



Facultad de Ingeniería
Departamento de Ciencias de la Ingeniería para la Sostenibilidad
Ingeniería Civil Ambiental

**“ESTUDIO DE FACTIBILIDAD TÉCNICA DEL USO DE UN FILTRO EN
BASE A BIOCARBÓN PARA REMOVER OXITETRACICLINA A ESCALA
DE LABORATORIO”**

Proyecto de Título II
Para optar al título de Ingeniera Civil Ambiental
y al grado académico de Licenciada en Ciencias de la Ingeniería

CAROLINA SOLEDAD BARRERA NÚÑEZ

Universidad de Playa Ancha
Profesora guía: Dra. Javiera Norambuena Morales
Valparaíso, Chile
2024.

AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar mi más sincero agradecimiento a la directora del proyecto INES, Dra. Javiera Norambuena, por darme su apoyo, paciencia y comprensión, y a María Alejandra Vesga por su invaluable apoyo y orientación durante el desarrollo del proyecto. Su conocimiento y dedicación han sido fundamentales para la realización de esta investigación.

También, a mis profesores, en especial a mis profesoras, quienes compartieron sus conocimientos y me inspiraron a continuar. Han dejado una huella importante en mi estudio de la ingeniería, demostrando que ellas hacen la diferencia dentro de un mundo patriarcal.

A mis dos hermanas, Franchesca y Daniela, y a mi hermano Francisco, por ser mis pilares de apoyo, por creer en mí incluso en los momentos más difíciles, y por recordarme siempre la importancia de la familia. A mi perrito Fantastruco, que con su leal compañía me ha brindado consuelo en mis momentos de soledad, esperando pacientemente a mi lado mientras esta tarea parecía interminable.

A mi familia, en especial a mi papá y a mi tío Greg, quienes han sido mi mayor apoyo en cada paso de este camino. Su confianza y amor incondicional me han dado la fuerza para seguir adelante. A mi mamá, cuya energía y presencia espiritual han estado siempre conmigo, incluso cuando ya no está físicamente presente.

A mis compañeros y amigos de carrera: Claudia Aguilera, Claudia Galleguillos, Francisca Peña, Kevin Riquelme, Roberto Flores y Gabriela Bahamondes. Su compañerismo y colaboración han hecho este viaje académico mucho más enriquecedor y llevadero.

A mis amigos de la vida, Karina Reuque, Daniel Magaña y Diego Contreras, y a todos aquellos que, aunque la vida nos haga girar en diferentes direcciones, siempre están ahí para reencontrarnos como si el tiempo no hubiera pasado.

A mi hermano del corazón, Francisco Salinas, por convertirse en mi familia, en una nueva región. Su presencia ha sido un apoyo, calor y una fortaleza en esta etapa de mi vida.

Finalmente, a mí misma, por seguir adelante cuando sentí que la vida me vencía. Como un girasol que sigue al sol, me esfuerzo por florecer cada día con más fuerza y determinación.

RESUMEN

Los antibióticos (AB) son compuestos utilizados para tratar infecciones bacterianas en la medicina humana y veterinaria. Siendo uno de estos la oxitetraciclina (OTC), ampliamente utilizada en humanos, agricultura y acuicultura. Sin embargo, las heces de animales, que contienen residuos de OTC y otros AB, se utilizan principalmente como fertilizantes agrícolas. Estos antibióticos pueden infiltrarse en el suelo y, mediante la escorrentía, llegar a las aguas subterráneas, aguas superficiales y otros ecosistemas acuáticos. Por otro lado, los desechos humanos, que también contienen AB, se dirigen a las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) a través del alcantarillado doméstico. No obstante, las PTAR tienen una eficacia limitada para eliminar completamente los AB. En consecuencia, las aguas residuales tratadas se descargan en aguas superficiales, y los lodos generados se reutilizan como fertilizantes biológicos, lo que provoca la entrada de AB en el ciclo natural del agua y su posterior propagación en el suelo.

Para eliminar los AB del medio ambiente, se han investigado varios métodos, como la oxidación avanzada, la electrocoagulación y la adsorción. Entre los diferentes métodos, el proceso de adsorción es un método eficiente debido a la alta superficie, porosidad y rentabilidad del adsorbente, siendo el biocarbón (BC) de madera una alternativa para la remoción de OTC.

