos o acuíferos como amortiguadores ambientales del agua tratada antes de ser extraída para un proceso de potabilización y posterior distribución para el abastecimiento de los usuarios se conoce como el reúso indirecto de agua potable (Gerrity et al., 2013). En México, el reúso potable directo no está regulado, en la NOM-127-SSA1-2021, se establece que la fuente de abastecimiento de agua potable no debe ser el efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales, sin embargo, no se regula la introducción de dichos efluentes a cuerpos de agua que fungen como amortiguadores ambientales, mismos que a la vez son fuentes de abastecimiento para las plantas potabilizadoras (IMTA, 2022). Las descargas a fuentes de agua potable aunado con la contaminación externa de las mismas, genera un deterioro en la calidad de las fuentes de agua potable, convirtiéndose en un reto para las plantas potabilizadoras de agua (Gerrity et al., 2013).

Una planta de potabilización de agua (PPA) comúnmente utiliza tratamientos convencionales como coagulación y floculación o únicamente filtración, sin embargo, estos procesos no son eficientes en la remoción de materia orgánica, en especial para compuesto de bajo peso molecular o hidrofílicos, ni de compuestos nitrogenados como el nitrógeno amoniacal (Hasan & Muhammad, 2019). Además, utilizan la cloración como método de desinfección para evitar la proliferación de patógenos dañinos para el ser humano y el cloro residual como método de control en los sistemas de distribución. Sin embargo, se ha reportado que la reacción del cloro con compuestos orgánicos e inorgánicos, como compuestos nitrogenados, genera subproductos de desinfección con actividad genotóxica, mutagénica o cancerígena (Li-Sha Wang et al., 2006).

La materia orgánica natural (MON) está presente en el agua y tiene composición muy diversa, está constituida por grupos de compuestos a base de carbono y nitrógeno y se origina principalmente de productos de degradación de plantas y animales. Si se tiene niveles elevados de MON se genera sabor, olor y color en el agua cruda lo que trae como consecuencia el aumento de la demanda química de oxígeno, coagulación y desinfección, aumentando la cantidad necesaria de reactivos empleados y disminuyendo la calidad del agua generada. Además, al reaccionar con oxidantes fuertes como el cloro, la MON es precursor de subproductos de desinfección entre los cuales destacan los trihalometanos (THM) y ácidos haloacéticos (HAA) (Wongcharee et al., 2020).

Al contrario de la materia orgánica, la fuente principal de nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) es por actividades antropogénicas, por el escurrimiento de la actividad agrícola y las descargas de aguas residuales. El  $\text{NH}_4^+$  en solución acuosa comprende especies iónicas ( $\text{NH}_4^+$ ) y no iónicas ( $\text{NH}_3$ ) pero en agua está presente casi en su totalidad como amonio, es decir en su forma iónica en un pH neutro



o ácido. De igual manera el  $\text{NH}_4^+$  aumenta el consumo de cloro durante los procesos de desinfección y reacciona con éste para formar cloraminas que generan un sabor y olor indeseable en el agua tratada. Una técnica de control para el nitrógeno amoniacal presente en el agua es la desinfección por cloraminación, sin embargo, al reaccionar inevitablemente con la materia orgánica genera nitrosamina como subproducto de desinfección y además es precursor de nitritos en los sistemas de distribución, aumentando el riesgo a la salud (Wongcharee et al., 2020).

Para reducir el riesgo de la disminución de la calidad de agua en el efluente de las PPA, algunas cierran periódicamente, hasta que el nivel de contaminantes de sus fuentes de abastecimiento disminuye por dilución de las lluvias, sin embargo, hay PPA que son la única fuente de agua potable para la población por lo que no pueden interrumpir su operación (Hasan & Muhammad, 2019). Tal es el caso de PPA en la Ciudad de México (CDMX), región en la que la fuente de abastecimiento principal de agua potable es el acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de México, el cual presenta contaminación del agua subterránea por la sobreexplotación debido a la alta demanda y baja disponibilidad de la región (Chaussard et al. 2021). Por ello, es necesaria la implementación de otras alternativas como el uso de sistemas de tratamientos adicionales para obtener una calidad de agua mayor que con los tratamientos convencionales, pero algunos son de operación compleja y de costos elevados (Hasan & Muhammad, 2019). Ejemplos de estos incluyen procesos de membranas, usos de resinas de intercambio iónico o carbón activado como adsorbente (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016).

Los materiales carbonosos como el biocarbón y el carbón activado se pueden utilizar para el tratamiento de agua a través del proceso de adsorción o de la actividad microbiana (Jayakumar et al., 2021). Por ejemplo, la adsorción con carbón activado es un método utilizado comúnmente para la remoción tanto de compuesto orgánicos como inorgánicos, teniendo como consecuencia una saturación de sus sitios activos de adsorción, disminuyendo la capacidad de adsorción de los materiales. Cuando la saturación es total el carbón se debe remplazar o regenerar teniendo una pérdida de capacidad máxima de adsorción en cada ciclo (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016)(Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016). Una alternativa es permitir la actividad biológica sobre la superficie del carbón activado para generar una biopelícula en ésta, capaz de biodegradar compuestos una vez que los sitios de saturación del carbón activado se hayan agotado, dando lugar a un sistema de carbón activado asistido biológicamente (SCAAB) (Durán Moreno & Varela Montellano 2005). El tratamiento con un SCAAB es un proceso simple, que permite por un lado la eliminación de MON, incluso aquella que es difícil de biodegradar o de bajo peso molecular, pero también permite llevar a cabo el proceso de nitrificación y desnitrificación con lo cual se puede remover el  $\text{NH}_4^+$ . Es un proceso que permite la remoción simultánea de MON y  $\text{NH}_4^+$  incluso cuando están en concentraciones bajas (dos Santos & Daniel, 2019) y permite obtener un efluente biológicamente estable, con menores reacciones indeseables con el cloro y con reducción de subproductos de desinfección (SPD) como de trihalometanos (THM) y ácidos haloacéticos (HAA) (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016).

La remoción de contaminantes con un SCAAB es un proceso que se lleva a cabo en cuatro etapas, etapa de adsorción física, etapa adsorción y biodegradación en conjunto, etapa en donde predomina la biodegradación y etapa de pérdida de eficiencia de biodegradación (dos Santos & Daniel, 2019). El trabajo de los microorganismos permite que la eficiencia de remoción permanezca en los primeros años de operación que pueden variar desde 3 (Smolin et al., 2020) hasta 6 años



(Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016). Además, es importante mencionar que hay un tiempo de adaptación de biomasa para que la biodegradación sea estable, entre 1 y 8 meses, dependiendo de las condiciones de operación (Xu et al., 2021). Los parámetros importantes para el diseño de un SCAAB incluyen: concentraciones de sustrato, pH, oxígeno disuelto, frecuencia e intensidad de retrolavado, tiempo de contacto con lecho vacío (EBCT) por sus siglas en inglés y el uso de un carbón activado adecuado (Cuthbertson et al., 2020).

El tratamiento de agua con un SCAAB depende en gran medida del medio filtrante, el cual puede ser de origen mineral o vegetal. El biocarbón es un material que generalmente tiene una carga superficial negativa, rico en carbono y es atractivo para su aplicación en el tratamiento biológico del agua porque es un medio adecuado para la formación de biopelículas, que permite una degradación microbiana y tiene propiedades de adsorción. Además, presenta características similares al carbón activado granular (CAG) pero tiene un costo de producción menor, por lo que aunque el uso de sistemas de biocarbón asistidos biológicamente (SBAB) es escaso, su implementación tiene el potencial de ser segura y eficaz (Jayakumar et al., 2021; H. Li et al., 2017). Es importante mencionar que un posible inconveniente de los sistemas de material carbonoso biológicamente asistido (SMCAB) es que, al ser un proceso biológico, el efluente puede arrastrar productos microbianos solubles (PMS) excretados por microbios presentes en la biopelícula o generados por células muertas y sustancias poliméricas extracelulares (SPE). Ambas sustancias pueden llegar a ser precursores de SPDs (Cuthbertson et al., 2020), sin embargo, la selección adecuada del carbón activado ayuda a contrarrestar dicho problema.

La modificación de la superficie del material carbonoso al cargarlo con óxidos de hierro a través de un proceso de reacciones carbotérmicas permite la formación de biopelículas con enlaces fuertes que inhiben el desprendimiento de sustancias poliméricas extracelulares (SPE), reduciendo la concentración de estos en el efluente, así como de productos microbianos solubles (PMS) (Xing et al., 2020). Además, se permite el crecimiento de bacterias nitrificantes de crecimiento lento y la generación de un ambiente anóxico para llevar a cabo la desnitrificación (Lu et al., 2021). Por último, se fomenta la transferencia de electrones por lo que es posible aumentar la capacidad de remoción de MON (Xing et al., 2020).

La capacidad de un SMCAB de remoción simultánea de materia orgánica y nitrógeno amoniacal presentes en las fuentes de abastecimiento de agua potable permite su uso durante la potabilización de agua para la producción de agua segura para uso y consumo humano.





## 2. ANTECEDENTES

Las plantas potabilizadoras utilizan procesos convencionales como coagulación y floculación, filtración y cloración para el tratamiento del agua, sin embargo, estos procesos no son eficaces en la remoción de la fracción no coagulable de la MON ni de compuestos nitrogenados, cuya remoción es necesaria para la generación de agua potable y segura de consumir. La filtración biológica, biofiltración, convierte los contaminantes a través de células microbianas adheridas, es decir biopelículas en los medios filtrantes y, además, separa físicamente partículas en el lecho del filtro (Thuptimdang et al., 2021). A partir del año 1980 hubo un mayor interés por el estudio de los procesos de biofiltración, ya que son capaces de remover materia orgánica suspendida (MOS) y disuelta (MOD) y compuestos nitrogenados antes de la etapa de desinfección por lo que reduce la producción de SPD y evita el crecimiento de microorganismos en los sistemas de distribución (Basu et al., 2016).

Por otro lado, las ventajas de permitir un crecimiento microbiano en el carbón activado se conocen desde 1967, lo cual permitió el desarrollo de procesos de biofiltración utilizando carbón activado granular, llamado correctamente sistema de carbón activado asistido biológicamente (SCAAB) (Abu Hasan et al., 2020). A pesar de que la biofiltración se puede dar en medios adsorbentes como el ya mencionado carbón activado, en medios no adsorbentes como la antracita o la arena e incluso en medios de arcilla expandida como el medio filtrante comercial Filtralite®, los SCAABs se han convertido en una parte esencial en los procesos de tratamiento avanzado en países desarrollados como Suiza, Holanda y Japón e incluso como un sistema de tratamiento alternativo en los países en vías de desarrollo. Sin embargo, en México no existen registros del uso de dichos sistemas en las PPAs, al contrario, principalmente siguen operando con sistemas convencionales.

Un SCAAB es capaz de remover contaminantes con mayor eficiencia que los medios filtrantes como la arena o la antracita, y es un proceso accesible y simple (Thuptimdang et al., 2021). Además, es una tecnología en continuo desarrollo en donde la mayor parte de los estudios se focaliza en potabilización de agua y no al tratamiento de aguas residuales. Así mismo, la remoción de  $\text{NH}_4^+$  con SCAABS ha sido menos estudiado que la remoción de MON (dos Santos & Daniel, 2019). La implementación de un SCAAB como sistema de tratamiento avanzado aumenta la remoción de MON de los sistemas convencionales, por ejemplo, Shen et al., (2020) determinó que el efluente de este tratamiento aumentó la remoción de carbón orgánico disuelto (COD) de un 40% a un 67%, de  $\text{UV}_{254}$  de un 61% a un 81%, y la remoción de THM y HAA de un 37% a 70% y de un 35% a 89% respectivamente. Aunque, convencionalmente, se aplica ozonación previo al SCAAB, se ha demostrado que esto no altera la remoción de MON ni de  $\text{NH}_4^+$  en los SCAAB, al contrario, es posible encontrar ozono residual en el efluente del SCAAB, impactando de manera negativa el desarrollo de biomasa, reduciendo significativamente la densidad de las bacterias, en especial en la parte superior del sistema por lo que la aplicación de ozono previo a los SCAABs se está reduciendo (dos Santos & Daniel, 2019; Yapsakli et al., 2010). Desarrollar una nitrificación en SCAABs es un método económicamente viable para obtener no solo la remoción de MON, sino que también la remoción de  $\text{NH}_4^+$ , permitiendo la oxidación del amonio. Incluso, recientemente se ha buscado inocular los SCAABs con microorganismos nitrificantes heterótrofos y desnitrificantes aerobios (NHDA) los cuales son capaces de oxidar el nitrógeno amoniacal presente en el agua utilizando fuentes de carbón orgánico y además llevar a cabo la desnitrificación simultáneamente en presencia de oxígeno (Song et al., 2021). La remoción de amonio se puede observar desde el primer día de operación con



filtros con inóculos aclimatados y hasta 25 días después con filtros con inóculos no aclimatados (Basu et al., 2016).

Entre los inconvenientes de los SCAABs se encuentra que los efluentes pueden contener productos microbianos solubles y sustancias poliméricas extracelulares ya que son excretadas por los microorganismos y liberadas de la biopelícula. Estos compuestos son precursores de los SPDs (Cuthbertson et al., 2020). Korotta et al. (2020) determinaron que se pueden evitar los problemas generados por los productos excretados por la comunidad microbiana al utilizar los SCAAB como pretratamiento ya que estos son de un alto peso molecular y son fácilmente removibles con procesos convencionales. Por otro lado, Xing et al., (2020) implementó el uso de carbón activado con modificación de superficie con óxidos de hierro (Fe-CA) como medio de soporte en un SCAAB permitiendo una mejora en la actividad metabólica de los microorganismos, fomentando la remoción de MON y la mejora de adherencia de la biopelícula, disminuyendo la generación de sustancias poliméricas extracelulares en el efluente. Adicionalmente, Ren et al. (2022) determinaron que esta modificación de superficie del carbón activado ayudó a aumentar la cantidad de biomasa en su superficie y la actividad microbiana logrando una mejor eficiencia de remoción de  $\text{NH}_4^+$ . Así mismo, Lompe et al., (2016) determinó que el uso de nanopartículas de óxido de hierro en carbón activado en polvo no sólo contribuyó a la eliminación de COD y amonio, sino que también es adecuado para apoyar el crecimiento de bacterias nitrificantes y heterótrofas en los sistemas biológicamente asistidos.

Por otro lado, cada vez con más evidencia, se ha comprobado que el biocarbón (BC) interviene en la mediación del metabolismo microbiano, incluso durante la degradación de contaminantes, esto aunado a sus propiedades de adsorción, lo hacen un material atractivo para el tratamiento biológico del agua. El BC, al ser conductor de la electricidad y contar con abundantes sitios activos redox puede mediar y apoyar el metabolismo microbiano ya que los microorganismos metabolizan los contaminantes orgánicos e inorgánicos a través de varias reacciones bioquímicas y/o bioelectroquímicas. Además, los filtros de BC con biopelícula activa tienen mayor eficiencia que los filtros de arena en la eliminación de MON y compuestos de nitrógeno. El BC no solo es un material poroso ideal para permitir un crecimiento de biopelícula para la remoción de  $\text{NH}_4^+$  y MON, también es un material que forma parte activamente de la degradación de los mismos (Jayakumar et al., 2021).

Por lo anterior surge el interés en evaluar la implementación de diferentes sistemas de material carbonoso biológicamente asistido con un medio filtrante de carbón activado, biocarbón y carbón activado y biocarbón enriquecido con óxidos de hierro para evaluar su eficiencia en la remoción de MON y  $\text{NH}_4^+$  presentes en las fuentes de abastecimiento de agua potable de la Ciudad de México.

### ***2.1 Planteamiento del problema***

México se divide en 13 regiones hidrológico-administrativas (RHA) (Figura 1a), para fines administrativos y a su vez, está dividido en 37 regiones hidrológicas (Figura 1b), que representan los límites naturales de las grandes cuencas de México (CONAGUA, 2020). Además, se han definido 713 cuencas, unidades básicas para la gestión de recursos hídricos, y finalmente, el país se divide en 653 acuíferos para la administración del agua subterránea. Aguas del Valle de México es una RHA con un área superficial continental de 18,299  $\text{km}^2$ , abarcando zonas del Estado de México, Hidalgo y todo el territorio de la Ciudad de México (CDMX). En la región, la cantidad de agua máxima que es



factible explotar ya que puede ser renovada por la lluvia y el agua proveniente de otras regiones es de  $3,442 \text{ hm}^3/\text{año}$ , esto se debe a que el escurrimiento medio superficial total es de  $1,112 \text{ hm}^3/\text{año}$  y la recarga a los acuíferos de  $2,330 \text{ hm}^3/\text{año}$ . Sin embargo, en 2015 se registró una densidad poblacional de  $1,272.2 \text{ hab}/\text{km}^2$  y ya que la cantidad de agua renovable por habitante es de  $148 \text{ m}^3/\text{hab-año}$ , esta región se puede clasificar como una región de escasez absoluta según el índice Falkenmark (Figura 1c). Finalmente, se presenta un grado de presión muy alto (Figura 1d) con una disponibilidad de  $-507.23 \text{ hm}^3/\text{año}$  (CONAGUA, 2016). En el sur poniente de la RHA Aguas del Valle de México se encuentra el acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de México, una cuenca endorreica de carácter lacustre, donde la corteza ha sufrido grandes esfuerzos, produciéndose un intenso fracturamiento, se encuentra rodeada por montañas. El acuífero está semiconfinado, cuenta con una capa en la parte superior, el acuitardo, compuesta de arcilla de alta porosidad, baja permeabilidad y gran heterogeneidad con un espesor variable. Debajo, se encuentra el acuífero formado de material granular más grueso que el del acuitardo, piroclastos, y conglomerados de origen volcánico con un espesor mayor a 200 m, generalmente (CONAGUA, 2020). Al acuífero lo subyacen rocas volcánicas fracturadas y es parte del listado de 205 acuíferos sin disponibilidad de agua o con un déficit (CONAGUA, 2016). El 70% del agua potable de la ciudad proviene de la extracción de agua del acuífero, a través de pozos ubicados en toda la cuenca con una profundidad promedio de 600 m una profundidad máxima de 3,000 m (Chaussard et al., 2021). El resto del suministro es a través de las cuencas Cutzamala y en un porcentaje muy pequeño, menor al 3%, de agua superficial de la Cuenca del Valle de México (CONAGUA, 2020).

El efecto más evidente de la sobreexplotación del agua es el rápido hundimiento del terreno, sin embargo, también ha generado que exista una contribución de agua proveniente del acuitado que se manifiesta en la consolidación de los sedimentos lacustres (Chaussard et al., 2021), los cuales están constituidos por materia orgánica, carbonato de calcio como calcita, material fino amorfo, material arcilloso, minerales pesados, óxidos de hierro y de manganeso y microfósiles (CONAGUA, 2020). Además, la sobreexplotación provoca una reducción potenciométrica gradual de aproximadamente 1.0–1.5 m por año (Figura 2), así como la inversión del gradiente hidráulico en el agua subterránea generando la entrada de los contaminantes presentes en el acuitado al acuífero (Chaussard et al., 2021).



(a)



(b)

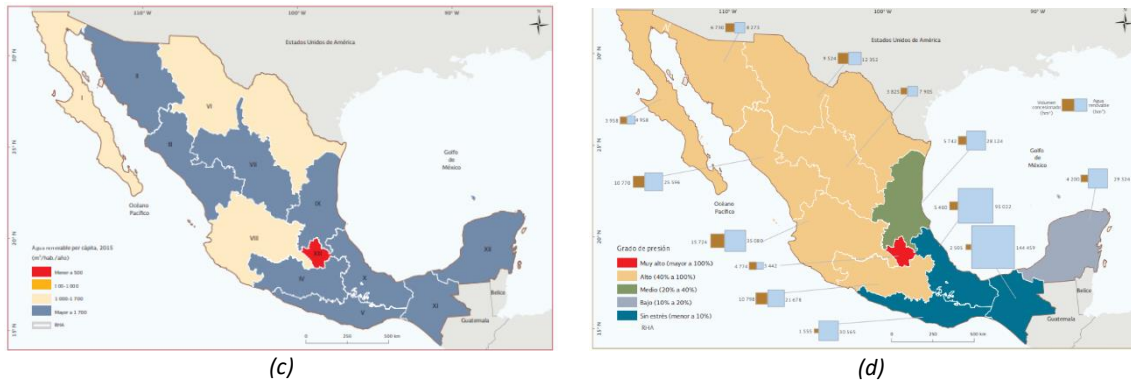


Figura 1. Regiones hidrológico-administrativas de México (a), regiones hidrológicas de México (b), grado de presión por región hidrológico-administrativa (c) y grado de presión por región hidrológico-administrativa, 2015 (d) (CONAGUA, 2016).

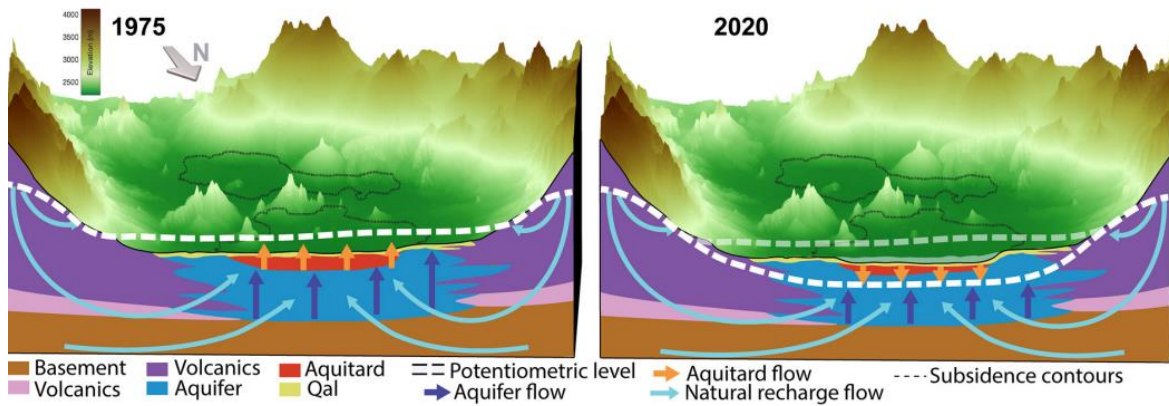


Figura 2. Representación esquemática del flujo de agua en la ZMVM en 1975 y en 2020 (Chaussard et al., 2021)

La composición química que presente el agua del acuífero depende de factores naturales, pero también de posibles fuentes de contaminación antropogénica; ambas categorías son factores para la variación del agua en diferentes sitios y estaciones. Existen, principalmente, cuatro riesgos potenciales para la calidad del agua subterránea, (1) el ya mencionado caso de flujo vertical desde el acuitardo al acuífero, (2) flujo de lixiviados de vertederos municipales e industriales, (3) recarga artificial de aguas residuales por falta de sistemas de drenaje regularizados y (4) la migración de aguas residuales transportadas en sistemas con fugas. Además, otras actividades antropogénicas como el uso excesivo de fertilizantes influyen en la calidad del agua subterránea (Huizar-Alvarez et al., 2004). Por ejemplo, Xochimilco es una zona lacustre localizada en la cuenca hidrológica Lago Texcoco-Zumpango es fundamental para la recarga del acuífero, así como para el suministro de agua en la Ciudad de México a través de bombeo y canalización de los manantiales superficiales. En dicha zona, el agua residual tratada constituye la principal fuente de abastecimiento en época de estiaje. Además incluso se llega a tener ingreso de aguas residuales urbanas ya que hay zonas dentro la cuenca hidrográfica que cuentan con una red de drenaje que descarga a los cuerpos de agua de la cuenca generando un aumento en la concentración de contaminantes (Mireya Imaz Gispert, 2017). Es importante mencionar que tras la explotación de los recursos hídricos del área, los manantiales y canales comenzaron a agotarse y actualmente reciben aguas tratadas e incluso negras provocando así un deterioro ambiental en las fuentes de reúso potable indirecto. Aunado a esto, la escasez de



agua superficial causó la necesidad de extracción de los mantos freáticos generando una sobreexplotación de los acuíferos de la zona (Mariana Corrales López, 2022).

Una alternativa para solucionar la problemática detectada en los canales de Xochimilco es la implementación de sistemas a pequeña escala para tratar las descargas de aguas residuales antes de que desemboquen en los canales y así mejorar la calidad del agua de reúso potable indirecto, ya que la sobreexplotación y el deterioro de la calidad de las fuentes de agua potable representa un riesgo para el suministro. En el canal de San Lorenzo Xochimilco, se instaló una planta de tratamiento de agua a pequeña escala con un gasto de 28 L/min para tratar los efluentes domésticos y así restaurar la calidad del agua de los canales de Xochimilco para su reúso potable indirecto (García-González et al., 2021).

A pesar de esta mejora, cabe resaltar que los procesos convencionales de potabilización de agua son ineficientes en la remoción de MON en especial la fracción hidrofílica (Tak & Prakash Vellanki, 2020) y de  $\text{NH}_4^+$  cuando se encuentra en concentraciones bajas (Ren et al., 2022). La MON y el  $\text{NH}_4^+$  contribuyen a la presencia de color, olor y sabor en el agua a tratar, además generan un aumento de consumo de reactivos químicos como coagulantes y de dosis de desinfectante o disminuyen la eficiencia del tren de tratamiento por el ensuciamiento de membranas en los procesos de ultrafiltración u ósmosis inversa (Lu et al., 2021). Además de disminuir la calidad del agua, la remoción ineficiente de MON y  $\text{NH}_4^+$  representa un riesgo porque son precursores de SPD (Lu et al., 2021).

La desinfección química es un proceso importante en la potabilización del agua para que esta sea segura y no sea una fuente de transmisión de enfermedades, pero los desinfectantes, como el cloro, son oxidantes fuertes que pueden reaccionar con diferentes constituyentes de la matriz del agua para formar SPD no deseados (Cuthbertson et al., 2020). Existen dos clases principales de SPD, aquellos de carbono como los THM, los HAA y los haloacetaldehídos (HAL), o los de nitrógeno como los haloacetanitrilos (HAN), las haloacetamidas (HAM) y los halonitrometanos (HNM). Los primeros se encuentran en mayor cantidad y su formación es principalmente a partir de MON mientras que la formación de los segundos se incrementa por el aumento de proporción entre cloro libre y  $\text{NH}_4^+$  y presentan una mayor toxicidad, pero ambos representan un riesgo para la salud (Ding et al., 2019).

En la CDMX, principalmente se utilizan procesos convencionales en las plantas potabilizadoras, como la filtración directa y en algunos casos la osmosis inversa (CONAGUA, 2019). Actualmente, el uso de medios filtrantes comerciales de arcilla expandida para permitir la remoción de  $\text{NH}_4^+$  y MON por biofiltración se está implementando. Por lo cual, la implementación de un SMCAB es una alternativa viable para la remoción eficiente de MON y  $\text{NH}_4^+$  con la ventaja adicional de ser productos de menor costo (Jayakumar et al., 2021; Madushi Korotta-Gamage et al., 2021). Por lo anterior, se propone evaluar la remoción simultánea de MON y  $\text{NH}_4^+$  por medio de un SMCAB con carbón activado granular y biocarbón con y sin modificación de superficie con óxidos ferrosos.

## 2.2 Justificación

La actividad antropogénica ha tenido un impacto directo en el ciclo del nitrógeno, generando cantidades excesivas de  $\text{NH}_4^+$  en las fuentes de agua potable (Qin et al., 2016) así mismo, de manera global se presenta una tendencia de incremento de COD en las fuentes de agua potable convirtiéndose en un reto para las plantas potabilizadoras (Anderson et al., 2023). Un sistema de material carbonoso bilógicamente asistido es capaz de remover sustancias orgánicas





biodegradables e incluso difícilmente biodegradables, así como  $\text{NH}_4^+$ , removiendo contaminantes del agua por medio de la sinergia entre adsorción y biodegradación (Jayakumar et al., 2021). La remoción de MON en los sistemas biológicamente asistidos consiste en una etapa inicial no estacionaria de adsorción hasta que todos los sitios de adsorción son ocupados, paralelamente ocurre un proceso de aclimatación de los microorganismos después del cual, el proceso de biodegradación ocurre en un estado estable si las condiciones de operación son constantes. Cuando el material carbonoso se agota, el proceso dominante es la biodegradación. Existe mayor cantidad de investigaciones para la remoción de MON en sistemas biológicamente asistidos que para la remoción de  $\text{NH}_4^+$ , sin embargo, se han reportado eficiencias altas de remoción ya que el sistema permite que se lleve a cabo el proceso de nitrificación y en ocasiones, de desnitrificación (dos Santos & Daniel, 2019). En la etapa inicial, la remoción de amonio en un sistema biológicamente asistido es únicamente por adsorción, sin efectos biológicos. Una vez que las bacterias nitrificantes crecen en la biopelícula, se observa una reducción de  $\text{NH}_4^+$  y un aumento de  $\text{NO}_2^-$  que finalmente se oxida a  $\text{NO}_3^-$  (Ren et al., 2022).

El SMCAB se puede utilizar como método de postratamiento sobre todo para remover la materia orgánica de bajo peso molecular después de un proceso de oxidación (Jayakumar et al., 2021; Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016). Tal es el caso de la planta potabilizadora en Saxony, Alemania cuya fuente de abastecimiento es el Embalse Galgenteich de agua dulce (Vasyukova et al., 2013) o la planta de Hangzhou, China que trata el agua del río Qiantang (Wan et al., 2021). Sin embargo, también puede ser utilizado para contribuir a la transformación de  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$ . Además, como pretratamiento de un proceso convencional de coagulación y floculación, remueve la fracción de materia orgánica de peso molecular bajo o difícilmente coagulable para aumenta la eficiencia de remoción del proceso. De igual manera favorece a la remoción de la fracción hidrofóbica lo cual permite incrementar el flujo del permeado en los procesos de filtración por tratamiento de membrana (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016). Un posible inconveniente de los sistemas biológicamente asistidos es que, al ser un proceso de actividad microbológica, el efluente tratado puede contener productos microbianos solubles (SMP) y sustancias poliméricas extracelulares (EPS) excretadas por microorganismos y liberadas de la biopelícula que pueden contribuir a la formación de SPD (Cuthbertson et al., 2020).

Una alternativa interesante es la modificación de superficie del material carbonoso con óxidos de hierro, otorgando propiedades magnéticas, alta estabilidad fisicoquímica, baja toxicidad, facilidad de síntesis y una alta capacidad de regeneración; características que han permitido su uso en el tratamiento de aguas, además de presentar gran capacidad para la eliminación de iones metálicos, inorgánicos y contaminantes orgánicos presentes en el agua (Braun et al., 2019). Al elaborar compuestos carbonosos con óxidos de hierro, los iones del óxido de hierro pueden difundirse a través de los poros internos del carbón activado y unirse con sus grupos funcionales superficiales, lo que implica una impregnación eficiente y un aumento en su eficiencia en la remoción de contaminantes (Barjasteh-Askari et al., 2021). Adicionalmente, permite la generación de una biopelícula con mayor fuerza de enlace, con lo que se puede observar una reducción de SMP en el efluente tratado ya que permite tener una superficie con menor carga negativa y mayor hidrofobicidad (Xing et al., 2020). Además, los iones de hierro funcionan como centros activos de deshidrogenasas, enzimas intracelulares que catalizan reacciones redox requeridas durante el proceso de respiración, resultando en un enriquecimiento de actividad microbiana con mayor



rapidez que en ausencia de dichos iones (Ren et al., 2022). Por último, el tipo de lecho filtrante utilizado, es un factor determinante para los sistemas biológicamente asistidos, el biocarbón es un material con área específica grande, porosidad alta, con capacidad de adsorción alta estable y con capacidad de permitir un crecimiento microbiano en su superficie, por lo que es una opción viable para utilizar en un SBAB con la ventaja adicional de una reducción de costos y una participación activa en la degradación de contaminantes (Hu et al., 2021). El efecto que tiene el uso de biocarbón en sistemas biológicamente asistidos, así como la modificación de su superficie con óxidos de hierro (Fe-BC) sobre la eficiencia de remoción simultánea de  $\text{NH}_4^+$  y MON es desconocido.

### *2.3 Hipótesis*

El uso de biocarbón como lecho filtrante en un sistema de material carbonoso asistido biológicamente promoverá la sinergia entre los procesos de adsorción y de biodegradación para la remoción simultánea de materia orgánica natural y nitrógeno amoniacal presentes en fuentes de abastecimiento de agua potable.

### *2.4 Objetivo General*

Evaluar el cambio en el rendimiento de un sistema de material carbonoso biológicamente asistido utilizando diferentes tipos de lechos filtrantes (biocarbón, carbón activado granular, materiales carbonosos con modificación por impregnación de óxidos de hierro y arcilla expandida) debido al efecto sinérgico de la adsorción y de la biodegradación, para la remoción simultánea de materia orgánica natural y nitrógeno amoniacal presentes en fuentes de abastecimiento de agua potable.

### *2.5 Objetivos Específicos*

- I. Evaluar la mejora del efecto sinérgico de la adsorción la biodegradación del biocarbón y carbón activado con la impregnación de óxidos de hierro mediante un proceso de reacciones carbotérmicas.
- II. Determinar los coeficientes de degradación cinética de materia orgánica natural y nitrógeno amoniacal en agua sintética mediante la adición de un consorcio microbiano en un reactor por lotes.
- III. Evaluar la operación de cinco lechos de sistemas biológicamente asistidos (BC, Fe-BC, CA, Fe-Ca y F) utilizando agua sintética para comparar y conocer si hay una mejora significativa en la remoción de materia orgánica natural y nitrógeno amoniacal a través de un análisis estadístico.
- IV. Evaluar la capacidad de remoción de nitrógeno amoniacal y materia orgánica bajo condiciones de operación reales de los 5 sistemas biológicamente asistidos como sistema de tratamiento terciario en la planta de tratamiento de agua de San Lorenzo.

### *2.6 Alcances*

- I. Elaborar agua sintética representativa de las fuentes de abastecimiento de agua potable de la Ciudad de México para evaluar la eficiencia de remoción de materia orgánica natural y nitrógeno amoniacal del sistema de biocarbón biológicamente asistido.
- II. Adaptar un grupo de microorganismos y determinar su cinética de degradación biológica del nitrógeno amoniacal y materia orgánica natural utilizando agua sintética.
- III. Determinar las características químicas y la morfología del material carbonoso a utilizar, así como su capacidad de adsorción del nitrógeno amoniacal y la materia orgánica natural.



- IV. Diseñar, montar y operar un dispositivo experimental para promover la sinergia entre la adsorción y la biodegradación dentro del sistema para la remoción simultánea del nitrógeno amoniacal y la materia orgánica natural.
- V. Instalar el sistema experimental en la planta de tratamiento de aguas instalada en el municipio de San Lorenzo, Xochimilco para utilizar el efluente del Reactor Tubular como influente de los reactores.





### 3. MARCO TEÓRICO

La Ciudad de México (CDMX) es una región con una densidad poblacional alta y baja disponibilidad de agua clasificada como región de escasez absoluta de agua según el índice Falkenmark. La explotación de dicho recurso ha generado un deterioro en la calidad de las fuentes de abastecimiento de agua potable, por lo que en la siguiente sección se presenta un análisis más detallado de la calidad del agua en diferentes pozos de la CDMX utilizados para abastecer a la población de agua potable.

#### 3.1. Calidad del agua de fuentes de abastecimiento en la CDMX

La regulación de materia orgánica en las fuentes de abastecimiento se lleva a cabo, principalmente, de manera indirecta, es decir no se regula la cantidad de carbono orgánico total disuelto (COD) o carbón orgánico total (COT). En países como EE. UU., Canadá, China y Sudáfrica las preocupaciones se enfocan en los riesgos potenciales relacionados con la formación de subproductos de desinfección y la calidad estética del agua (Health Canada, 2019). Por un lado, la Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU. (EPA por sus siglas en inglés) establece que se deben utilizar tratamientos de agua convencional o de ablandamiento con cal si existen niveles de COT superiores a 2 mg/L para evitar subproductos de desinfección, además establece límites claros para dichos subproductos en el efluente (Tabla 1) (EPA, 2020). La Organización Mundial de la Salud sugiere la eliminación de materia orgánica como un medio para minimizar el crecimiento de biopelículas en el sistema de distribución (OMS, 2020) y las regulaciones de la Unión Europea incluyen TOC como un indicador general de la calidad del agua (Directive EU, 2020). En Canadá en el 2019 se publicó el documento de orientación sobre la materia orgánica natural en el agua potable, en el cual se establecen objetivos de calidad del agua tratada con relación a la materia orgánica (Health Canada, 2019). Finalmente, en México la NOM-127-SSA1-2021: Agua para uso y consumo humano, Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, como lo dice su nombre establece, los límites de calidad para agua de uso y consumo humano. En esta se regula la presencia de Trihalometanos y ácidos haloacéticos, Tabla 1 (DOF, 2022).

Tabla 1. Límites máximos permisibles de subproductos de desinfección en México (izquierda) y EE. UU. (derecha) (DOF, 2022 & EPA, 2020).

	Límites máximos permisibles µg/L.	
	NOM-127-SSA1-2021	Regulaciones nacionales primarias de agua potable, EPA
<b>Trihalometanos</b>		
Bromodiorometano	60	0
Bromoformo	100	0
Cloroformo	300	70
Dibromoclorometano	100	60
<b>Ácidos haloacéticos totales</b>		
Ácido tricloroacético	200	20
Ácido dicloroacético	50	0
Ácido cloroacético	20	70
<b>Aniones</b>		
Bromatos	100	10
Cloritos	700	1000

En cambio, en la NOM-127-SSA1-2021 se regula el nitrógeno como nitritos, nitratos y  $\text{NH}_4^+$  a diferencia de otras normativas en las que no se regula el  $\text{NH}_4^+$  ya que no tiene un impacto directo



en la salud de las personas, únicamente en los procesos de desinfección o en los sistemas de distribución, como se muestra en la Tabla 2 (OMS, 2020).

Tabla 2. Límites máximos permisibles de nitritos, nitratos y  $\text{NH}_4^+$  de acuerdo con la OMS (derecha), en EE. UU. (centro) y México (izquierda) (DOF, 2022; EPA, 2020 & OMS, 2020).

	Límites máximos permisibles mg/L.		
	Guía para la calidad del agua potable, OMS	Regulaciones nacionales primarias de agua potable, EPA	NOM-127-SSA1-2021
Nitrógeno Amoniacal	-	-	0.5
Nitritos	3	1	0.9
Nitratos	50	10	11.0

El Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACMEX) tiene como objetivo suministrar y distribuir los servicios de agua potable en la CDMX en la cantidad y calidad adecuada. En la Tabla 3 se muestran la mediana de los datos obtenidos en los muestreos realizados a los influentes a diferentes plantas potabilizadoras administradas por SACMEX en un periodo de 2015 a 2020 para los parámetros de pH, turbiedad, color DQO total y nitrógeno como nitritos, nitratos y nitrógeno amoniacal. De las ocho potabilizadoras muestreadas, únicamente una cumple con el límite máximo permisible de la NOM-127-SSA1-2021 para  $\text{NH}_4^+$ , además, para determinar el contenido de MON, únicamente se cuentan con datos de DQO, color y turbiedad (Sección 3.1.1), sin registro de subproductos de desinfección (SACMEX, 2021).

Tabla 3. Resultados de muestro de influentes a diferentes plantas potabilizadoras administradas por SACMEX.

Planta Potabilizadora	pH	Turbiedad (UNT)	Color Verdadero (U Pt/Co)	DQO Total (mg/L)	Nitrógeno de Nitratos (mg/L)	Nitrógeno de Nitritos (mg/L)	Nitrógeno Amoniacal (mg/L)
Planta 1	8.3	2.2	120	60.8	5.11	0.02	6.0
Planta 2	6.9	44.0	75	10.0	1129	0.7	0.03
Planta 3	8.1	5.6	20	17.6	1.4	0.01	3.7
Planta 4	7.4	8.3	25	10.0	0.4	0.01	1.4
Planta 5	7.9	9.6	25	13.6	0.9	0.01	0.8
Planta 6	7.8	0.5	811	10.0	0.4	0.01	0.3
Planta 7	8.3	0.5	10	-	0.4	0.01	1.6
Planta 8	8.1	0.5	5	-	0.4	0.01	0.9
Mediana General	8.01	3.88	25.00	11.80	0.70	0.01	1.15

### 3.2 Efecto de la materia orgánica natural y nitrógeno amoniacal en agua de abastecimiento

#### 3.2.1 Generalidades de la materia orgánica natural

La materia orgánica natural (MON) está presente en los cuerpos de agua tanto por la actividad biológica de bacterias, algas o plantas acuáticas como por la descomposición de plantas terrestres o por fugas en el sistema de drenaje que introducen MON a los cuerpos de agua. Es un conjunto complejo de material orgánico presente de manera natural en todos los cuerpos de agua, por la interacción del ciclo hidrológico con la biósfera y geosfera. El impacto que tiene la MON en los



cuerpos de agua es que influye en su acidez, en la movilidad y toxicidad de los metales y compuestos orgánicos y en el color, sabor y olor de ésta (Sillanpää, 2014).

De manera específica, la cantidad, las características y las propiedades de la MON presente en el agua varían significativamente de acuerdo con la fuente de materia orgánica, de los ciclos bioquímicos, de los procesos biológicos del ambiente en el que se encuentra y la temperatura y pH del líquido. Además, la MON de un cuerpo de agua puede cambiar de un sitio a otro e incluso, a lo largo del año por diferencia de estaciones o clima, por el tipo de fuente de agua como la lluvia o por la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera (Sillanpää, 2014). Al hablar de MON es importante considerar los impactos que el cambio climático traerá en la misma, ya que el incremento de escurrimiento y el cambio de temperaturas generará cambios en la estructura de ésta y aumentará su concentración en los cuerpos de agua superficial y subterránea. Aunado a esto, las sequías y el descenso del flujo podrían llegar a aumentar la concentración de materia orgánica por la falta de dilución (Lipczynska-Kochany, 2018).