Este proyecto estudió el uso de un filtro en base a BC de madera a escala de laboratorio, con el fin de otorgar una idea conceptual de un sistema que podría ser escalado y así promover la remoción de AB en aguas residuales. Los objetivos del estudio fueron analizar la adsorción de OTC por BC en agua destilada; determinar la eficiencia de las alturas de lecho en la adsorción de OTC en el filtro; y calcular la conductividad hidráulica (k) que impulsa al diseño de un filtro optimizado.

La capacidad de adsorción de OTC por BC, se evaluó mediante espectrofotometría UV-Vis utilizando diferentes concentraciones de OTC (10, 20, 30, 40 a 50 $\mu\text{g/mL}$). La adsorción de OTC por BC de madera fue más efectiva a bajas concentraciones; alcanzando una eficiencia de remoción del 83,3% para 10 $\mu\text{g/mL}$ y del 67,7% para 20 $\mu\text{g/mL}$, a las 24 horas de contacto con el BC.

Columnas de filtración con diferentes alturas de lecho de BC (2,5 cm, 5 cm y 7,5 cm) fueron utilizadas para determinar la eficiencia de remoción del material, utilizando 40 mL de 10 $\mu\text{g/mL}$ de OTC. Después de una hora de contacto, se determinó en las muestras filtradas la eficiencia de remoción de los filtros. Se observaron diferencias significativas en la eficiencia

de remoción de OTC entre las diferentes alturas del lecho. Las columnas con mayor altura exhibieron una mayor eficiencia de remoción, siendo la de 7,5 cm la más óptima en términos de eficiencia (97%). Finalmente, k , se calculó mediante la ecuación de diseño en función del filtro que mostró la mayor eficiencia en la remoción de OTC y tiempo de residencia hidráulica (TRH). El análisis estadístico (ANOVA) confirmó que mayores alturas de lecho incrementaron el TRH, mejorando así la eficiencia de remoción.

En conclusión, este estudio sugiere que los filtros en base a BC son una alternativa para la remoción de OTC en agua destilada, con un potencial significativo para ser escalado en condiciones reales, y contribuir a la gestión de AB y la mitigación de su impacto ambiental.

ABSTRACT

Antibiotics (AB) are compounds used to treat bacterial infections in human and veterinary medicine. One of these is oxytetracycline (OTC), widely used in humans, agriculture and aquaculture. However, animal feces, which contain residues of OTC and other AB, are mainly used as agricultural fertilizers. These antibiotics can infiltrate the soil and, through runoff, reach groundwater, surface water and other aquatic ecosystems. On the other hand, human waste, which also contains AB, is directed to wastewater treatment plants (WWTPs) through domestic sewage. However, WWTPs have limited effectiveness in completely removing AB. Consequently, treated wastewater is discharged into surface water, and the generated sludge is reused as biological fertilizer, causing AB to enter the natural water cycle and subsequently spread in the soil.

To remove AB from the environment, several methods have been investigated, such as advanced oxidation, electrocoagulation and adsorption. Among the different methods, the adsorption process is an efficient method due to the high surface area, porosity and cost-effectiveness of the adsorbent, with wood biochar (BC) being an alternative for OTC removal.

This project studied the use of a laboratory-scale wood BC-based filter in order to provide a conceptual idea of a system that could be scaled up to promote AB removal in wastewater. The goals of the study were to analyze the adsorption of OTC by BC in distilled water; determine the efficiency of bed heights in OTC adsorption in the filter; and calculate the hydraulic conductivity (k) that drives the design of an optimized filter.

The adsorption capacity of OTC by BC was evaluated by UV-Vis spectrophotometry using different concentrations of OTC (10, 20, 30, 40 to 50 $\mu\text{g/mL}$). The adsorption of OTC by wood BC was more effective at low concentrations; a removal efficiency of 83.3% for 10 $\mu\text{g/mL}$ and 67.7% for 20 $\mu\text{g/mL}$ was achieved after 24 hours of contact with the BC.

Filtration columns with different BC bed heights (2.5 cm, 5 cm and 7.5 cm) were used to determine the removal efficiency of the material, using 40 mL of 10 $\mu\text{g/mL}$ OTC. After one hour of contact, the removal efficiency of the filters was determined in the filtered samples. Significant differences in the OTC removal efficiency were observed between the different bed heights. The columns with the highest height exhibited a higher removal efficiency, with the 7.5 cm column being the most optimal in terms of efficiency (97%). Finally, k was calculated using the design equation based on the filter that showed the highest efficiency in OTC removal and hydraulic residence time (HRT). Statistical analysis (ANOVA) confirmed that higher bed heights increased HRT, thus improving removal efficiency.

In conclusion, this study suggests that BC-based filters are an alternative for OTC removal in distilled water, with significant potential to be scaled up under real-world conditions, and contribute to AB management and mitigation of its environmental impact.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN	10
CAPÍTULO II: MARCO CONCEPTUAL	12
2.1. El uso y destino de los antibióticos en el medio ambiente	13
2.1.1. Antibiótico: Oxitetraciclina	13
2.1.2. Entrada de oxitetraciclina al medio ambiente	14
Figura 1. Transmisión ambiental de antibióticos e impacto en el medio ambiente. Los antibióticos se utilizan principalmente en hospitales y granjas, y algunos de ellos son eliminados por las plantas de tratamiento de aguas residuales, mientras que el resto se esparce en el medio ambiente. Los antibióticos que ingresan al medio ambiente tienen efectos adversos en la ecología y afectan la salud de los seres vivos. Obtenido y adaptado de Wang et al., 2023.	15
2.1.3. Efectos de la oxitetraciclina en el medio ambiente	15
2.1.4. Los efectos combinados de los contaminantes ambientales y los antibióticos	16
2.2. Métodos para mitigar la contaminación por antibióticos	17
Tabla 1. Métodos de remoción de antibióticos y mitigación de RAM. Adaptado de Wang et al., 2023.	18
2.2.1. Filtración como alternativa para remoción de antibióticos	19
Tabla 2. Remoción de antibióticos con diferentes materiales de BC.	20
2.2.2. Configuración y puesta en marcha de filtros en base a biocarbón	21
Figura 2. Configuración típica de filtros en base a biocarbón único (monocapa). Flecha gris indica el ingreso de afluentes de aguas residuales, la sección negra corresponde al lecho filtrante de biocarbón, la zona gris representa la zona de drenaje y la flecha azul es el efluente tratado. Obtenido de Bautista et al., 2022.	22
$A=V(L)K(h+L)t$ (ec. 1)	23
Tabla 3. Efectos de los parámetros operacionales de filtros de lecho en la filtración. Adaptado de Ceba, 2003.	23
CAPÍTULO III: MARCO NORMATIVO	25
3.1. Normativa nacional e internacional	26
Tabla 4. Revisión de los instrumentos normativos para la regulación de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos de agua en Chile. Adaptado de la Biblioteca del Congreso Nacional, 2024.	27
CAPÍTULO IV: PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	29
4.1. Problemática	29
4.2. Pregunta de investigación	30
4.3. Objetivos	30
4.3.1. Objetivo general	30
4.3.2. Objetivos específicos	30
CAPÍTULO V: METODOLOGÍA	30
5.1. Análisis de adsorción de OTC por biocarbón de madera comercial	30
(ec. 2)	31
$y=mx+b$ (ec. 3)	31
5.2. Eficiencia de remoción de OTC por filtros contruidos con diferentes alturas de lecho	31
Figura 3. Montaje de filtros, con diferentes alturas de columna a partir de tubo	