La variedad de propiedades presentes en la MON la hacen una sustancia compleja ya que incluye una amplia gama de compuestos que difieren en carga, composición química, tamaño, peso molecular y estructura. Incluso puede llegar a tener combinaciones únicas de diferentes grupos funcionales como el grupo estérico, fenólico, quinina, carboxílico, hidroxilo, amino y nitroso. La clasificación de la materia orgánica se divide en materia orgánica particulada, la fracción más fácilmente removible ya que es retenida en filtros de 0.45 µm, y en materia orgánica disuelta, compuestos que pueden pasar por un filtro de 0.45 µm por lo que es la fracción más difícil de remover. Esta última a su vez, se puede dividir en materia orgánica hidrofílica e hidrofóbica (Sillanpää, 2014).

La MON hidrofílica sobresale en áreas de pastizales o de agricultura y contiene compuestos alifáticos de carbono, compuestos nitrogenados, como carbohidratos, azúcares y aminoácidos. Por otro lado, la parte hidrofóbica compone la mayor parte de la MON presente en los cuerpos de agua, se origina por actividades de plantas terrestres, contiene compuestos aromáticos de carbono, estructuras fenólicas y doble enlaces y en su mayoría está compuesta por sustancias húmicas (Raeke et al., 2017). Las sustancias húmicas son compuestos orgánicos que ocurren naturalmente, son ácidos hidrofóbicos, con un color negro o café oscuro, no tienen una forma definida, es decir que son amorfos, y tienen una estructura que consiste en anillos aromáticos sustituidos, reacción en la que uno de los átomos del compuesto aromático es sustituido por un grupo electrófilo, unidos por cadenas alifáticas, compuestos acíclicos de hidrógeno y carbono. Estos se pueden clasificar en 3 grupos (1) ácidos húmicos, solubles en soluciones básicas, (2) ácidos fúlvicos, solubles tanto en ácidos como bases, y (3) huminas, que son insolubles (Sillanpää, 2014). En aguas superficiales o fuentes de agua potable, la mayoría de las sustancias húmicas ocurren como ácidos fúlvicos, siendo únicamente el 10% ácidos húmicos, aproximadamente (Nguyen et al., 2021).

La compleja estructura molecular de la MON es difícil de determinar, sin embargo, existen modelos que estiman dicha estructura, como se observa en la Figura 3. La complejidad de estructura de sus moléculas dificulta establecer una ruta de degradación durante el tratamiento de ésta, sin embargo, puede seguir tres rutas principales: (1) la MON se puede oxidar directamente a dióxido de carbono, (2) puede oxidarse parcialmente a compuestos intermedios o moléculas de MON menos complejas y (3) bajo las condiciones adecuadas, se puede reducir a metano. Es por eso que, las sustancias

húmicas presentes en las fuentes de agua potable o de agua para reúso potable dificultan su tratamiento (Sillanpää, 2014).

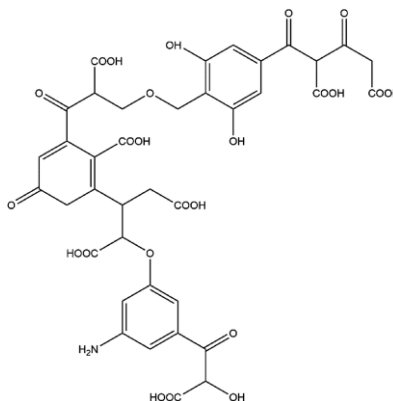


Figura 3. Aproximación de estructural molecular de ácidos fúlvicos presentes en fuentes de agua potable (Gong et al., 2020).

La presencia de MON en el proceso de potabilización de agua contribuye a un color, sabor y olor indeseable del líquido y es un transportador de metales y compuestos químicos orgánicos. Además, la mayor parte de coagulante y desinfectante utilizado en un proceso de potabilización convencional es con el fin de eliminar dicho compuesto. Por otro lado, ocasiona el crecimiento de biopelículas, bacterias o patógenos en sistemas de distribución, la obstrucción de filtros, el ensuciamiento de membranas y la saturación de sistemas de carbón activado. Además, la materia orgánica es uno de los compuestos precursores de la generación de diferentes subproductos de desinfección, como se muestra en la Tabla 4. Estos últimos se asocian con la generación de efectos adversos a la salud como es cáncer de vejiga, abortos espontáneos y alteraciones al nacer. La parte hidrofóbica y de peso molecular grande de la materia orgánica son los precursores más significativos (Sillanpää, 2014).

Tabla 4. Precursores de clases de SPDs adaptación de (Cuthbertson et al., 2020).

Clases de SPD	Precursores
THMs	Diversas fracciones de la MON.
Trihalometanos	Diversas fracciones de la MON.
HAAs	Diversas fracciones de la MON.
Ácidos haloacéticos	Estructuras fenólicas de MON.
HALs	Estructuras fenólicas, ácido hidrofílico, fracción aromática de la MON y aminoácidos.
Haloacetaldehídos	Estructuras húmicas
HAMs	
Haloacetamidas	
HANs	
Haloacetonitrilos	



Tabla 4. (continuación) Precursores de clases de SPDs adaptación de (Cuthbertson et al., 2020)

Clases de SPD	Precursores
HKs	Diversas fracciones de la MON.
<i>Halocetonas</i>	
HNMs	ácido hidrofílico y fracción aromática de la MON y nitrometanos
<i>Halonitrometanos</i>	
I-THMs	Diversas fracciones de la MON.
<i>Trihalometanos yodados</i>	
I-HAAs	Diversas fracciones de la MON.
<i>Ácidos haloacéticos yodados</i>	
NDMA	Aminas secundarias y terciarias, polímeros a base de amina, amoníaco y nitrito.
<i>N-nitrosodimetilamina</i>	

### 3.2.1.2 Técnicas de determinación y caracterización de materia orgánica natural

La determinación y caracterización de la materia orgánica es importante ya que es un parámetro decisivo para el tipo de tratamiento que se le va a dar. La cantidad de materia orgánica presente en el agua se ha predicho con parámetros que incluyen mediciones de absorbancia en la región ultravioleta ( $UV_{254}$ ) y visible, carbón orgánico total, carbón orgánico disuelto, demanda química de oxígeno y SUVA; un valor alto de  $UV_{254}$  indica la presencia de materia orgánica hidrofóbica con pesos moleculares altos y si el  $UV_{254}$  es bajo, indica presencia de compuestos hidrofílicos. Es por eso que se puede utilizar como un indicador del potencial de formación de SDPs (Xing et al., 2020). Por otro lado, la demanda química de oxígeno (DQO), se puede definir como la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica natural y se usa como indicador de la MON presente en el agua. Además, el COD se asocia con el incremento de subproductos de desinfección y la necesidad de aumentar pretratamientos en las plantas potabilizadoras (Pagano et al., 2014). En la mayoría de los estudios realizados para la remoción de materia orgánica con un SCAAB utilizan COD como variable de evaluación (dos Santos and Daniel 2019). El desempeño de un biofiltro se evalúa por la cantidad de materia biodegradable en el efluente de este o con el cambio de COD después de la exposición a la muestra (Peterson and Summers 2021), por lo que se considera adecuada la medición de COD como indicador de la eficiencia de remoción de materia orgánica en la muestra.

Por otro lado, los métodos utilizados en la caracterización de materia orgánica se enfocan en determinar grupos de compuestos y no sustancias individuales ya que esto sería inviable dada la diversidad posible en la materia orgánica. Estos métodos incluyen adsorción de resina, cromatografía de exclusión por tamaño, espectroscopia de resonancia magnética nuclear (RMN), espectrofotometría de infrarrojo y de U-visible y espectroscopia de fluorescencia. La espectrometría de masas de cromatografía de gases de pirólisis, técnicas de RMN multidimensional y espectrometría de masas de resonancia de ciclotrón de iones por transformada de Fourier son métodos más recientes que se han utilizado para la determinación de la estructura de la materia orgánica (Sillanpää, 2014).

Al elaborar el agua sintética, se debe asegurar que se obtenga MON compleja con la diversidad de compuestos que generalmente la constituyen. Como ya se ha mencionado, la MON es una mezcla compleja de compuestos orgánicos presentes en el agua, dichos compuestos pueden ser alifáticos como carbohidratos, proteínas azúcares y aminoácidos y constituyen la parte hidrofílica de la MON,



pero también pueden ser aromáticos, la parte hidrofóbica de la MON, conocida también como sustancias húmicas, en especial ácidos fúlvicos. Esta diversidad de moléculas presentes en la MON y su concentración relativamente baja dificulta su caracterización. En práctica, la MON se representa por la medida de TOC, DOC, UV254 o DQO, sin embargo, estas medidas dan información acerca de la cantidad presente en la muestra y no de la composición de ésta. Existen diferentes técnicas para la caracterización de la MON, métodos de fraccionamiento de la muestra, de aislamiento y concentración, de determinación de la composición elemental y características estructurales, pruebas biológicas y técnicas espectroscópicas (Matilainen et al., 2011). En la Tabla 5 se presenta un resumen de los métodos utilizados para caracterizar la MON. Dentro de las diferentes técnicas de caracterización de la MON, durante las dos últimas décadas, el número de publicaciones sobre el estudio del MON mediante espectroscopia molecular ha ido en constante aumento. Además, la integración de múltiples técnicas espectroscópicas permite conocer de una manera más amplia la estructura de la MON ya que cada técnica tiene una base distinta y refleja un aspecto diferente de la estructura de la MON, la cual está formada por compuestos característicos de ser susceptibles a modificaciones por cambios biológicos o fisicoquímicos en el entorno. Dichas variaciones se pueden detectar a través de herramientas de detección óptica, es decir mediante espectroscopia molecular (Chen & Yu, 2021).

Por lo anteriormente mencionado, en este trabajo se integró el análisis de la espectroscopia de absorción ultravioleta para determinar si existen cambios en la estructura de la MON y se analizó el COT y COD para obtener información de la cantidad de MON presente en el agua (Chen & Yu, 2021).

Las mediciones de una sola longitud de onda utilizando espectroscopia de absorción ultravioleta y visible (UV-Vis) se han considerado como apropiadas para la medición y caracterización de la MON. A diferentes longitudes de onda, se identifican diferentes cromóforos de la MON, átomos capaces de absorber energía a diferentes longitudes de onda (Matilainen et al., 2011). Existen diferentes índices espectrales, en primer lugar puede analizar la absorbancia o el coeficiente de absorción para determinar la presencia de compuestos aromáticos de la MON a una longitud de UV<sub>254</sub>, pero también se puede hacer uso de relaciones de absorción (Chen & Yu, 2021), por ejemplo la relación de la absorbancia a 253 y 203 ( $A_{253}/A_{203}$ ) se correlaciona con la formación de subproductos de la desinfección (Matilainen et al., 2011), pero también las relación de  $A_{250}/A_{365}$  se utilizan para monitorear cambios en el peso molecular, aromaticidad e hidrofobicidad de la MON (Chen & Yu, 2021). Finalmente, también se puede utilizar la pendiente espectral de determinados rangos, por ejemplo, la pendiente del rango 275 a 295 nm se correlaciona negativamente con el peso molecular de la MON (Matilainen et al., 2011). Por lo que la espectroscopia de absorción ultravioleta se puede utilizar para caracterizar el agua sintética y adicionalmente, conocer cómo la MON cambia tras el tratamiento del agua.



Tabla 5. Métodos utilizados para caracterizar MON en agua (Chen & Yu, 2021; Matilainen et al., 2011).

Métodos	Característica detectada	Ventajas	Desventajas
<b>Métodos espectroscópicos</b>			
UV-visible	Medición cuantitativa de todos los compuestos de la muestra que absorben luz ultravioleta. Puede reflejar la distribución de los pesos moleculares de la MON.	Simple, rápido y equipos accesibles.	No todos los compuestos de la MON se pueden detectar.
FTIR	Permite diferenciar compuestos alifáticos, aromáticos, diferentes enlaces y grupos funcionales.	Permite obtener información química de los grupos funcionales de la MON.	La interpretación del análisis puede ser difícil debido a la superposición de características espectrales.
Florescencia	Detecta por medio de la radiación emitida por moléculas que son excitadas con irradiación a una longitud de onda específica tres grupos principales de la MON: triptófano, húmicos y fúlvicos fluoróforos.	Cuantifica la MON contenida en la muestra. Es rápida y específica.	Se ve significativamente afectado por el ambiente en el que se realice la medición.
NMR	Permite un análisis cualitativo y se puede determinar la composición relativa de la MON. Aunque esta técnica ofrece buenos resultados en cuanto a las composiciones químicas generales, rara vez se identifican compuestos específicos	Permite una visión más amplia de la estructura del MON.	Interpretación de espectro limitado, menor sensibilidad al carbón que otras técnicas y no detecta moléculas grandes. Además, tiene costos altos.
<b>Métodos de cromatografía</b>			
HP-SEC	Permite fraccionar la MON con base en los tamaños moleculares de los compuestos orgánicos ya que, a mayor tamaño, menor será el tiempo de retención.	Si requerimiento de extracción previa, rápida y de alta sensibilidad.	Para evitar interferencias se debe hacer una selección de parámetros adecuada, lo que hace su operación compleja. La interacción y la forma de las moléculas interfieren con los resultados.
FIFFF		No requiere fase estacionaria.	
<b>Métodos de espectrometría de masas</b>			
LC-MS	Fórmulas químicas de los compuestos de la MON.	Técnicas altamente sensibles para conocer la complejidad y diversidad de la MON.	Costo elevado y dificultad de interpretación de datos.
FTICR-MS	Especies y fórmulas moleculares de los compuestos de la MON, así como sus masas.		
GC-MS	Propiedades estructurales y moleculares de la MON.		



Tabla 5. (continuación). Métodos utilizados para caracterizar MON en agua (Chen & Yu, 2021; Matilainen et al., 2011)

Métodos	Característica detectada	Ventajas	Desventajas
<b>Pruebas Biológicas</b>			
COA	Mide el crecimiento de un inóculo de bacterias en respuesta a la cantidad de nutrientes presentes en el agua.	Permite conocer el potencial de crecimiento microbiano en los sistemas de distribución de agua potable.	Requiere el uso de inóculos y el cultivo de bacterias, así como el control de parámetros externos que puedan afectar el crecimiento de estas.
BCOD	Mide la cantidad de COD asimilado y mineralizado por las bacterias.	Determina la estabilidad biológica del agua.	
<b>Parámetros convencionales</b>			
Fraccionamiento con resina	Se separa el COD en cuatro fracciones basadas en el carácter y el peso molecular. Las fracciones se definen como ácidos muy hidrofóbicos (VHA), ácidos ligeramente hidrofóbicos (SHA), hidrofílicos cargados e hidrofílicos neutros.	Utiliza la resina Amberlite XAD, un material comercialmente disponible que permite aislar ácidos húmicos y fúlvicos de la MON.	Las condiciones del proceso influyen de manera significativa en los resultados.
COT	Contenido de carbón orgánico total en la muestra.	Empleo fácil, equipo simple y de bajo costo y se pueden aplicar en la medición en línea a excepción del SUVA.	Dan información acerca de la cantidad de la MON, no de la calidad.
COD	Carbón Orgánico Disuelto en el agua, tras una filtración a través de 0.45 µm.		
SUVA	Permite determinar el tipo de compuestos predominante en la MON (hidrofóbicos si es mayor a 4 e hidrofílicos si es menor a 3).		

Por otro lado, la espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier con número de onda entre 400 y 4000  $\text{cm}^{-1}$  es adecuada para el estudio de la MON, con la región de diagnóstico de grupos funcionales entre 4000 y 1350  $\text{cm}^{-1}$  y la región dactilar de 1350 a 400  $\text{cm}^{-1}$  para identificar estructuras químicas específicas de la MON. Es importante recalcar que dada la baja sensibilidad de esta técnica, se utiliza como técnica cualitativa y no cuantitativa (Matilainen et al., 2011). En la Figura 4 se muestran las características de los grupos funcionales de las sustancias húmicas presentes en el agua.

Band ( $\text{cm}^{-1}$ )	Assignment
3400	Associated O-H stretch (alcohols, phenols and carboxylic groups)
2850-2960	C-H stretch ( $\text{CH}_3$ and $\text{CH}_2$ )
2620	O-H stretch (hydrogen-bonded carboxylic groups)
1720	C=O stretch (carboxylic groups)
1630	C=C stretch (alkenes and aromatic rings)
1540	N-H bend (N-H structures)
1455	C-H bend ( $\text{CH}_3$ and $\text{CH}_2$ )
1410	O-H bend (carboxylic groups)
1375	C-H bend ( $\text{CH}_3$ )
1260 and 1220	C-O stretch (carboxylic groups, phenols, aromatic/unsaturated ethers)
1095 and 1030	C-O stretch (alcohols, aliphatic ethers)
805	C-H bend (tri- and tetra-substituted aromatic rings)

Figura 4. Características del espectro FTIR de sustancias húmicas (Matilainen et al., 2011).





### 3.2.2. Generalidades del nitrógeno amoniacal

El nitrógeno está compuesto de una parte orgánica y otra inorgánica, en suelo se encuentra la reserva más importante de nitrógeno tras la fijación del nitrógeno atmosférico. Ahí, el nitrógeno orgánico se degrada a nitrógeno disuelto orgánico y se mineraliza a nitrógeno inorgánico disuelto como especies no ionizadas ( $\text{NH}_3$ ) e ionizadas ( $\text{NH}_4^+$ ). La forma disuelta inorgánica del nitrógeno es la fracción del nitrógeno que puede ser utilizada por plantas verdes o que se pierde al ambiente y es un proceso natural que ha aumentado significativamente por la actividad antropogénica. La intensa actividad agrícola por el uso y generación excesiva de fertilizantes y estiércol y la actividad urbana, por el desecho de agua residual o el depósito de residuos en rellenos sanitarios, han generado que haya un aumento de nitrógeno presente en el suelo y por ende, en la zona no saturada de los acuíferos, generando escurrimiento a este y a cuerpos de agua superficial afectando la calidad de fuentes de agua de reúso potable. El  $\text{NH}_4^+$  se encuentra naturalmente en niveles por debajo de 0.2 mg/L, aunque, si estas se encuentran en condiciones anaerobias la concentración puede aumentar hasta 3 mg/L (Xin et al. 2019). El  $\text{NH}_4^+$  en el agua potable no tiene un impacto directo en la salud humana, sin embargo, puede comprometer la eficiencia de los procesos de desinfección, contribuir a la formación de nitrito en los sistemas de distribución, problemas de sabor y olor y funge como compuesto precursor de subproductos de la desinfección (WHO, 2020).

El nitrógeno se transforma de acuerdo con su ciclo, Figura 5. Tras la fijación de nitrógeno, se lleva a cabo la desaminación de los aminoácidos generando  $\text{NH}_4^+$ . El nitrógeno amoniacal se puede degradar en diferentes rutas dependiendo de los microorganismos presentes, la ruta de degradación más conocida es la nitrificación de  $\text{NH}_4^+$  por la oxidación autótrofa a nitrito y, posteriormente, la oxidación de nitrito a nitrato por las bacterias *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* respectivamente. Seguido por la desnitrificación, la reducción heterotrófica de nitrato a nitrito y, en última instancia, la reducción de nitrito a nitrógeno gaseoso, que es una forma de nitrógeno sin efectos negativos significativos sobre el ambiente. La desnitrificación requiere una fuente de carbono y ocurre preferentemente en condiciones anóxicas (Xin et al. 2019).

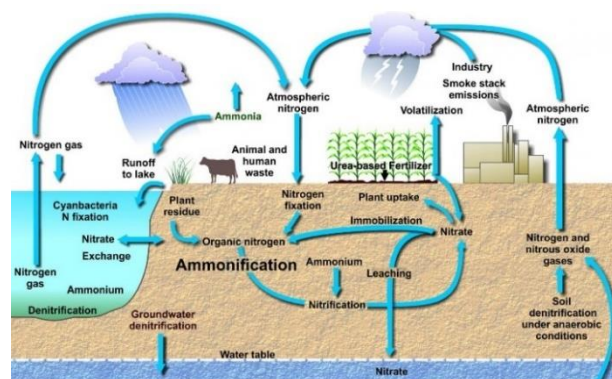


Figura 5. Ciclo del nitrógeno (Xin et al. 2019)

Sin embargo, existen diferentes bacterias con rutas distintas para la degradación de  $\text{NH}_4^+$ . Los microorganismos nitrificantes heterótrofos y desnitrificantes aerobios (NHDA) tienen diversas vías metabólicas del nitrógeno y pueden utilizar simultáneamente diferentes fuentes de carbono para transformar la hidroxilamina, el amonio, el nitrito y el nitrato progresivamente en nitrógeno gaseoso

( $N_2$  y  $N_2O$ ) mediante la nitrificación y la desnitrificación, o transformar el nitrógeno en nitrógeno orgánico integrándose con la asimilación del nitrógeno. Estas transformaciones son catalizadas por diferentes enzimas como se muestra en la Figura 6 (Song et al., 2021).

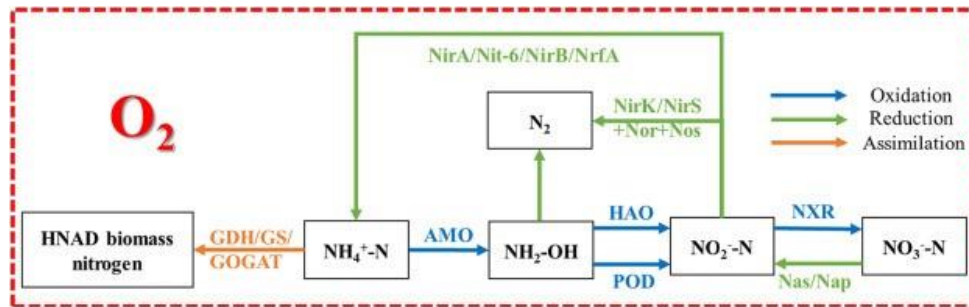


Figura 6. Vías de metabolismo del nitrógeno de los microorganismos NHDA (Song et al., 2021).

Como se observa en la Figura 6, a diferencia de las bacterias nitrificantes autótrofas, las NHDA son capaces de oxidar el nitrógeno amoniacal presente en el agua utilizando fuentes de carbón orgánico y además llevar a cabo la desnitrificación simultáneamente en presencia de oxígeno. Además, la tasa de crecimiento de bacterias heterótrofas puede ser mayor que la de bacterias autótrofas si se provee suficiente carbón orgánico. Es por esto que se requiere encontrar la relación óptima entre el carbono y nitrógeno requerido las NHDA requieren alta tasa de relación C/N, aproximadamente de 10, a mayor tasa mayor eficiencia de remediación, sin embargo, si el carbono se aumenta más allá del óptimo, la velocidad de la reacción disminuye por exceso de este compuesto (Song et al., 2021). Las NHDA pertenecen a un amplio rango de clasificaciones taxonómicas, ha sido posible aislar bacterias NHDA, pertenecientes a los géneros de *Acinetobacter*, *Bacillus*, *Cuprobacter*, *Halomonas*, *Klebsiella*, *Marinobacter*, *Pseudomonas*, y *Photobacterium*, de diferentes ambientes. Aunque este tipo de microorganismos están presentes en diferentes ambientes, no se limitan a llevar a cabo la nitrificación heterótrofa y desnitrificación aerobia en ambientes específicos, al contrario, estos se pueden adaptar e incluso ciertas condiciones mejoran la capacidad en dichos procesos (Luo et al., 2022).

Otra ruta principal para la degradación del  $NH_4^+$ , para cerrar el ciclo del nitrógeno, es la oxidación anaerobia del amonio (anammox) por su nombre en inglés. Este es un procedimiento biológico capaz de convertir de forma anaerobia el  $NH_4^+$  en gas dinitrógeno ( $N_2$ ) usando con  $NO_2^-$  como aceptor de electrones, Figura 7. Las bacterias capaces de llevar a cabo esta ruta de degradación pertenecen al Filo *Planctomycetes* y algunos ejemplos de géneros son los siguientes: *Anammoxoglobus*, *Ca. Jettenia*, *Candidatus Brocadia*, *Ca. Scalindua*, *Ca. Kuenenia* y *Ca. Anammoximicrobium* (Mojiri et al., 2020).

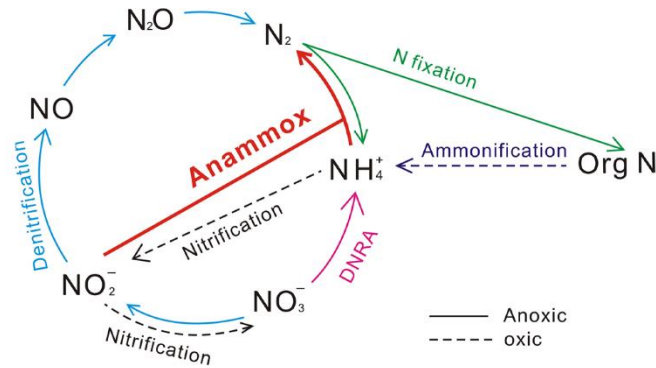


Figura 7. Vía anammox para la metabolización del nitrógeno.

### 3.2.6 Métodos de remoción de materia orgánica natural y nitrógeno amoniacal

La necesidad de eliminar la MON y  $\text{NH}_4^+$  ha permitido el desarrollo de diversas estrategias de tratamiento que siguen en continuo desarrollo. De acuerdo con una búsqueda en la base de datos Scopus (Figura 8), del año 2008 al 2012, las publicaciones para la remoción de MON se enfocaron en la optimización del proceso de coagulación, la filtración con membranas y en el uso de diferentes procesos de oxidación avanzada. Entre el año 2013-2017 se observa la misma tendencia añadiendo un número importante de publicaciones relacionadas con la remoción por medio de adsorción. Sin embargo, el agotamiento de los medios de adsorción, el ensuciamiento de membranas o la falta de capacidad de remover la fracción de peso molecular bajo de la MON son tan solo alguno de los inconvenientes que se presentan con el uso de dichos procesos de tratamiento (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016). Recientemente, se puede observar un número creciente de publicaciones relacionadas con procesos de biofiltración para la remoción de MON por los beneficios que el tratamiento biológico presenta. Entre de los procesos de biofiltración destaca el uso de arena, de sistemas de filtros biológicos aireados y el uso de sistemas de carbón activado biológicamente asistidos.

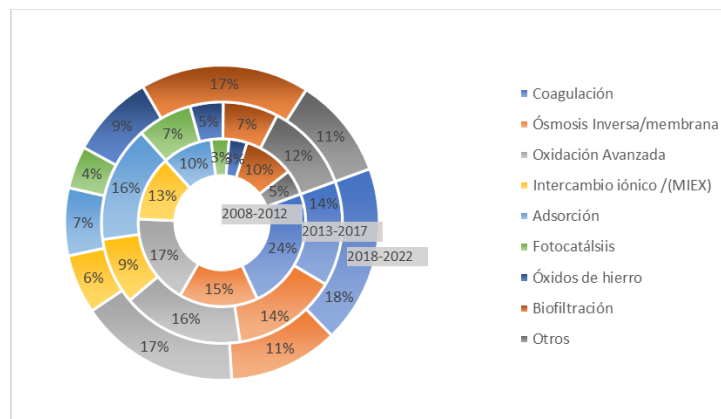


Figura 8. Publicaciones sobre estrategias de remoción de MON 2008-2022. (Elaboración propia con datos de Scopus (2022)).

Con respecto al  $\text{NH}_4^+$ , una limitación importante para su remoción es la concentración presente del contaminante. Entre de los procesos eficientes con concentraciones bajas de  $\text{NH}_4^+$  se encuentran la cloración hasta el punto de quiebre, adsorción, intercambio iónico, oxidación electroquímica y el

tratamiento biológico. En la búsqueda en la base de datos Scopus (Figura 9), del año 2008 al 2012 las publicaciones se concentraron principalmente en el uso de estanques o lagunas y en biofiltración para la remoción de  $\text{NH}_4^+$ , entre los años 2013 y 2017 el número de publicaciones enfocada en biofiltración aumentó significativamente en comparación a las otras técnicas de remoción. Finalmente, en los últimos años, se ha estudiado la nitrificación heterótrofa y la desnitrificación aerobia como una ruta de remoción del  $\text{NH}_4^+$  y su integración con el proceso de biofiltración (Ren et al., 2022).

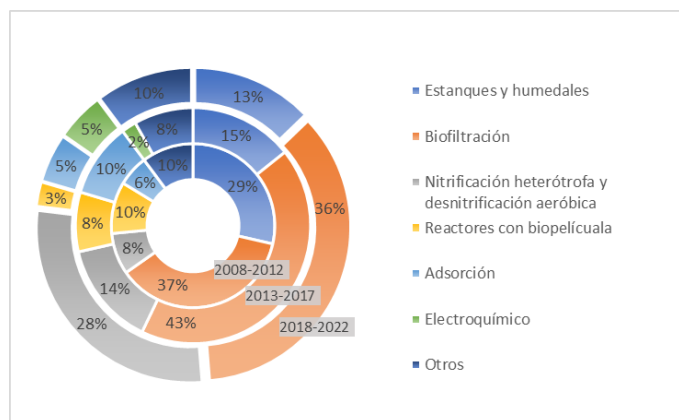


Figura 9. Publicaciones sobre estrategias de remoción de  $\text{NH}_4^+$  2008-2022. (Elaboración propia con datos de Scopus (2022)).

La filtración biológica, biofiltración, convierte los contaminantes a través de células microbianas adheridas, es decir biopelículas, en los medios filtrantes y, además, separa físicamente partículas en el lecho del filtro y es una técnica cuya aplicación, como se describe en la sección anterior, para la remoción de  $\text{MON}$  y  $\text{NH}_4^+$  (Thuptimdang et al., 2021). Un ejemplo de biofiltración para la remoción de dichos contaminantes son los sistemas de material carbonoso biológicamente asistidos como se describe en la siguiente sección.

### 3.3 Sistemas de material carbonoso biológicamente asistidos

El carbón activado (CA) y el biocarbón (BC) son materiales ricos en carbono con estructuras y características que les permiten tener una alta capacidad de adsorción y un crecimiento biológico ya que provee un ambiente favorable. Este crecimiento se da cuando los sitios disponibles en la superficie de los materiales se saturan al adsorber contaminantes, se cubren por células de bacterias o por sustancias poliméricas extracelulares. En vez de llevar a cabo una regeneración, se permite la actividad biológica para ocupar el principal proceso de tratamiento. Se ha estudiado que los SCAAB se utilizan principalmente en la potabilización de agua ya que son capaces de operar con concentraciones de contaminantes bajas; se han utilizado en: la remoción de  $\text{MON}$  y  $\text{NH}_4^+$  pero también para la remoción de contaminantes emergentes, plaguicidas, toxinas de algas y de sustancias responsables de generar olor y sabor. En la Tabla 6 se especifica las aportaciones importantes de diferentes trabajos utilizando SCAABs. Finalmente, los SBAB son sistemas menos estudiados, pero se reconoce su potencial de aplicación ya que es un material más económico con capacidad de sustituir al CA en los SCAAB (dos Santos & Daniel, 2019; Jayakumar et al., 2021).

### 3.3.1 Mecanismo de remoción en los SMCAB

El proceso de remoción de contaminantes se puede describir como un proceso de cuatro etapas siendo la adsorción física la primera. La adsorción de compuestos orgánicos al medio en soluciones acuosas está determinada por interacciones electrostáticas y fuerzas de interacción no electrostáticas. La primera depende de la carga superficial del adsorbente y del adsorbato, del pH y la fuerza iónica de la solución acuosa, mientras que las interacciones no electrostáticas incluyen fuerzas de van der Waals, enlaces de hidrógeno e interacciones hidrofóbicas (dos Santos & Daniel, 2019). La segunda fase es de adsorción y degradación biológica simultánea, en esta etapa en ocasiones se observa una disminución de eficiencia de remoción ya que los sitios de adsorción comienzan a saturarse, pero las bacterias apenas están en un proceso de adaptación. Además, la saturación de nutrientes adsorbidos atrae bacterias las cuales comienzan una fase de aclimatación sobre la superficie del SMCAB y la biodegradación comienza a aumentar (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016). En la tercera etapa, la capacidad de adsorción se agota, pero las comunidades de microorganismos alcanzan un estado estable, por lo que la remoción por biodegradación es predominante. Por último, existe una pérdida de eficiencia de degradación por la acumulación de sustancias como células muertas en la superficie del SMCAB, por lo que es necesario reemplazarlo o regenerarlo (dos Santos & Daniel, 2019).

De la misma manera en que el proceso de remoción de contaminantes en el SMCAB se lleva a cabo en etapas, la etapa de biodegradación es de múltiples pasos, Figura 10. La biodegradación de un SMCAB es un proceso de la acción mutua de los procesos de adsorción, desorción y difusión de moléculas hacia los poros del material carbonoso. Inicialmente, las moléculas adsorbidas en la superficie externa del material y en sus microporos y las moléculas en la matriz de la biopelícula se biodegradan parcialmente. Aquellas sustancias que no se biodegradan por completo se difunden hacia la superficie interna en donde son adsorbidas. Estas partículas adsorbidas se modifican a material fácilmente biodegradable por los microorganismos extracelulares presentes en los microporos. Por último, las partículas adsorbidas se desorben por el gradiente de concentración entre la superficie del material y el líquido del medio por lo que se difunden hacia la superficie externa del material carbonoso, en donde se adsorben y se someten a la degradación microbiana. La proporción de material adsorbido es igual a la cantidad del adsorbato degradado en la etapa inicial de biodegradación. Paralelamente, el material generado por la muerte de células son una fuente de nutrientes adicional que sirven como precursores del crecimiento de la biopelícula (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016).

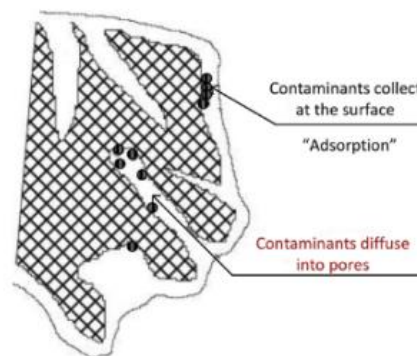


Figura 10. Mecanismos de biodegradación (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016).

Tabla 6. Uso de SCAABs para el tratamiento de aguas.

Compuesto Objetivo	Fuente de agua y Características	Medio Filtrante	Condiciones de operación principales	Eficiencias de remoción óptimas	Resultados clave	Referencia
MON	Efluente del proceso de UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> de planta potabilizadora de agua de río.  pH: 8.03-8.28 UV <sub>254</sub> : 0.21-0.28 m <sup>-1</sup> COD: 2.69-3.35 mg/L NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N: 0.41-0.53 mg/L H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 5.00-6.5 mg/L	Carbón activado de SCAAB de una planta potabilizadora en operación con tamaño de malla de 20 x 50 mm.	Columna de diámetro de 10 cm, 180 cm de altura y una altura de CA de 20 cm. Flujo ascendente con caudal de 80 L/h y un EBCT de 10.6 min.	SCAAB con CA de 2 años de uso logró una remoción de 37.6 % de COD.	La edad del carbón y el tamaño de las partículas de los carbones activados no afectan a los microorganismos presentes en las biopelículas, sin embargo, la eficiencia de eliminación de MON se redujo con el incremento de la edad del carbón y aumentó con la reducción del tamaño de partícula. Además, el uso del sistema UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> -BAC permitió una mayor remoción que el la ozonación previa al uso del SCAAB, sin impactar en las comunidades microbiológicas presentes.	(Du et al., 2020)
Compuestos farmacéuticamente activos	Influyente superficial de sedimentador primario de PTAR PhACs: 580-2600 ng/L (carbamazepina) COD: 496 mg/L NH <sub>3</sub> -N: 5.07 mg/L	Biocarbón de madera dura no activado.	Columna de diámetro de 15 cm y 55 cm de altura. Flujo descendente con caudal de 3.75 L/min y una carga hidráulica de 50 L/m <sup>2</sup> -d.	Eliminación de carbamazepina en la biopelícula activa del biocarbón fue alta y estable durante las 22 semanas (>98%).	Los filtros de biocarbón con biopelícula activa son más eficaces que los de arena en la eliminación de MO y NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mientras que ambos medios son pobres en eliminación de fósforo.	(Dalahmeh et al., 2019)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Agua del embalse de Ömerli en Estambul. COD: 3.5-5.8 mg/L NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N: 0.15-0.98 mg/L	Carbón activado granular a base de madera producido por activación química con ácido fosfórico.	Columna de diámetro de 2 cm, 1 m de altura y una altura de CA de 50 cm. Flujo descendente con EBCT de 1 h.	Remoción de > 97% de amonio, sin cambios en la concentración del efluente a pesar de cambios en la concentración del afluente.	La eliminación casi completa del NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N se logró mediante nitrificación y esta eficiencia no cambió en las columnas alimentadas con agua ozonizada. Además, tras el uso de columnas estériles, se concluye que la adsorción del ion amonio es temporal en el CAG por lo que se puede asumir que la nitrificación es la única forma de eliminación de amonio en las columnas.	(Yapsakli et al., 2010)

Tabla 6 (continuación). Uso de SCAABs para el tratamiento de aguas.

MON	<p>Agua superficial con filtración de arena y ozonación, pH: 7.5-8.0  <math>UV_{254}</math>: 0.056-0.067 <math>m^{-1}</math>            DQOMn: 1.89-3.15 mg/L  <math>NH_4^+-N</math>: 0.00-0.34 mg/L</p>	<p>Carbón activado de origen sintético con área superficial de 960 <math>m^2/g</math>.</p>	<p>Columna de diámetro de 8 cm, 5 m de altura y una altura de CA de 190 cm. Flujo ascendente o descendente de 70 L/h con un TRH de 8.6 y 10.1 min respectivamente.</p>	<p>La eficiencia de remoción de COD fue de 37.9% para SCAAB de flujo ascendente y 31.5 % para flujo descendente.</p>	<p>La eliminación de DQOMn en el SCAAB de flujo ascendente fue aproximadamente un 10% superior a la del SCAAB de flujo descendente. Sin embargo, el primero tuvo una mayor concentración de bacterias desprendidas, mientras el segundo tuvo más biomasa adherida en la parte superior.</p>	(Han et al., 2013)
Compuestos reactivos del cloro	<p>Agua cruda de la presa de Warragamba, Sidney.</p>	<p>Carbón activado comercial.</p>	<p>Columna de diámetro de 5 cm y una altura de CA de 5 cm. Flujo ascendente con caudal de 7.5 mL/min y un EBCT de 20 min.</p>	<p>El SCAAB eliminó ~93% de los compuestos reactivos del cloro a pesar de tener una remoción de ~47% de COD.</p>	<p>El SCAAB tiene un potencial significativo para mejorar la estabilidad del cloro en el agua potable El SCAAB seguido de una de una coagulación mejorada podría ser beneficioso para mejorar la estabilidad del cloro ya que el primero reduce la parte de la MON no coagulable.</p>	(Madushi Korotta-Gamage et al., 2021)
$NH_4^+-N$	<p>Agua sintética            COD: 50-60 mg/L  <math>NH_4^+-N</math>: 5-6 mg/L</p>	<p>Carbón activado comercial con modificación de superficie por nanopartículas de hierro.</p>	<p>Columna de diámetro de 40 mm y 400 mm de altura. Temperatura de operación 10°C.</p>	<p>La remoción de <math>NH_4^+</math> por el SCAAB con modificación de superficie fue de 97.9%, mientras que el SCAAB fue de 87.8%.</p>	<p>La modificación de superficie aumentó el número y la actividad metabólica de los microorganismos, y optimizó tipo de los microorganismos en la superficie del CA. Mejorando así la remoción biológica de nitrógeno amoniacal a temperaturas y concentraciones bajas.</p>	(Ren et al., 2022)
Promotores de SPD.	<p>Agua superficial efluente de sistema de ozonación. pH: 7.88-8.40  <math>UV_{254}</math>: 0.0196-0.0258 <math>m^{-1}</math>            COD: 1.96-2.20</p>	<p>Carbón activado comercial a partir de la cáscara de coco con modificación de superficie por nanopartículas de hierro.</p>	<p>Columna de diámetro de 4 cm, 20 cm de altura y un EBCT de 20 min.</p>	<p>La concentración en el efluente de trihalometano y ácidos haloacéticos fue de 2.15 y 10.55 mg/L, con CA con modificación de superficie mientras que la concentración fue de 8.46 y 28.45 mg/L, con CA sin modificación.</p>	<p>La modificación de superficie potenció la transferencia extracelular de electrones en las biopelículas adheridas, la actividad metabólica a y la eliminación de materia orgánica, especialmente de los precursores de los SPDs. Además, las SPE en la superficie mostraron una mayor estabilidad mecánica, evitando que las biopelícula o las bacterias se desprendieran hacia el agua.</p>	(Xing et al., 2020)



El proceso en los sistemas de biocarbón asistidos biológicamente (SBAB) es el mismo, dividido en cuatro etapas, sin embargo, el CA en los SCAAB únicamente funciona como soporte de la biopelícula y no participa en los procesos de degradación microbiana, al contrario, el BC es conductor de la electricidad y cuenta con abundantes sitios activos redox lo que le permite mediar eficazmente el metabolismo microbiano. El biocarbón puede facilitar el proceso de intercambio de electrones actuando como un conducto eléctrico. Los microbios electroactivos, aquellos capaces de transferir electrones extracelulares, pueden metabolizar los contaminantes a través de la transferencia directa de electrones extracelulares (DEET por sus siglas en inglés) y la transferencia directa de electrones entre especies (DIET por sus siglas en inglés). En el primero los microorganismos se conectan físicamente al BC para la transferencia de electrones y en el segundo, los microorganismos utilizan otras células como mediadores de electrones a través de un metabolismo sintrófico. Ambos pueden ocurrir por la transferencia de electrones a través de los grupos funcionales de la superficie del BC o por la transferencia de electrones a través de las estructuras gráficas conductoras del mismo, Figura 11 (Jayakumar et al., 2021). Por lo que es importante estudiar la diferencia entre la operación del SCAAB y del SBAB.

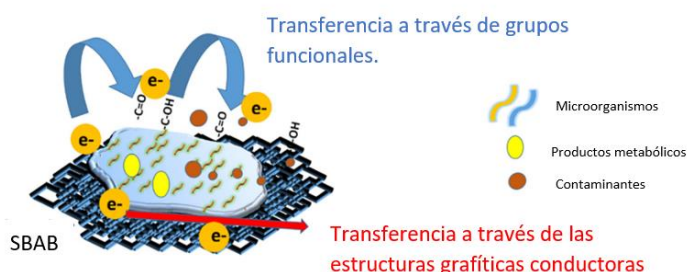


Figura 11. Tanto el DIET como el DEET pueden ocurrir a través de la transferencia de electrones a través de los grupos funcionales o la transferencia a través de las estructuras gráficas conductoras del biocarbón (Jayakumar et al., 2021).

### 3.3.2 Modelación

Un modelo se utiliza para transmitir información de diseño, simular el comportamiento o especificar un proceso. Su importancia radica en que se puede utilizar para predecir y estudiar el comportamiento de un sistema de forma matemática sin necesidad de realizar experimentos costosos o que requieran mucho tiempo. Al modelar un sistema de adsorción asistido biológicamente, es necesario incorporar el efecto del crecimiento biológico en el proceso de adsorción y las consecuencias que tiene el crecimiento de biopelícula alrededor de los gránulos de adsorción al modelo de adsorción ya que existe una sinergia de estos procesos. Estas consecuencias incluyen lo siguiente; en primer lugar, el grosor de la biopelícula aumenta con el tiempo por lo que el tamaño del gránulo del lecho de columna también aumentará y para prevenir taponamientos es necesario que el lecho opere con un flujo ascendente para permitir la expansión del lecho o que opere de manera fluidizada. Segundo, la biopelícula es una resistencia adicional a la adsorción de contaminantes en los gránulos, previo a ser adsorbidos, los contaminantes deben difundirse a través de la biopelícula. Tercero, tanto la adsorción como la biodegradación ocurren simultáneamente por lo que la saturación de los sitios activos de adsorción como el incremento de grosor de biopelícula aumentan con el tiempo, por lo que la concentración de contaminantes disminuye con la distancia radial desde el centro del gránulo, sin embargo, como se explica en secciones anteriores, se puede





dar una desorción de partículas del interior de la biopelícula; se da una bioregeneración (Adsorption Calculations and Modelling, 1994).

En estos sistemas se espera que los gránulos de adsorción se cubran con una biopelícula de grosor variable por lo que se debe conocer: 1) la capacidad de remoción de especies disueltas de la biopelícula, 2) el incremento de grosor de biopelícula con el tiempo y 3) el cambio en la densidad y el tamaño efectivo de los gránulos con el tiempo, ya que afecta el alcance de expansión del lecho. Para simplificar la modelación de estos sistemas se cuenta con los supuestos (Adsorption Calculations and Modelling, 1994):

- 1) Las propiedades de la biopelícula como porosidad, densidad y concentración de bacterias no cambian con el grosor de ésta, se mantienen constantes.
- 2) Ya que el crecimiento de la biopelícula se da en un tiempo mucho mayor que el tiempo de residencia del agua en el lecho, este puede aproximarse a un sistema de lecho fijo y no un lecho expandido.
- 3) El perfil de concentración a través de la película puede ser aproximado a un estado pseudo-estacionario ya que el cambio del grosor de la biopelícula es insignificante en cualquier instante.
- 4) El efecto de la curvatura de la superficie de los gránulos puede ser ignorado y la superficie de los gránulos se puede asumir plana.
- 5) La aproximación de Glueckauf puede utilizarse para describir la difusión intergranular, es decir que la tasa de absorción del adsorbato por un gránulo es linealmente proporcional a una fuerza motriz, definida como la diferencia entre la concentración superficial y la concentración media de la fase adsorbida.

Las ecuaciones que se presentan en la Figura 12 junto con las condiciones de frontera iniciales y los parámetros adimensionales conforman el modelo de descripción de adsorción con crecimiento biológico en lechos expandidos con una tasa de degradación de primer orden con respecto a la concentración del sustrato. Este conjunto de ecuaciones se puede resolver de manera numérica con un resultado como se muestra en la Figura 13. Sin embargo, una importante limitante es que el modelo describe un proceso de adsorción y biodegradación simultánea de un proceso monoespecífico (Adsorption Calculations and Modelling, 1994).

Por último, la capacidad de predicción del modelo puede verse comparando las predicciones y los experimentos sobre la eliminación de contaminantes en el sustrato (Adsorption Calculations and Modelling, 1994).



Conservation equation of fluid phase:

$$\frac{\partial c_2^+}{\partial z^+} + \left[ \psi_1 \frac{\partial (k_1 x)}{\partial \theta^+} + \psi_3 (k_1 x) + \frac{\Lambda}{3} \frac{\partial q^+}{\partial \theta^+} \right] = 0$$

Biofilm growth equation:

$$\frac{\partial}{\partial \theta^+} (k_1 x) = (1/\psi_1) [c_1^+ \cosh(k_1 x) + c_2^+ \sinh(k_1 x) - c_1^+] - (\psi_3/\psi_1) (k_1 x)$$

Adsorption rate equation and continuity condition at film-pellet interface

$$\frac{\partial q^+}{\partial \theta^+} = \psi_2 (a_2^+ - q^+) = \frac{3}{\Lambda} c_2^+$$

Equilibrium relationship at film-pellet interface:

$$a_2^+ = f(c_2^+)$$

Continuity condition at liquid-film interface:

$$c_2^+ = c_1^+ \sinh(k_1 x) + c_2^+ \cosh(k_1 x)$$

Initial and boundary conditions:

$$c_2^+ = 1, \quad z^+ = 0, \quad \theta^+ \geq 0$$

$$c_2^+ = c_2^+ = c_2^+, \quad a_2^+ = \bar{q} = f(c_2^+), \quad k_1 x = k_1 x_0, \quad z^+ \geq 0, \quad \theta^+ < 0$$

Definitions of dimensionless variables:

$$c_2^+ = c_2/c_{2,0}, \quad c_1^+ = c_1/c_{1,0}, \quad c_2^+ = c_2/c_{2,0}$$

$$\bar{q}^+ = \bar{q}/q_{rel}, \quad a_2^+ = a_2/q_{rel}$$

$$dz^+ = \frac{3(1-\epsilon)}{u_p a_s} \sqrt{k_v D_f} dz_0, \quad \theta^+ = \frac{\sqrt{k_v D_f}}{a_p} \theta$$

Definitions of dimensionless parameters:

$$\psi_1 = \frac{X_p}{Y} \sqrt{\frac{D_f}{k_v a_p c_{in}}}, \quad \psi_2 = \frac{a_p k_p}{\sqrt{k_v D_f}}$$

$$\psi_3 = \frac{X_p k_d}{Y k_v c_{in}}, \quad \Lambda = \frac{\rho_p q_{rel}}{c_{in}}$$

Definitions of other parameters:

$$k_1 = \sqrt{\frac{k_v a_p}{D_f \cdot 3}}$$

Figura 12. Resumen de las ecuaciones adimensionales que describen la adsorción con crecimiento biológico en lechos expandidos (Adsorption Calculations and Modelling, 1994).

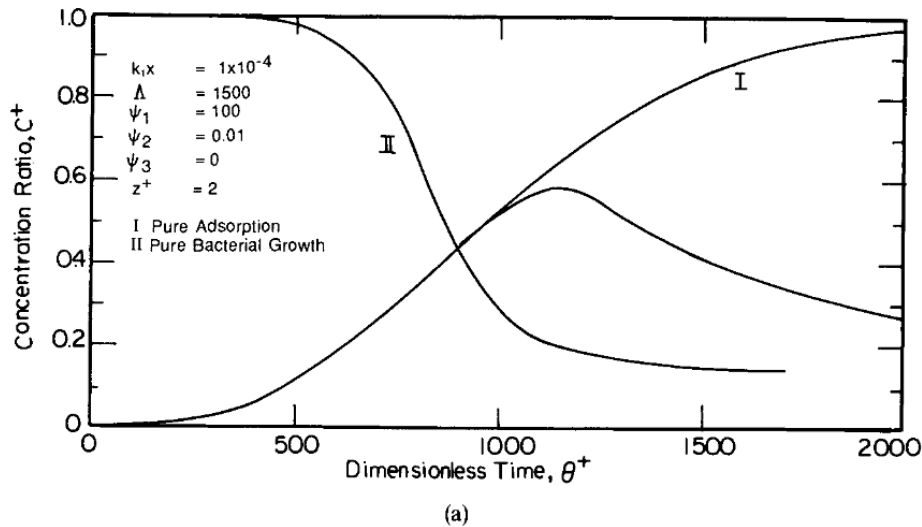


Figura 13. Predicción del rendimiento de la adsorción en lecho expandido con crecimiento bacteriano (Adsorption Calculations and Modelling, 1994).

### 3.3.3 Medio filtrante

El tratamiento de agua con un sistema asistido biológicamente depende en gran medida del medio que se utilice. El CA es un material amorfo con base de carbono, una porosidad y área superficial alta. Se puede usar en diferentes formas; polvo, fibroso o granular, siendo el último el más ampliamente utilizado para el tratamiento de aguas residuales y potabilización del agua ya que es capaz de tratar de manera efectiva contaminantes orgánicos y su recuperación es más sencilla (dos Santos & Daniel, 2019). Además de la capacidad de adsorción que el CA presenta, su estructura permite un crecimiento biológico en su superficie ya que provee un ambiente favorable para la formación de biopelículas. Este crecimiento se da cuando los sitios disponibles en la superficie del CA se saturan al adsorber contaminantes o se cubren por células de bacterias o sustancias poliméricas extracelulares (Lu et al., 2021). Por otro lado, el BC también cuenta con una superficie específica grande, alta porosidad, baja densidad aparente, alta porosidad, pequeña densidad aparente, alta estabilidad y fuerte capacidad de adsorción (Hu et al., 2021).



La estructura del material carbonoso influye en el número de sitios activos disponibles para el crecimiento de biomasa. Una superficie macroporosa e irregular da protección del esfuerzo cortante del flujo del agua, al contrario, los microporos no permiten la penetración de microorganismos porque tienen un tamaño mayor (dos Santos & Daniel, 2019). Ya que la superficie interna de los macroporos puede llegar a ser  $10^4$  veces mayor que la superficie externa del material carbonoso, provee sitios para la fijación de una biopelícula además de funcionar como protección para los microorganismos de factores externos. Sin embargo, el fin no es únicamente proveer de una superficie para el crecimiento de una biopelícula por lo que los microporos también son importantes para aumentar la capacidad de adsorción y, sobre todo, para asegurar la concentración de sustrato en la superficie mecanismo que favorece la fijación de biopelícula (Dong et al., 2018). Lu et al., (2021) estableció en su estudio que un CA adecuado para el uso en un SCAAB tiene un volumen de poros mayor a 1 mL/g y la distribución de sus microporos, macroporos con diámetro entre 0.2–10  $\mu\text{m}$  y macroporos con diámetro  $>100 \mu\text{m}$  debe ser 24.5%, 23.2%, and 28.4%, respectivamente.

Además, cuando se selecciona un CA para un SCAAB, es necesario considerar tanto las características físicas como las químicas del material. Como ya se mencionó, la distribución del volumen de poros es importante pero también lo es la carga e hidrofobicidad de CA, la polaridad de su superficie y los grupos funcionales presentes en la misma. Por ejemplo, los grupos oxácidos aumentan la polaridad del CA y reducen su capacidad de adsorber materia orgánica, impidiendo que se cumpla el objetivo de su uso en SCAAB (Lu et al., 2020) mientras que la presencia de grupos fenólicos polares y carboxílicos aumenta la hidrofiliidad de la superficie del CA lo que puede favorecer la fijación de bacterias nitrificantes. Adicionalmente se debe evaluar la dureza del CA para determinar la resistencia que va a tener a la degradación por el flujo de agua a tratar y el flujo de agua para el retrolavado.

### 3.3.3.1 Modificación de superficie del material filtrante con óxidos de hierro

El hierro es un cofactor de enzimas de las células de microorganismos y es importante para la síntesis de dichas enzimas y su proceso de transcripción. Además, el hierro es un mediador redox formando parte importante de la cadena de transporte de electrones. En los sistemas biológicamente asistidos la adición de óxidos de hierro al medio filtrante no sólo promueve la actividad microbiológica, asiste en el incremento de biomasa en la superficie del medio e incluso, aumenta la eficiencia de remoción de  $\text{NH}_4^{++}$  y MON (Ren et al., 2021; Xing et al., 2020).

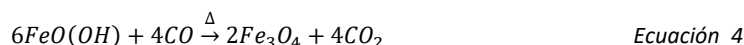
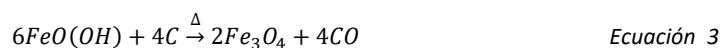
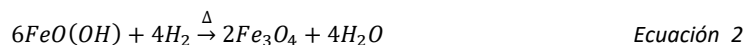
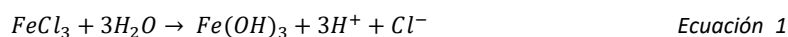
La modificación de superficie del BC o CA con óxidos de hierro, de tamaño menor a 100 nm, se puede llevar a cabo a través de una impregnación y reacciones carbotérmicas, las cuales consisten en la reducción de sustancias como los óxidos metálicos utilizando fuentes de carbono como agentes reductores con pérdidas bajas del material de carbón. Esta conversión es sencilla por la entropía de la reacción en la que dos sólidos se transforman en un nuevo sólido y un gas, sin embargo, las reacciones carbotérmicas se deben dar a altas temperaturas para propiciar la difusión de los sólidos de la reacción y aumentar la velocidad de la reacción (Shen, 2015).

La reducción carbotérmica de óxidos de hierro es una técnica muy utilizada por el interés en la amplitud de aplicaciones que tiene como la producción de hierro esponja y actualmente, para permitir un tratamiento de agua más rápido, accesible y eficiente. El sistema de producción de óxidos de hierro a partir de un material carbonoso se resume en la conversión de una sal de hierro



a óxidos de hierro que con temperaturas elevadas se reducen carbotérmicamente a nanopartículas de hierro generando estructuras de grafito bien organizadas (Shen, 2015).

En este proceso, primero se lleva a cabo la impregnación del BC o CA a través de una solución acuosa de una sal de hierro, como  $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ , la cual se hidroliza para producir hidróxidos de hierro. La hidrólisis es el proceso en el que un ion reacciona con agua, esto es posible únicamente si son aniones y cationes de ácidos y bases débiles, es por eso que únicamente los iones  $Fe^{3+}$  se hidrolizan y se combinan con los iones  $OH^-$  para reestablecer el equilibrio de acuerdo con el principio de LaChatelier. Sin embargo, el ion  $Cl^-$  no se hidroliza, dejando protones libres en la solución por lo que el pH de ésta es ácido. Tras la hidrólisis, el material carbonoso precargado con hierro y seco se somete a pirólisis para reducir los hidróxido de hierro a óxido de hierro ( $Fe_3O_4$ ) por agentes reductores como  $H_2$ ,  $CO$  y material amorfo producido a través de la pirólisis de biomasa, es decir BC o CA (Ec. 1-4) (Shen, 2015).



En este proceso, la pureza de la fuente de carbón, así como su área superficial pueden afectar la energía de la reacción. Se ha demostrado que el material carbonoso y poroso, es un material adecuado como soporte de óxidos por su inercia química y estabilidad. Además, los numerosos grupos oxigenados presentes en su superficie actúan como sitios de adsorción para cationes metálicos en el medio acuoso durante la etapa de impregnación, permitiendo una alta dispersión del precursor metálico que durante la etapa de pirólisis se reducen a nanopartículas cuasi-monocristalinas (Shen, 2015).

### 3.3.4 Biopelícula

Una biopelícula es una matriz polisacáridica adherida que contiene células bacterianas embebidas y se forma en cuatro etapas: 1) unión reversible de células planctónicas, 2) unión irreversible de las mismas células, 3) crecimiento celular y producción de polisacáridos, y 4) desarrollo ulterior para formar la biopelícula madura, persistente y casi impenetrable (Madigan et al., 2015). La formación de biopelículas incluye células microbianas inmovilizadas en la superficie del carbono o incrustadas en una matriz de polímero orgánico extracelular de origen microbiano. Las bacterias se adhieren a la superficie sólida por fuerzas van der Waals, fuerzas electrostáticas interacciones estéricas, enlaces hidrófobos y enlaces de hidrógeno. La estructura del CA o BC influye en el número de sitios activos disponibles para el crecimiento de biomasa, así como su carga e hidrofobicidad. Una superficie macroporosa e irregular provee protección del esfuerzo cortante del flujo del agua, al contrario, los microporos no permiten la penetración de microorganismos porque tienen un tamaño mayor (dos Santos & Daniel, 2019). Al inicio del proceso de aclimatación de los microorganismos, algunas bacterias se adhieren al medio filtrante y producen sustancias poliméricas extracelulares (SPE), permitiendo la agrupación de bacterias y la estabilización de la biopelícula (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016). Los requisitos principales para el crecimiento de biopelículas incluyen



el nivel de nutrientes, una fuente de carbono adecuada y concentraciones de oxígeno disuelto constante (dos Santos & Daniel, 2019). Es importante adicionar los nutrientes necesarios para que no haya escasez de estos en el proceso de remoción, el nitrógeno permite la formación de aminoácidos y la acumulación de fósforo en la biopelícula contribuye al crecimiento bacteriano. Por otro lado, la tasa de crecimiento de los microorganismos está limitada por el oxígeno disuelto y el pH del agua a filtrar y controla el crecimiento de bacterias filamentosas que contribuyen a la obstrucción del sistema. Por último, la temperatura puede disminuir la capacidad de remoción tanto de MON como de  $\text{NH}_4^+$  ya que a temperaturas bajas la tasa del metabolismo de los microorganismos cambia (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016). Además, los ciclos de retrolavado afectan el grosor de la biopelícula lo cual influye en la difusión de nutrientes, fuente de carbono y oxígeno a través de la biopelícula, sin embargo, el retrolavado no impacta la diversidad de la actividad microbiológica. La diversidad de bacterias en las biopelículas varía por las condiciones de operación, desde la estructura del SMCAB, el origen del medio filtrante, tiempo de operación o la calidad del agua. Es imposible generalizar la diversidad bacteriana en un SMCAB, pero se debe buscar evitar colonizadores invertebrados, siendo los rotíferos la especie dominante seguidos por copépodos, ya que permanecen tras el proceso de filtración y son resistentes a los procesos de desinfección, además pueden actuar como depredadores de las bacterias esenciales para el proceso (dos Santos & Daniel, 2019). Por otro lado, el BC puede proporcionar el entorno para el enriquecimiento y la colonización de microorganismos de manera diferente al promover la transferencia DIET (Hu et al., 2021).

### 3.3.5 Parámetros de operación

#### 3.3.5.1 Tiempo de contacto de lecho vacío

El tiempo en el que un volumen de lecho de agua permanece en contacto con el medio adsorbente es conocido como el tiempo de contacto de lecho vacío (EBCT). Este parámetro es importante porque mayores tiempos pueden llegar a permitir una mejor remoción de contaminantes, ya que cuando aumenta el tiempo de contacto entre las sustancias orgánicas transportadas por el agua, la difusión a través de la biopelícula y la biodegradación también lo hace (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016).

#### 3.3.5.2 Calidad del efluente

La presencia de microorganismos, material particulado y SPDs producidas por el desprendimiento de biomasa acumulada o componentes abióticos impactan de manera negativa la calidad del efluente de los sistemas biológicamente asistidos. Aunque su presencia se puede reducir con el proceso de retrolavado, necesitan un tratamiento posterior. Estas sustancias en su mayoría pueden tratarse por métodos de desinfección, sin embargo, algunas son resistentes a la desinfección convirtiéndose en precursor de SPDs. La cantidad de partículas que se fugan se puede reducir con tratamientos posteriores de filtración con arena, con membranas o un proceso de coagulación y floculación ya que estos compuestos son de un peso molecular alto (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016).

#### 3.3.5.3 Retrolavado

El proceso de retrolavado es de suma importancia para el desempeño de un SMCAB a largo plazo. En este proceso, el medio filtrante es fluidizado y la abrasión del fluido libera las sustancias orgánicas o inorgánicas adheridas al medio filtrante, esto se lleva a cabo con un flujo ascendente de agua o de una mezcla de agua y aire. Existen dos parámetros significativos; la intensidad y la frecuencia del



retrolavado. Una intensidad baja de retrolavado puede no ser suficiente para remover toda la biomasa acumulada, pero una intensidad alta de retrolavado puede ocasionar una pérdida excesiva de biomasa por lo que es recomendable realizar un retrolavado con intensidad baja, pero con mayor frecuencia. Esta última por lo general se realiza semanalmente, pero se debe determinar experimentalmente por la caída de presión en la tasa de flujo del sistema o por la alta cantidad de turbiedad y sólidos suspendidos en el efluente (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016).

#### 3.3.5.4 Regeneración

El tiempo de vida útil de un SMCAB depende en gran medida de los parámetros de operación de este. Pueden transcurrir más de 5 años de operación antes de que el efluente del sistema tenga una calidad de agua por debajo del límite deseado, es decir, antes de que entre a la etapa 4 de disminución de degradación biológica. Aunque existen diversas técnicas de regeneración para el carbón activado, el carbón activado enriquecido biológicamente es significativamente diferente por la actividad microbiana y su regeneración ha sido poco estudiada. Se ha comprobado que es posible la regeneración térmicamente y aplicando un tratamiento ultrasónico de baja frecuencia. La eficacia de la reactivación térmica y la restauración de la capacidad de adsorción se reducen con la duración del proceso ya que se tiene una mayor tasa de cargas por lo que se recomienda que los ciclos de regeneración no superen los dos años. Además, es un modo efectivo de regeneración, que depende de la frecuencia, la intensidad y tiempo de zonificación y la temperatura del agua y es un método de regeneración efectivo (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016). Por otro lado, debido a las diversas aplicaciones y a las propiedades variables del BC, este se puede reciclar y utilizar para más de una aplicación. Uno de los enfoques más sencillos y mejor probados es el uso de material filtrante de BC agotado como fertilizante en la agricultura dando una opción de fin de ciclo de vida del biocarbón dentro de los SBABs (Jayakumar et al., 2021).

#### 4. METODOLOGÍA

Para poder determinar si existe una mejora significativa con el uso de diferentes medios filtrantes, se utilizaron 5 microcolumnas con diferentes medios filtrantes: 1) biocarbón sin modificación de superficie (BC), 2) biocarbón con modificación de superficie (Fe-BC), 3) carbón activado sin modificación de superficie (CA), 4) carbón activado con modificación de superficie (Fe-CA) y 5) Filtralite. Las características del biocarbón y el carbón activado utilizado se presentan en la Tabla 7. En la primera etapa, los sistemas biológicamente asistidos se inocularon con bacterias nitrificantes y se operaron de manera continua por 91. En la segunda etapa se renovó el medio filtrante de los reactores y los sistemas biológicamente asistidos se corrieron en continuo, utilizando el efluente del Reactor Biológico tubular de la PTAR a escala del canal de San Lorenzo por 50 días. El desarrollo del proyecto se describe a continuación.

Tabla 7. Características de medios filtrantes.

Especificación	Biocarbón	Carbón Activado	Filtralite®Pure
Proveedor	Proveedor local	Carbotecnia ®	Filtralite ®
Materia prima	Mezcla de maderas	Cáscara de Coco	Arcilla expandida
Tamaño de partículas (mm)	0.5-2.3 (malla 8 x 20)	0.5-2.3 (malla 8 x 20)	1.4-2.5
Densidad aparente (g/cm <sup>3</sup> )	0.28	0.54-0.60	0.78

##### 4.1 Síntesis y caracterización del material carbonoso enriquecido con óxidos de hierro

La modificación de superficie se llevó a cabo de acuerdo al procedimiento seguido por Xing et al., (2020) y Sun et al., (2019) para evitar tener concentraciones inhibitorias de hierro en los sistemas biológicamente asistidos. La modificación de superficie se realizó disolviendo 23.3 g de  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  en 120 mL de agua desionizada. A la disolución se le agregaron 3 g del material carbonoso y se realizó un mezclado por 4 horas a 360 rpm para asegurar un contacto uniforme del metal y el material carbonoso. Después, la mezcla se secó en un horno a 80°C por 24 horas y las muestras se calcinaron con pirólisis en una mufla a 650°C por 1 hora utilizando una mufla tubular Thermo Scientific modelo Lindberg Blue M. Finalmente, las muestras se lavaron con agua desionizada y se secaron en horno a 110°C por 2 horas. En la Figura 14 se puede observar el producto obtenido del proceso previamente descrito. La caracterización del material es de suma importancia para brindar información de la viabilidad del proceso de adsorción, así como su potencial de empleo a gran escala.

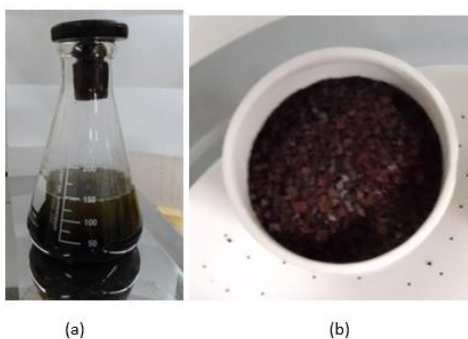


Figura 14. Modificación de la superficie del material con óxidos de hierro, etapa de impregnación (a) y producto final (b).





#### 4.1.1. Isotermas de adsorción

Primero, la evaluación de la capacidad de adsorción se puede realizar a partir del equilibrio del proceso o de su cinética (Zare et al., 2016). El proceso de adsorción alcanza el equilibrio cuando las moléculas adsorbidas y la solución están en equilibrio, es decir que todos los poros del adsorbente han sido ocupados. Si esto se lleva a cabo a una temperatura constante la capacidad de adsorción depende de la concentración del adsorbato y es representado por una isoterma de adsorción obtenida a partir de diferentes modelos matemáticos que describen una isoterma específica basándose en consideraciones teóricas o empíricas (Saha & Grappe, 2017). Se debe llevar a cabo una evaluación de la correlación de los diferentes modelos con los datos de adsorción en equilibrio de pruebas en lotes con diferentes concentraciones iniciales de medio adsorbente para determinar cuál tiene un mayor ajuste. Esto proporciona información del mecanismo de adsorción, además la isoterma se puede clasificar de tipo I a VI según la clasificación de Brunauer–Deming–Deming–Teller (BDDT) (Zare et al., 2016).

Las isotermas se llevaron a cabo con una concentración fija de COD y  $\text{NH}_4^+$  de 12 mg/L y 3 mg/L respectivamente y una masa variable de los diferentes adsorbentes de 0.5, 1.0, 1.5, 2.0 y 2.5 mg. Los adsorbentes se adicionaron a una solución de 150 mL y cada experimento se realizó a pH neutro y a 30°C 175 rpm por 72 horas. Para comparar el rendimiento de los dos adsorbentes se utilizaron los modelos de Langmuir y Freundlich, utilizando la ecuación 5 y 6 respectivamente para el ajuste a los modelos. Este último se evaluó determinando el coeficiente de correlación  $R^2$  y además, se establece que a mayor valor de  $Q_{\max}$ ,  $K_L$  y  $K_F$ , la capacidad de adsorción y la afinidad son mayores respectivamente (Truong et al., 2020).

$$Q_e = \frac{Q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad \text{Ecuación 5}$$

$$Q_e = K_F C_e^{1/n} \quad \text{Ecuación 6}$$

En donde  $Q_e$  ( $\text{mg}_{\text{COD}}/\text{g}$ ) es la cantidad de MON adsorbida por masa del adsorbente,  $Q_{\max}$  ( $\text{mg}_{\text{COD}}/\text{g}$ ) es la capacidad máxima estimada de adsorción,  $C_e$  ( $\text{mg}_{\text{COD}}/\text{L}$ ) es la concentración de MON en equilibrio,  $K_L$  es la constante de Langmuir que describe la afinidad de adsorción,  $K_F$  la constante de Freundlich que es un indicador de la capacidad de adsorción y  $1/n$  representa la heterogeneidad de los sitios de adsorción (Truong et al., 2020).

#### 4.1.2 BET

El modelo Brunauer–Emmett–Teller (BET), es de suma importancia en la caracterización ya que permite conocer la superficie de área del material carbonoso. El modelo BET asume que la adsorción de moléculas es por un sistema multicapa en el que cada capa sirve como sitio de adsorción para la siguiente capa, es decir que la primera capa sirve como sitio para la adsorción de una molécula en la segunda capa y así sucesivamente (Saha & Grappe, 2017). La isoterma se obtiene a partir de la adsorción de un gas de prueba inerte a la superficie del material, generalmente  $\text{N}_2$ , a 77 K y a partir de esta se puede obtener el área superficial específica del material analizado. Además esta técnica, permite obtener el volumen de poros y el diámetro medio de los poros (Dong et al., 2018).





#### 4.1.4 FTIR

Por último, es indispensable conocer los grupos funcionales presentes en la superficie del material. Esto es posible a través del análisis por espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) con un rango de barrido del espectrómetro de  $4000-500\text{ cm}^{-1}$ , utilizando la región de diagnóstico de  $4000-1500\text{ cm}^{-1}$  con un intervalo de exploración de  $2\text{ cm}^{-1}$ .

#### 4.2 Generación agua sintética

Se utilizó agua sintética para alimentar los reactores por lotes simulando el agua proveniente de fuentes de abastecimiento de agua potable. La preparación artificial de agua se realizó con agua destilada y la adición de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  para mantener una concentración de  $\text{NH}_4^+$  de  $3\text{ mg/L}$ , extracto de MON de turba para mantener una concentración de COT de  $12-30\text{ mg/L}$  y  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  para tener una concentración total de fósforo de  $0.5\text{ mg/L}$ . Asimismo, se agregó  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  y  $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  para proveer los metales elementales para el crecimiento de microorganismos con una concentración de  $50\text{ mg/L}$  (Hakami et al., 2019; Qin et al., 2016). Para ello se utilizó agua desionizada y se ajustó la concentración de COD y  $\text{N-NH}_4^+$  y se adicionó una solución de medio nutritivo para el crecimiento de biomasa (Tabla 8). A cada litro de agua se le agregó  $10\text{ mL}$  de la solución A y un  $\text{mL}$  de las soluciones B, C y D para tener una concentración de  $13.5\text{ mg/L}$  de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ,  $71.4\text{ mg/L}$  de  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ,  $27.5\text{ mg/L}$  de  $\text{CaCl}_2$  y  $24.21\text{ mg/L}$  de  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$   $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  en el agua sintética.

Tabla 8. Medio nutritivo para el crecimiento de biomasa (Hernández Ramírez, 2011).

Solución	Reactivo	Cantidad
Solución A	Fosfato monobásico de potasio ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) 1M	19.8 mL/L
	Fosfato dibásico de potasio ( $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ) 1M	80.2 mL/L
Solución B	Cloruro de calcio, anhidro ( $\text{CaCl}_2$ )	27.5 g/L
Solución C	Sulfato de magnesio heptahidratado ( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ )	22.5 g/L
Solución D	Cloruro de hierro hexahidratado ( $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ )	0.25 g/L
	EDTA	0.4 g/L

Como ya se mencionó, para la elaboración del agua sintética se utilizó un extracto de turba de esfagnos. Este último proviene de los restos de musgos esfagnos y otros seres vivos, es un material fibroso y un sustrato rico en materia orgánica natural. Convencionalmente tiene una composición de  $40.2 \pm 4.5\%$  contenido orgánico por lo que está compuesto principalmente de materia orgánica (Zhou & Cheng, 2018a) y libera una cantidad significativa de compuestos orgánicos soluble en el agua, aproximadamente  $30\text{ mg}$  de sustancias por gramo de turba (Pontoni et al., 2021). Además, es una materia orgánica compleja ya que está compuesta por fracciones fúlvicas, hidrofílicas e hidrofóbicas, la fuente de sustancias húmicas presente principalmente en cuerpos de agua superficiales o fuentes de agua potable (Doig & Liber, 2006; Nguyen et al., 2021; Zhou & Cheng, 2018b).

El proceso de extracción de materia orgánica de un sustrato se puede llevar a cabo con solventes orgánicos como  $\text{NaOH}$ ,  $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ , EDA (Etilendiamina) o  $\text{DMSO}$  (Dimetilsulfóxido) (Zamri et al., 2021). La extracción se llevó a cabo colocando  $70\text{ gramos}$  de material seco en  $1000\text{ mL}$  de una solución  $0.1\text{ N}$  de  $\text{NaOH}$  y se mezcló por  $72\text{ horas}$  a  $120\text{ rpm}$ . Adicionalmente, la mezcla se llevó a  $85^\circ\text{C}$  en las primeras  $3\text{ horas}$  de mezclado y después se redujo la temperatura hasta llegar a temperatura ambiente. Después, las fibras de la turba se presionaron y el líquido extraído se pasó por un tamiz de tamaño  $76\text{ mm}$  y se centrifugó a  $3200\text{ rpm}$  por  $10\text{ minutos}$  para eliminar el material particulado y obtener el concentrado de MON para su dilución en la elaboración de agua sintética (Olk et al., 2019).



Por último, para la caracterización de la MON extraída, el extracto se filtró a través de un filtro de fibra de vidrio de 0.50  $\mu\text{m}$  y un filtro de membrana de polietersulfona de 0.45  $\mu\text{m}$  para remover interferencias por material particulado (Zhou & Cheng, 2018 & Pontoni et al., 2021). Además, se utilizó un blanco de referencia para eliminar la interferencia del agua pura (P. Li & Hur, 2017). Adicionalmente, las muestras se diluyeron para obtener una absorbancia menor a 0.05  $\text{cm}^{-1}$  a una longitud de onda de 254 nm para eliminar la influencia de filtración interna (Helms et al., 2008; Lin & Ika, 2020; C. Liu et al., 2019; Shi et al., 2021). El espectro de absorción UV-Vis se midió utilizando longitudes de onda de 200 a 800 nm utilizando el espectrofotómetro Cary 50 con pasos de 1 nm en celdas de cuarzo. Se determinó la absorbancia UV específica a 254 nm al dividir la absorbancia medida a  $\lambda = 254$  nm por la concentración de COD de la muestra como indicador de la fracción hidrofóbica de la MON utilizando el espectrofotómetro Luzeren modelo 759S (C. Liu et al., 2019). Además, se midió la razón de absorbancia de 250 nm a 365 nm ( $E^2/E^3$ ) como indicador del peso molecular de la MON y la absorbancia UV específica a 365 nm (P. Li & Hur, 2017; C. Liu et al., 2019). Finalmente, se midió el índice de  $A^{250}/A^{365}$  como indicador de la aromaticidad de la MON (P. Li & Hur, 2017; Z. Zhang et al., 2020). Por otro lado, antes del análisis por espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) las muestras se liofilizaron para obtener muestras en polvo. El intervalo de barrido del espectrómetro fue de 4000-400  $\text{cm}^{-1}$  con un intervalo de exploración de 2  $\text{cm}^{-1}$ .

#### 4.3 Diseño y construcción del dispositivo experimental

El diseño de cada micro columna fue idéntico con el fin de mantener condiciones estándares, modificando únicamente el lecho filtrante. Las columnas que se utilizaron tienen un diámetro interno de 3.2 cm, una altura de 30 cm y cuentan con tapas roscadas en ambos extremos. Además, en ambos extremos se colocó una malla metálica para evitar pérdida del medio filtrante. Para el diseño de las columnas, es importante respetar la relación recomendada para el diámetro interno de la columna y el diámetro de la partícula, la cual debe ser de 50 o mayor para evitar los efectos de pared y la formación de canalizaciones (Hernández Ramírez, 2011). De acuerdo con los datos de la Tabla 7, para el caso del carbón activado la relación es de 75, por lo cual se pueden utilizar dichas partículas con dicho diámetro. El tiempo de lecho vacío (EBCT) se puede establecer a partir de valores reportados con la bibliografía. Xing et al. 2018 establecieron que para un proceso eficiente del SCAAB con previa ozonación se requiere un EBCT de 20 minutos. En el presente estudio no se oxidó el agua a tratar previamente, por lo que se debe permitir un EBCT mayor para que las partículas difícilmente biodegradables se puedan degradar (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016). La masa requerida del material carbonoso, así como el flujo de operación se obtuvieron utilizando las ecuaciones descritas en la Tabla 9.

Tabla 9. Ecuaciones utilizadas para el diseño de la columna del SCAAB (Hernández Ramírez, 2011).

Variable	Ecuación	Descripción de Variables
Área transversal de la columna	$A_{cb} = \frac{\pi D^2}{4}$ (Ecuación 7)	$A_{cb}$ = área transversal de la columna ( $\text{cm}^2$ ) $D$ = diámetro interno de la columna (cm)
Volumen de lecho de carbón	$V_c = A_{cb} * h_c$ (Ecuación 8)	$V_c$ = volumen del lecho de carbón ( $\text{cm}^3$ ) $h_c$ = altura de lecho de carbón (cm)
Masa de material carbonoso	$m = V_c * \rho_c$ (Ecuación 9)	$m$ = masa del material carbonoso (g) $\rho_c$ = densidad del carbón ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )

Tabla 9. (continuación) Ecuaciones utilizadas para el diseño de la columna del SCAAB (Hernández Ramírez, 2011).

Flujo de Operación	$Q = \frac{V_c}{EBCT}$ <p>(Ecuación 10)</p>	EBCT = Tiempo de contacto de lecho vacío (min) Q = caudal de operación (mL/min)
Tiempo de retención hidráulico	$TRH = \frac{V_c}{Q}$ <p>(Ecuación 11)</p>	TRH = Tiempo de retención hidráulico (h)

Se requiere un volumen de 60 cm<sup>3</sup>, es decir una masa de 16.8 g de biocarbón, 34.2 g de carbón activado y 46.8g de Filtralite® por columna. Con base en el volumen de lecho vacío para respetar un EBCT de 30 minutos y un TRH de 0.5 h, el caudal debe ser de 2.00 mL/min. Sin embargo, si se requiere aumentar el EBCT a 40 minutos, el flujo se debe reducir a 1.4 mL/min. El montaje de los reactores en las columnas se muestra en la Figura 15.



Figura 15. Diseño de reactores.

#### 4.4 Degradación biológica

Para que se lleve a cabo el proceso de biodegradación en los sistemas biológicamente asistidos utilizando agua sintética, es necesario realizar una inoculación del lecho de la columna con microorganismos con la actividad adecuada. Para ello, los microorganismos se deben aclimatar previamente bajo condiciones favorables para que sean capaces de metabolizar el sustrato proporcionado de manera eficiente. La aclimatación de microorganismos es la tercera etapa del proyecto y se realizó en reactores por lotes a través de la estrategia de tiempo fijo en la que se alimentó el sustrato continuamente en ciclos de 72 horas para permitir el crecimiento de las bacterias y así, obtener un inóculo adecuado para los sistemas biológicamente asistidos (Moreno & Buitrón, 2004).

##### 4.4.1 Aclimatación de los microorganismos

La aclimatación de los microorganismos se llevó a cabo en reactores de 2 L con un medio mineral (Tabla 8) enriquecido con 0.3 g/L de NH<sub>4</sub>Cl, es decir, 100 mg/L de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Además, se adicionó extracto

de materia orgánica hasta obtener una concentración de 10 mg/L de COT y se agregaron 0.2 g/L de carbonato de sodio como sustrato de carbón inorgánico.

Los reactores se colocaron en un baño maría utilizando un termostato para obtener una temperatura constante de 25°C, además, se conectaron a un dispositivo para proporcionar aire húmedo y evitar las partículas contenidas en el aire y se mantuvieron en agitación constante de 120 rpm (Figura 16). Al reactor, se le adicionaron 1800 mL de medio mineral y 200 mL de bacterias vivas nitrificantes, Startsmart®, tanto al inicio como al final de cada ciclo se determinarán los parámetros de DQO, la concentración de nitrógeno amoniacal, la concentración de oxígeno disuelto y el pH. Para ello, después de 72 horas de fase de reacción, se interrumpió el mezclado y se dejó sedimentar por 30 minutos. Una vez transcurrido dicho tiempo, se removió el sobrenadante (aproximadamente 1 L) y se centrifugó a 3200 rpm durante 10 minutos para recuperar la biomasa. El sobrenadante se analizó y la biomasa se resuspendió en el reactor y se agregó nuevamente medio mineral para obtener 2L de volumen. Se permitió 1 minuto de mezclado y se removieron 200 mL para determinar parámetros al inicio de ciclo, así como para medir la absorbancia a 600 nm para verificar el crecimiento de las bacterias. Los ciclos se repitieron durante 15 días. Una vez obtenida una concentración de 0.5 g SSV/L, se procedió a inocular el medio filtrante de los sistemas biológicamente asistidos.



Figura 16. Reactor para la aclimatación de microorganismos.

#### 4.4.2 Cinética de degradación

Una vez concluida la adaptación del consorcio, se evaluó la remoción de contaminantes. Para esto, se realizaron pruebas de cinética de biodegradación en los reactores por 48 horas en las que se determinó la eficiencia de remoción de  $\text{NH}_4^+$  y MON. Para conocer la cinética de reacción, se evaluó el ajuste a los modelos dinámicos de pseudo primer orden y pseudo segundo orden para conocer la velocidad de degradación. Además, el valor negativo de las constantes cinéticas denota una disminución de los contaminantes considerados (Hernández Ramírez, 2011).

#### 4.4.3 Inoculación de SMCAB

El efluente del reactor por lotes en el que se llevó a cabo la aclimatación de los microorganismos y se centrifugó a 3200 rpm por 10 minutos. La biomasa obtenida se resuspendió en 2 L del medio nutritivo. Esta mezcla se diluyó a un 50% y se recirculó 500 mL de la dilución a través de cada columna por 24 horas a un flujo de 2 mL/min utilizando una bomba peristáltica. La configuración del sistema se muestra en la Figura 17 (Hernández Ramírez, 2011).