falcon, filtro de papel, manguera en la parte inferior, válvula de control y lecho filtrante de BC con diferentes alturas.	32
5.3. Determinación de conductividad hidráulica (k) de filtro en base a BC para remover OTC de agua destilada	33
Figura 4. Dimensiones de filtro batch a escala de laboratorio de biocarbón, (A) dimensiones: L, altura de lecho de BC y h, calado medio de agua retenida a filtrar, A, área transversal del filtro. Adaptado de SudSostenible, 2014.	33
CAPÍTULO VI: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	34
6.1. Análisis de adsorción de OTC por biocarbón de madera comercial	34
Figura 5. Efecto de la concentración inicial de OTC y tiempo de contacto de BC sobre la remoción de OTC. (A), curvas de remoción de rosa (10 µg/mL), azul claro (20 µg/mL), verde (30 µg/mL), amarillo (40 µg/mL) y morado (50 µg/mL) de antibiotico. (B), Eficiencia de remoción de antibiótico a diferentes concentraciones a las 24 horas de contacto con BC.	35
6.2. Eficiencia de remoción de OTC por filtros producidos en diferentes alturas de lecho	36
Tabla 5. Prueba de hipótesis para eficiencia de filtros en remoción de OTC.	36
Prueba de Tukey para eficiencias de filtros en remoción de OTC	37
$T=q(k,N-k)PCEni$ (ec. 4)	37
Tabla 6. Parámetros para calcular el estadístico T en las diferencias significativas de eficiencia de filtros en la remoción de OTC.	37
Tabla 7. Comparación de pares en la eficiencia en diferentes alturas de lecho con el estadístico T.	38
Figura 6. Eficiencia media de remoción de OTC por filtros en base a BC de diferentes alturas de lecho. Color verde, altura 2,5; rosa altura 5 cm; celeste altura 7,5 cm.	40
Tabla 8. Prueba de hipótesis para eficiencia de filtros en remoción de OTC.	40
Tabla 9. Parámetros para calcular el estadístico T en las diferencias significativas de TRH.	40
Tabla 10. Comparación de pares de TRH en filtros en diferentes alturas de lecho con el estadístico T.	41
Tabla 11. Valores que utilizaron para calcular k.	44
CAPÍTULO VII: CONCLUSIÓN	45
CAPÍTULO VIII: RECOMENDACIONES	46
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46
ANEXOS	58
ANEXO 1. Absorbancias de las soluciones de antibiótico en biocarbón de madera comercial.	58
ANEXO 2. Concentraciones de antibiótico en el tiempo de contacto con BC.	62
ANEXO 3. Eficiencias de remoción de antibiótico por BC en diferentes concentraciones.	66
ANEXO 4. Absorbancias de las muestras tomadas después de la filtración de agua destilada con AB en la columna de biocarbón de madera comercial.	69
ANEXO 5. Eficiencias medias de remoción de AB por filtro de BC.	70
ANEXO 6. Curva de calibrado de AB a 353 nm.	71
ANEXO 7. Análisis de varianza de dos factores con varias muestras por grupo: eficiencia de adsorción de OTC por BC en diferentes tiempos	71

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Transmisión ambiental de antibióticos e impacto en el medio ambiente. Los antibióticos se utilizan principalmente en hospitales y granjas, y algunos de ellos son eliminados por las plantas de tratamiento de aguas residuales, mientras que el resto se esparce en el medio ambiente. Los antibióticos que ingresan al medio ambiente tienen efectos adversos en la ecología y afectan la salud de los seres vivos. Obtenido y adaptado de Wang et al., 2023.	16
Figura 2. Configuración típica de filtros en base a biocarbón único (monocapa). Flecha gris indica el ingreso de afluentes de aguas residuales, la sección negra corresponde al lecho filtrante de biocarbón, la zona gris representa la zona de drenaje y la flecha azul es el efluente tratado. Obtenido de Bautista et al., 2022.	23
Figura 3. Montaje de filtros, con diferentes alturas de columna a partir de tubo falcon, filtro de papel, manguera en la parte inferior, válvula de control y lecho filtrante de BC con diferentes alturas.	33
Figura 4. Dimensiones de filtro batch a escala de laboratorio de biocarbón, (A) dimensiones: L, altura de lecho de BC y h, calado medio de agua retenida a filtrar, A, área transversal del filtro. Adaptado de SudSostenible, 2014.	34
Figura 5. Efecto de la concentración inicial de OTC y tiempo de contacto de BC sobre la remoción de OTC. (A), curvas de remoción de rosa (10 µg/mL), azul claro (20 µg/mL), verde (30 µg/mL), amarillo (40 µg/mL) y morado (50 µg/mL) de antibiotico. (B), Eficiencia de remoción de antibiótico a diferentes concentraciones a las 24 horas de contacto con BC.	36
Figura 6. Eficiencia media de remoción de OTC por filtros en base a BC de diferentes alturas de lecho. Color verde, altura 2,5; rosa altura 5 cm; celeste altura 7,5 cm.	41