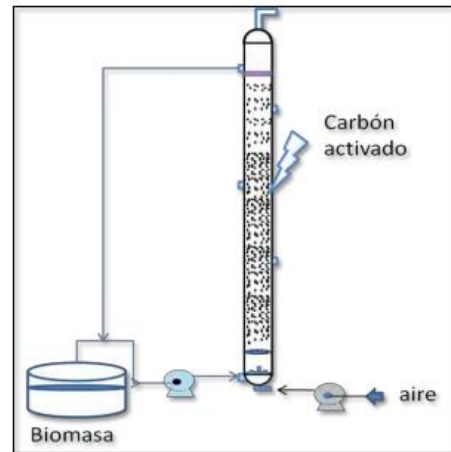


Figura 17. Sistema para la fijación de microorganismos en el carbón activado (Hernández Ramírez, 2011).

#### 4.5 Sistema de tratamiento de aguas residuales a pequeña escala en San Lorenzo Xochimilco

En la segunda etapa del proyecto, el desempeño de los sistemas biológicamente asistidos se evaluó por 50 días para conocer el comportamiento de los reactores bajo condiciones reales de producción del agua para reúso potable indirecto. Para esto se utilizó como influente de los reactores el efluente del Reactor Biológico Tubular de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Canal de San Lorenzo, Xochimilco. Esta planta está integrada por un cárcamo de recolección, seguido por un hidrociclón para la eliminación de arenas, una criba estática para la eliminación de sólidos suspendidos no sedimentables mayores a 1mm y un RBT y una fase de Figura 18 y 19. El sistema RBT cuenta con 8 tubos de 6" de PVC y en el interior se encuentra una fibra una fibra polimérica no tejida de poliéster en una configuración especial que sirve de soporte para los microorganismos con el fin de fomentar la degradación biológica de los contaminantes del agua, en específico el  $\text{NH}_4^+$  y MON. Sin embargo, tras el tratamiento biológico, se busca generar una mayor calidad del efluente implementando un pulimiento al efluente con los sistemas biológicamente asistidos y de esta forma evitar la generación de SPDs durante la etapa de desinfección en la planta al generar agua para reúso indirecto potable.



Figura 18. Sistema de tratamiento de aguas residuales a pequeña escala en San Lorenzo Xochimilco.

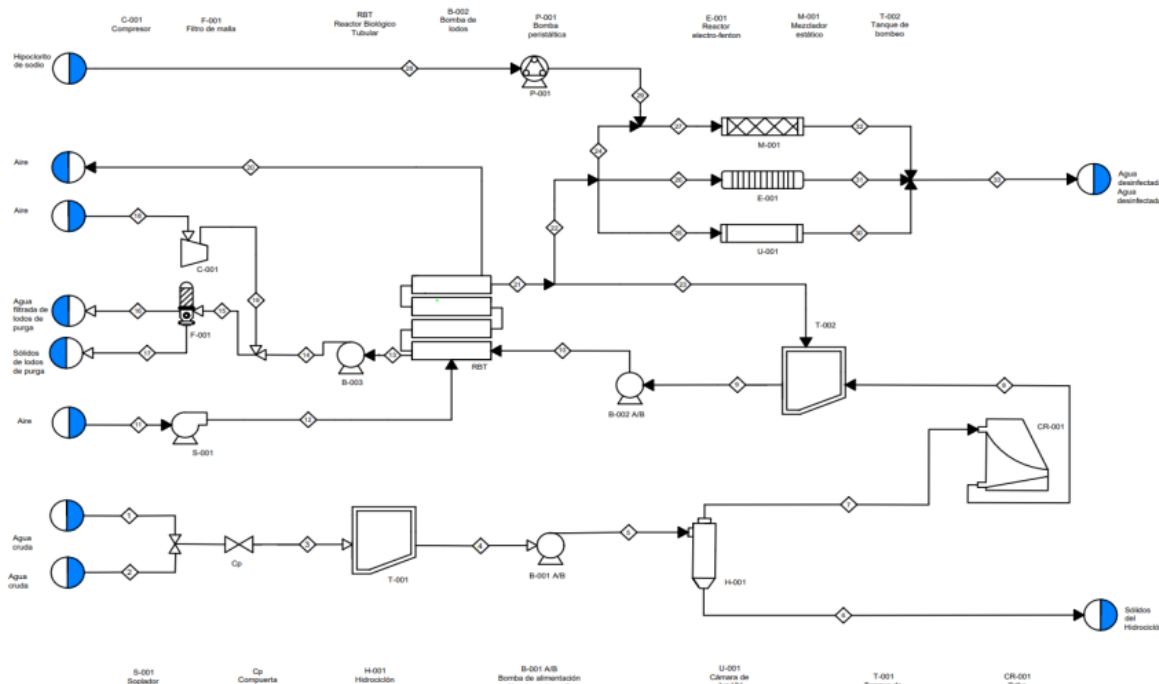


Figura 19. Diagrama de flujo de procesos de PTAR a escala de San Lorenzo, Xochimilco (García-González et al., 2021).

#### 4.6 Métodos analíticos

Para el análisis de desempeño de los reactores, los métodos analíticos empleados se presentan en la Tabla 10.

Tabla 10. Métodos analíticos.

Parámetro	Método	Referencia	Equipo
COD	Oxidación térmica	ASTM 5310	TOC-VCSN SHIMADZU
DQO	Reflujo cerrado y colorimetría	ASTM 5220-C	Espectrofotómetro Luzeren 759S
Espectro de Absorción	Espectrofotométrico	EPA Method 415.3	Espectrofotómetro Cary 50
UV <sub>254</sub>	Espectrofotométrico	EPA Method 415.3	Luzeren 759S
Nitritos (N-NO <sub>2</sub> )	Espectrofotométrico	ASTM 4500-NO <sub>2</sub> -B	Luzeren 759S
Nitratos (N-NO <sub>3</sub> )	Espectrofotométrico	ASTM 4500-NO <sub>3</sub> -C	Luzeren 759S
Nitrógeno Amoniacal	Titulación	ASTM 4500-NH <sub>3</sub> -B	BÜCHI, Unidad de destilación K-350

#### 4.7 Análisis estadístico

La información obtenida en la etapa experimental se sometió a un análisis estadístico para evaluar la significancia de los resultados a través del método ANOVA de un factor para determinar con una significancia de 0.05 si existe diferencia significativa en el modo de operación de los cinco reactores para la remoción simultánea de MON y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> utilizando el software R Studio (versión 1.0.143). En este análisis la hipótesis nula (H<sub>0</sub>) fue que no existe diferencia entre los grupos, después del análisis



si el estadístico de prueba (F) es mayor a 1 y mayor al valor crítico para F, se puede rechazar la hipótesis nula y asegurar que al menos uno de los sistemas biológicamente asistidos tiene una diferencia en la eficiencia de remoción de  $\text{NH}_4^+$  y MON. Además, el valor-p indica la significancia de los resultados de acuerdo con lo siguiente: 1) si  $\text{valor-p} > 0.10$  las pruebas no son significativas, 2)  $0.05 < \text{valor-p} \leq 0.10$  los resultados son ligeramente significativos, 3)  $0.01 < \text{valor-p} \leq 0.05$  son significativos y 4)  $\text{valor-p} \leq 0.01$  son altamente significativos (Montgomery, 2017).

Además, para la interpretación de resultados se realizará una comparación de pares de medias utilizando el software R Studio (versión 1.0.143), a través del método LSD de Fisher. En este método se utiliza el estadístico  $t$  para probar la hipótesis nula ( $H_0$ ):  $\mu_i = \mu_j$  con la Ecuación 12 a partir de la cual se puede afirmar que  $\mu_i$  y  $\mu_j$  son significativamente distintas si se cumple con la Ecuación 13. Para utilizar este procedimiento, se debe comparar la diferencia observada entre cada par de medias con la correspondiente LSD (Ecuación 14) y determinar si existe una diferencia significativa entre sus medias y en este caso, entre la remoción de MON o  $\text{NH}_4^+$  de los diferentes sistemas de micro columnas.

$$t_0 = \frac{\bar{y}_i - \bar{y}_j}{\sqrt{MS_E \left( \frac{1}{n_i} + \frac{1}{n_j} \right)}} \quad \text{Ecuación 12}$$

$$\left| \bar{y}_i - \bar{y}_j \right| > t_{\frac{\alpha}{2}, N-\alpha} \sqrt{MS_E \left( \frac{1}{n_i} + \frac{1}{n_j} \right)} \quad \text{Ecuación 13}$$

$$LSD = t_{\frac{\alpha}{2}, N-\alpha} \sqrt{MS_E \left( \frac{1}{n_i} + \frac{1}{n_j} \right)} \quad \text{Ecuación 14}$$

#### 4.8 Análisis de distribución taxonómica

El análisis de la comunidad microbiana presente en la biopelícula formada se realizó tras extraer muestras de la biopelícula de los lechos de cada reactor tras 50 días de operación en ambas etapas, así como del inóculo de bacterias nitrificantes Startsmart® y una muestra del efluente del RBT. Para tomar la muestra de lecho filtrante de cada reactor, estos se desmontaron y se extrajeron gránulos tanto de la parte superior, como la parte media y la inferior. La metodología seguida para la identificación de la comunidad microbiana se describe en las siguientes secciones.

##### 4.8.1 Extracción y cuantificación del ADN

La extracción de ADN se llevó a cabo con el kit PowerSoil® DNA Isolation Kit Qiagen. Se utilizó aproximadamente 1 gramo del lecho filtrante de los reactores y tanto el inóculo de bacterias nitrificantes Startsmart® como la muestra de agua se centrifugaron para eliminar el líquido de la muestra y analizar únicamente los pellets formados. La elución del ADN se realizó utilizando 50  $\mu\text{L}$  de solución incluida en el kit (buffer TE) y el rendimiento de la extracción se determinó mediante fluorometría. Para ello se utilizó el equipo Qubit™ 3.0 Fluorometer (Thermo Fisher Scientific) (Portillo Benavides, 2019).

##### 4.8.2 Amplificación y secuenciación del ADN

La amplificación de las secuencias 16S ARNr a partir del ADN metagenómico se realizó apegándose a los principios del Earth Microbiome Project con la plataforma de secuenciación Illumina MiSeq, con iniciadores que contenían los adaptadores para la plataforma. Además, a cada uno se le asignó



una secuencia Golay específica como método de identificación. La reacción de PCR para todos los genes evaluados tuvo un volumen final de 25  $\mu$ L, utilizando 2 $\mu$ L de ADN extraído (2-20 ng por reacción) y tuvieron una concentración final de: 1X Takara ExTak PCR buffer (libre de Mg<sup>2+</sup>), 200  $\mu$ M de cada dNTP, 1.5 mM de MgCl<sub>2</sub>, 0.3  $\mu$ M de cada primer y 0.5 U Takara Ex DNA Taq Polimerasa (Takara Bio. Inc.). Un resumen de protocolo se presenta en la Figura 20 (Portillo Benavides, 2019).

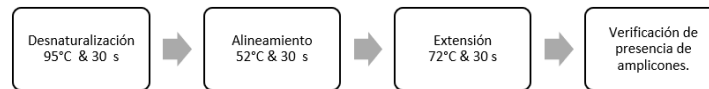


Figura 20. Protocolo de Amplificación (Portillo Benavides, 2019).

La presencia de amplicones, que se definen como fragmento de ADN amplificado por la reacción en cadena de la polimerasa (PCR), se verificó mediante electroforesis en la cual se dio una migración bajo las condiciones de 80 V por 30 minutos en un gel de agarosa al 0.9% con bromuro de etidio y amortiguador TAE (tris-acetato-EDTA) al 1.0%. Para verificar el tamaño correcto de la banda, ~450pb, los productos se visualizaron en un sistema fotodocumentador como se observa en la Figura 21. Después, se realizó una purificación con perlas magnéticas mediante el Agencourt AMPure XP PCR purification system (Beckman Coulter, Brea, CA, USA), se verificó la remoción de iniciadores mediante electroforesis y se cuantificó nuevamente el producto de PCR purificado. Finalmente, los amplicones fueron combinados en una mezcla de ~20 ng y enviados a la Universidad de Yale (Yale Center for Genome Analysis, CT, Estados Unidos) y secuenciados en la plataforma Illumina MiSeq (Portillo Benavides, 2019).

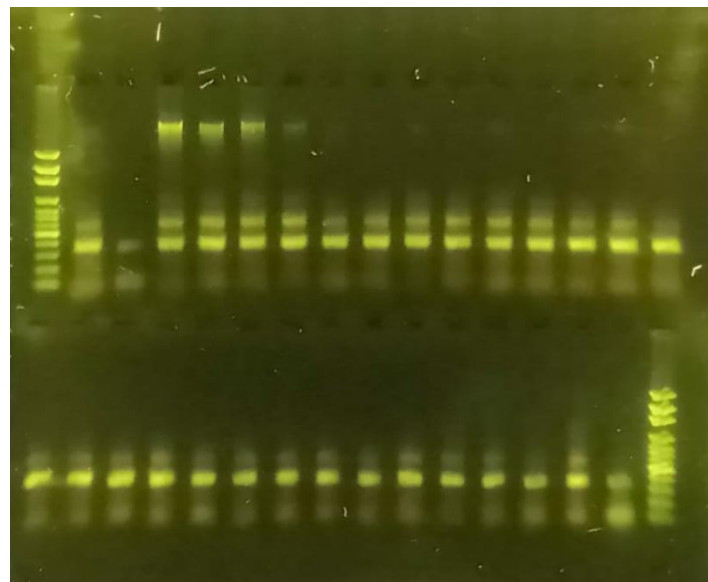


Figura 21. Gel de electroforesis para verificación de amplicones 16S ADNr.

Las secuencias obtenidas se analizaron en la plataforma QIIME2 (Quantitative Insights into Microbial Ecology). Las secuencias se demultiplexaron para realizar un filtro de calidad utilizando la línea de comandos DADA2 para secuencias con extremo pareado (paired-end) y se organizaron en ASVs (Amplicon Sequencing Variability) para posteriormente, clasificarlas en diferentes grupos





taxonómicos de bacterias y arqueas, mediante la base de datos SILVA ([www.arb-silva.de/documentation/silva-taxonomy/](http://www.arb-silva.de/documentation/silva-taxonomy/)) y determinar las abundancias relativas de cada grupo taxonómico (Portillo Benavides, 2019).

#### 4.8.3 Análisis estadístico de comunidad microbiana

Para comparar la diversidad procariótica (Bacteria y Arquea) de cada muestra, se realizaron las tablas de abundancia relativa a diferentes niveles de asignación taxonómica. Esto se llevó a cabo en la plataforma R (R Development Core Team 2012) bajo el ambiente integrado R Studio (versión 1.0.143). Por otro lado, el análisis del componente principales (PCA) se empleó la función 'fviz\_pca' en 'factoextra', y para los análisis de correspondencia canónica (CCA) se utilizó la función 'cca' en 'vegan', basada en Legendre y el algoritmo de Legendre & Legendre (2012). Las gráficas fueron hechas con 'ggvegan', 'ggplot2' y 'factoextra' (Portillo Benavides, 2019).



## 5. RESULTADOS

### 5.1. Caracterización de material carbonoso

#### 5.1.1 Características fisicoquímicas

Las características de los materiales utilizados se muestran en la Tabla 11, por medio de un análisis BET, se determinó el tamaño de poro, el volumen de poro y área superficial de cada material.

Tabla 11. Características de materiales para el lecho filtrante.

Adsorbente	Área Superficial Específica Total BET (m <sup>2</sup> /g)	Volumen de microporos (cm <sup>3</sup> /g)	Qm (mmol/g)	Coefficiente de correlación
BC	226.673	0.086	2.323	0.9992
Fe-BC	302.098	0.118	3.096	0.9993
CA	390.639	0.158	4.004	0.9992
Fe-CA	424.692	0.164	4.353	0.9991
Filtralite	100.392	0.027	1.029	0.9996

Se puede observar que la modificación de superficie generó un incremento en el área superficial específica del material, así como en el volumen total de poros ya que la carga de las nanopartículas destruye la estructura porosa a cierta medida (Ren et al., 2022). Por otro lado, al haber una mayor área superficial y un mayor número de poros, se puede anticipar que la formación de biopelícula será mejor en dicha superficie (Xing et al., 2020).

Adicionalmente, se determinó cómo interactúan las moléculas del adsorbato con el adsorbente, con base en el modelo de adsorción de Freundlich y de Langmuir, descritos en la metodología, para COD y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Anexo 3) para determinar cuál tiene un mejor ajuste. El coeficiente de correlación de cada modelo y las constantes de adsorción se muestran en la Tabla 12 para COD y en la Tabla 13 para NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de los 5 diferentes lechos a utilizar. Se puede observar que el tanto el material BC como FE-BC son materiales afines a la adsorción del sustrato que se presenta.

Tabla 12. Constantes de las isotermas de Freundlich y Langmuir en la adsorción de COD.

	Freundlich			Langmuir		
	K <sub>f</sub>	n	R <sup>2</sup>	q <sub>max</sub>	K <sub>L</sub>	R <sup>2</sup>
BC	0.1095	2.0886	0.9103	0.7437	0.0782	0.9142
Fe-BC	0.3226	2.8885	0.8953	1.1088	0.1902	0.9583
CA	6.37E-10	0.1636	0.9626	-0.0156	-0.0395	0.9321
Fe-CA	6.35E-11	0.1333	0.9190	-0.3970	-0.0452	0.8854
Filtralite	1.55E-06	0.2549	0.9102	-0.0952	-0.0339	0.8053



Tabla 13. Constantes de las isotermas de Freundlich y Langmuir en la adsorción de  $\text{NH}_4^+$

	Freundlich			Langmuir		
	$K_f$	N	$R^2$	$q_{\max}$	$K_L$	$R^2$
BC	0.0625	2.4765	0.9334	0.1173	1.1407	0.9710
Fe-BC	0.0219	1.5535	0.9440	0.0957	0.0026	0.8949
CA	0.0363	0.3767	0.8812	-0.0545	-0.4341	0.8416
Fe-CA	0.0083	0.0448	0.9117	-0.0563	-0.2110	0.6922
Filtralite	0.0093	0.4554	0.9570	-0.0471	-0.2380	0.8724

La adsorción de los compuestos en los diferentes materiales muestra un buen ajuste tanto al modelo de Langmuir como al de Freundlich. Sin embargo, la adsorción de COD y  $\text{NH}_4^+$  en CA, Fe-CA y Filtralite tienen un mayor ajuste al modelo de Freundlich. Esto indica que la adsorción se da en múltiples capas en un proceso heterogéneo en el que no sólo existen interacciones entre el adsorbente y el adsorbato, sino que también entre el adsorbente y el solvente y entre moléculas que ya han sido adsorbidas (Bernal et al., 2018). La constante  $K_f$  es un indicador de la afinidad relativa del adsorbente con el adsorbato. Para COD se observa una mayor afinidad de Fe-BC, sin embargo, para  $\text{NH}_4^+$  la mayor afinidad se observa con el material BC. Por otro lado, la adsorción de COD en BC, Fe-BC y la adsorción de  $\text{NH}_4^+$  en BC tuvieron un mejor ajuste al modelo de Langmuir, es decir que la adsorción se da en monocapa y el adsorbato cubre uniformemente la superficie de los sitios de adsorción. El valor de  $K_L$  es un indicador de la interacción entre el adsorbente y adsorbato, se puede observar que la interacción entre COD y Fe-BC tiene mayor fuerza que la interacción entre COD y BC. Además, la interacción de este último con COD es menor que con  $\text{NH}_4^+$  (Tu et al., 2019).

La adsorción de moléculas hidrofóbicas en el material carbonoso es más factible que la adsorción de moléculas hidrofílicas por la característica no polar de su superficie. El nitrógeno amoniacal es una molécula polar hidrofílica y, al contrario, en la materia orgánica si el valor de  $\text{SUVA}_{254}$  es mayor a 4 se puede inferir que tiene un mayor contenido de sustancias húmicas, es decir que es más hidrofóbica. Sin embargo, esta fracción también posee un mayor peso molecular y no se adsorbe fácilmente debido a los efectos de exclusión por tamaño en el material carbonoso (Cheng et al., 2005; Velten, Knappe, et al., 2011). De ahí la baja capacidad de adsorción que se presenta de ambos compuestos en los materiales carbonosos, por lo que el uso únicamente de los materiales como adsorbentes no permitiría tener un agua con la calidad requerida y de ahí la necesidad de buscar una sinergia entre los procesos de adsorción y biodegradación en los reactores.

### 5.1.2 Química superficial del material carbonoso

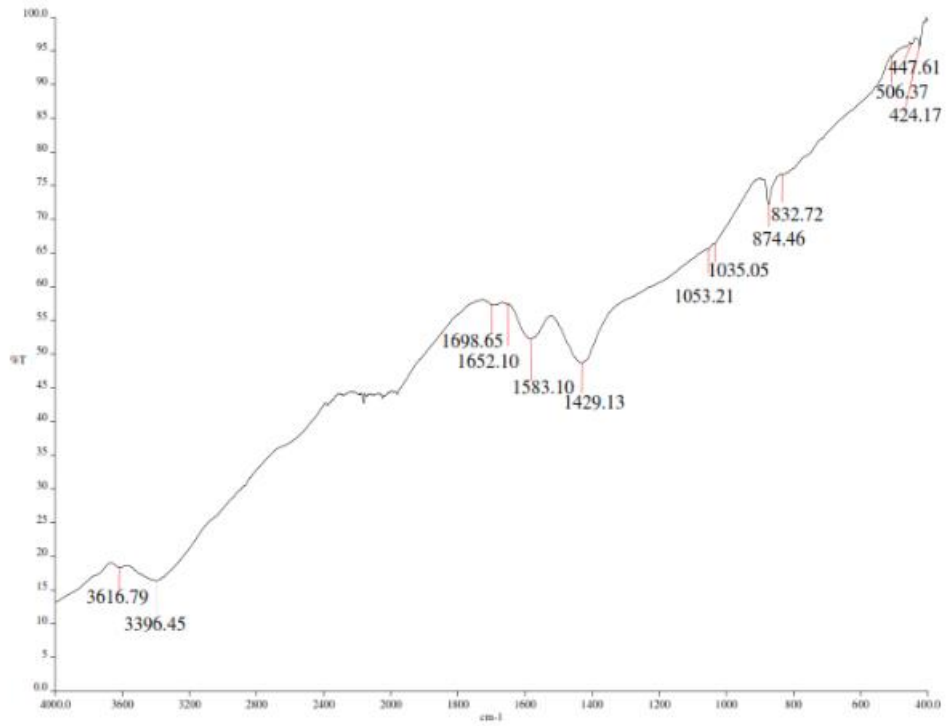
Se llevó a cabo una espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) para determinar los grupos funcionales en la superficie del material. El FTIR de la muestra de BC (Figura 22a) proveniente de madera, presenta ausencia de bandas alrededor de  $3600\text{-}3200\text{ cm}^{-1}$ , es decir que no hay grupos OH, lo que también se observa en el FTIR del CA (Figura 22c), proveniente de cáscara de coco. A pesar de que ambos son materiales lignocelulósicos, la ausencia de bandas en dicha zona se debe al proceso de pirólisis al que fueron sometidos, proceso en el cual los enlaces químicos se rompen (Altamirano Corona, 2022). Además, se observa presencia de grupos aromáticos en el BC por la presencia de bandas en la región de  $1500\text{ cm}^{-1}$  a  $1600\text{ cm}^{-1}$  lo que indica presencia de vibración de estiramiento de anillos aromáticos ( $\text{C}=\text{C}$ ). Al contrario del BC y CA, el material de biocarbón con



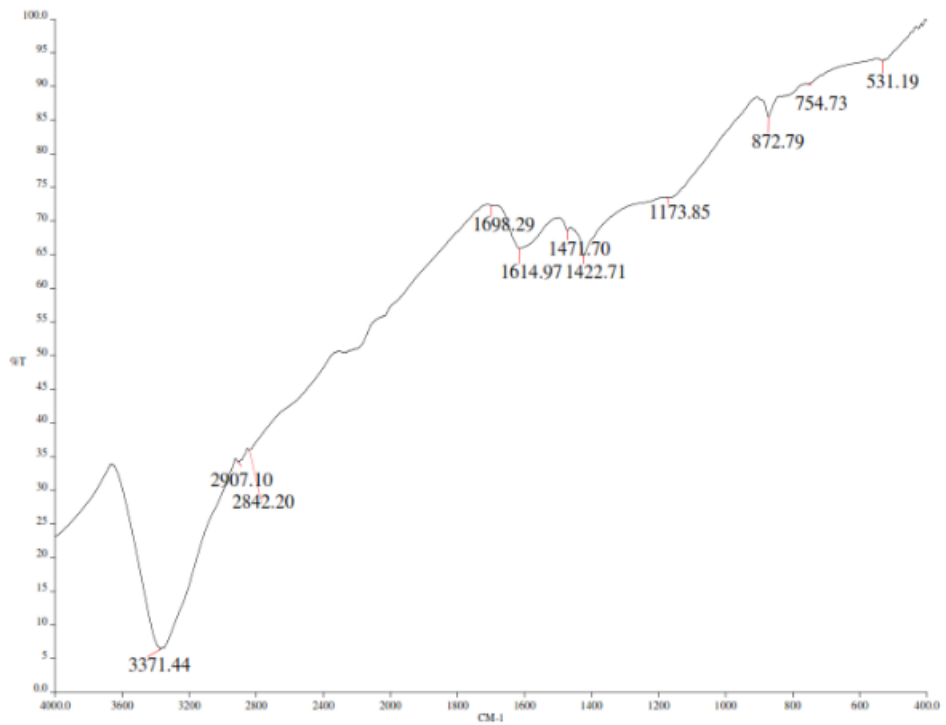
impregnación de óxidos de hierro (Fe-BC) presenta en su FTIR (Figura 22b) una banda amplia en  $3371\text{ cm}^{-1}$ , este incremento en la banda se puede deber a la presencia de los hidróxidos de hierro con los que se impregnó el material en la superficie. Las bandas de anillos aromáticos disminuyeron en Fe-BC al compararlo con el FTIR de BC por lo que es posible que se haya dado una polimerización y carbonización de BC en el proceso de impregnación (Sun et al., 2019). Además como se conoce que al someter a temperaturas más altas al BC, la cantidad de grupos funcionales se reduce, en especial aquellos con carga negativa (H. Li et al., 2017).

En el FTIR del carbón activado (CA) (Figura 22c) y el carbón activado con modificación de superficie (Fe-CA) se observa en la (Figura 22d) presentan ausencia de bandas alrededor de  $3600\text{--}3200\text{ cm}^{-1}$ . Sin embargo, sí se observa una banda que indica la presencia de grupos aromáticos en ambos materiales por la presencia de bandas en la región de  $1500\text{ cm}^{-1}$  a  $1600\text{ cm}^{-1}$ . Además, las pequeñas bandas en  $871$ ,  $872$ ,  $826$  y  $828\text{ cm}^{-1}$  son característicos de sustituciones aromáticas (Altamirano Corona, 2022). Así mismo la banda del FTIR de CA en  $1095\text{ cm}^{-1}$  se encuentra ubicada en la región relacionada con vibración de estiramiento en los enlaces C-O-C éter las cuales desaparecen al someter el material a altas temperaturas. Esto se puede observar en el FTIR del material Fe-CA, el cual fue sometido a  $650^\circ\text{C}$  en el proceso de impregnación. Por otro lado, a longitudes pequeñas es posible evidenciar la huella de óxido ferroso como se observa el pico en  $421\text{ cm}^{-1}$  en el material FE-CA. Al comparar ambos FTIR, se refleja un cambio en la estructura del material CA y una posible impregnación con óxidos de hierro (Z. Liu et al., 2010).

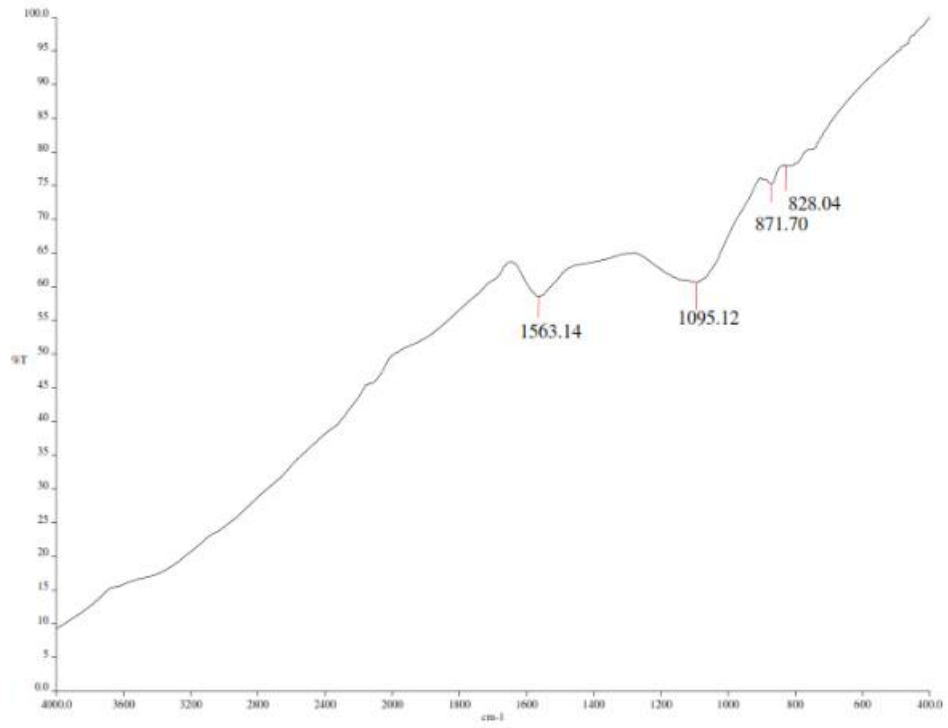
Por último, en el análisis del material Filtralite en la región de diagnóstico de  $4000\text{--}1500\text{ cm}^{-1}$  no se detecta ninguna banda, es decir no se detectó algún grupo funcional característico, sin embargo, presenta una banda amplia en  $1004\text{ cm}^{-1}$ , banda que se puede atribuir a la banda de vibraciones de estiramiento asimétricas de Si-O-Si. Esto coincide con lo establecido en la ficha técnica del producto (Anexo 7) ya que reporta un mayor contenido de  $\text{SiO}_2$  (Catauro et al., 2022). Además, también es importante destacar la banda en la longitud  $426\text{ cm}^{-1}$ , reflejando la presencia de  $\text{F}_2\text{O}_3$  (Namduri & Nasrazadani, 2008).



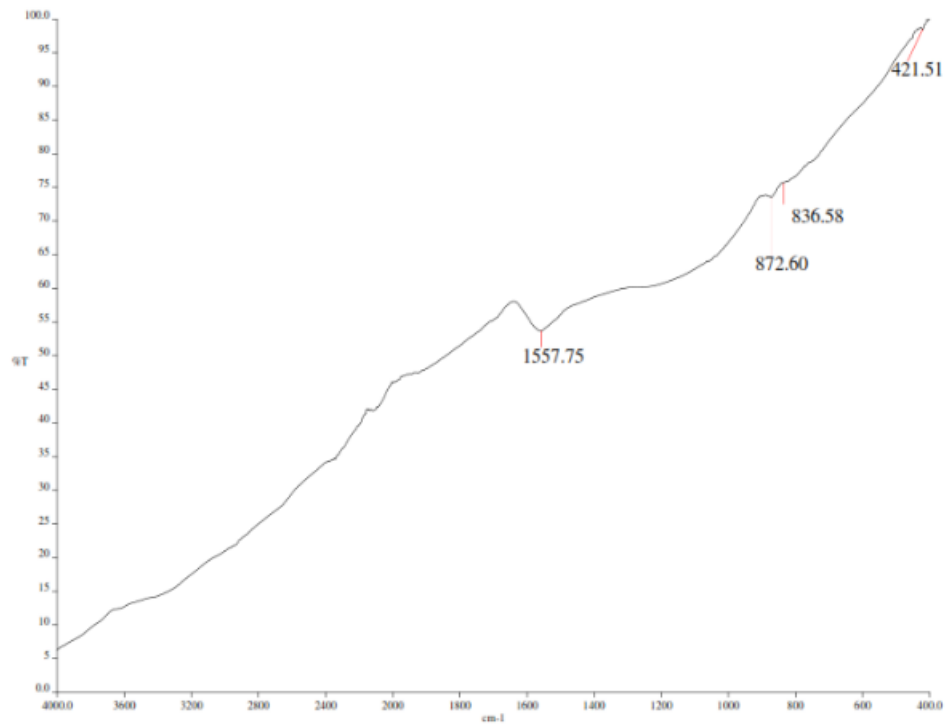
(a)



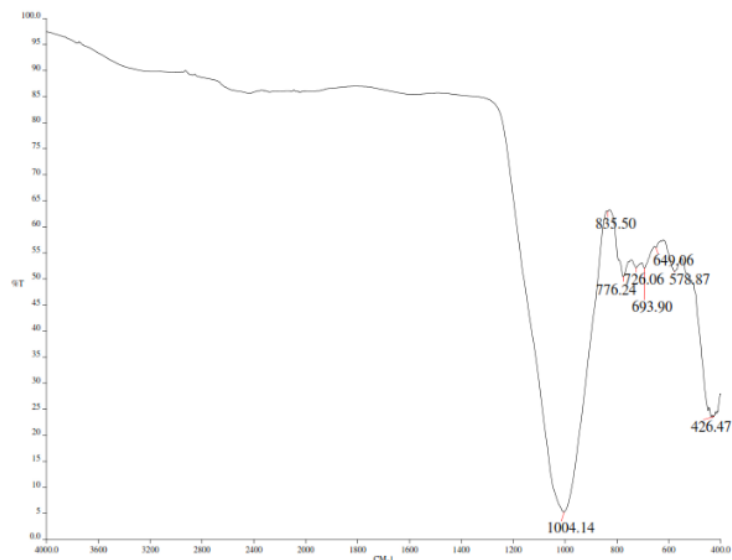
(b)



(c)



(d)



(e)

Figura 22. FTIR de material BC (a), FE-BC (b), CA (c), FE-CA (d) y Filtralite (e).

### 5.2 Extracción de materia orgánica

En el proceso de extracción de materia orgánica de la turba, se observó que a mayor tiempo de mezclado, mayor será la cantidad de MON y extraída así mismo, que es necesario aplicar una velocidad de mezclado adecuada para que toda la turba esté en contacto con el agua y se pueda llevar a cabo el proceso de extracción de manera eficiente. En la Tabla 14, se observa que la concentración de COD extraído con un mezclado por 1 hora representa únicamente el 3% de la cantidad extraída por 24 horas. Además, se puede apreciar que la velocidad de mezclado es importante ya que a 240 rpm no fue posible extraer MON porque no se permitió un contacto adecuado entre la turba y el agua.

Tabla 14. Tiempo y velocidad de mezclado en la extracción de MON.

Tiempo de mezclado, h	Velocidad de mezclado, rpm	COD, mg/L
24	360	48.30
12	360	25.30
1	360	14.54
24	240	< L.D.

Una vez establecidos los parámetros de extracción, la MON extraída de la turba se analizó haciendo un espectro de absorción de UV-visible y el resultado de la muestra diluida para evitar la influencia de filtración interna se muestra en la Figura 23, el espectro obtenido coincide con el de espectro convencional de MON. Un espectro de absorción UV-Vis de MON suele carecer de características debido a la variedad de fracciones que absorben la luz en el MON. Además, éste disminuye de forma exponencial con el aumento de la longitud de onda (Chen & Yu, 2021).

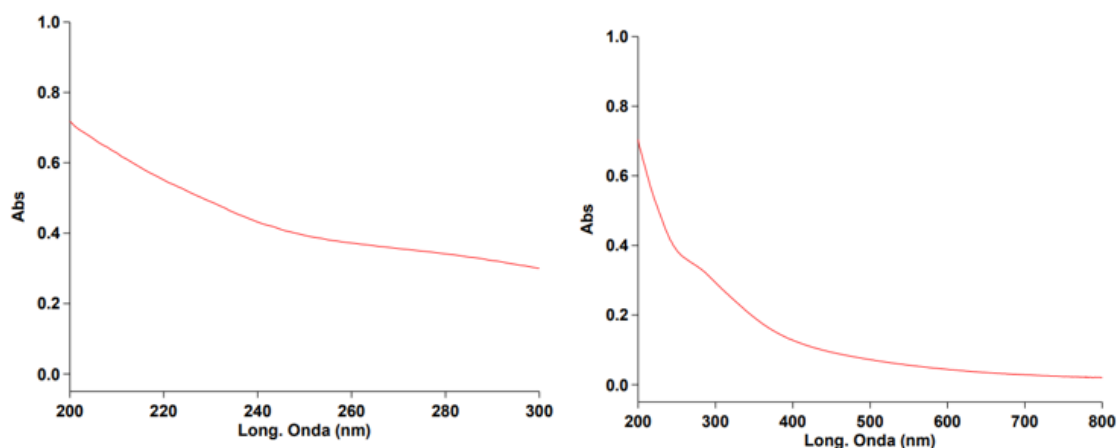


Figura 23. Espectro de absorción UV-vis de muestra sintética de 200 a 300 de lado derecho y de 200 a 800 nm de lado izquierdo (W. Chen & Yu, 2021).

Los resultados de la caracterización del agua sintética se presentan en la Tabla 15, en donde se pueden comparar con los obtenidos de una muestra del Pozo 6 y 7 de la Potabilizadora Santa Catarina ubicada en la Ciudad de México. Además, el proceso de extracción se realizó por duplicado para buscar estandarizar el proceso. Al comparar la materia orgánica presente en la muestra de agua de pozo con la materia orgánica presente en las muestras sintéticas, se puede observar que en las segundas tienen un mayor contenido aromático en sustancias húmicas por su mayor valor de  $UV_{254}$ , (Pan et al., 2016; Valencia et al., 2013). Por otro lado, la relación de  $A_{250}/A_{365}$ , indican que en las muestras sintéticas hay compuestos de mayor peso molecular. La relación  $A_{253}/A_{203}$  se relaciona con el contenido de grupos fenólicos en los ácidos húmicos presentes, lo cual es importante porque dichos compuestos participan en las reacciones de formación de subproductos de la desinfección y se puede observar que en ambos tipos de muestra esta tasa es baja (Chen & Yu, 2021; Valencia et al., 2013).

Tabla 15. Caracterización agua sintética

Parámetros	Muestra de Agua	Muestra1	Muestra2
COD (mg/L)	54.39	48.93	36.00
$UV_{254} \text{ cm}^{-1}$	0.157	1.315	1.183
SUVA <sub>254</sub> L/mg-m	0.289	2.688	3.286
SUVA <sub>365</sub> L/mg-m	0.037	1.283	1.469
$A_{253}/A_{203}$	0.312	0.595	0.593
$A_{250}/A_{365}$	8.250	2.151	2.295

Por último, se llevó a cabo un análisis FTIR, Figura 24. En este se puede observar la banda amplia en la longitud de onda de  $3356 \text{ cm}^{-1}$  que se atribuye a la presencia de grupo de OH como alcoholes,





fenoles o grupos carboxílicos y las bandas dentro del rango de  $2995\text{-}2965\text{ cm}^{-1}$  se pueden asignar a estiramientos de grupos alifáticos ( $\text{C-H}$ ,  $\text{C-H}_2$  y  $\text{C-H}_3$ ). La banda en  $1586\text{ cm}^{-1}$ , se atribuye a estructuras del grupo  $\text{N-H}$  y la banda en  $1368\text{ cm}^{-1}$  a la deformación de grupos alifáticos y el grupo  $\text{CH}_3$ . Finalmente la banda en  $1116$  se atribuye al grupo  $\text{C-O}$ , alcoholes y éteres alifáticos (Kim & Yu, 2007; Sillanpää, 2014). Al comparar estos resultados con el FTIR obtenido, se puede observar similitud con el FTIR de materia orgánica hidrofóbica de aguas superficiales (Berwick et al., 2010) y aunando con los resultados de los índices espectrofotométricos indica que el tipo de MON obtenida es adecuada para el uso de la elaboración de agua sintética con una adecuada réplica de MON compleja.

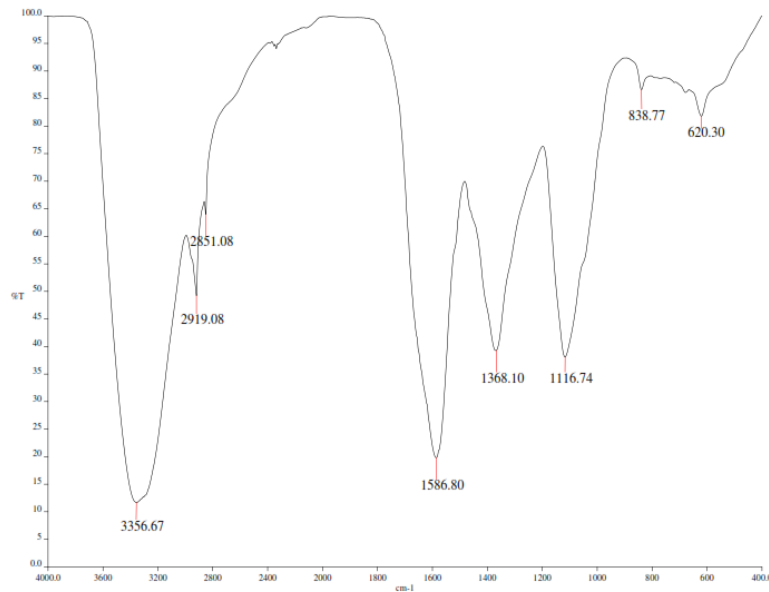


Figura 24. FTIR de extracto de turba.

### 5.3. Degradación biológica

En la Figura 25 (a) se muestra el crecimiento y el comportamiento de la biomasa, a través de la densidad óptica de las bacterias a  $600\text{ nm}$ . Se puede observar que hubo un incremento del  $57.46\%$  de la biomasa en el reactor por lotes, además de que los sólidos suspendidos volátiles aumentaron de  $0.298\text{ mg SSV/L}$  a  $0.430\text{ mg SSV/L}$  en los 15 días de acondicionamiento en un reactor por lotes. Por otro lado, en la Figura 25 (b) se muestra la disminución de DQO y  $\text{NH}_4^+$  por el consorcio de bacterias utilizado, y se puede observar que se obtuvo una disminución de DQO del  $61.49\%$  mientras que de  $\text{NH}_4^+$  hubo una remoción del  $87.85\%$  en los 15 días de acondicionamiento de las bacterias.

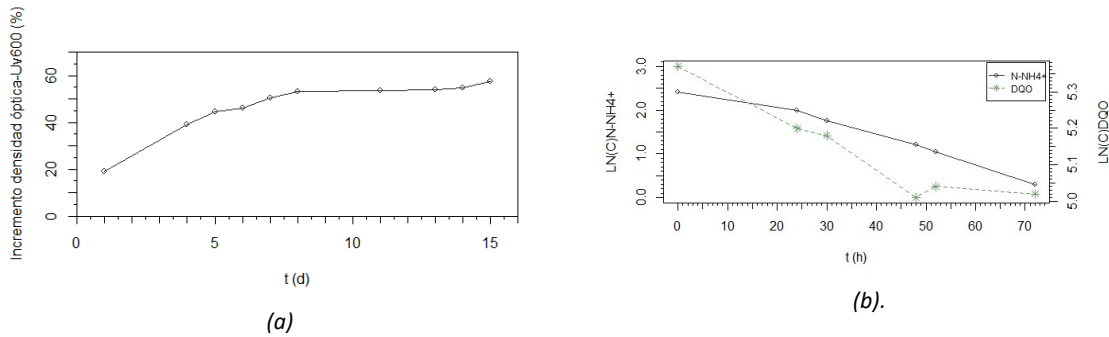


Figura 25. Generación de biomasa en densidad óptica ( $Uv_{600}$ ) (a) y Porcentaje de remoción de  $NH_4^+$  y DQO (b).

Además, las cinéticas de degradación se calcularon como un modelo de primer orden, Ecuación 15, en donde  $C_i$  y  $C_f$  corresponden a la concentración inicial y final respectivamente,  $t$  el tiempo de experimentación y  $k$  la constante cinética. La linealización del modelo se presenta en la Ecuación 16.

$$C_f = C_i * e^{(-k*t)} \quad \text{Ecuación 15}$$

$$\ln(C_f) = -k * t + \ln(C_i) \quad \text{Ecuación 16}$$

Se observa que se obtuvo una mayor remoción de  $NH_4^+$  probablemente debido al tipo de bacterias utilizadas ya que son especializadas para la degradación de  $NH_4^+$ . Esto se confirma en la cinética de remoción tanto de  $NH_4^+$  como de DQO en el reactor por lotes monitoreado por 72 horas (Figura 26).

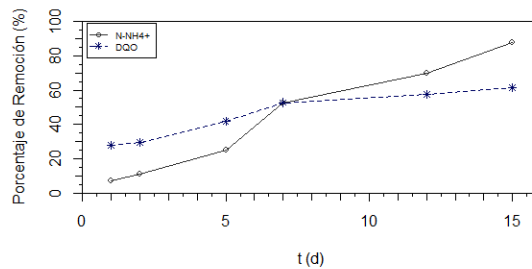


Figura 26. Cinética de remoción de  $NH_4^+$  y DQO.

Se puede observar que hay una mayor velocidad de degradación para  $NH_4^+$ , como lo indica su constante cinética mayor. En la Tabla 16 se muestran los valores de las constantes cinéticas de la remoción de ambos compuestos, así como el ajuste que presentaron las cinéticas al modelo.

Tabla 16. Valores de las constantes cinéticas de remoción de  $N-NH_4^+$  y DQO y el ajuste de los datos experimentales al modelo.

Compuesto	-K ( $h^{-1}$ )	R <sup>2</sup>
N- $NH_4^+$	8.25E-06	0.9756
DQO	1.39E-06	0.9479



#### 5.4. Evaluación sinergia de adsorción y biodegradación en SMCABs

La operación de los 5 reactores se dividió en dos etapas. En la primera etapa se operó en continuo durante 90 días utilizando agua sintética y posteriormente, durante 50 días se llevó a cabo la segunda etapa bajo condiciones reales, utilizando el efluente del RBT localizado en la PTAR del canal de San Lorenzo, Xochimilco. Para monitorear su operación se midió nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) y COD cada tercer día y DQO,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ , color, pH y turbiedad cada semana. Con el fin de evitar el efecto de oxidación por aireación directa a la columna, se oxigenó el influente por medio de difusores dentro de los tanques de almacenamiento de este.

##### 5.4.1 Etapa 1 de operación de los reactores

En la primera etapa, durante los primeros 29 días de operación, el agua del influente se oxigenó con un flujo de aire de 10 L/min, la operación de los reactores fue de un flujo de 2 mL/min, un EBCT de 30 minutos y una carga volumétrica de  $1.44 \text{ kg}_{\text{COD}}/\text{m}^3\text{-d}$  y  $0.11 \text{ kg}_{\text{NH}_4^+}/\text{m}^3\text{-d}$ . Con el fin de lograr una mayor eficiencia de operación, a partir del día 30 y hasta el día 63, las condiciones de los reactores se adecuaron. Para ello, se aumentó el oxígeno disuelto del agua para promover la degradación por bacterias ya que los sitios de adsorción se habían saturado, aumentando el flujo de aire a 20 L/min de esta forma se incrementó el oxígeno disuelto del influente de  $3.83 \pm 0.50$  a  $5.96 \pm 0.61 \text{ mg/L}$ . Sin embargo, esta modificación no tuvo efecto en la remoción de  $\text{NH}_4^+$ , como se explica más adelante, ya que la remoción se mantuvo por debajo del límite de cuantificación. Como se observó una escasa capacidad de remoción, con el objetivo de permitir el crecimiento de las bacterias nitrificantes y buscar la mineralización de los compuestos orgánicos presentes, se modificó el sustrato reduciendo la carga volumétrica de los reactores de 1.44 a  $0.432 \text{ kg}_{\text{COD}}/\text{m}^3\text{-d}$  y el flujo de agua se redujo a 1.4 mL/min para aumentar el EBCT de los reactores a 40 minutos. El desempeño de los reactores se describe a continuación.

##### 5.4.1.1 Remoción de materia orgánica natural etapa 1.

De manera general, se observa una remoción inicial de COD, sin embargo, esta remoción se reduce rápidamente y llega a un punto de saturación en los primeros diez días de operación, con excepción del reactor Fe-CA que tuvo remoción hasta el día 18. El punto de saturación de COD es mucho antes que los puntos de DQO y de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , esto se debe a que, de acuerdo con las características del sustrato, la NOM tiene moléculas grandes por lo que probablemente ocuparon los sitios de adsorción correspondientes a los macroporos únicamente. En los días subsecuentes la cantidad de COD removido es insignificante incluso, se observa una mayor cantidad de COD en los efluentes, hecho previamente ya reportado. Efecto atribuido a la desorción de materia orgánica de los medios filtrantes o a la generación de PMSs, como es evidente en la columna BC, y en los subsecuentes días por la generación de biomasa (Figura 27a) (Chantarasrisuriyawong et al., 2022). Se observa una remoción inicial de COD de 8.13%, 5.97%, 8.40%, 15.98% y 9.78% para BC, Fe-BC, CA, Fe-CA y Filtralite respectivamente. Esto último coincide con los datos en la caracterización del material carbonoso ya que tanto Filtralite como Fe-CA presentan una mayor cantidad de meso y macroporos por lo que tienen una mayor remoción y un mayor tiempo de saturación.

Por otro lado, el perfil de remoción de DQO es muy diferente al de COD (Figura 27 b) en donde las remociones iniciales que se dan son de 34.15%, 48.78%, 6.06%, 10.53% y 8.57% respectivamente, esto coincide con las isothermas obtenidas en la caracterización del material carbonosos ya que tanto el BC como el Fe-BC son los dos materiales que presentan mayor afinidad y capacidad de remoción en comparación con los otros tres. La remoción en el reactor BC y Fe-BC comienza a disminuir en el



día 14 y hasta el día 21 y los otros tres reactores mantienen una remoción semiconstante de DQO hasta el día 27 de operación. A partir de dicho día, la remoción aumenta hasta 54.55% y 43.647% para BC y Fe-BC respectivamente reflejando también, una actividad biológica. Además, se observa una remoción de 57.63% para CA, 37.29% para Fe-CA y 33.44% para Filtralite. Tras llevar a cabo un retrolavado, la remoción aumentó nuevamente llegando a valores superiores del 90% con Filtralite y Fe-BC y se estabilizó a los niveles de remoción anteriores.

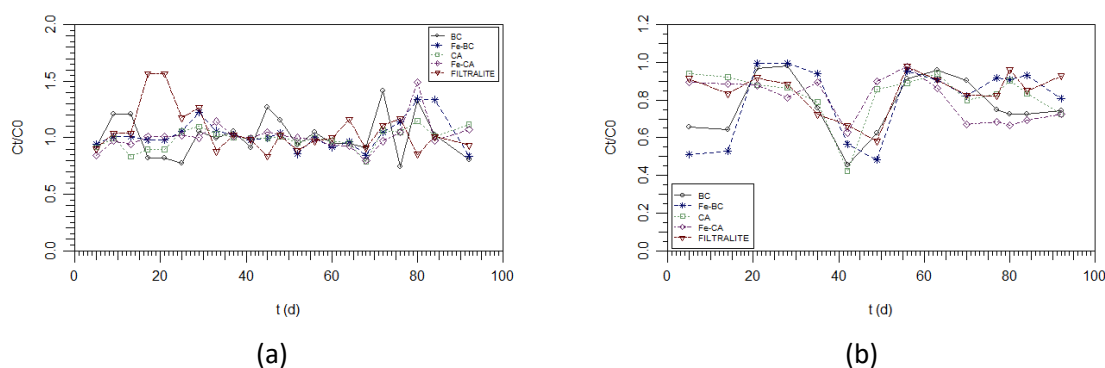


Figura 27. Desempeño de reactores en la remoción de COD (a) DQO (b) etapa 1.

Como se menciona en la Sección 3 del presente trabajo, la estructura de los ácidos fúlvicos puede llegar a ser muy compleja con diferentes grupos funcionales que dificulta su degradación biológica, la cual se efectúa con base en múltiples reacciones enzimáticas con la intervención de diferentes microorganismos y oxidantes (Gong et al., 2020). Es por esto que existe una diferencia entre la remoción de DQO y COD. El sustrato complejo con el que se trabajó permitió que las moléculas de MON presentes únicamente se oxidaran en subproductos que no se lograron mineralizar con el tiempo de retención de los reactores, el tipo de bacterias que se tiene o la cantidad de bacterias. Sin embargo, estos subproductos se transforman a moléculas menos complejas que tienen un menor peso molecular y tienen una menor demanda de oxígeno. Por ende, aunque no se está mineralizando el carbón presente para disminuir la COD, sí está habiendo una reducción de DQO soluble (Velten, Boller, et al., 2011).

La transformación de moléculas que se menciona en el párrafo anterior también se puede caracterizar con la mediación del  $SUVA_{254}$  del influente y efluentes de los reactores ya que este es un indicador del contenido aromático de la materia mientras que la relación entre la absorbancia a 250 nm y 365 nm ( $A_{250}/A_{365}$ ) tiene una correlación negativa con el peso molecular de las moléculas presentes en la materia orgánica. A medida que el  $SUVA_{254}$  aumenta, predomina una parte hidrofóbica en la materia orgánica y, por otro lado, si el peso molecular aumenta, la relación  $A_{250}/A_{365}$  disminuye porque las moléculas de grandes pesos moleculares tienen una mayor absorción de la luz a mayores longitudes de onda (Chen & Yu, 2021). Como se observa en la Figura 28 (a y b) el influente a los reactores presenta un valor de  $A_{250}/A_{365}$  menor en la mayor parte de la operación de los reactores, así como el  $SUVA_{254}$  del efluente presenta un valor mayor. Esto indica que las moléculas de la MON se están transformando en moléculas de menor peso molecular, con menor contenido aromático, así como más biodegradables ya que son transportadas de manera más sencilla a través de la membrana celular y son atacadas por enzimas metabólicas (Yapsakli & Çeçen,



2010). Sin embargo, estas diferencias no son significativas ( $p > 0.05$  t-student Anexo 5), por lo que se puede inferir que a pesar de haber una transformación de la MON, esta sigue siendo principalmente hidrofóbica y con enlaces de carbono no saturados incluyendo estructuras aromáticas (Hozalski et al., 1999).

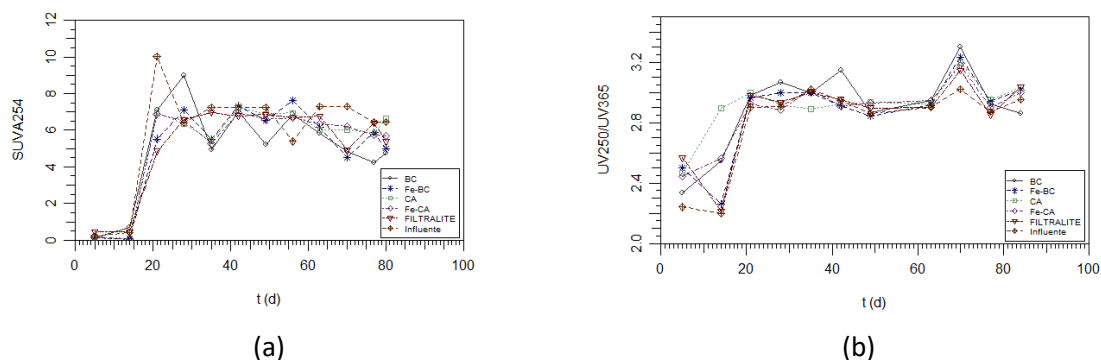


Figura 28. Desempeño de reactores en la remoción de  $SUVA_{254}$  (a) y la relación  $A_{250}/A_{365}$  (b) etapa 1.

Aunque se observa un comportamiento diferente de cada reactor, tras un análisis estadístico se determinó que las diferencias en la remoción de COD, Tabla 17, y DQO, Tabla 18 entre los reactores no son significativas ( $p > 0.10$  ANNOVA), por lo que el tipo de lecho filtrante utilizado en los SMCABs no influyó en la eficiencia de remoción de COD en la primera etapa.

Tabla 17 Análisis de Varianza (ANOVA) unidireccional para la remoción de COD etapa 1.

Fuente	GL	SC	MC	F	P
Reactores	4	0.0588	0.01471	0.628	0.644
Residual	105	2.4590	0.02342		

Código de significancia: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 '' 1

Tabla 18 Análisis de Varianza (ANOVA) unidireccional para la remoción de DQO etapa 1.

Fuente	GL	SC	MC	F	P
Reactores	4	0.0429	0.01072	0.511	0.728
Residual	65	1.3645	0.02099		

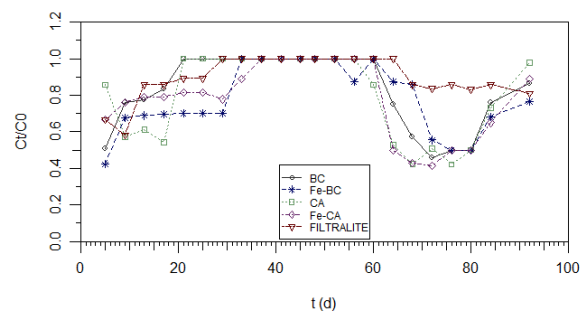
Código de significancia: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 '' 1

#### 5.4.1.2 Transformación de nitrógeno amoniacal etapa 1.

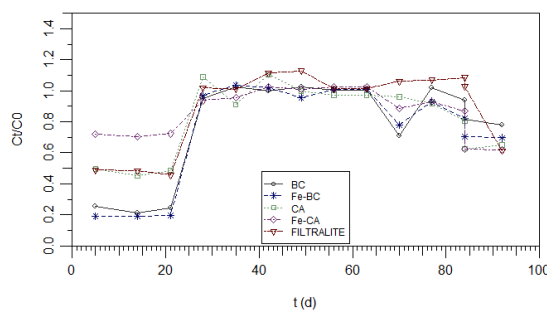
En los primeros 28 días de operación de la etapa 1, con agua sintética, se observa una remoción inicial de 49.40%, 57.84%, 14.28%, 33.33%, y de 33.33% para el reactor BC, Fe-BC, CA, Fe-CA y Filtralite respectivamente, Figura 29 (a). La biomasa existente en este punto se considera baja y, adicionalmente, no hay acumulación de  $NO_2^-$  o  $NO_3^-$ , por lo que la remoción es principalmente por adsorción (Ren et al., 2022). A partir del noveno día, se observa una disminución en la remoción, posiblemente dado a la saturación del medio absorbente en los reactores. En el primer reactor (BC)



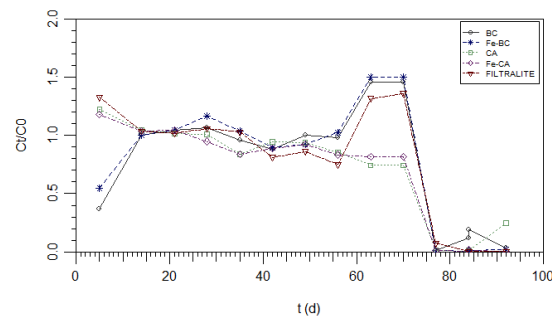
se observa una reducción de remoción hasta saturarse el día 21, mientras que el segundo reactor (Fe-BC) presenta una remoción constante de  $30.67 \pm 1.01$  % entre los días 9 y 28 y alcanza el punto de saturación hasta el día 33. El reactor Fe-CA presenta una remoción constante de  $\text{NH}_4^+$  de  $77.40 \pm 5.12$  % hasta el día 28, a partir de este día la remoción se redujo hasta saturarse el día 37. Se observa que tanto el reactor BC como el reactor CA alcanzaron un punto de saturación con mayor rapidez que los reactores Fe-BC y Fe-CA, lo cual va acorde con que estos últimos materiales presentan una capacidad máxima de adsorción mayor (Ren et al., 2022). Por su lado, el reactor Filtralite, presenta un menor porcentaje de remoción que los otros reactores, pero tiene un tiempo de saturación mayor a los reactores BC y CA a pesar de tener una menor área por lo que es posible que exista una alta tasa de actividad biológica. Esto se corrobora por el desprendimiento de biomasa que da un aumento en el COD del efluente del reactor, como se explica en la sección anterior. Posteriormente, en los cinco reactores se da un periodo de reducción de remoción que incluso fue despreciable desde el punto de saturación y hasta el día 60. Por otro lado, en la Figura 29 (b), se observa el perfil de concentración de  $\text{NO}_3^-$  del efluente de los reactores, sin embargo, como ya se mencionó, la remoción de nitrógeno amoniacal es baja e incluso despreciable en los reactores bajo estas condiciones, por lo que a partir del día 60 se modifican las condiciones de operación de los sistemas.



(a)



(b)



(c)

Figura 29. Desempeño de reactores en la remoción de  $\text{N-NH}_4^+$  (a) y la conversión de  $\text{N-NO}_3^-$  (b) y  $\text{N-NO}_2^-$  (c) etapa 1.

Se puede observar un aumento de remoción repentino tras el retrolavado realizado el día 60. Posteriormente, se observa que la remoción disminuye de forma paulatina posiblemente debido a la saturación de los sitios de adsorción liberados durante el retrolavado con excepción del reactor



Filtralite que presenta una remoción constante de  $16.38 \pm 3.7\%$ . Es posible que el aumento de EBCT favoreciera el desarrollo de las bacterias nitrificantes en este reactor porque tienen una tasa de crecimiento lenta y permitió generar una remoción de nitrógeno amoniacal en el reactor (Qin et al., 2016). Como se observa en la Figura 29 (c), también hay un aumento en la producción de  $\text{NO}_2^-$ , sin embargo, hay una reducción de  $\text{NO}_3^-$ . Esta reducción, se puede atribuir además a la generación de zonas anóxicas por el crecimiento de la biopelícula permitiendo que los nitritos se reduzcan hasta nitrógeno molecular ya que la eficiencia de remoción en el reactor no disminuye (Hernández Ramírez, 2011). Finalmente, como se ve en la Tabla 19, las diferencias entre los reactores no son significativas ( $p > 0.10$  ANNOVA), el uso de distintos lechos filtrantes, bajo las características del agua y los parámetros de operación en la primera etapa, no se favoreció la sinergia entre adsorción y biodegradación en el proceso de remoción.

Tabla 19. Análisis de Varianza (ANOVA) unidireccional para la remoción de  $\text{NH}_4^+$  etapa 1.

Análisis de varianza unidireccional para remoción de $\text{N-NH}_4^+$					
Fuente	GL	SC	MC	F	P
Reactores	4	0.11	0.02745	0.752	0.559
Residual	105	3.833	0.03651		

Código de significancia: 0 '\*\*\*\*' 0.001 '\*\*\*' 0.01 '\*\*' 0.05 '.' 0.1 '' 1

#### 5.4.1.3 Análisis de parámetros adicionales etapa 1

La turbiedad y el color son propiedades organolépticas que se deben considerar en la producción de agua para consumo humano los cuales están regulados, es por eso que se decidió hacer un monitoreo de dichos parámetros. Como se observa en la Figura 30 (a) la remoción de turbiedad en los reactores no es significativa (Valor- $p > 0.05$  t-student) así como la remoción de color, (Valor- $p > 0.05$  t-student), Figura 30 (b). Ya que el color es generado por las sustancias húmicas de la materia orgánica, la baja remoción de color coincide con lo descrito en la sección anterior, es decir con la dificultad de degradar las moléculas complejas presentes en el influente de los reactores (Bhatnagar & Sillanpää, 2017).

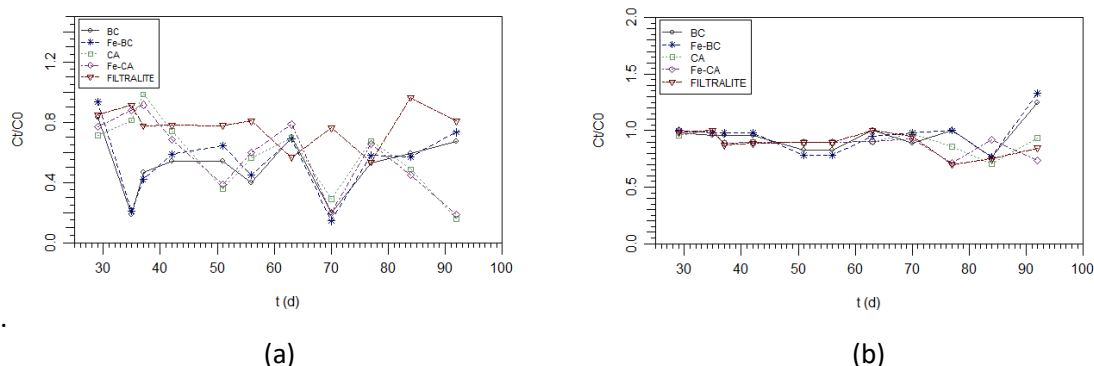


Figura 30. Desempeño de reactores en la remoción de turbiedad (a) y color (b) etapa 1.

Por otro lado, el pH, ORP y OD son parámetros que impactan directamente el desempeño de bacterias en los procesos de remoción de contaminantes en el agua por lo que se pueden utilizar como indicadores para el monitoreo de los procesos de remoción. Las bacterias pueden crecer en un rango de pH de 6 a 9 de pH, sin embargo, las condiciones óptimas para las bacterias nitrificantes



son de 7.5-9.0, la temperatura debe ser mayor a 20 y menor a 30°C y la concentración de oxígeno disuelto entre 5 y 6 mg/L. El ORP es un indicador de la capacidad del agua de mediar reacciones biológicas redox como la nitrificación, desnitrificación y la remoción de MON. La degradación de compuestos que contienen carbono e hidrógeno, como la MON, se da de 50 a 250 mV mientras que la nitrificación se da en el rango de 100 a 350 mV (Biofilm Reactors Task Force & Federation, 2011). En la Tabla 20, se muestra el pH y ORP que se obtuvieron durante la operación de los reactores, cuando ocurre una nitrificación el ORP del agua aumenta porque aumenta la presencia de nitritos y se reduce el amonio, sin embargo, en la Tabla 20 se puede observar que no hay diferencia entre el ORP del influente y el efluente de los reactores por lo que no hay actividad nitrificante (Azis et al., 2021). Por otro lado, las condiciones no favorecieron el crecimiento de las de bacterias nitrificantes ya que el valor de pH está por debajo del valor óptimo, se puede esperar baja abundancia de bacterias nitrificantes en los reactores, así como una baja remoción de  $\text{NH}_4^+$ , acorde a lo descrito en la sección anterior.

Tabla 20. ORP y pH en el influente y el efluente de cada reactor etapa 1.

Reactor / parámetro	Influente	BC	FE-BC	CA	FE-CA	Filtralite
pH <sub>etapa1</sub>	7.02 ± 0.31	6.91 ± 0.25	6.92 ± 0.25	6.95 ± 0.30	6.92 ± 0.30	7.04 ± 0.30
ORP <sub>etapa1</sub> (mV)	155.5 ± 38.4	155.13 ± 37.9	160.0 ± 36.9	158.2 ± 36.0	156.2 ± 37.4	153.0 ± 39.0

Como último parámetro de operación, se monitoreó el consumo de oxígeno disuelto en los reactores. Como se observa en la Figura 31, el perfil de consumo de oxígeno disuelto de la etapa 1 indica que no existe una diferencia significativa entre el oxígeno disuelto del influente y del efluente (Valor-p > 0.05). Esto es un indicador de baja actividad microbiana.

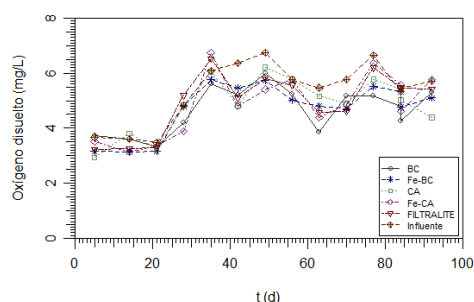


Figura 31. Consumo de oxígeno disuelto en los reactores etapa 1.

#### 5.4.2 Etapa 2 de operación de los reactores

En la segunda etapa, se renovó el medio filtrante de cada reactor para probar su eficiencia de remoción bajo condiciones de operación reales, ya que durante 50 días se utilizó el efluente del RBT localizado en la PTAR del canal de San Lorenzo, Xochimilco como influente a los reactores. En esta etapa no se inocularon los reactores, únicamente se operaron en continuo con un flujo de agua de 1.4 mL/min y un EBCT de 40 minutos. Además, el influente se oxígeno con un flujo de aire de 20 mL/min mantener una concentración de oxígeno disuelto en el influente de  $5.96 \pm 0.61$  mg/L. A diferencia de la etapa 1, al no utilizar agua sintética en la etapa dos, las concentraciones en el





influyente no fueron constantes. La Figura 32 muestra la variación que hubo en la concentración de COD, DQO y  $\text{NH}_4^+$  en el influente de los reactores durante los 50 días de operación. Como se observa, en los días 28 y 30 se da un alza en la concentración de contaminantes, posiblemente por el vertido de aguas residuales al cuerpo de agua.

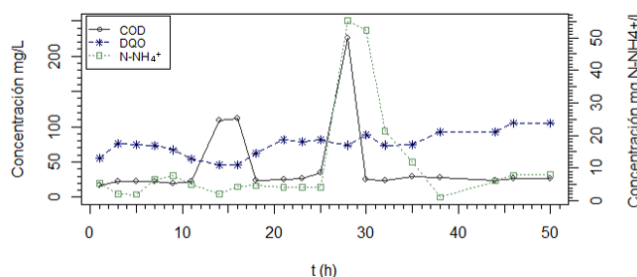


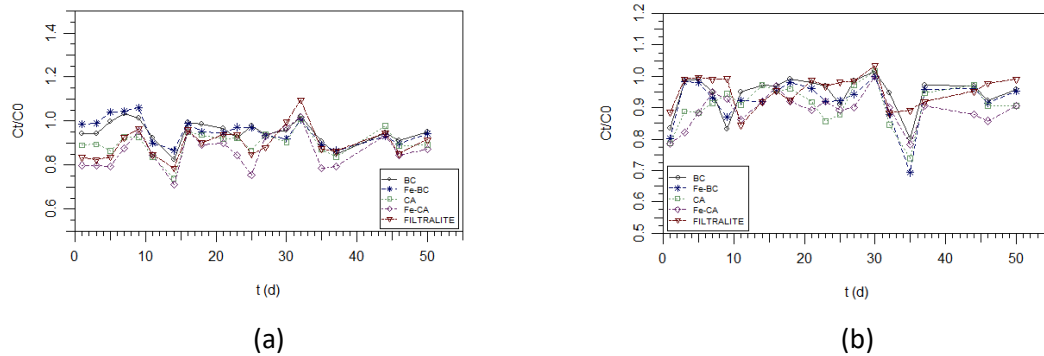
Figura 32. Concentración de COD,  $\text{NH}_4^+$  y DQO en influente a SMCAB's.

#### 5.4.2.1 Remoción materia orgánica natural etapa 2

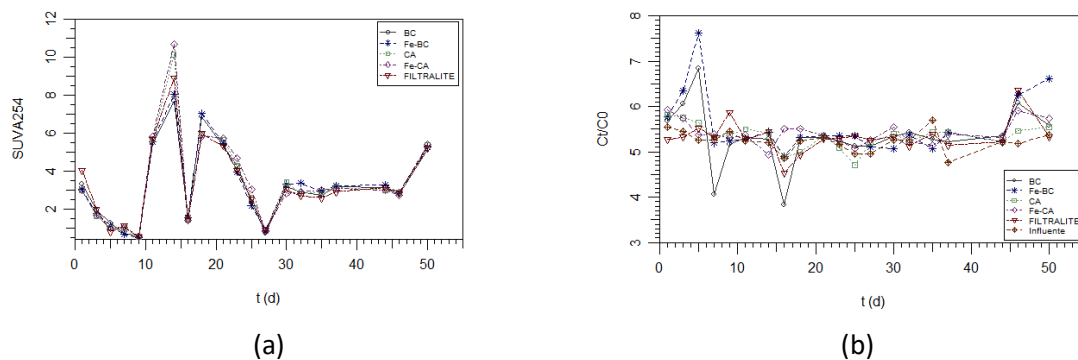
Estudios anteriores han reportado que los sistemas biológicamente asistidos tienen mayor capacidad de remoción de compuestos orgánicos de peso molecular medio o bajo y de baja aromaticidad (Hou et al., 2022; Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016). A diferencia del influente a los reactores de la etapa 1, el influente en la etapa 2 tiene una materia orgánica con un contenido aromático significativamente menor (valor- $p < 0.001$  t-student), con un valor de  $\text{SUVA}_{254}$  de  $5.23 \pm 0.21$  y un tasa de  $A_{250}/A_{365}$  de  $3.54 \pm 2.07$ , un sustrato que las bacterias heterótrofas pueden utilizar de manera más sencilla como fuente de nutriente y de esta forma permitir el desarrollo de una biopelícula y una mayor remoción de COD (Madushi Korotta-Gamage & Sathasivan, 2016).

En el desempeño de los reactores durante la segunda etapa, inicialmente se observa una remoción de COD de 5.58%, 1.38%, 11.03%, 20.08% y 16.55% para BC, Fe-BC, CA, Fe-CA y Filtralite respectivamente. La remoción de COD, Figura 33(a), en los reactores va disminuyendo paulatinamente a partir del tercer día de operación y hasta el noveno día en el que la remoción en los reactores comienza a aumentar. Es importante mencionar que pese a un aumento de remoción posiblemente por el desarrollo de la biopelícula y por ende, de la etapa de biodegradación de los SMCABs, la remoción se mantiene por debajo del 10% con excepción del día 14, cuando hubo una remoción de 17.65%, 13.37%, 26.20%, 28.88% y 21.39% para BC, Fe-BC, CA, Fe-CA y Filtralite respectivamente. En dicho día la concentración de COD en el influente fue menor de 20 mg/L, al contrario, tras un pico de concentración de COD en el influente de 125 mg/L, la capacidad del filtro se vio excedida como se observa en el día 32 en los que incluso se genera COD en el influente, posiblemente por el desprendimiento de la biopelícula del sistema. La remoción de COD en los reactores es notoriamente baja comparados con estudios similares en los que se reporta una remoción de COD de 82% utilizando carbón activado (Dong et al., 2018), 24.75% utilizando biochar y 20.63% utilizando Filtralite (Moona et al., 2021), 87.8% utilizando carbón activado de origen vegetal y 97.9% modificando la superficie del carbón activado vegetal con óxidos de hierro (Xing et al., 2020). Sin embargo estos reactores tuvieron mayores tiempos de operación, permitiendo mayor crecimiento de una biopelícula con microorganismos capaces de degradar MON. Del mismo modo, se presenta una remoción inicial de DQO de 5.16.45%, 19.74%, 21.38%, 21.38% y 11.51% para BC, Fe-BC, CA, Fe-CA y Filtralite respectivamente, Figura 33 (b) que se reduce paulatinamente para CA y

Fe-Ca y de manera rápida para BC, Fe-BC y Filtralite. Al contrario de la remoción de COD, en el día 32, tras el pico de concentración de 88 mg/L de DQO, la remoción no se vio afectada e incluso aumentó alcanzando remociones máximas de 19.94%, 30.67%, 26.07%, 21.74% y 10.87% para BC, Fe-BC, CA, Fe-CA y Filtralite respectivamente, por lo que, al igual que en la primer etapa, no se logró la mineralización completa de la MON bajo las condiciones de operación que se siguieron (Chantarasrisuriyawong et al., 2022; Velten, Boller, et al., 2011).



Adicionalmente, la diferencia del valor  $SUVA_{254}$  y del índice  $A_{250}/A_{365}$  en el efluente de los reactores con el influente no es significativa (valor- $p > 0.05$  t-student) como se ve en la Figura 34 (c y d) respectivamente.



Finalmente, como se muestra en la Tabla 21 y Tabla 22, la remoción de COD en el reactor Fe-CA es significativamente mejor que los reactores Fe-BC y BC (valor- $p < 0.0001$ ) y que Filtralite en la remoción de DQO ( $0.01 < \text{valor-}p < 0.05$ ). Ya que el material Fe-CA presenta una mayor área superficial BET (Tabla 11), se espera que presente una mayor formación de biopelícula. Además la presencia de óxidos ferrosos en el material Fe-CA, como se observa en la Figura 22 (d), contribuye a la remoción ya que estos últimos pueden adsorber los nutrientes del medio líquido y así, enriquecer la actividad microbológica y la biodegradación en los sistemas permitiendo así una mayor remoción en dicho reactor (Ren et al., 2021).

Tabla 21. Análisis de Varianza (ANOVA) unidireccional para la remoción de COD con prueba post hoc de Turkey etapa 2.

Fuente	GL	SC	MC	F	P
Reactores	4	0.1181	0.029537	0.699	5.63e-0.5 ***
Residual	95	0.4015	0.004226		

Código de significancia: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 '' 1

Prueba post hoc de Turkey para la remoción de NA

Reactor	Diferencia	LWR	UPR	P adj
CA-BC	-0.050476899	-0.107643300	0.006689502	0.1098302
Fe-BC-BC	0.004869253	-0.52297148	0.0622035654	0.9992914
Fe-CA-BC	<b>-0.086696926</b>	<b>-0.14386327</b>	<b>-0.029530525</b>	<b>0.0005312</b>
Filtralite-BC	-0.048712576	-0.105878977	0.008453825	0.1327598
Fe-BC-CA	0.05534652	-0.001820249	0.112512553	0.0625816
Fe-CA-CA	-0.036220027	-0.093386429	0.020946374	0.4017953
Filtralite-CA	0.001764323	-0.055402078	0.058930724	0.9999875
Fe-CA-Fe-BC	<b>-0.091566179</b>	<b>-0.148732580</b>	<b>-0.034399778</b>	<b>0.0002193</b>
Filtralite-Fe-BC	-0.053581829	-0.110748230	0.003584572	0.0772284
Filtralite-Fe-CA	0.037984350	-0.019182051	0.095150751	0.3527569

Tabla 22 Análisis de Varianza (ANOVA) unidireccional para la remoción de DQO con prueba post hoc de Turkey etapa 2.

Fuente	GL	SC	MC	F	P
Reactores	4	0.0499	0.01248	3.428	0.0116 *
Residual	95	0.3458	0.00364		

Código de significancia: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 '' 1

Prueba post hoc de Turkey para la remoción de NA

Reactor	Diferencia	LWR	UPR	P adj
CA-BC	-0.037226798	-0.090282478	0.015828881	0.2979896
Fe-BC-BC	-0.022965468	-0.076021148	0.030090211	0.7492317
Fe-CA-BC	-0.051872022	-0.104927701	0.001183658	0.0585612
Filtralite-BC	0.007892985	-0.045162695	0.060948664	0.9937610
Fe-BC-CA	0.014261330	-0.038794350	0.067317010	0.9445985
Fe-CA-CA	-0.014645224	-0.067700903	0.038410456	0.9392500
Filtralite-CA	0.045119783	-0.007935897	0.098775462	0.1341198
Fe-CA-Fe-BC	-0.028906554	-0.081962233	0.024149126	0.5553376
Filtralite-Fe-BC	0.030858453	-0.022197227	0.083914132	0.4901160
Filtralite-Fe-CA	<b>0.059765007</b>	<b>0.006709327</b>	<b>0.112820686</b>	<b>0.0190955</b>

#### 5.4.2.2 Transformación del nitrógeno amoniacal etapa 2

Como se describió anteriormente, el sustrato de carbono orgánico utilizado durante la primera etapa es complejo, dificultando así la formación adecuada de una biopelícula para la nitrificación dando como resultado la baja tasa de remoción de  $\text{NH}_4^+$  en dicha etapa. Con la modificación del



sustrato en el influente de la segunda etapa se buscó generar una mayor remoción de dicho compuesto al

En la segunda etapa de operación se puede observar una mayor remoción de  $\text{NH}_4^+$  en el efluente de los reactores. Inicialmente, 52.94%, 70.59%, 45.61%, 67.61% y 66.16% para el reactor BC, Fe-BC, CA, Fe-CA y Filtralite respectivamente, Figura 35 (a). Dado que los reactores no fueron inoculados previo al inicio de esta etapa, la remoción es principalmente por adsorción ya que se espera una baja concentración de biomasa. Adicionalmente, se observa en la Figura 35 (b y c) que no hay acumulación de nitritos ni nitratos, un indicador de la escasa actividad nitrificante que es el proceso de oxidación de amonio a nitrato. En el tercer día de operación se observa una reducción en la remoción de nitrógeno amoniacal seguido por un aumento en la eficiencia de remoción de los reactores. Filtralite tiene una remoción semiconstante de  $92.21 \pm 1.82\%$  a partir del día 11 y hasta el día 25; mientras que BC, FE-BC, CA y FE-CA alcanzan un estado semiconstante hasta el día 16 con remociones del  $77.93 \pm 0.7\%$ ,  $79.23 \pm 1.35\%$ ,  $84.01 \pm 1.76\%$  y  $89.45 \pm 1.87\%$  respectivamente. Sin embargo, como se observa en la Figura 36 (b y c) no hay acumulación de nitritos ni nitratos por lo que es posible que debido al aumento de concentración de contaminantes, la tasa de consumo de oxígeno aumentó dando paso a una estratificación de especies por un déficit de oxígeno disuelto en la parte superior del medio filtrante permitiendo así la reducción de nitratos a nitrógeno (M. Liu et al., 2023), además la presencia de bacterias NHDA como se describe en el estudio taxonómico establece una posible ruta de asimilación de amonio a través de un proceso de nitrificación heterótrofo (Hao et al., 2022) y por último, la presencia de cianobacterias es un indicador remoción de  $\text{NH}_4^+$  se dio posiblemente por la asimilación de nitrógeno (Y. Zhang et al., 2021).

En el día 25 de operación, hubo una descarga inusual de aguas residuales en el canal de San Lorenzo, Xochimilco, reflejándose en el aumento en la concentración de  $\text{NH}_4^+$  en el efluente del RBT ( $> 50 \text{ mg NH}_4^+/\text{L}$ ) como se ve en la Figura 35. Esto tuvo como consecuencia la disminución de la eficiencia de remoción de  $\text{NH}_4^+$  en los reactores. En trabajos anteriores, se ha reportado la capacidad de sistemas biológicamente asistidos para amortiguar picos en las cargas del influente ya que cuando la concentración de  $\text{NH}_4^+$  es baja, la tasa de adsorción es baja porque la nitrificación es suficiente para la remoción del contaminantes, pero en los picos de concentración la tasa de adsorción aumenta y cuando la concentración vuelve a bajar se da paso a regeneración de los sitios de adsorción por los microorganismos (Moges et al., 2015). Esto es apreciable en los días 7, 9, 46 y 50 en los que hubo un aumento en la concentración de  $\text{NH}_4^+$ , sin embargo no hubo un efecto significativo en la capacidad de remoción. Por otro lado, del día 25 al 32 se supera la capacidad máxima de carga de los sistemas por lo que la eficiencia de remoción se redujo pero se restableció a los niveles de remoción semiconstantes de cada reactor una vez que la concentración de  $\text{NH}_4^+$  en el influente disminuyó. Incluso, en la Figura 35 (c) se puede ver que a pesar del aumento de actividad nitrificante no hay un aumento de la acumulación significativo de nitritos en los reactores Fe-BC, Fe-CA y Filtralite, lo que sugiere que las bacterias nitrificantes crecieron más rápido en estos sistemas que en los sistemas BC y CA (Ren et al., 2022).

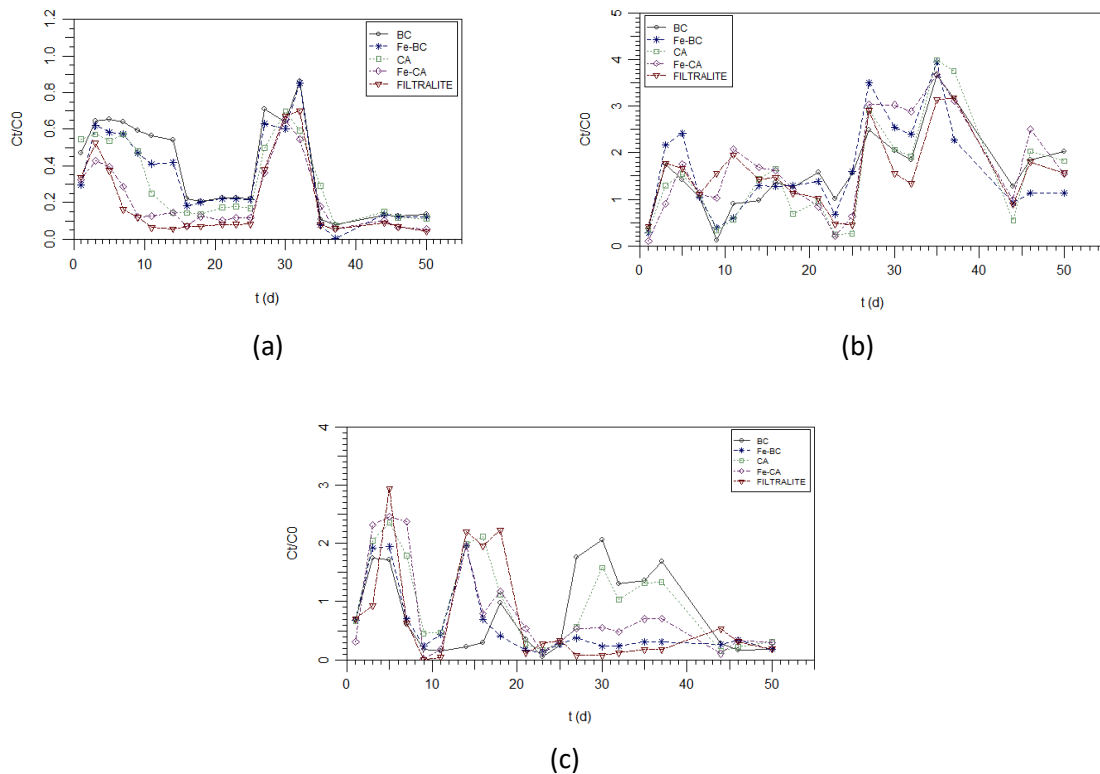


Figura 35. Desempeño de reactores en la remoción de  $N-NH_4^+$  (a) y la conversión de  $N-NO_3^-$  (b) y  $N-NO_2^-$  (c) etapa 2.

Por último, a partir del día 30 de operación la eficiencia de remoción de  $NH_4^+$  no se reduce a pesar de la baja tasa de acumulación de nitratos, lo cual se puede deber nuevamente a la generación de zonas anóxicas dentro de la biopelícula que permiten la mineralización completa del  $NH_4^+$ , además, como se ve en la Figura 36 (d) hay un aumento de alcalinidad en dicho periodo de operación indicando una mineralización completa del nitrógeno (Rout et al., 2021).

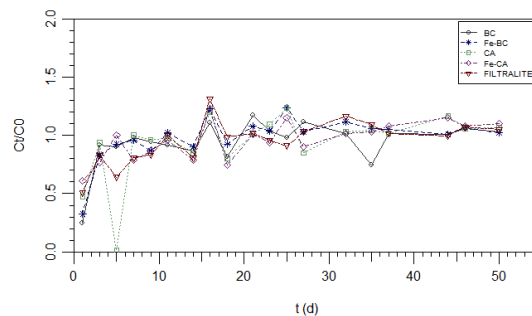


Figura 36. Acumulación de alcalinidad en los reactores etapa 2.

Los valores de remoción de  $NH_4^+$  son más bajos que los obtenidos por Ren et al. (2022), de 97.9% de remoción utilizando carbón activado granular comercial con una modificación de superficie por impregnación de hierro y 87.8% sin impregnación de hierro. La diferencia se debe posiblemente a la inoculación de los reactores con bacterias específicas. Por otro lado, los resultados son altos



comparándolos con el trabajo de Qin et al. (2015), en el que se obtuvo una remoción de  $38.9 \pm 5.4\%$  utilizando bacterias nitrificantes heterótrofas pero a una temperatura de  $8^{\circ}\text{C}$ . Debido a que la tasa de crecimiento de las bacterias es dependiente de la temperatura, es posible que la remoción aumente si la temperatura aumenta. Las diferencias de operación se pueden deber al uso de cepas específicas para la remoción de  $\text{NH}_4^+$ .

A pesar de las diferencias descritas en la operación de cada reactor, tras realizar un análisis estadístico, Tabla 23, se puede concluir que únicamente el Filtralite es significativamente mejor en la remoción de  $\text{NH}_4^+$  que BC. En cuanto a los demás sistemas, no se puede establecer una diferencia significativa.

Tabla 23 Análisis de Varianza (ANOVA) unidireccional con prueba post hoc de Turkey para la remoción de  $\text{NH}_4^+$  etapa 2.

*Análisis de varianza unidireccional para remoción de  $\text{N-NH}_4^+$ .*

Fuente	GL	SC	MC	F	P
Reactores	4	0.565	0.14115	2.947	0.0241 *
Residual	95	4.549	0.01789		

Código de significancia: 0 '\*\*\*\*' 0.001 '\*\*\*' 0.01 '\*\*' 0.05 '.' 0.1 '' 1

*Prueba post hoc de Turkey para la remoción de NA*

Reactor	Diferencia	LWR	UPR	P adj
CA-BC	-0.07815291	-0.270591	0.1142851	0.7906228
Fe-BC-BC	-0.0521905	-0.2446286	0.1402476	0.9428533
Fe-CA-BC	-0.18125067	-0.3736887	0.0111874	0.0748953
Filtralite-BC	<b>-0.19418895</b>	<b>-0.386627</b>	<b>-0.0017509</b>	<b>0.0468298</b>
Fe-BC-CA	0.02596241	-0.1664756	0.2184005	0.9957182
Fe-CA-CA	-0.10309776	-0.2955358	0.0893403	0.5715875
Filtralite-CA	-0.11603604	-0.3084741	0.076402	0.4531039
Fe-CA-Fe-BC	-0.12906017	-0.3214982	0.0633779	0.3432732
Filtralite-Fe-BC	-0.14199845	-0.3344365	0.0504396	0.2497696
Filtralite-Fe-CA	-0.01293828	-0.2053763	0.1794998	0.9997221

#### 5.4.2.3 Análisis de parámetros adicionales etapa 2

Durante la segunda etapa, los reactores tuvieron una remoción significativa de turbiedad (Valor-p < 0.0001 t-student) y de color ( $0.001 \leq \text{Valor-p} < 0.01$  t-student), Figura 37 (a y b) respectivamente. Además se puede observar que la remoción de turbiedad disminuyó con el aumento de la concentración de contaminantes que se da entre los días 28 y 30. Por otro lado, de acuerdo con la sección anterior de remoción de MON en los reactores, la MON presente tiene un menor contenido aromático y por ende es más sencilla de biodegradar por las bacterias, y es posible que por eso se observa una remoción de color significativa a lo largo de los días de operación de los reactores durante la etapa 2.

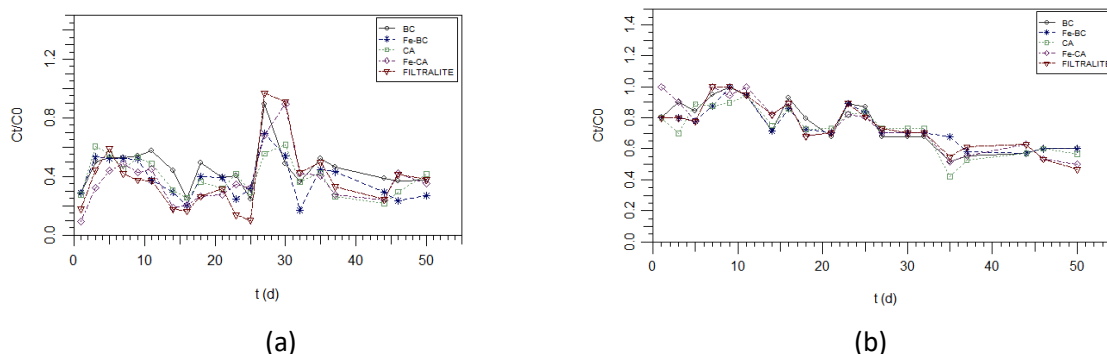


Figura 37. Desempeño de reactores en la remoción de turbiedad (a) y color (b) etapa 2.

Como se observa en la Tabla 24, los valores de pH son mayores a los valores de operación de la primera etapa proporcionando un ambiente óptimo para el crecimiento de bacterias nitrificantes, es posible que por eso se observe una mayor remoción de  $\text{NH}_4^+$  en los reactores de la segunda etapa. Por el contrario, el ORP es más bajo, incluso por debajo de los valores para remoción de  $\text{NH}_4^+$  pero dentro del rango óptimo para la remoción de MON. Además, la baja diferencia entre el influente y efluente de los reactores nuevamente indica una baja actividad microbológica (Azis et al., 2021).

Tabla 24. ORP y pH en el influente y el efluente de cada reactor etapa 2.

Reactor / parámetro	Influente	BC	FE-BC	CA	FE-CA	Filtralite
$\text{pH}_{\text{etapa2}}$	$8.78 \pm 0.43$	$8.49 \pm 0.49$	$8.68 \pm 0.45$	$9.05 \pm 0.44$	$9.16 \pm 0.27$	$9.16 \pm 0.24$
$\text{ORP}_{\text{etapa2}}$ (mV)	$72.65 \pm 26.81$	$75.66 \pm 23.13$	$67.12 \pm 18.94$	$61.5 \pm 21.02$	$61.19 \pm 24.42$	$62.73 \pm 24.5$

Adicionalmente, en la segunda etapa hay un consumo significativo de oxígeno disuelto en los reactores (Valor-p < 0.0001). El consumo incrementa a partir del día 7 fase en la que, de acuerdo con lo descrito en las secciones anteriores, la biodegradación comienza a predominar sobre la adsorción en los sistemas biológicamente asistidos y por ende, hay un mayor consumo de oxígeno disuelto, Figura 38.

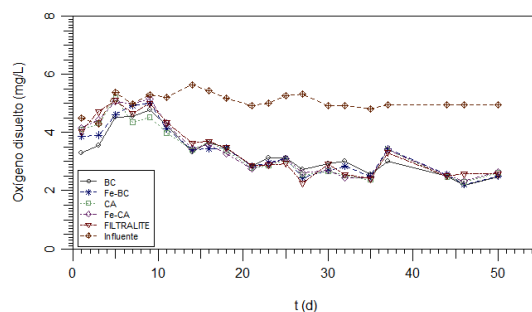


Figura 38. Consumo de oxígeno disuelto en los reactores etapa 2.



### 5.5 Análisis distribución taxonómica

Para explorar la diversidad y distribución taxonómica microbiana de los reactores, se analizaron 12 muestras, los 5 reactores en la etapa 1 y 2 tras 50 días de operación, el inóculo utilizado en la etapa 1 y el efluente del RBT para conocer si el microbiota se heredó a los reactores o si se desarrolló una diferente. Se obtuvieron un total de 1,005,388 secuencias de la región hipervariable V4 16S rRNA (~250 pb) principalmente del dominio Bacteria, Tabla 25. Después de un filtrado en el cual se eliminaron las secuencias de baja calidad y quimeras, se obtuvieron 578,429 secuencias, es decir, aproximadamente un 58% de eficiencia. De manera general, los reactores en la segunda etapa presentan un mayor número de secuencias que los reactores de la primera etapa comparando los mismos medios filtrantes entre sí.

Tabla 25. Número de secuencias obtenidas, filtradas y no quiméricas para cada reactor.

ID-Muestra	Número de secuencias			
	Obtenidas	Filtradas	Sin ruido	No quiméricas
BC.E1	92797	61899	59925	52007
BC.E2	123901	88913	85140	78282
CA.E1	56304	35008	33186	29964
CA.E2	96183	66404	62393	59316
F.E1	42024	26853	25608	22808
F.E2	79672	57465	54596	51284
Fe.CA.E1	76034	47820	46135	39880
Fe.CA.E2	105914	72430	68278	64305
Fe.BC.E1	97704	59195	57016	49804
Fe.BC.E2	70592	49159	46278	42782
INOC.E1	78304	44558	41692	35818
Efluente.RBT.E2	85959	58756	56277	52179
<b>Total</b>	<b>1005388</b>	<b>668460</b>	<b>636524</b>	<b>578429</b>

#### 5.5.1 Indicadores de diversidad alfa en los reactores

Para conocer la diversidad en las muestras se calcularon los índices de ASVs observadas (Amplicon Sequence Variants), el índice Shannon y Simpson. El primero representa el número de especies observadas, el segundo indica la biodiversidad específica y el último, muestra la probabilidad de dominancia o equitatividad de las especies. Los resultados se muestran en la Figura 39. En todas las muestras se puede observar una alta diversidad ya que el índice Shannon es mayor a 3 (Portillo Benavides, 2019), además los reactores en la segunda etapa tienen una mayor diversidad, ya que a mayor índice Shannon mayor diversidad en la comunidad de los reactores que los reactores de la primera etapa (Han et al., 2013). En cuanto al índice de Simpson, las muestras tienen un valor cercano a 1, es decir que existe una equitatividad o que la abundancia relativa de un grupo de especies es igual con respecto a otro (Portillo Benavides, 2019). Nuevamente los reactores de la etapa 1 presentan una menor equitatividad que los reactores de la etapa 2 porque presentan valores más alejados a 1, ver Anexo 6. Esto sugiere que el uso de agua sintética en los reactores genera una menor diversidad microbiana.



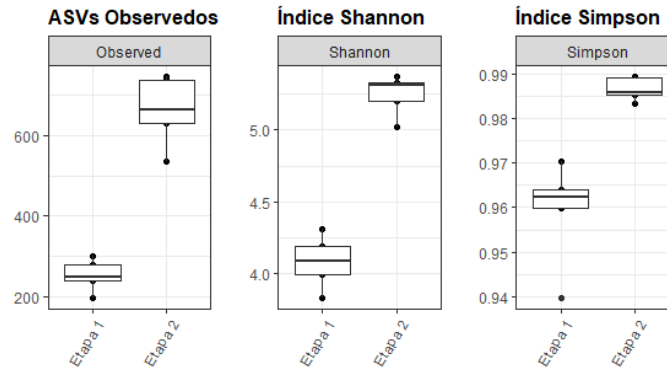


Figura 39. Diversidad alfa de los reactores en la etapa 1 y en la etapa 2.

### 5.5.2 Indicadores de diversidad beta en los reactores

Con el fin de comparar la diversidad entre las comunidades de los reactores, se realizaron dos análisis diferentes, uno basado en la presencia o la ausencia de diferentes taxones (fracción única no ponderada (PCoA uniFra-unweighted) y el otro, fracción única ponderada (PCoA UniFrac ponderado) para considerar la abundancia de los diferentes taxones identificados en todas las muestras analizadas. En la Figura 40 se observa el análisis beta realizado para conocer la diferencia entre los reactores de la etapa 1 y los reactores de la etapa 2, aunque la etapa 2 tiene una mayor diversidad alfa, se observó que no existen diferencias significativas en la estructura de la comunidad entre los reactores de ambas etapas ( $p > 0.05$ ), esto corrobora que las comunidades microbianas en los SMCAB comparten más especies con el agua efluente que el agua influente a los reactores como ya se ha reportado en estudios anteriores (Guarin & Pagilla, 2021). Es decir que el tipo de agua utilizada no afectó significativamente la comunidad microbiana formada en los reactores.

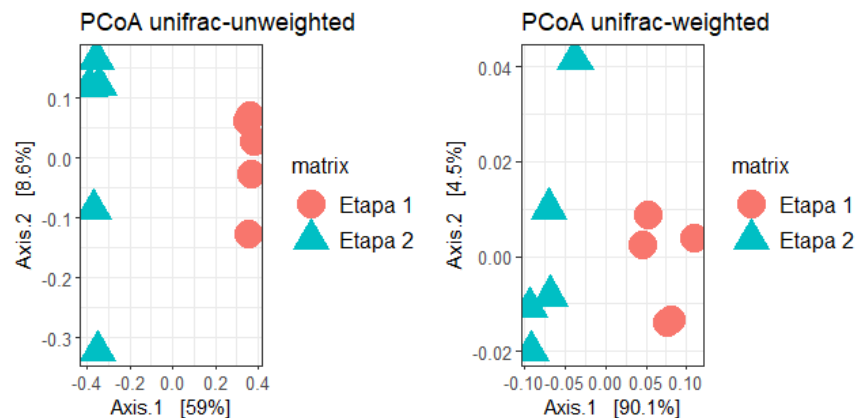


Figura 40. Análisis de diversidad beta de las etapas de operación

Por otro lado, se analizó la diversidad beta de las columnas en cada etapa, Figura 41. Al comparar los medios filtrantes de carbón activado (Fe-CA y CA) con los medios de biocarbón (Fe-BC y BC), existe una diferencia significativa en ambas etapas ( $p < 0.05$ ). Esto se debe posiblemente a que una mayor área superficial BET permite una mayor formación de biopelícula permitiendo una mayor diversidad (Ren et al., 2022). Tanto el reactor Fe-CA como CA presentan mayores áreas superficiales



(Tabla 11), generando una diferencia significativa en la diversidad de los reactores con diferentes materiales carbonosos. Por otro lado, se determinó que en la etapa 1 existe una diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) entre la diversidad presente en los medios filtrantes con modificación de superficie con hierro y los medios sin modificación de superficie, es decir entre Fe-CA y Fe-BC y los medios filtrantes CA y BC sin embargo en la etapa 2 la diferencia no es significativa ( $p > 0.05$ ).

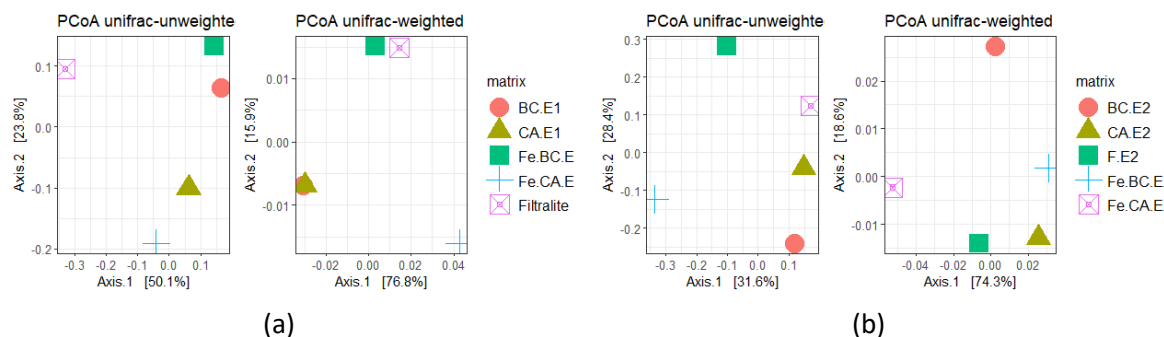


Figura 41. Análisis de diversidad beta de los reactores en la etapa 1(a) y en la etapa 2 (b).

### 5.5.3 Distribución taxonómica en los reactores

Para conocer la distribución filogenética de las bacterias, las secuencias 16S rRNA se clasificaron taxonómicamente empleando la base de datos de SILVA. Este análisis se realizó de manera separada para cada etapa por las diferencias de distribución que se presentaron.

#### 5.5.3.1 Etapa 1

Al realizar un análisis taxonómico a nivel filo se determinó que los dominantes, con una abundancia mayor a 5% en este estudio, en los reactores de la primera etapa son *Proteobacteria* (57.68-67.23%), *Bacteroidota* (13.47-19.29%) y *Actinobacteriota* (5.00-10.26%), Figura 42 (a). Esto está en congruencia con análisis previamente reportados de muestras de biopelículas obtenidas de sistemas para el reúso potable del agua, en donde los filos dominantes reportados que se encuentran en los reactores son *Proteobacteria*, *Bacteroidota*, *Acidobacteria*, *Planctomycetota*, *Actinobacteria* y *Verrucomicrobia* (Guarin et al., 2022). Adicionalmente, la comunidad microbiana en los reactores presenta diferencias a la del inoculo utilizado en el cual los filos dominantes son *Proteobacteria* (54.33%), *Cyanobacteria* (16.01%) y *Bacteroidota* (13.64%) Figura 42 (a). El filo *Proteobacteria* incluye bacterias gramnegativas presentes en varios sistemas biológicos de tratamiento de aguas e incluye bacterias nitrificantes y fijadoras del nitrógeno, son importantes para la reducción DQO así como la transformación de nitrógeno. Las bacterias del filo *Bacteroidota* son organismos heterotróficos que participan en el ciclo del carbono así como en procesos de desnitrificación (Ren et al., 2022).

En la Figura 42 (b) se puede observar que todos los reactores presentaron como clase principal *Gammaproteobacteria* (30.63-47.33%), una clase de bacterias caracterizadas por su rápido crecimiento y su capacidad para absorber rápidamente diversos sustratos, en especial carbono por lo que su abundancia es común en sistemas de tratamiento de agua (Landa et al., 2013). Además, se observan las clases *Alphaproteobacteria* (15.74-27.02%) y *Bacteroidia* (12.96-18.93%), los medios filtrantes con modificación de superficie con hierro aumentaron la abundancia de *Bacteroidia* y *Gammaproteobacteria* en la comunidad microbiana de su superficie, al tiempo que redujeron la

abundancia de *Alfaproteobacteria*. Ren et al, comprobó que la modificación de superficie con hierro de medios filtrantes en SMCABs permite dicha modificación (2022).

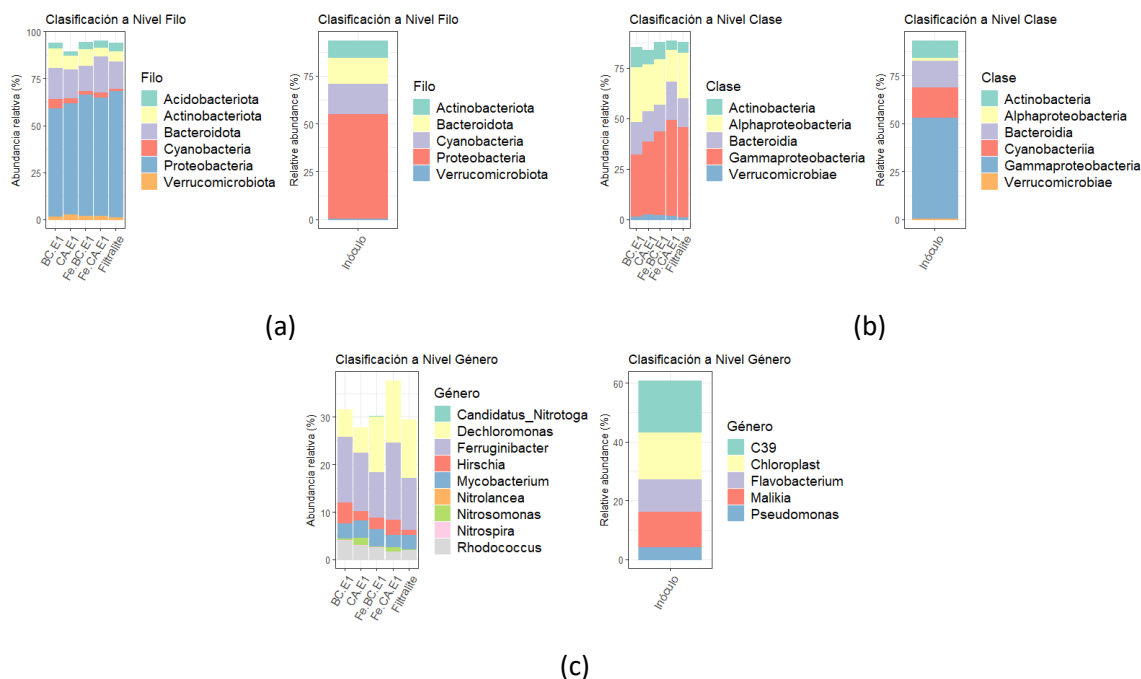


Figura 42. Distribución taxonómica de los ASVs encontrados y su clasificación etapa 1 a nivel filo (a) clase (b) y género (c).

Aunado a la clasificación por clases, en la Figura 42 (c) se muestra la clasificación taxonómica a nivel género y se puede inferir que la composición del inóculo a nivel género no se heredó en los reactores, al contrario, se desarrolló una nueva. Adicionalmente, se determinó que el inóculo tiene una composición no nitrificante por lo que la remoción medida en la etapa de degradación biológica posiblemente se debe a la asimilación de amonio de las bacterias del género *Cloroplasto* (Muro-Pastor & Florencio, 2003). Cabe mencionar que el género *Cloroplasto* del inóculo no se heredó a los reactores posiblemente por las bajas concentraciones de nitrógeno sin embargo, se observa el desarrollo de *Nitrosomonas* en los reactores, principalmente en los medios filtrantes de CA y Fe-CA con abundancias de 1.63% y 0.94% respectivamente. La baja abundancia de *Nitrosomonas* en los reactores sugiere un tiempo insuficiente de adaptación y crecimiento, al ser bacterias con tasa de crecimiento baja (M. Zhang et al., 2022). Es por eso que no se observa un aumento en concentración de  $\text{NO}_3^-$  en los reactores y una baja remoción de  $\text{NH}_4^+$ . Sin embargo la reducción de  $\text{NO}_2^-$  se debe a los géneros *Candidatus\_Nitrotoga*, *Nitrolancea*, *Nitrospira*, bacterias oxidadoras de nitrito y la reducción de  $\text{NO}_3^-$  puede deberse a la actividad de los géneros *Rhodococcus* y *Ferruginibacter*; potenciales NHDA (Y. Zhang et al., 2021).

Por otro lado, como se explica en la sección anterior, en los reactores se da una transformación de materia orgánica posiblemente por la presencia del género *Dechloromonas* ya que son bacterias capaces de mineralizar compuestos aromáticos. La modificación de superficie permitió una abundancia mayor en los reactores Fe-Ca (13.08%) y Fe-BC (11.81%) (Ren et al., 2022), sin embargo aunque Fe-BC no presenta la mayor abundancia, se da una mayor remoción de DQO, demostrando así que la sinergia entre adsorción y biodegradación es importante y no solamente la abundancia de cierto tipo de microorganismos. Ya que las muestras se tomaron en el día 50, el aumento de

remoción en el día 60 se puede atribuir a la liberación de sitios de adsorción y no a una actividad biológica por lo que se puede inferir que la biopelícula formada requiere mayor tiempo de adaptación para la remoción de  $\text{NH}_4^+$  y MON incluso cuando esta es compleja

Por último, el monitoreo de los patógenos oportunistas en los SMCABs es importante ya que son capaces de producir SPE por lo que su inhibición es complicada (Xing et al., 2020), incluso se ha detectado el crecimiento de estos patógenos en el medio de los SMCABs y en su efluente incluyendo a *Mycobacterium* (Guarin & Pagilla, 2021). En la Figura 42 (c) se observa que hubo un aumento en la abundancia de *Mycobacterium* (2.65-3.60%) siendo menor la abundancia en Fe-CA ya que la modificación de superficie permitió controlar el crecimiento de microorganismos al modificar la características físicas y químicas de los SPEs formados (Xing et al., 2020).

### 5.5.3.2 Etapa 2

En la segunda etapa se observa una diferencia en la comunidad desarrollada en los reactores y la comunidad del agua influente a los reactores, el efluente del RBT. Los filos con mayor abundancia en el efluente del RBT son *Proteobacteria* (33.69%), *Chloroflexi* (27.06%), *Planctomycetota* (20.55%) y *Bacteroidota* (5.53%) y en los reactores de la segunda etapa *Proteobacteria* (33.69%) *Bacteroidota* (9.94-21.33%) y *Cyanobacteria* (5.14-18.73%) Figura 43 (a). El filo *Cyanobacteria* son procariotas fotosintéticas capaces de llevar a cabo una fotosíntesis oxigénica y utilizar iones de nitrato, nitrito o amonio como fuentes de nitrógeno. El amonio es la fuente de nitrógeno primaria de las *Cyanobacterias*, sin embargo en ausencia de este, se permite el desarrollo de promotores que utilicen fuentes alternas de nitrógeno como nitrito y nitrato que son reprimidos cuando hay suficiente amonio (Muro-Pastor & Florencio, 2003).

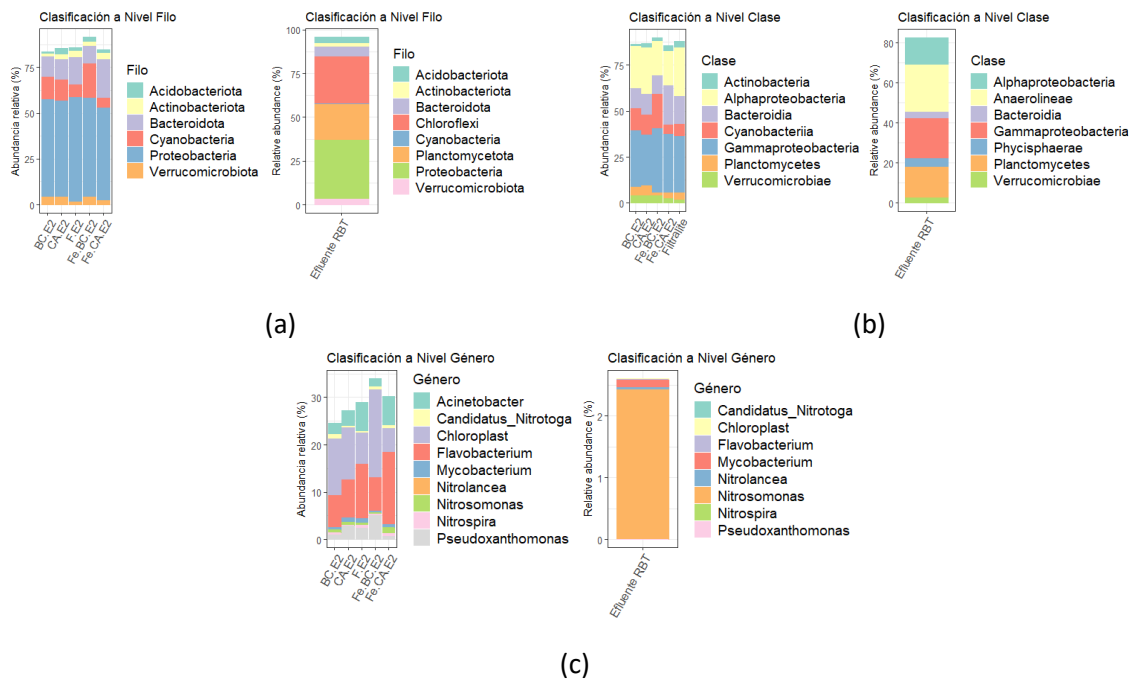


Figura 43. Distribución taxonómica de los ASVs encontrados y su clasificación etapa 2 a nivel filo (a) clase (b) y género .



Finalmente, el filo *Planctomycetotas* incluye bacterias capaces de oxidar  $\text{NH}_4^+$  a través del proceso Anammox (Prosser, 2007) y el filo *Chloroflexi* se encuentra frecuentemente en alta abundancia en distintos tipos de sistemas de tratamiento de aguas residuales tanto aerobios como anaerobios, de remoción de carbono y nitrógeno (Guarin & Pagilla, 2021), sin embargo bajo las condiciones de operación de los reactores estos filos disminuyeron por lo que se puede inferir que no eran condiciones óptimas para su crecimiento.

Al igual que la primera etapa, en la segunda etapa se puede observar que todos los reactores presentaron como clase principal *Gammaproteobacteria* (27.43-37.14%), *Alphaproteobacteria* (18.68-26.48%) y *Bacteroidia* (9.87-21.13%), Figura 43 (b), presentando nuevamente mayor abundancia de *Bacteroidia* y *Gammaproteobacteria* en los medios filtrantes con modificación de superficie. Sin embargo, en la segunda etapa los reactores tuvieron mayor exposición a la luz por lo que destaca la abundancia de la clase *Cyanobacteriia* (5.08-18.70%) por lo cual es posible que la remoción de  $\text{NH}_4^+$  en los reactores se esté dando por asimilación de nitrógeno, conversión de nitrógeno en nitrógeno orgánico para la formación de biomasa, sin acumulación intermedia de nitritos y nitratos ni pérdida de nitrógeno gaseoso (Y. Zhang et al., 2021).

En la Figura 43 (c), se puede observar que la composición del efluente del RBT a nivel género no se heredó en los reactores y se desarrolló una nueva composición. El género de *Nitrosomonas* en el efluente del RBT fue de apenas 2.42%, esta abundancia se redujo a 1.18 % en Fe-CA y a menos de 1% en el resto de los reactores. La ausencia de bacterias nitrificantes en los reactores se puede atribuir a una mayor inhibición de los microorganismos autótrofos al competir con las bacterias asimiladoras heterótrofas ya que se observa un aumento en la abundancia del género *Flavobacterium* (6.85-15.29%), bacterias desnitrificantes que dependen del tipo de COD presente para su crecimiento y desarrollo (Landa et al., 2013) y *Acinetobacter* (6.13-1.73%) género con bacterias potencialmente bacterias NHDA (Hao et al., 2022). Estos últimos dos géneros están presentes en mayor abundancia en los reactores Filtralite y Fe-CA, es posible que por eso estos reactores hayan presentado la mejor eficiencia en remoción de  $\text{NH}_4^+$  y MON respectivamente. Además, nuevamente se observa la presencia de *Candidatus\_Nitrotoga*, *Nitrolancea*, *Nitrospira* con abundancias bajas. Por último, se observa el género *Cloroplasto* en los reactores (5.08-18.05%) con mayor abundancia en los reactores con BC, por lo que, de acuerdo a los resultados de remoción, aunque se da asimilación de nitrógeno en los reactores, esta no es la vía principal de remoción (Y. Zhang et al., 2021).



## 6. CONCLUSIONES

Con base en los resultados de investigación es posible llegar a las siguientes conclusiones:

El uso de biocarbón, carbón activado granular, biocarbón y carbón activado granular con modificación por impregnación de óxidos de hierro y arcilla expandida como lechos filtrantes permitió el desarrollo de un SMCABs dando paso a una sinergia entre la biodegradación y la adsorción para la remoción de  $\text{NH}_4^+$  y MON en fuentes de abastecimiento de agua potable. Las propiedades fisicoquímicas del lecho filtrante influyeron no sólo en el proceso de adsorción, pero también en el desarrollo de una comunidad microbiana. De acuerdo con las isoterma de adsorción obtenidas, el lecho filtrante Fe-BC tiene mayor afinidad a la remoción de COD y BC a  $\text{NH}_4^+$ . Sin embargo, tras llegar al punto de saturación, la comunidad microbiana desarrollada cobra mayor importancia para la remoción de contaminantes y el desempeño de los reactores.

Es posible concluir que la modificación de superficie del material carbonoso generó un incremento en el área superficial del material y modificó los grupos funcionales en su estructura superficial. A pesar de ello, no hubo una diferencia significativa en la remoción de MON y  $\text{NH}_4^+$  entre el material con modificación de superficie y aquel sin modificación de superficie ( $p > 0.05$ ). Además, únicamente en la primera etapa hubo una diferencia significativa en diversidad beta de los reactores. Al contrario, la diferencia en la diversidad es significativa en ambas etapas entre tipo de material carbonoso (BC y CA) con y sin modificación de superficie.

El consorcio de bacterias , Startsmart<sup>®</sup>, utilizado para inocular los reactores se aclimató utilizado reactor por lotes durante 15 días y se obtuvieron cinéticas de degradación de  $8.25 \cdot 10^{-6}$  y  $1.39 \cdot 10^{-6}$  para de DQO y  $\text{NH}_4^+$  respectivamente. Se determinó que el inóculo tiene una composición no nitrificante por lo que la remoción medida se debe a la asimilación de amonio de las bacterias del género *Cloroplasto*. Cabe mencionar que dicho género, no se heredó a los reactores, el estudio taxonómico realizado en los reactores en las dos etapas indicó que se desarrolló una comunidad microbiana independiente al inóculo o influente utilizado, lo que indica que tienen mayor influencia los parámetros de operación de los reactores así como el sustrato y nutrientes disponibles en el agua a tratar en la comunidad microbiana desarrollada.

En la primera etapa no hubo diferencia significativa en la remoción de COD y  $\text{NH}_4^+$  en los reactores. Se utilizó un sustrato con alta aromaticidad y menor biodisponibilidad, sin embargo, a pesar de su complejidad, se logró una oxidación de la materia orgánica a subproductos que no se lograron mineralizar. Es por ello que aunque la DQO se redujo en el efluente de los sistemas, el COD no se modificó. Además, al tener un sustrato complejo, se disminuye la tasa de crecimiento de las bacterias. Por último, hubo desarrollo de *Nitrosomonas* en los reactores, principalmente en los medios filtrantes de CA y Fe-CA sin embargo, las abundancias de 1.63% y 0.94% respectivamente fueron bajas, lo que sugiere un tiempo insuficiente de adaptación y crecimiento.

En la segunda etapa, los reactores con mejores resultados y significancia estadística fueron el reactor Fe-CA , significativamente mejor que los reactores Fe-BC y BC en la remoción de COD y que Filtralite para la remoción de DQO, y el reactor Filtralite que es significativamente mejor que BC en la remoción de  $\text{NH}_4^+$  en el reactor. La abundancia de bacterias desnitrificantes como *Flavobacterium* y *Acinetobacter*, responsables de la degradación de COD fue mayor en Fe-CA permitiendo una mejor remoción. Por otro lado, la composición de Filtralite principalmente de óxidos de Si, Al, Ca y Fe



permitió al material tener una mayor selectividad a  $\text{NH}_4^+$ , permitiendo mayor disponibilidad de dicho nutriente para los microorganismos del reactor incluso al utilizar aguas superficiales.

El sustrato utilizado en la segunda etapa no fue sintético por lo que su composición fue variable pero con menor contenido de aromaticidad en la materia orgánica, lo que permitió una mayor remoción tanto de COD como de  $\text{NH}_4^+$ . Sin embargo, la baja remoción de COD evidenció aún la dificultad que presentaron las bacterias de llevar a cabo una mineralización completa. Además, la baja acumulación de  $\text{NO}_3^-$  indica que la ruta principal de remoción no fue por desnitrificación. En la segunda etapa hay un crecimiento de cianobacterias en los reactores, responsables de la asimilación de  $\text{NH}_4^+$ . Por otro lado, las características del sustrato utilizado en la segunda etapa permitieron que las bacterias heterótrofas lo utilizaran de manera más sencilla como fuente de nutriente y de esta forma se permitió el desarrollo de una biopelícula con mayor diversidad.

Finalmente, aunque la modificación de superficie de CA presenta mejoras con las del CA sin modificación de superficie, estas no fueron significativas, por lo que la adición de óxidos a la superficie no se justifica. Al contrario, el lecho filtrante comercial de arcilla expandida, Filtralite, no presenta una mejora significativa en la remoción de contaminantes sobre CA o Fe-CA, por lo que el uso de materiales carbonosos es viable y un área que requiere mayor exploración comercial ya que incluso, genera mayores beneficios como la fabricación a partir de materiales considerados residuos agrícolas. Por último, los reactores con biocarbón (Fe-BC y BC) presentaron menores eficiencias así como menores abundancias de las bacterias de interés para la remoción de contaminantes, es decir que, su superficie no favoreció el desarrollo y crecimiento natural de una comunidad microbiana adecuada para la remoción de MON y  $\text{NH}_4^+$ , refutando así la hipótesis planteada.



## 7. RECOMENDACIONES

En futuros trabajos sobre el uso de SMCABs para la remoción de  $\text{NH}_4^+$  y MON de fuentes de agua potable se pueden considerar las siguientes recomendaciones.

Complementar la caracterización fisicoquímica con análisis que permitan conocer la composición elemental de los lechos filtrantes así como evaluar su carga superficial para determinar la influencia de estos parámetros en la operación de los SMCABs.

Se recomienda en futuras investigaciones el uso de inóculo con cepas de bacterias específicas para la remoción de MON y  $\text{NH}_4^+$  ya que algunas investigaciones han demostrado capacidades de remoción altas de esta manera utilizando SMCABs.

Además, se sugiere la implementación de períodos de aclimatación prolongados ya que es incierto si los reactores se habían aclimatado completamente a las nuevas condiciones de operación en la segunda etapa antes de finalizar el experimento. Los resultados obtenidos pueden subestimar el rendimiento a largo plazo de los reactores y con mayores tiempos de operación es posible lograr una mayor remoción de COD e incluso  $\text{NH}_4^+$  al desarrollar un consorcio de bacterias nitrificantes.

Finalmente, en el proceso de potabilización del agua, se sugiere la incorporación un SMACBs como fase previa a la desinfección ya que su uso permite reducir la cantidad de cloro requerida, por dar un ejemplo. Al determinar si esto ocurre, el tratamiento del agua con SMCABs no sólo estaría contribuyendo a la mejora de la calidad del agua, sino que también reduciría los costos de operación en una planta potabilizadora.





## 8. BIBLIOGRAFÍA

- Abu Hasan, H., Muhammad, M. H., & Ismail, N. I. (2020). A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources. *Journal of Water Process Engineering*, 33, 101035. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2019.101035>
- Adsorption Calculations and Modelling*. (1994). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-26911-X>
- Anderson, L. E., DeMont, I., Dunnington, D. D., Bjorndahl, P., Redden, D. J., Brophy, M. J., & Gagnon, G. A. (2023). A review of long-term change in surface water natural organic matter concentration in the northern hemisphere and the implications for drinking water treatment. *Science of The Total Environment*, 858, 159699. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159699>
- Azis, K., Ntougias, S., & Melidis, P. (2021). NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N versus pH and ORP versus NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N sensors during online monitoring of an intermittently aerated and fed membrane bioreactor. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(26), 33837–33843. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10534-4>
- Barjasteh-Askari, F., Davoudi, M., Dolatabadi, M., & Ahmadzadeh, S. (2021). Iron-modified activated carbon derived from agro-waste for enhanced dye removal from aqueous solutions. *Heliyon*, 7(6), e07191. <https://doi.org/10.1016/J.HELİYON.2021.E07191>
- Basu, O. D., Dhawan, S., & Black, K. (2016). Applications of biofiltration in drinking water treatment - a review. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 91(3), 585–595. <https://doi.org/10.1002/jctb.4860>
- Bernal, V., Giraldo, L., & Moreno-Piraján, J. (2018). Physicochemical Properties of Activated Carbon: Their Effect on the Adsorption of Pharmaceutical Compounds and Adsorbate–Adsorbent Interactions. *C*, 4(4), 62. <https://doi.org/10.3390/c4040062>
- Berwick, L., Greenwood, P. F., & Smernik, R. J. (2010). The use of MSSV pyrolysis to assist the molecular characterisation of aquatic natural organic matter. *Water Research*, 44(10), 3039–3054. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.02.023>
- Bhatnagar, A., & Sillanpää, M. (2017). Removal of natural organic matter (NOM) and its constituents from water by adsorption – A review. *Chemosphere*, 166, 497–510. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.098>
- Biofilm Reactors Task Force, & Federation, W. E. (2011). *Biofilm Reactors* (McGraw-Hill (Ed.)). McGraw-Hill.
- Catauro, M., Dal Poggetto, G., Cicala, G., Saitta, L., Tosto, C., & Blanco, I. (2022). Thermo-oxidative investigation on SiO<sub>2</sub> and SiO<sub>2</sub>–ZrO<sub>2</sub> composites prepared by sol–gel route.



*Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 147(9), 5401–5412.  
<https://doi.org/10.1007/s10973-021-11139-w>

Chantarasrisuriyawong, T., Prasert, T., Yuthawong, V., & Phungsai, P. (2022). Changes in molecular dissolved organic matter and disinfection by-product formation during granular activated carbon filtration by unknown screening analysis with Orbitrap mass spectrometry. *Water Research*, 211, 118039.  
<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2022.118039>

Chaussard, E., Havazli, E., Fattahi, H., Cabral-Cano, E., & Solano-Rojas, D. (2021). Over a Century of Sinking in Mexico City: No Hope for Significant Elevation and Storage Capacity Recovery. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 126(4).  
<https://doi.org/10.1029/2020JB020648>

Chen, W., & Yu, H.-Q. (2021). Advances in the characterization and monitoring of natural organic matter using spectroscopic approaches. *Water Research*, 190, 116759.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116759>

Cheng, W., Dastgheib, S. A., & Karanfil, T. (2005). Adsorption of dissolved natural organic matter by modified activated carbons. *Water Research*, 39(11), 2281–2290.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.01.031>

CONAGUA. (2016). *Atlas del Agua en México 2016*. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2017/05/atlas-del-agua-en-mexico-2016.pdf>

CONAGUA. (2019). *Inventario de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación, Diciembre 2019*.  
<https://www.gob.mx/conagua/documentos/inventario-de-plantas-municipales-de-potabilizacion-y-de-tratamiento-de-aguas-residuales-en-operacion>

CONAGUA. (2020). *ACTUALIZACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD MEDIA ANUAL DE AGUA EN EL ACUÍFERO ZONA METROPOLITANA DE LA CD. DE MÉXICO (0901), CIUDAD DE MÉXICO*.

Cuthbertson, A. A., Kimura, S. Y., Liberatore, H. K., Knappe, D. R. U., Stanford, B., Summers, R. S., Dickenson, E. R., Maness, J. C., Glover, C., Selbes, M., & Richardson, S. D. (2020). *GAC to BAC: Does it make chloraminated drinking water safer?*  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115432>

Dalahmeh, S. S., Assayed, A., & Stenström, Y. (2019). Combined Vertical-Horizontal Flow Biochar Filter for Onsite Wastewater Treatment—Removal of Organic Matter, Nitrogen and Pathogens. *Applied Sciences* 2019, Vol. 9, Page 5386, 9(24), 5386.  
<https://doi.org/10.3390/APP9245386>

Ding, S., Deng, Y., Bond, T., Fang, C., Cao, Z., & Chu, W. (2019). *Disinfection byproduct formation during drinking water treatment and distribution: A review of unintended effects of engineering agents and materials*.



<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.024>

Directive (EU). (2020). *Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) (Text with EEA relevance)*. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj>

Doig, L. E., & Liber, K. (2006). Influence of dissolved organic matter on nickel bioavailability and toxicity to *Hyalella azteca* in water-only exposures. *Aquatic Toxicology*, 76(3–4), 203–216. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.05.018>

Dong, L., Liu, W., Yu, Y., Hou, an, Gu, P., & Chen, G. (2018). *Preparation, characterization, and application of macroporous activated carbon (MAC) suitable for the BAC water treatment process*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.280>

dos Santos, P. R., & Daniel, L. A. (2019). A review: organic matter and ammonia removal by biological activated carbon filtration for water and wastewater treatment. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(1), 591–606. <https://doi.org/10.1007/S13762-019-02567-1>

Du, Z., Jia, R., Li, C., Cui, P., Song, W., & Liu, J. (2020). Pilot-scale UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-BAC process for drinking water treatment – Analysis and comparison of different activated carbon columns. *Chemical Engineering Journal*, 382, 123044. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123044>

EPA. (2020). *National Primary Drinking Water Regulations | US EPA*. <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations>

García-González, S. A., Carolina, G., & Alfonso, R. (2021). *Diseño de la instalación de una pequeña planta de tratamiento de aguas residuales utilizando un Reactor Biológico Tubular en los canales de Xochimilco Design of the installation of a small wastewater treatment plant using a Tubular Biological Reactor in t*. 3(2), 53–61.

Gerrity, D., Pecson, B., Trussell, R. S., & Trussell, R. R. (2013). Potable reuse treatment trains throughout the world. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 62(6), 321–338. <https://doi.org/10.2166/aqua.2013.041>

Guarin, T. C., Li, L., & Pagilla, K. R. (2022). Microbial community characterization in advanced water reclamation for potable reuse. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 106(7), 2763–2773. <https://doi.org/10.1007/s00253-022-11873-7>

Guarin, T. C., & Pagilla, K. R. (2021). Microbial community in biofilters for water reuse applications: A critical review. *Science of The Total Environment*, 773, 145655. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145655>

Hakami, M. W., Alkhudhiri, A., Zacharof, M. P., & Hilal, N. (2019). Towards a Sustainable



- Water Supply: Humic Acid Removal Employing Coagulation and Tangential Cross Flow Microfiltration. *Water* 2019, Vol. 11, Page 2093, 11(10), 2093. <https://doi.org/10.3390/W11102093>
- Han, L., Liu, W., Chen, M., Zhang, M., Liu, S., Sun, R., & Fei, X. (2013). *Comparison of NOM removal and microbial properties in up-flow/down-flow BAC filter*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.022>
- Hao, Z. Le, Ali, A., Ren, Y., Su, J. F., & Wang, Z. (2022). A mechanistic review on aerobic denitrification for nitrogen removal in water treatment. *Science of the Total Environment*, 847. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.157452>
- Hasan, H. A., & Muhammad, H. (2019). *A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources*. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101035>
- Health Canada. (2019). *Guidance on Natural Organic Matter in Drinking Water*.
- Helms, J. R., Stubbins, A., Ritchie, J. D., Minor, E. C., Kieber, D. J., & Mopper, K. (2008). Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 53(3), 955–969. <https://doi.org/10.4319/LO.2008.53.3.0955>
- Hernández Ramírez, G. (2011). *Aplicación de un sistema de carbón activado asistido biológicamente para la depuración de aguas amargas pretratadas en un proceso de desorción*. Universidad Nacional Autónoma de México. <https://eds-p-ebSCOhost-com.pbidi.unam.mx:2443/eds/detail/detail?vid=3&sid=3d6680e3-5505-40bf-ab08-dd1f953b9203%40redis&bdata=Jmxhbmc9ZXMmc2l0ZT1lZHMtbGl2ZQ%3D%3D#AN=tes.TES01000666186&db=cat02029a>
- Hozalski, R. M., Bouwer, E. J., & Goel, S. (1999). Removal of Natural Organic Matter (NOM) from Drinking Water Supplies by Ozone-Biofiltration. *Water Science and Technology*, 40(9), 157–163. <https://doi.org/10.2166/wst.1999.0466>
- Hu, Y., Shi, C., Ma, H., Wu, J., Kobayashi, T., & Xu, K.-Q. (2021). *Biofilm formation enhancement in anaerobic treatment of high salinity wastewater: Effect of biochar/Fe addition*. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105603>
- IMTA. (2022). La actualización de la norma sobre agua potable. *Perspectivas IMTA*, 17. <https://www.gob.mx/imta/articulos/la-actualizacion-de-la-norma-sobre-agua-potable?idiom=es>
- Jayakumar, A., Wurzer, C., Soldatou, S., Edwards, C., Lawton, L. A., & Mašek, O. (2021). *New directions and challenges in engineering biologically-enhanced biochar for biological water treatment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148977>



- Kim, H.-C., & Yu, M.-J. (2007). Characterization of aquatic humic substances to DBPs formation in advanced treatment processes for conventionally treated water. *Journal of Hazardous Materials*, 143(1–2), 486–493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.09.063>
- Landa, M., Cottrell, M., Kirchman, D., Blain, S., & Obernosterer, I. (2013). Changes in bacterial diversity in response to dissolved organic matter supply in a continuous culture experiment. *Aquatic Microbial Ecology*, 69(2), 157–168. <https://doi.org/10.3354/ame01632>
- Li-Sha Wang, Hong-Ying Hu, \* and, & Wang, C. (2006). Effect of Ammonia Nitrogen and Dissolved Organic Matter Fractions on the Genotoxicity of Wastewater Effluent during Chlorine Disinfection. *Environmental Science and Technology*, 41(1), 160–165. <https://doi.org/10.1021/ES0616635>
- Li, H., Dong, X., da Silva, E. B., de Oliveira, L. M., Chen, Y., & Ma, L. Q. (2017). Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications. *Chemosphere*, 178, 466–478. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.072>
- Li, P., & Hur, J. (2017). Utilization of UV-Vis spectroscopy and related data analyses for dissolved organic matter (DOM) studies: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(3), 131–154. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1309186>
- Lin, J.-L., & Ika, A. R. (2020). Minimization of halogenated DBP precursors by enhanced PACl coagulation: The impact of organic molecule fraction changes on DBP precursors destabilization with Al hydrates. *Science of The Total Environment*, 703, 134936. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134936>
- Lipczynska-Kochany, E. (2018). *Effect of climate change on humic substances and associated impacts on the quality of surface water and groundwater: A review*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.376>
- Liu, C., Li, Z., Berhe, A. A., Xiao, H., Liu, L., Wang, D., Peng, H., & Zeng, G. (2019). Characterizing dissolved organic matter in eroded sediments from a loess hilly catchment using fluorescence EEM-PARAFAC and UV–Visible absorption: Insights from source identification and carbon cycling. *Geoderma*, 334, 37–48. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2018.07.029>
- Liu, M., Graham, N. J. D., Xu, L., Zhang, K., & Yu, W. (2023). Bubbleless Air Shapes Biofilms and Facilitates Natural Organic Matter Transformation in Biological Activated Carbon. *Environmental Science and Technology*, 57(11), 4543–4555. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08889>
- Liu, Z., Zhang, F.-S., & Sasai, R. (2010). Arsenate removal from water using Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>-loaded activated carbon prepared from waste biomass. *Chemical Engineering Journal*, 160(1),



- 57–62. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.003>
- Lompe, K. M., Menard, D., & Barbeau, B. (2016). *Performance of biological magnetic powdered activated carbon for drinking water purification*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.040>
- Lu, Z., Li, C., Jing, Z., Ao, X., Chen, Z., & Sun, W. (2021). Implication on selection and replacement of granular activated carbon used in biologically activated carbon filters through meta-omics analysis. *Water Research*, *198*, 117152. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117152>
- Lu, Z., Sun, W., Li, C., Cao, W., Jing, Z., Li, S., Ao, X., Chen, C., & Liu, S. (2020). *Effect of granular activated carbon pore-size distribution on biological activated carbon filter performance*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115768>
- Madigan, M. T., Martinko, J. M., Bender, K. S., Buckley, D. H., & Stahl, D. A. (2015). Brock. *Biología de los microorganismos. International Microbiology*, *14*, 148–162.
- Madushi Korotta-Gamage, S., & Sathasivan, A. (2016). *A review: Potential and challenges of biologically activated carbon to remove natural organic matter in drinking water purification process*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.097>
- Madushi Korotta-Gamage, S., Sathasivan, A., & Bal Krishna, K. C. (2021). Potential of biologically activated carbon to improve chlorine stability from biodegradation in surface waters. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *9*, 104958. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104958>
- Mariana Corrales López. (2022). *Manejo del agua potable en la alcaldía Xochimilco*. UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO FACULTAD.
- Matilainen, A., Gjessing, E. T., Lahtinen, T., Hed, L., Bhatnagar, A., & Sillanpää, M. (2011). An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. *Chemosphere*, *83*(11), 1431–1442. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.01.018>
- Mireya Imaz Gispert. (2017). *Análisis del estado de conservación ecológica del sistema lacustre chinampero de la superficie reconocida por la UNESCO como Sitio Patrimonio de la Humanidad en Xochimilco, Tláhuac y Milpa Alta*. CDMX: UNAM. *Informe UNAM*.
- Moges, M. E., Eregno, F. E., & Heistad, A. (2015). Performance of biochar and filtralite as polishing step for on-site greywater treatment plant. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, *26*(4), 607–625. <https://doi.org/10.1108/MEQ-07-2014-0101>
- Mojiri, A., Ohashi, A., Ozaki, N., Aoi, Y., & Kindaichi, T. (2020). Integrated anammox-biochar in synthetic wastewater treatment: Performance and optimization by artificial neural



- network. *Journal of Cleaner Production*, 243, 118638. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118638>
- Montgomery, D. C. (2017). *Design and analysis of experiments*. [https://books.google.com/books/about/Design\\_and\\_Analysis\\_of\\_Experiments.html?hl=es&id=xJBEDwAAQBAJ](https://books.google.com/books/about/Design_and_Analysis_of_Experiments.html?hl=es&id=xJBEDwAAQBAJ)
- Moona, N., Holmes, A., Wünsch, U. J., Pettersson, T. J. R., & Murphy, K. R. (2021). Full-Scale Manipulation of the Empty Bed Contact Time to Optimize Dissolved Organic Matter Removal by Drinking Water Biofilters. *ACS ES&T Water*, 1(5), 1117–1126. <https://doi.org/10.1021/ACSESTWATER.0C00105>
- Muro-Pastor, M. I., & Florencio, F. J. (2003). Regulation of ammonium assimilation in cyanobacteria. *Plant Physiology and Biochemistry*, 41(6–7), 595–603. [https://doi.org/10.1016/S0981-9428\(03\)00066-4](https://doi.org/10.1016/S0981-9428(03)00066-4)
- Namduri, H., & Nasrazadani, S. (2008). Quantitative analysis of iron oxides using Fourier transform infrared spectrophotometry. *Corrosion Science*, 50(9), 2493–2497. <https://doi.org/10.1016/j.corsci.2008.06.034>
- Nguyen, H. V.-M., Lee, H.-S., Lee, S.-Y., Hur, J., & Shin, H.-S. (2021). Changes in structural characteristics of humic and fulvic acids under chlorination and their association with trihalomethanes and haloacetic acids formation. *Science of The Total Environment*, 790, 148142. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148142>
- Olk, D. C., Bloom, P. R., Perdue, E. M., McKnight, D. M., Chen, Y., Farenhorst, A., Senesi, N., Chin, Y.-P., Schmitt-Kopplin, P., Hertkorn, N., & Harir, M. (2019). Environmental and Agricultural Relevance of Humic Fractions Extracted by Alkali from Soils and Natural Waters. *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 217–232. <https://doi.org/10.2134/jeq2019.02.0041>
- Pagano, T., Bida, M., & Kenny, J. E. (2014). Trends in Levels of Allochthonous Dissolved Organic Carbon in Natural Water: A Review of Potential Mechanisms under a Changing Climate. *Water* 2014, Vol. 6, Pages 2862-2897, 6(10), 2862–2897. <https://doi.org/10.3390/W6102862>
- Pan, Y., Li, H., Zhang, X., & Li, A. (2016). Characterization of natural organic matter in drinking water: Sample preparation and analytical approaches. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 12, 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.098>
- Pontoni, L., Roviello, V., Race, M., Savignano, L., van Hullebusch, E. D., Esposito, G., Pirozzi, F., & Fabbri, M. (2021). Supramolecular aggregation of colloidal natural organic matter masks priority pollutants released in water from peat soil. *Environmental Research*, 195, 110761. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110761>
- Portillo Benavides, D. A. (2019). *CAMBIOS EN LA COMUNIDAD 16S ARNr EN SUELOS BAJO*





MANEJO INTENSIVO Y DE TEMPORAL ANTE LA PRESENCIA DE AGUA RESIDUAL Y ATRAZINA (Vol. 9). Universidad Nacional Autónoma de México.

- Prosser, J. I. (2007). The Ecology of Nitrifying Bacteria. In *Biology of the Nitrogen Cycle* (pp. 223–243). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-044452857-5.50016-3>
- Qin, W., Li, W.-G., Zhang, D.-Y., Huang, X.-F., & Song, Y. (2016). Ammonium removal of drinking water at low temperature by activated carbon filter biologically enhanced with heterotrophic nitrifying bacteria. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(5), 4650–4659. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5561-9>
- Ren, Z., Fu, X., Zhang, G., Li, Y., Qin, Y., Wang, P., Liu, X., & Lv, L. (2022). Study on performance and mechanism of enhanced low-concentration ammonia nitrogen removal from low-temperature wastewater by iron-loaded biological activated carbon filter. *Journal of Environmental Management*, 301, 113859. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113859>
- Ren, Z., Jia, B., Zhang, G., Fu, X., Wang, Z., Wang, P., & Lv, L. (2021). Study on adsorption of ammonia nitrogen by iron-loaded activated carbon from low temperature wastewater. *Chemosphere*, 262, 127895. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127895>
- Rout, P. R., Shahid, M. K., Dash, R. R., Bhunia, P., Liu, D., Varjani, S., Zhang, T. C., & Surampalli, R. Y. (2021). Nutrient removal from domestic wastewater: A comprehensive review on conventional and advanced technologies. *Journal of Environmental Management*, 296, 113246. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113246>
- Saha, D., & Grappe, H. A. (2017). Adsorption properties of activated carbon fibers. *Activated Carbon Fiber and Textiles*, 143–165. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100660-3.00005-5>
- Shen, Y. (2015). Carbothermal synthesis of metal-functionalized nanostructures for energy and environmental applications. *Journal of Materials Chemistry A*, 3(25), 13114–13188. <https://doi.org/10.1039/C5TA01228G>
- Shi, W., Zhuang, W. E., Hur, J., & Yang, L. (2021). Monitoring dissolved organic matter in wastewater and drinking water treatments using spectroscopic analysis and ultra-high resolution mass spectrometry. *Water Research*, 188. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.116406>
- Sillanpää, M. (2014). Natural Organic Matter in Water: Characterization and Treatment Methods. *Natural Organic Matter in Water: Characterization and Treatment Methods*, 1–367. <https://doi.org/10.1016/C2013-0-19213-6>
- Smolin, S., Kozyatnyk, I., & Klymenko, N. (2020). *New approach for the assessment of the contribution of adsorption, biodegradation and self-bioregeneration in the dynamic process of biologically active carbon functioning.*





<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126022>

- Song, T., Zhang, X., Li, J., Wu, X., Feng, H., & Dong, W. (2021). A review of research progress of heterotrophic nitrification and aerobic denitrification microorganisms (HNADMs). *Science of The Total Environment*, *801*, 149319. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149319>
- Sun, Y., Yu, I. K. M., Tsang, D. C. W., Cao, X., Lin, D., Wang, L., Graham, N. J. D., Alessi, D. S., Komárek, M., Ok, Y. S., Feng, Y., & Li, X.-D. (2019). Multifunctional iron-biochar composites for the removal of potentially toxic elements, inherent cations, and hetero-chloride from hydraulic fracturing wastewater. *Environment International*, *124*, 521–532. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.047>
- Tak, S., & Prakash Vellanki, B. (2020). Comparison of O<sub>3</sub>-BAC, UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-BAC, and O<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-BAC treatments for limiting the formation of disinfection byproducts during drinking water treatment in India. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *8*, 104434. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104434>
- Thuptimdang, P., Siripattanakul-Ratpukdi, S., Ratpukdi, T., Youngwilai, A., & Khan, E. (2021). Biofiltration for treatment of recent emerging contaminants in water: Current and future perspectives. *Water Environment Research*, *93*(7), 972–992. <https://doi.org/10.1002/wer.1493>
- Truong, H. B., Ike, I. A., Ok, Y. S., & Hur, J. (2020). Polyethyleneimine modification of activated fly ash and biochar for enhanced removal of natural organic matter from water via adsorption. *Chemosphere*, *243*, 125454. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125454>
- Tu, B., Wen, R., Wang, K., Cheng, Y., Deng, Y., Cao, W., Zhang, K., & Tao, H. (2019). Efficient removal of aqueous hexavalent chromium by activated carbon derived from Bermuda grass. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2019.10.103>
- Urbansky, E. T. (2001). Total organic carbon analyzers as tools for measuring carbonaceous matter in natural waters. *Journal of Environmental Monitoring*, *3*(1), 102–112. <https://doi.org/10.1039/B006564L>
- Valencia, S., Marín, J. M., Restrepo, G., & Frimmel, F. H. (2013). Application of excitation–emission fluorescence matrices and UV/Vis absorption to monitoring the photocatalytic degradation of commercial humic acid. *Science of The Total Environment*, *442*, 207–214. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.058>
- Vasyukova, E., Proft, R., Jousten, J., Slavik, I., & Uhl, W. (2013). Removal of natural organic matter and trihalomethane formation potential in a full-scale drinking water treatment plant. *Water Science and Technology: Water Supply*, *13*(4), 1099–1108. <https://doi.org/10.2166/WS.2013.095>



- Velten, S., Boller, M., Köster, O., Helbing, J., Weilenmann, H.-U., & Hammes, F. (2011). Development of biomass in a drinking water granular active carbon (GAC) filter. *Water Research*, 45(19), 6347–6354. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.017>
- Velten, S., Knappe, D. R. U., Traber, J., Kaiser, H.-P., von Gunten, U., Boller, M., & Meylan, S. (2011). Characterization of natural organic matter adsorption in granular activated carbon adsorbers. *Water Research*, 45(13), 3951–3959. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.047>
- Wan, K., Guo, L., Ye, C., Zhu, J., Zhang, M., & Yu, X. (2021). Accumulation of antibiotic resistance genes in full-scale drinking water biological activated carbon (BAC) filters during backwash cycles. *Water Research*, 190, 116744. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.116744>
- WHO, (World Health Organization). (2020). *Water Sanitation and Health*. <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/water-sanitation-and-health/water-safety-and-quality/drinking-water-quality-guidelines>
- Wongcharee, S., Aravinthan, V., & Erdei, L. (2020). Removal of natural organic matter and ammonia from dam water by enhanced coagulation combined with adsorption on powdered composite nano-adsorbent. *Environmental Technology & Innovation*, 17, 100557. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100557>
- Xing, X., Li, T., Bi, Z., Qi, P., Li, Z., Wang, H., Lyu, L., Gao, Y., & Hu, C. (2020). *Enhancing inhibition of disinfection byproducts formation and opportunistic pathogens growth during drinking water distribution by Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/Coconut shell activated carbon* \*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115838>
- Xu, Y., Lu, Z., Sun, W., & Zhang, X. (2021). Influence of pore structure on biologically activated carbon performance and biofilm microbial characteristics. *Frontiers of Environmental Science & Engineering 2021 15:6*, 15(6), 1–13. <https://doi.org/10.1007/S11783-021-1419-1>
- Yapsakli, K., & Çeçen, F. (2010). Effect of type of granular activated carbon on DOC biodegradation in biological activated carbon filters. *Process Biochemistry*, 45(3), 355–362. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2009.10.005>
- Yapsakli, K., Mertoglu, B., & Çeçen, F. (2010). Identification of nitrifiers and nitrification performance in drinking water biological activated carbon (BAC) filtration. *Process Biochemistry*, 45(9), 1543–1549. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2010.06.004>
- Zamri, W. M. I. W. M., Sjahrir, F., Yaacob, N. S., Dzulkafli, N. F., Ahmad, M. F., Abdullah, H., Maniyam, M. N., Hashim, E. F., Kawasaki, N., Komatsu, K., & Kuwahara, V. S. (2021). Assessment of Aqueous Extraction Methods on Extractable Organic Matter and Hydrophobic/Hydrophilic Fractions of Virgin Forest Soils. *Molecules 2021, Vol. 26, Page 2480*, 26(9), 2480. <https://doi.org/10.3390/MOLECULES26092480>



- Zare, K., Sadegh, H., Shahryari-ghoshekandi, R., Asif, M., Tyagi, I., Agarwal, S., & Gupta, V. K. (2016). Equilibrium and kinetic study of ammonium ion adsorption by Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> nanoparticles from aqueous solutions. *Journal of Molecular Liquids*, 213, 345–350. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2015.08.045>
- Zhang, M., Han, F., Liu, Z., Han, Y., Li, Y., & Zhou, W. (2022). Ammonium-assimilating microbiome: A halophilic biosystem rationally optimized by carbon to nitrogen ratios with stable nitrogen conversion and microbial structure. *Bioresource Technology*, 350, 126911. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126911>
- Zhang, Y., Fang, Y., Wang, B., Zhang, H., & Ding, J. (2021). Effects of Stepwise Adjustment of C/N during the Start-Up of Submerged Membrane Bioreactors (SMBRs) on the Aerobic Denitrification of Wastewater. *Water*, 13(22), 3251. <https://doi.org/10.3390/w13223251>
- Zhang, Z., Teng, C., Zhou, K., Peng, C., & Chen, W. (2020). Degradation characteristics of dissolved organic matter in nanofiltration concentrated landfill leachate during electrocatalytic oxidation. *Chemosphere*, 255. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.127055>
- Zhou, Y., & Cheng, T. (2018a). Influence of natural organic matter in porous media on fine particle transport. *Science of The Total Environment*, 627, 176–188. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.210>
- Zhou, Y., & Cheng, T. (2018b). Influence of natural organic matter in porous media on fine particle transport. *Science of The Total Environment*, 627, 176–188. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.01.210>



## 9. ANEXOS

### 9.1 Técnicas utilizadas para la caracterización del agua

#### 9.1.1 Determinación COD

La medición de COD realizó a través de un analizador de carbón orgánico total (COT) de acuerdo con el método estándar 5310, el análisis consiste en eliminar las fracciones orgánicas que interfieren con el análisis de la concentración de interés. El COT es la suma de carbón orgánico particulado, carbón inorgánico disuelto y carbón orgánico disuelto. El primero se elimina al pasar la muestra por un filtro de 0.45  $\mu\text{m}$ , el segundo elimina por medio de la acidificación de la muestra y el rocío de la un gas inerte para remover el  $\text{CO}_2$  producido en la acidificación y por último la concentración de COD se obtiene a partir de la combustión que por medio de un gas de arrastre carga los productos de la combustión a un detector infrarrojo, cuya señal es amplificada para determinar la concentración de COD (Urbansky, 2001). Para la medición de COD, se utilizó el equipo TOC-VCSN SHIMADZU, y se realizó una curva de calibración con concentraciones de 0 a 100 ppm de biftalato de potasio ( $\text{C}_8\text{H}_5\text{KO}_4$ ) en la que se obtuvo un coeficiente de correlación con ( $R^2$ ) de 0.998. Previo a la medición, las muestras se acidificaron y se colocaron en frascos de vidrio para su análisis.

#### 9.1.2 Determinación de Nitrógeno Amoniacal

La determinación del nitrógeno amoniacal se llevó a cabo con el método de valoración de acuerdo con el método estándar 4500-NH<sub>3</sub> C. El principio del método se basa en que el nitrógeno amoniacal se encuentra en forma de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NH}_3$  dependiendo del pH al que se encuentre. Para la determinación del Nitrógeno amoniacal se debe transformar todo el contenido de nitrógeno amoniacal a amoniaco en un medio alcalino y separarlo del nitrógeno orgánico a través de una destilación. El destilado se titula con ácido sulfúrico y de esta manera, se puede obtener la concentración del nitrógeno amoniacal presente en la muestra. Los resultados más confiables se obtienen al analizar una muestra inmediatamente después de su toma, sin embargo, si la muestra se va a analizar durante las próximas 24 horas, esta se debe refrigerar a 4°C. Además, la muestra se puede preservar hasta 28 días si se acidifica a un pH<2 y se debe neutralizar la muestra con NaOH o KOH previo al análisis. El proceso de acidificación puede generar interferencias cuando existe amonio intercambiable en los sólidos que no se han filtrado.

La metodología que se siguió es la siguiente:

Primero se llevó a cabo la preparación de reactivos.

- Solución buffer de boratos 0.025N. Se disolvieron 9.5 g de  $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$  de en un litro de agua desionizada y 500 mL de la solución se mezclaron con 88 mL de una solución 0.1N de NaOH para la cual se disolvió 4 g de NaOH en 1 L de agua desionizada.
- Solución NaOH 6N. Se disolvieron 120 g de NaOH en 200 ml de agua desionizada.
- Solución indicadora mixta. Se disolvieron 200 mg de rojo de metilo en 100 mL de alcohol etílico al 95% y 100 mg de azul de metileno en 50 mL de alcohol etílico al 95%. Ambas disoluciones se mezclaron para realizar la solución indicadora mixta. Esta solución es estable por un mes.
- Solución indicadora de ácido bórico. Se disolvieron 20 g de  $\text{H}_3\text{BO}_3$  en agua desionizada, se adicionaron 10 mL de la solución indicadora mixta y se aforó a 1L. Esta solución es estable por un mes.



- Solución estándar de ácido sulfúrico 0.02N. Se diluyeron 0.56mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado en 1L de agua destilada.
- Solución de carbonato de sodio 0.05N. Se disolvieron 2.5g de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> en agua desionizada y se aforó a un litro. Esta solución es estable por una semana.

#### Procedimiento

1. La solución de ácido sulfúrico 0.02N se estandarizó con la solución de carbonato de sodio 0.05N y se tituló a un pH de 5. La normalidad de la solución de ácido sulfúrico se lleva a cabo utilizando la Ecuación 17.

$$\text{Normalidad, } N = \frac{A \times B}{53.00 \times C} \quad \text{Ecuación 17}$$

En donde A son los gramos de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> en la solución, B son los mL de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> usados en la titulación y C son los mL de ácido utilizado en la titulación.

2. Se adicionaron 25mL de solución buffer de boratos a la muestra y en caso de ser necesario, se ajustó el pH con la solución de NaOH 6N hasta 9.5 UpH. El volumen de la muestra utilizado se determinó con la siguiente tabla:

*Volumen de muestra para el método de destilación y valoración.*

Nitrógeno amoniacal en la muestra, mg/L	Volumen de la muestra, mL
5-10	250
10-20	100
20-50	50
50-100	25

3. La muestra se destiló durante 5 minutos utilizando el equipo BÜCHI, Unidad de destilación K-350.
4. El destilado se recogió en 50 mL de la de solución indicadora de H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>, esta solución es color violeta y con la presencia de Nitrógeno amoniacal vira a un color verde esmeralda.
5. La solución recogida se tituló con la solución de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.02N hasta que se pudiera observar que viró a un color violeta nuevamente. Se registró el volumen gastado.
6. El cálculo de la concentración de nitrógeno amoniacal se realizó con la Ecuación 18:

$$N - NH_4^+ \text{ mg/L} = \frac{(A-B) \times N \times 14 \times 1000}{\text{volumen de la muestra (L)}} \quad \text{Ecuación 18}$$

En donde A es el volumen de solución de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> gastado en titular la muestra (L), B es el volumen gastado en titular el blanco y N es la normalidad de la solución de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>.

Durante todo el procedimiento se tuvo un blanco para asegurar la calidad de la medición y, además, se llevaron a cabo los análisis por duplicado.

#### 9.1.3 Determinación de Nitritos

Para conocer la concentración de nitritos en el agua, se utilizó el método colorimétrico que se basa en el compuesto diazonio que se forma por la diazotización, una reacción importante de las aminas primarias, de la sulfanilamida con los nitritos presentes en el agua. Esta reacción se da a un pH entre 2 y 2.5 y el compuesto se acopla con el diclorhidrato (N-(1-Naftil)etilendiamina para producir un color morado rojizo el cual se mide con espectrofotómetro a una longitud de onda de 543 nm. A



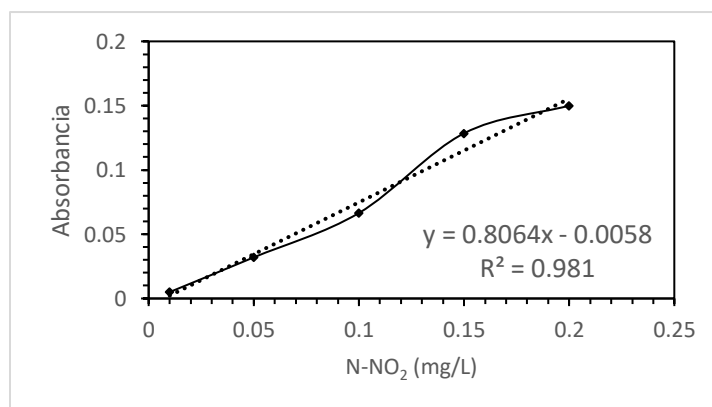
continuación, se presenta la metodología para la determinación de nitritos. El análisis se debe realizar inmediatamente para evitar la conversión biológica de nitrito, pero la muestra se puede preservar a 4°C hasta 2 días.

Preparación de reactivos.

- Disolución ácido clorhídrico, se diluyeron 10 mL de HCl en 30 mL de agua desionizada.
- Reactivo colorante, se añadieron 150 mL de HCl concentrado a 250 mL de agua desionizada y 5.0 gramos de (N-(1-Naftil) etilendiamina y se agitó hasta disolver. Después, se agregaron 136 gramos de acetato de sodio y se agitó hasta disolver. Esta solución se diluyó a 500 mL y se almacenó en la oscuridad bajo refrigeración.
- Solución madre de nitritos (100 mg/L), se pesaron 1.232 gramos de nitrito de sodio ( $\text{NaNO}_2$ ) previamente secado por 24 horas y se disolvió en agua desionizada y se aforó a 1 L. Para preservar la solución, se agregaron 2 mL de cloroformo.

Procedimiento.

1. Previó a la determinación de la concentración se elaboró una curva de calibración con la solución madre de nitritos.
2. La muestra se debe filtrar con un filtro de membrana de 0.45  $\mu\text{m}$  para remover sólidos suspendidos.
3. Diluir la muestra para respetar la concentración máxima permitida de 25  $\mu\text{g/L}$  para una longitud del recorrido de la luz de 1 cm.
4. Ajustar el pH con solución de HCl a un pH entre 5 y 9 y agregar 2 mL del reactivo colorante.
5. Utilizar un blanco.
6. Esperar de 10 minutos a 2 horas y realizar lectura a una longitud de onda de 543 nm.
7. Determinar la concentración a partir de la curva de calibración.



Curva de calibración de nitritos.

#### 9.1.4 Determinación de Nitratos

La determinación de nitratos se llevó a cabo con el método de espectrofotométrico ultravioleta de acuerdo con el método estándar 4500- $\text{NO}_3^-$  B. El fundamento del método es que los iones nitrato reaccionan con 2,6-dimetilfenol en presencia de ácidos fosfórico y sulfúrico para dar 4-nitro-2,6-dimetilfenol permitiendo que los nitratos absorban la luz a una longitud de onda de 220 nm. Sin embargo, esta longitud de onda también la absorbe la materia orgánica en el agua por lo que hay



que hacer una segunda medición de la muestra a 275 nm, longitud que no absorben los nitratos y de esta manera corregir la absorbancia. Es por esto que este método no se recomienda para muestras de agua con altas concentraciones de materia orgánica, únicamente para muestras con concentraciones bajas como las fuentes de agua potable. Para el análisis, la muestra se debe preservar a 4°C hasta 2 días.

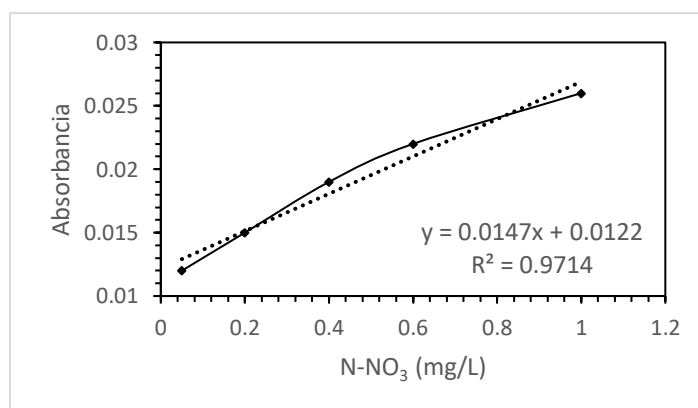
La metodología que se siguió es la siguiente:

Primero se llevó a cabo la preparación de reactivos.

- Solución patrón de nitrato. Se secó nitrato potásico  $\text{KNO}_3$  en un horno por 105°C por 24 horas, se disolvieron 0.7218 g en agua desionizada y se aforó a 1 L.
- Solución intermedia de nitratos. Se diluyeron 1.0, 10 y 50 mL de la solución de nitrato a 100 mL para obtener soluciones estándar de 1.0, 10 y 50 mg de  $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$  respectivamente.

Procedimiento

1. Se filtraron 50 mL de muestra y se le agregó 1 mL de HCl 1N.
2. Para la curva de calibración se prepararon estándares de calibración de 0 a 7 mg de  $\text{NO}_3^-/\text{L}$  diluyendo a 50 mL las soluciones intermedias de nitratos. Es importante recalcar que la curva de calibración de  $\text{NO}_3^-$  sigue la Ley de Beer-Lambert hasta 11 mgN/L. Los estándares de calibración deben tratarse del mismo modo que la muestra.
3. Se midió la absorbancia del agua desionizada para ajustar el cero en el espectrofotómetro SP-UV 1000-DLAB con una longitud de onda de 220 nm. Las lecturas de  $\text{NO}_3^-$  se realizaron a 220 nm y con la longitud de onda de 275 nm se realizó la medición de interferencias.
4. Las muestras de  $\text{NO}_3^-$  se corrigieron restando dos veces la absorbancia medida a 275 nm de la absorbancia medida a 220nm. Se determinó que si el error es mayor al 10% de la lectura a 220 nm, este método no se puede utilizar para las muestras.
5. La concentración de la muestra corregida se obtuvo directamente de la curva de calibración. Esta última se construyó graficando la absorbancia por  $\text{NO}_3^-$  contra su concentración.



Curva de calibración de nitratos.

#### 9.1.5 Determinación de DQO

La determinación de la demanda química de oxígeno se llevó a cabo con el método estándar 5220 C, reflujo cerrado y colorimetría. Este método se basa en la oxidación de los compuestos orgánicos e inorgánicos al agregar ácido crómico y sulfúrico. La muestra se colocó a reflujo en una disolución



de ácido fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ) y el dicromato no reducido se mide por espectrofotometría para determinar la cantidad de dicromato consumido y calcular la materia oxidable en términos de oxígeno equivalente.

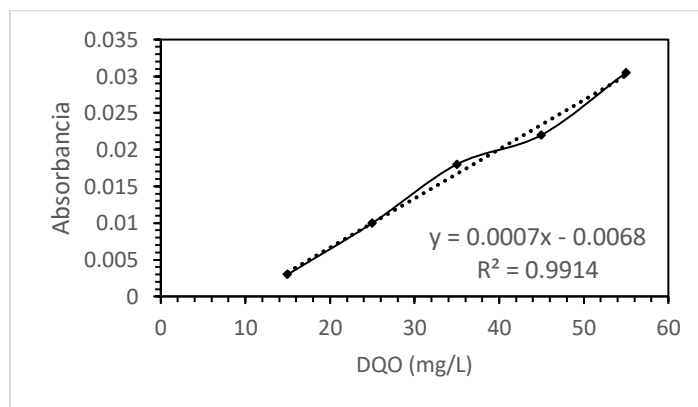
La metodología que se siguió es la siguiente:

Primero se llevará a cabo la preparación de reactivos.

- Solución de dicromato de potasio. En 500 mL de agua destilada se disuelven 10.216 g de  $K_2Cr_2O_7$  y se agregan 167 mL de  $H_2SO_4$  concentrado y 33.3 g de  $HgSO_4$ . La mezcla se deja enfriar y se afora a 1 L.
- Reactivo de  $H_2SO_4$ . Agregar 10.09 de  $Ag_2SO_4$  y aforar a 1 L con  $H_2SO_4$  concentrado. La mezcla se deja reposar sin agitación hasta que  $Ag_2SO_4$  se disuelva.

Procedimiento

1. Colocar 2.5 mL de la muestra en un vial de 10 mL con taparrosca y añadir 1.5 ml de la solución de  $K_2Cr_2O_7$  y 3.5mL del reactivo de  $H_2SO_4$ . Tapar y agitar el vial en un vortex durante 1 min.
2. Introducir los viales una estufa por 2h a 148 °C.
3. Dejar enfriar a temperatura ambiente.
4. Medir la absorbancia de la muestra tras la digestión a 420 nm, primero se debe leer el blanco para ajustar la absorbancia a cero.
5. Determinar la concentración a partir de la curva de calibración.



Curva de calibración de DQO.

#### 9.1.6 Determinación de Alcalinidad

La determinación de alcalinidad se llevó a cabo con el método de valoración de acuerdo con el método estándar 2320-Alcalinidad. El principio del método se basa en que la presencia de iones hidroxilos en la muestra reaccionan con al adicionar un ácido, por lo que se puede conocer la concentración de alcalinidad presente en la muestra al conocer el volumen de ácido estándar gastado para llegar al punto de inflexión.

La metodología que se siguió es la siguiente:





Primero se llevó a cabo la preparación de reactivos.

- Solución estándar de ácido sulfúrico 0.02N. Se diluyeron 0.56mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado en 1L de agua destilada.
- Solución de carbonato de sodio 0.05N. Se disolvieron 2.5g de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> en agua desionizada y se aforó a un litro. Esta solución es estable por una semana.

#### Procedimiento

1. La solución de ácido sulfúrico 0.02N se estandarizó con la solución de carbonato de sodio 0.05N y se tituló a un pH de 5. La normalidad de la solución de ácido sulfúrico se lleva a cabo utilizando la Ecuación 19.

$$\text{Normalidad, } N = \frac{A \times B}{53.00 \times C} \quad \text{Ecuación 19}$$

En donde A son los gramos de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> en la solución, B son los mL de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> usados en la titulación y C son los mL de ácido utilizado en la titulación.

2. La titulación se llevó a cabo colocando 0.5 mL o menos de ácido estándar para evitar cambios de pH mayores a 0.2 unidades. Tras la adición de cada 0.5 ml de ácido estándar la muestra se mezcló completamente. Se continuó con la adición de ácido estándar hasta llegar al punto de inflexión, es decir a un pH en el rango de 4.3 a 4.7 y posteriormente a 0.3.
3. La alcalinidad total se calculó utilizando la Ecuación 20.

$$\text{Alcalinidad, } \frac{\text{mg CaCO}_3}{L} = \frac{(2B - C) \times N \times 50000}{\text{mL de muestra}} \quad \text{Ecuación 20}$$

n donde B son los mililitros gastados del ácido estándar al primer punto, C los mililitros de ácido estándar gastados al segundo punto y N la normalidad del ácido.



### 9.2 Montaje mufla tubular

El montaje de la mufla tubular la cual consiste en dos partes, la mufla que permite alcanzar la temperatura deseada y el equipo tubular en el cual se colocó el material a carbonizar y dentro del cual se permitió el flujo de  $N_2$  para lograr una atmósfera inerte durante la pirólisis. El equipo tubular y sus conexiones son de acero inoxidable. Se cuenta con un rotámetro en la entrada para regular el flujo de  $N_2$  y el gas de salida pasa por un lavador de gases sumergido en una cama de hielo que sirvió como sistema de enfriamiento. Este equipo se puede operar hasta una temperatura de 700 °C para evitar que el calor se conduzca hacia las líneas de conexión y a una presión máxima de 2 bar. Por último, el material que se coloque dentro del tubo de acero inoxidable no debe cubrir más de la mitad de este para evitar bloqueos del flujo de gas.



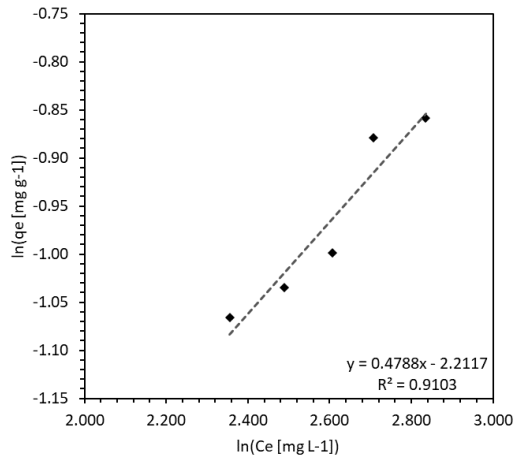
(a)



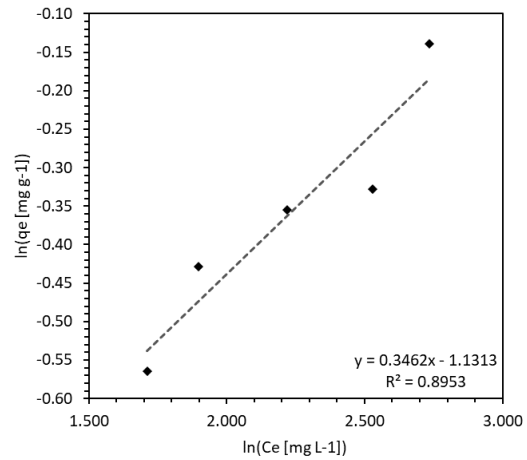
(b)

*Mufla tubular.*

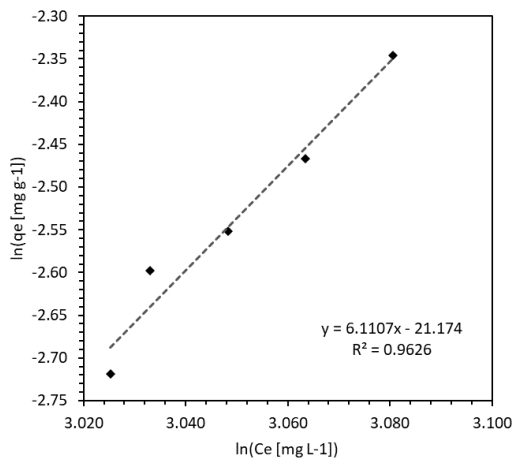
### 9.3 Isotermas de adsorción



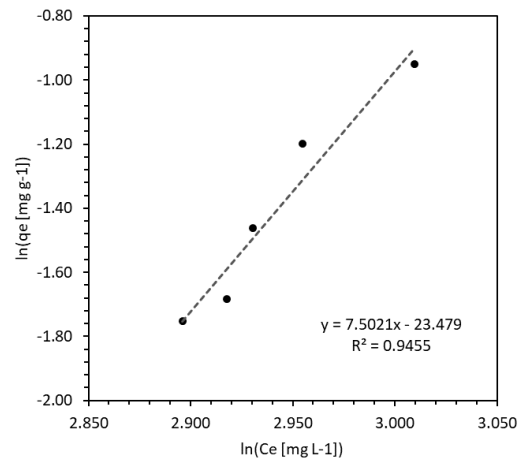
(a)



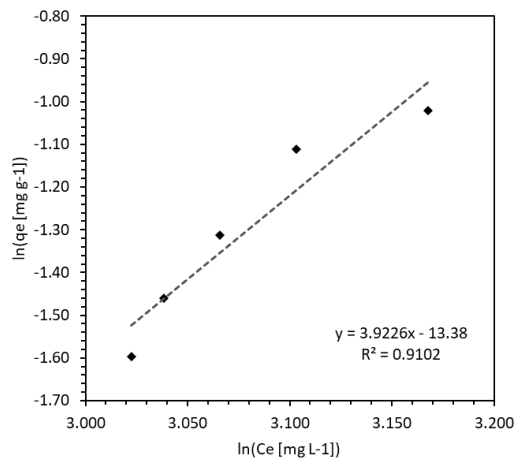
(b)



(c)

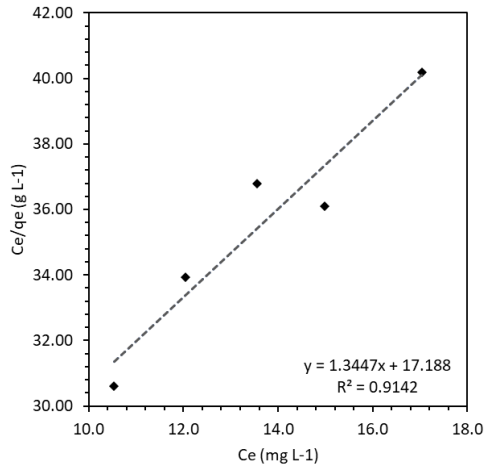


(d)

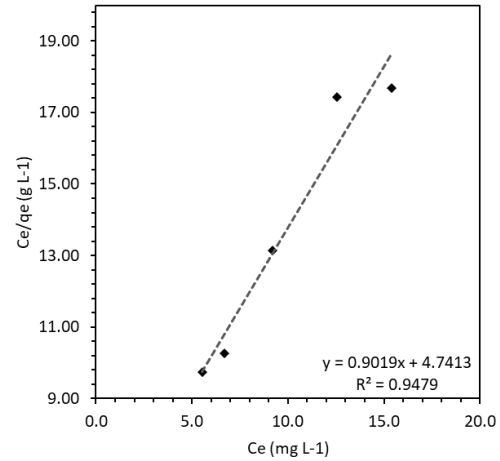


(e)

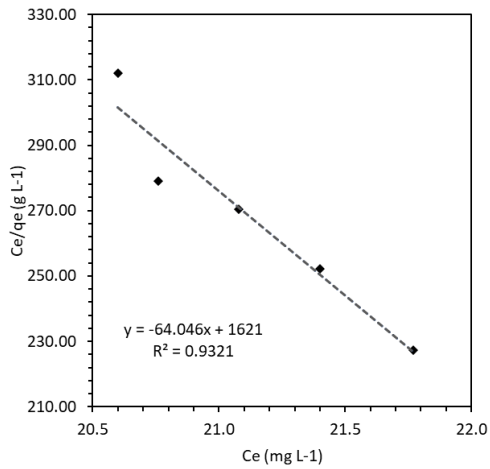
Linealización del modelo de Freundlich para la adsorción de COD en: BC (a), Fe-BC (b), CA (c), Fe-CA (d) y Filtralite (e).



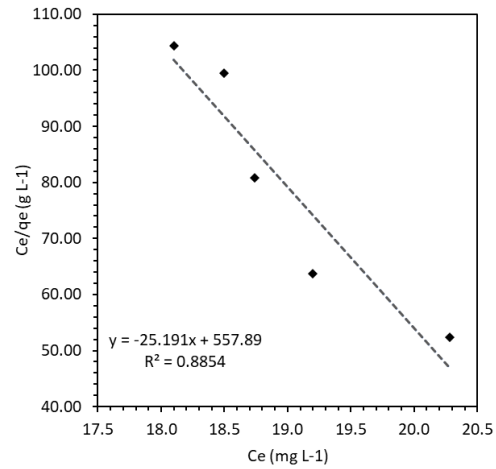
(a)



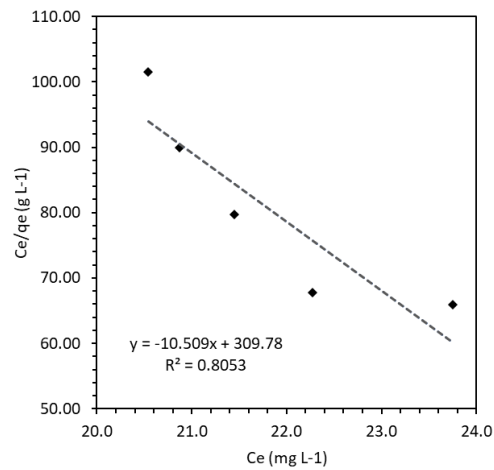
(b)



(c)

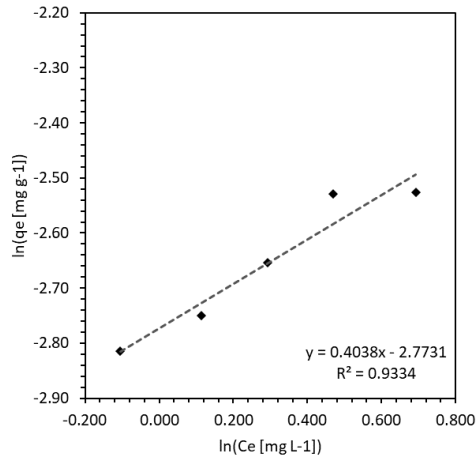


(d)

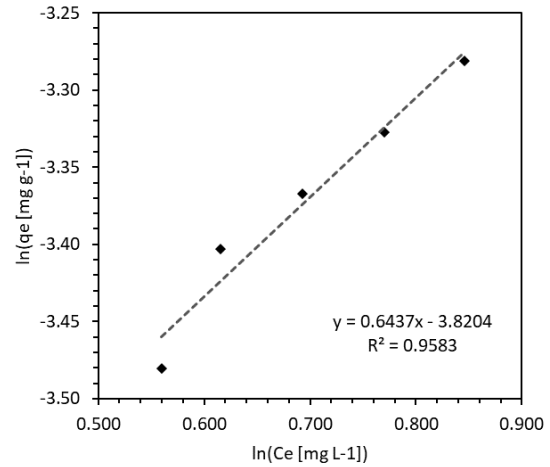


(e)

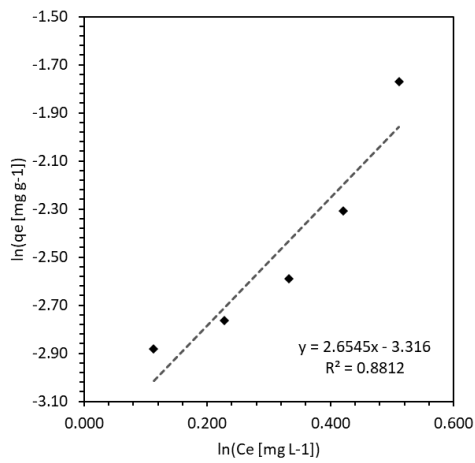
Linealización del modelo de Langmuir para la adsorción de COD en: BC (a), Fe-BC (b), CA (c), Fe-CA (d) y Filtralite (e).



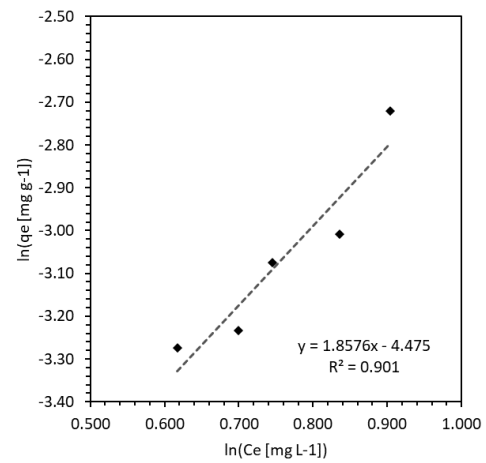
(a)



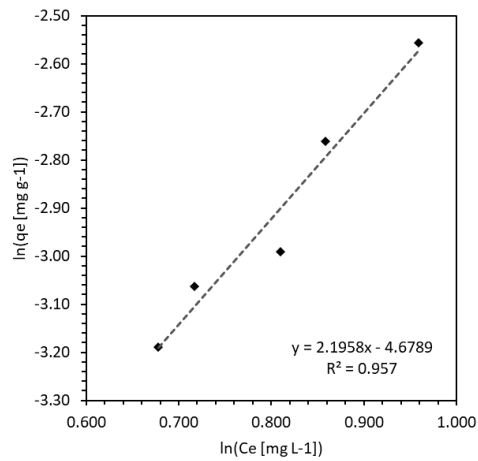
(b)



(c)

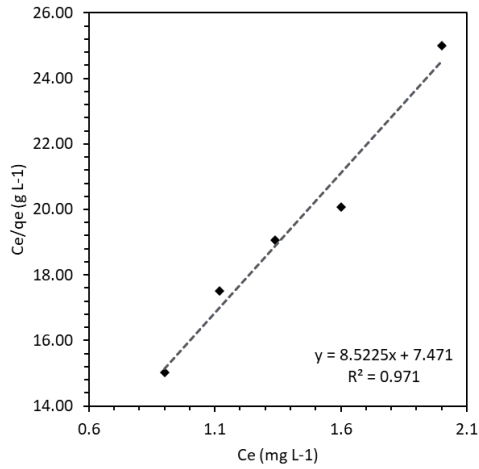


(d)

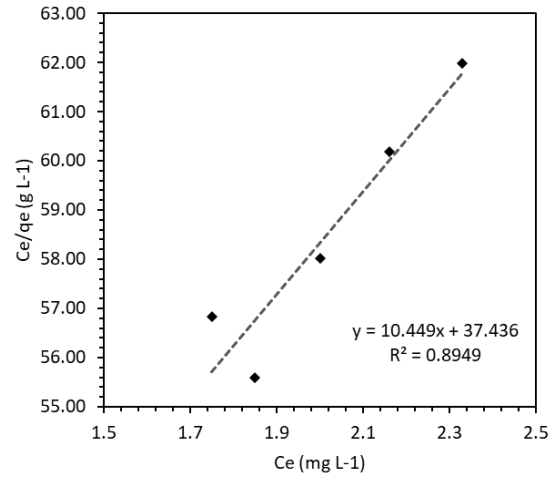


(e)

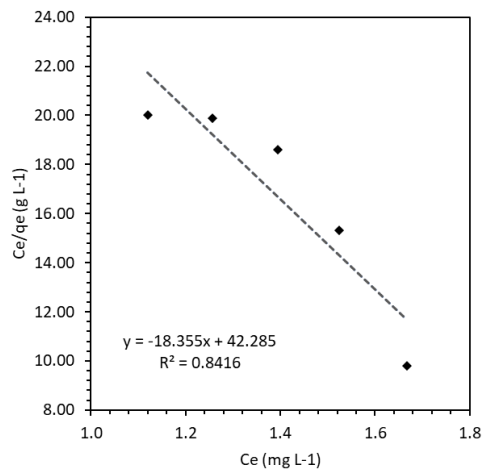
Linealización del modelo de Freundlich para la adsorción de  $N-NH_4^+$  en: BC (a), Fe-BC (b), CA (c), Fe-CA (d) y Filtralite (e).



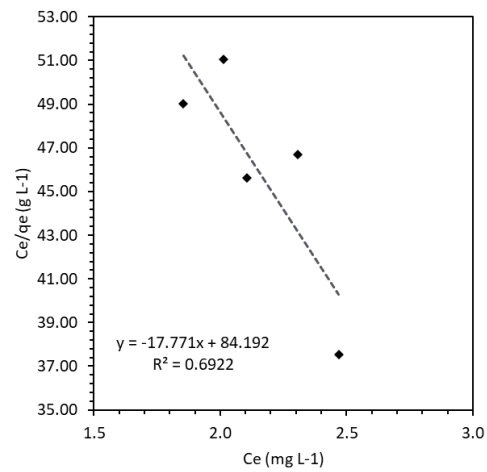
(a)



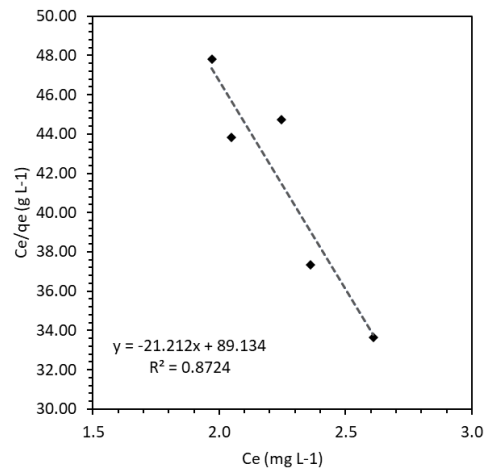
(b)



(c)



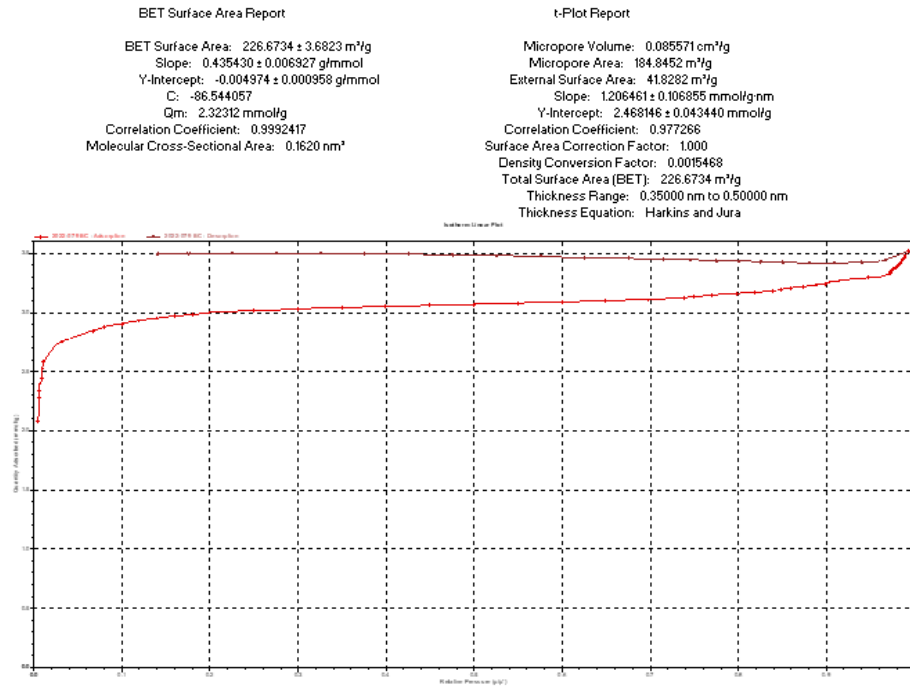
(d)



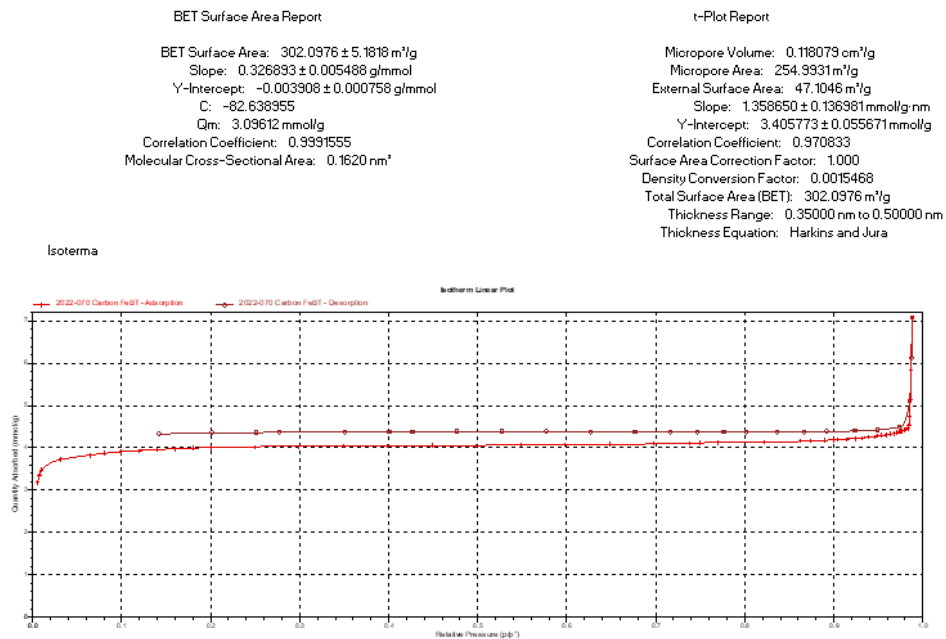
(e)

Linealización del modelo de Langmuir para la adsorción de  $N-NH_4^+$  en: BC (a), Fe-BC (b), CA (c), Fe-CA (d) y Filtralite (e).

### 9.4 Resultado del análisis BET



#### Resultado análisis BET para medio BC



#### Resultado análisis BET para medio Fe-BC

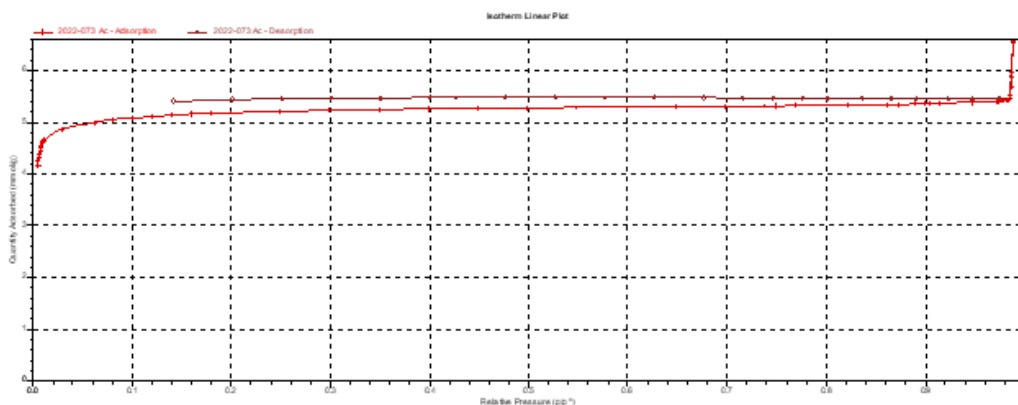


BET Surface Area Report

BET Surface Area:  $390.6386 \pm 6.8124 \text{ m}^2/\text{g}$   
 Slope:  $0.252956 \pm 0.004315 \text{ g/mmol}$   
 Y-Intercept:  $-0.003177 \pm 0.000596 \text{ g/mmol}$   
 C:  $-78.610438$   
 Qm:  $4.00355 \text{ mmol/g}$   
 Correlation Coefficient:  $0.9991282$   
 Molecular Cross-Sectional Area:  $0.1620 \text{ nm}^2$

t-Plot Report

Micropore Volume:  $0.158231 \text{ cm}^3/\text{g}$   
 Micropore Area:  $341.3900 \text{ m}^2/\text{g}$   
 External Surface Area:  $49.2486 \text{ m}^2/\text{g}$   
 Slope:  $1.420491 \pm 0.112547 \text{ mmol/g nm}$   
 Y-Intercept:  $4.563903 \pm 0.045758 \text{ mmol/g}$   
 Correlation Coefficient:  $0.981683$   
 Surface Area Correction Factor:  $1.000$   
 Density Conversion Factor:  $0.0015468$   
 Total Surface Area (BET):  $390.6386 \text{ m}^2/\text{g}$   
 Thickness Range:  $0.35000 \text{ nm to } 0.50000 \text{ nm}$   
 Thickness Equation: Harkins and Jura



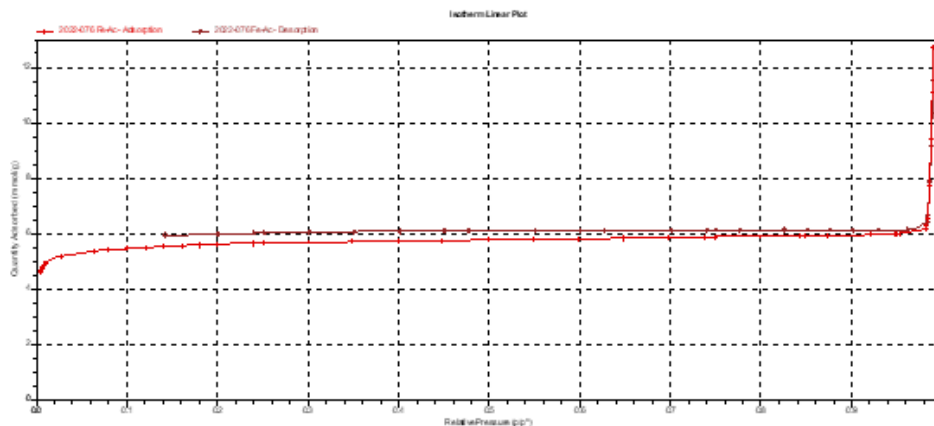
Resultado análisis BET para medio CA

BET Surface Area Report

BET Surface Area:  $424.6915 \pm 7.0281 \text{ m}^2/\text{g}$   
 Slope:  $0.232487 \pm 0.003766 \text{ g/mmol}$   
 Y-Intercept:  $-0.002737 \pm 0.000520 \text{ g/mmol}$   
 C:  $-83.945472$   
 Qm:  $4.35255 \text{ mmol/g}$   
 Correlation Coefficient:  $0.9992136$   
 Molecular Cross-Sectional Area:  $0.1620 \text{ nm}^2$

t-Plot Report

Micropore Volume:  $0.164334 \text{ cm}^3/\text{g}$   
 Micropore Area:  $354.7045 \text{ m}^2/\text{g}$   
 External Surface Area:  $69.9871 \text{ m}^2/\text{g}$   
 Slope:  $2.018657 \pm 0.102808 \text{ mmol/g nm}$   
 Y-Intercept:  $4.739917 \pm 0.041805 \text{ mmol/g}$   
 Correlation Coefficient:  $0.992308$   
 Surface Area Correction Factor:  $1.000$   
 Density Conversion Factor:  $0.0015468$   
 Total Surface Area (BET):  $424.6915 \text{ m}^2/\text{g}$   
 Thickness Range:  $0.35000 \text{ nm to } 0.50000 \text{ nm}$   
 Thickness Equation: Harkins and Jura



Resultado análisis BET para medio Fe-CA

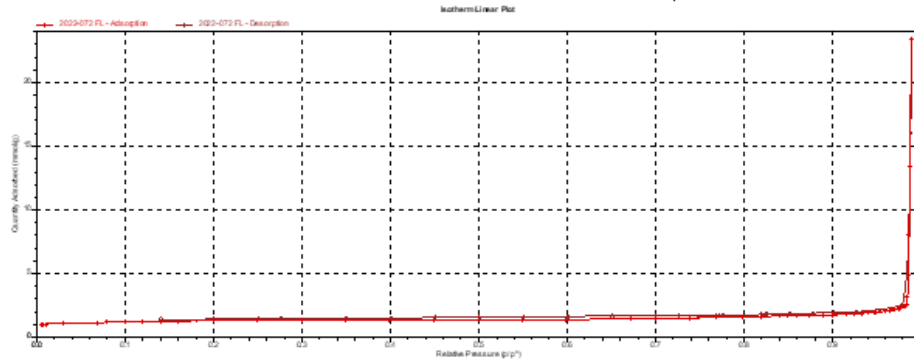


BET Surface Area Report

BET Surface Area:  $100.3923 \pm 1.1326 \text{ m}^2/\text{g}$   
 Slope:  $0.977517 \pm 0.010861 \text{ g/mmol}$   
 Y-Intercept:  $-0.005600 \pm 0.001501 \text{ g/mmol}$   
 C:  $-173.568084$   
 Qm:  $1.02889 \text{ mmol/g}$   
 Correlation Coefficient:  $0.9996298$   
 Molecular Cross-Sectional Area:  $0.1620 \text{ nm}^2$

t-Plot Report

Micropore Volume:  $0.026989 \text{ cm}^3/\text{g}$   
 Micropore Area:  $59.2063 \text{ m}^2/\text{g}$   
 External Surface Area:  $41.1860 \text{ m}^2/\text{g}$   
 Slope:  $1.187939 \pm 0.070151 \text{ mmol/g} \cdot \text{nm}$   
 Y-Intercept:  $0.778440 \pm 0.028509 \text{ mmol/g}$   
 Correlation Coefficient:  $0.989700$   
 Surface Area Correction Factor:  $1.000$   
 Density Conversion Factor:  $0.0015468$   
 Total Surface Area (BET):  $100.3923 \text{ m}^2/\text{g}$   
 Thickness Range:  $0.35000 \text{ nm}$  to  $0.50000 \text{ nm}$   
 Thickness Equation: Harkins and Jura



Resultado análisis BET para medio FILTRALITE



## 9.5 Pruebas T de Student Bilateral

### 9.5.1 Etapa 1

Prueba T de student para turbiedad etapa 1.

	Influente	BC	Fe-BC	CA	Fe-Ca	Filtralite
n	15	15	15	15	15	15
s	6.918	0.977	1.087	2.290	2.595	1.297
x	4.060	2.820	2.937	4.436	4.558	3.293
S <sup>2</sup> estimador combinado		24.404	24.517	26.549	27.293	24.768
1 - $\alpha/2$		0.975	0.975	0.975	0.975	0.975
t 1- $\alpha/2$		2.048	2.048	2.048	2.048	2.048
t 1- $\alpha/2$		-2.048	-2.048	-2.048	-2.048	-2.048
t estadístico de prueba		0.687	0.621	-0.200	-0.261	0.422
Decisión		No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0

Prueba T de student para color etapa 1.

	Influente	BC	Fe-BC	CA	Fe-Ca	Filtralite
n	15	15	15	15	15	15
s	268.069	236.902	213.778	213.306	215.052	200.248
x	506.283	476.417	484.917	456.625	445.333	470.917
S <sup>2</sup> estimador combinado		63991.890	58781.140	58680.208	59054.296	55980.056
1 - $\alpha/2$		0.975	0.975	0.975	0.975	0.975
t 1- $\alpha/2$		2.048	2.048	2.048	2.048	2.048
t 1- $\alpha/2$		-2.048	-2.048	-2.048	-2.048	-2.048
t estadístico de prueba		0.323	0.241	0.561	0.687	0.409
Decisión		No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0

Prueba T de student para SUVA<sub>254</sub> etapa 1.

	Influente	BC	Fe-BC	CA	Fe-Ca	Filtralite
n	12	12	12	12	12	12
s	3.023	2.548	2.510	2.504	2.468	2.367
x	6.042	5.054	5.113	5.382	5.254	5.262
S <sup>2</sup> estimador combinado		7.815	7.721	7.706	7.615	7.372
1 - $\alpha/2$		0.975	0.975	0.975	0.975	0.975
t 1- $\alpha/2$		2.074	2.074	2.074	2.074	2.074
t 1- $\alpha/2$		-2.074	-2.074	-2.074	-2.074	-2.074
t estadístico de prueba		0.865	0.819	0.582	0.699	0.704
Decisión		No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0

Prueba T de student para A250/A365 etapa 1.

	Influente	BC	Fe-BC	CA	Fe-Ca	Filtralite
n	12	12	12	12	12	12
s	0.235	1.581	0.352	0.202	0.221	0.275
x	2.889	3.333	2.851	2.876	2.842	2.864
S <sup>2</sup> estimador combinado		1.278	0.089	0.048	0.052	0.065
1 - $\alpha/2$		0.975	0.975	0.975	0.975	0.975
t 1- $\alpha/2$		2.074	2.074	2.074	2.074	2.074
t 1- $\alpha/2$		-2.074	-2.074	-2.074	-2.074	-2.074
t estadístico de prueba		-0.962	0.312	0.146	0.507	0.243
Decisión		No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0

Prueba T de student para oxígeno disuelto etapa 1.

	Influente	BC	Fe-BC	CA	Fe-Ca	Filtralite
n	19	19	19	19	19	19
s	1.047	0.926	1.019	1.015	1.127	1.052
x	5.436	4.896	4.844	4.973	5.023	5.062
S <sup>2</sup> estimador combinado		0.976	1.067	1.063	1.183	1.101
1 - $\alpha/2$		0.975	0.975	0.975	0.975	0.975
t 1- $\alpha/2$		2.028	2.028	2.028	2.028	2.028
t 1- $\alpha/2$		-2.028	-2.028	-2.028	-2.028	-2.028
t estadístico de prueba		1.683	1.767	1.383	1.170	1.098
Decisión		No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0

9.5.2 Etapa 2

Prueba T de student para turbiedad etapa 2.

	Influente	BC	Fe-BC	CA	Fe-Ca	Filtralite
n	20	20	20	20	20	20
s	7.692	6.532	5.657	5.713	7.411	8.658
x	29.237	13.631	11.435	12.053	11.564	11.933
S <sup>2</sup> estimador combinado		50.919	45.584	45.901	57.047	67.066
1 - $\alpha/2$		0.975	0.975	0.975	0.975	0.975
t 1- $\alpha/2$		2.024	2.024	2.024	2.024	2.024
t 1- $\alpha/2$		-2.024	-2.024	-2.024	-2.024	-2.024
t estadístico de prueba		6.916	8.338	8.021	7.399	6.682
Decisión		Rechazr H0	Rechazr H0	Rechazr H0	Rechazr H0	Rechazr H0
Valor-p		3.20E-08	4.12E-10	1.07E-09	7.14E-09	6.65E-08
Significancia		Valor-p < 0.0001	Valor-p < 0.0001	Valor-p < 0.0001	Valor-p < 0.0001	Valor-p < 0.0001

Prueba T de student para color etapa 2.

	Influente	BC	Fe-BC	CA	Fe-Ca	Filtralite
n	20	20	20	20	20	20
s	79.259	77.891	64.154	70.897	79.743	73.876
x	322.750	242.750	240.000	235.000	243.000	240.500
S <sup>2</sup> estimador combinado		6174.513	5198.888	5654.151	6320.467	5869.809
1 - $\alpha/2$		0.975	0.975	0.975	0.975	0.975
t 1- $\alpha/2$		2.024	2.024	2.024	2.024	2.024
t 1- $\alpha/2$		-2.024	-2.024	-2.024	-2.024	-2.024
t estadístico de prueba		3.220	3.629	3.690	3.172	3.395
Decisión		Rechazar H0	Rechazar H0	Rechazar H0	Rechazar H0	Rechazar H0
Valor-p		0.0026	0.0008	0.0007	0.0030	0.0016
Significancia		0.001 ≤ Valor-p < 0.01	0.001 ≤ Valor-p < 0.01	0.001 ≤ Valor-p < 0.01	0.001 ≤ Valor-p < 0.01	0.001 ≤ Valor-p < 0.01



Prueba T de student para SUVA<sub>254</sub> etapa 2.

	Influente	BC	Fe-BC	CA	Fe-Ca	Filtralite
n	20	20	20	20	20	20
s	2.128	2.001	2.086	2.319	2.416	2.116
x	3.542	3.243	3.289	3.353	3.400	3.268
S <sup>2</sup> estimador combinado		4.266	4.441	4.953	5.183	4.504
1 - $\alpha/2$		0.975	0.975	0.975	0.975	0.975
t 1- $\alpha/2$		2.024	2.024	2.024	2.024	2.024
t 1- $\alpha/2$		-2.024	-2.024	-2.024	-2.024	-2.024
t estadístico de prueba		0.457	0.378	0.268	0.197	0.408
Decisión		No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0	No Rechazar H0

Prueba T de student para A250/A365 etapa 2.

	Influente	BC	Fe-BC	CA	Fe-Ca	Filtralite
n	20	20	20	20	20	20
s	0.265	0.632	0.663	0.275	0.262	0.349
x	5.165	5.333	5.565	5.337	5.411	5.329
S <sup>2</sup> estimador combinado		0.235	0.255	0.073	0.069	0.096
1 - $\alpha/2$		0.975	0.975	0.975	0.975	0.975
t 1- $\alpha/2$		2.024	2.024	2.024	2.024	2.024
t 1- $\alpha/2$		-2.024	-2.024	-2.024	-2.024	-2.024
t estadístico de prueba		-1.093	-2.504	-2.009	-2.949	-1.672
Decisión		No Rechazar H0	Rechazar H0	No Rechazar H0	Rechazar H0	No Rechazar H0

Prueba T de student para oxígeno disuelto etapa 2.

	Influente	BC	Fe-BC	CA	Fe-Ca	Filtralite
n	20	20	20	20	20	20
s	0.938	0.718	0.820	0.824	0.921	0.905
x	4.691	3.299	3.345	3.330	3.413	3.426
S <sup>2</sup> estimador combinado		0.698	0.776	0.780	0.865	0.849
1 - $\alpha/2$		0.975	0.975	0.975	0.975	0.975
t 1- $\alpha/2$		2.024	2.024	2.024	2.024	2.024
t 1- $\alpha/2$		-2.024	-2.024	-2.024	-2.024	-2.024
t estadístico de prueba		5.269	4.830	4.874	4.346	4.341
Decisión		Rechazar H0	Rechazar H0	Rechazar H0	Rechazar H0	Rechazar H0
Valor-p		5.71E-06	2.25E-05	1.96E-05	9.99E-05	1.01E-04
Significancia		Valor-p < 0.0001	Valor-p < 0.0001	Valor-p < 0.0001	Valor-p < 0.0001	Valor-p < 0.0001

## 9.6 Análisis Comunidad Microbiana

Diversidad alfa de los reactores en la etapa 1 y en la etapa 2

<b>Muestra</b>	<b>ASVs Observadas</b>	<b>Índice Shannon</b>	<b>Índice Simpson</b>
CA.E1	248	4.313	0.970
Fe.CA.E1	239	3.830	0.940
BC.E1	280	4.091	0.962
Fe.BC.E1	300	4.190	0.964
Filtralite.E1	195	3.994	0.960
INOC.E1	387	4.034	0.943
CA.E2	665	5.370	0.989
Fe.CA.E2	747	5.324	0.983
BC.E2	738	5.309	0.989
Fe.BC.E2	536	5.019	0.985
Filtralite.E2	630	5.201	0.986
Efluente RBT	347	4.091	0.943



9.7 Hoja técnica Filtralite

FILTRALITE®



Filtralite® Pure  
NC 1,5-2,5



**PRODUCT DESCRIPTION**

Filtralite® Pure NC 1,5-2,5 is high quality filter media, manufactured from expanded clay material, used for filtration in drinking water treatment.

**ADVANTAGES**

Filtralite® media, with its highly porous structure, enables improved filter efficiency by longer filter runs between backwashes, which means reduced energy and water consumption and higher water production, consequently giving reduced operating costs.

**EXPLANATIONS**

N = Normal density, M = Medium density, H = High density, C = Crushed, R = Round

**PRODUCT SPECIFICATION**

<b>Commercial name</b>	FILTRALITE® NC 1,5-2,5
<b>Density</b>	Bulk density, compressed : 475 kg/m <sup>3</sup> Particle density : 1050 kg/m <sup>3</sup>
<b>Type of material</b>	Expanded clay
<b>Appearance</b>	Crushed particles, porous surface structure
<b>Manufactured by</b>	Leca Røeløingen (Saint-Gobain Group), Norway
<b>Version</b>	8

Size and weight	Value	Deviation	Comments
<b>Particle size range</b>	1,4-2,5 mm	< 1,4 mm max. 5 % + Δ < 0,125 mm > 2,5 mm max. 5 %	EN 12905
<b>Bulk density, dry, compressed</b>	475 kg/m <sup>3</sup>	± 75 kg/m <sup>3</sup>	EN 1097-3, 10 strokes
<b>Particle density, apparent</b>	1050 kg/m <sup>3</sup>	± 150 kg/m <sup>3</sup>	EN 1097-6, Annex E

Other properties	Value	Comments
<b>Voids</b>	~60 %	EN 1097-3, approximate value
<b>Acid solubility</b>	< 7 %	EN 12902

A Saint-Gobain brand

Leca Norge AS - Reg. of ent. NO 918 799141 MVA/VAT  
Arnesvegen 1 • N-2009 Nordby • Norway  
Telephone: +47 41 43 71 00



Chemical composition, approximate values					
SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	Na <sub>2</sub> O
63 %	17 %	7 %	4 %	2 %	2 %

## DISCLAIMER

*The information provided in this data sheet is based on our current knowledge and experience. All the above information must be considered as guidelines. It is the user's responsibility to ensure that the product is suitable for the intended use and perform self-monitoring. The user is responsible if the product is used for purposes other than those recommended, or improper execution. We are available for consultation in the use of our products.*

## FILTRALITE® A Saint-Gobain brand

Leca Norge AS - Reg. of ent. NO 918 799141 MVA/VAT  
Årnesvegen 1 • N-2009 Nordby • Norway  
Telephone: +47 41 43 71 00