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Métodos de remoción de antibióticos y mitigación de RAM. Adaptado de Wang et al., 2023.	19
Tabla 2. Remoción de antibióticos con diferentes materiales de BC.	21
Tabla 3. Efectos de los parámetros operacionales de filtros de lecho en la filtración. Adaptado de Cepa, 2003.	24
Tabla 4. Revisión de los instrumentos normativos para la regulación de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos de agua en Chile. Adaptado de la Biblioteca del Congreso Nacional, 2024.	27
Tabla 5. Prueba de hipótesis para eficiencia de filtros en remoción de OTC.	37
Tabla 6. Parámetros para calcular el estadístico T en las diferencias significativas de eficiencia de filtros en la remoción de OTC.	38
Tabla 7. Comparación de pares en la eficiencia en diferentes alturas de lecho con el estadístico T.	39
Tabla 8. Prueba de hipótesis para eficiencia de filtros en remoción de OTC.	41
Tabla 9. Parámetros para calcular el estadístico T en las diferencias significativas de TRH.	41
Tabla 10. Comparación de pares de TRH en filtros en diferentes alturas de lecho con el estadístico T.	42
Tabla 11. Valores que utilizaron para calcular k.	45

ÍNDICE DE ECUACIONES

(ec. 1)	24
(ec. 2)	32
(ec. 3)	33
(ec. 4)	38

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN

Los AB, utilizados desde el siglo XX para combatir bacterias patógenas, han sido fundamentales en la prevención y tratamiento de enfermedades (Bacanli *et al.*, 2019; Hutchings *et al.*, 2019). La introducción de los AB ha salvado millones de vidas, y su uso global superará las 100.000 toneladas al año 2030 (Patel *et al.*, 2022; Wang *et al.*, 2023). Sin embargo, el uso masivo de estos fármacos ha generado fugas ambientales inevitables (Chen *et al.*, 2020). Muchos de estos compuestos no son completamente metabolizados ni absorbidos, y son excretados a través de las heces y orinas de humanos y animales que llegan a PTAR (Patel *et al.*, 2022), y que en sus descargas permiten que se mezclen y se detecten en cuerpos de aguas como ríos, lagos y mares (Ishak *et al.*, 2020; Gothwal *et al.*, 2015; Wei *et al.*, 2011). Uno de los AB más utilizados en veterinaria es la OTC (Nayeri *et al.*, 2019).

Los residuos de AB en el medio ambiente generan efectos que impactan en varios niveles y tipos de organismos. (Bacanli *et al.*, 2019; Petersen *et al.*, 2021; Qian *et al.*, 2021). En ambientes acuáticos, OTC puede inhibir la reproducción de las bacterias esenciales para los ciclos biogeoquímicos, afectando procesos ecológicos, la calidad del agua y contribuyendo a la eutrofización (Wang *et al.*, 2021). Además, los efectos tóxicos de los AB alteran la fisiología y el comportamiento de peces y otros organismos acuáticos, comprometiendo la biodiversidad y el equilibrio ecológico (Wang *et al.*, 2021). También en el ambiente promueven la aparición de genes de resistencia a antibióticos (GRA) en bacterias, generando cepas bacterianas multirresistentes que pueden transferir los GRA a otros microorganismos, incluidas bacterias patógenas (Barrantes *et al.*, 2022). Esta propagación de GRA representa una amenaza para la salud pública, ya que las infecciones por bacterias resistentes son cada vez más difíciles de tratar (Lin *et al.*, 2021; Shen *et al.*, 2021; Guo *et al.*, 2022; Zhang *et al.*, 2022). Esto se debe, en parte, a que las plantas de tratamiento de aguas residuales no eliminan eficazmente los AB (Cerqueira *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2018). Además, en los hospitales, el aumento de infecciones causadas por bacterias multirresistentes limita las opciones terapéuticas, lo que ha motivado el desarrollo de vacunas y la búsqueda de nuevos AB (Lozano-Muñoz *et al.*, 2021). Sin embargo, estos esfuerzos no han controlado la mortalidad, la morbilidad y los costos hospitalarios asociados (Lin *et al.*, 2021; Barreantes *et al.*, 2022).

Para mitigar esta contaminación, se han investigado varios métodos, como la oxidación avanzada (Lin *et al.*, 2021), la adsorción (Jianguang *et al.*, 2013a) y la

electrocoagulación (Nariyan *et al.*, 2017). Entre ellos, la adsorción destaca por su alta eficiencia, simplicidad y bajo costo, sin generar lodos y permitiendo la recuperación del adsorbente (Almasi *et al.*, 2017; Mousavi *et al.*, 2017). El carbón activado es uno de los adsorbentes más estudiados por su alta superficie y capacidad de adsorción (Nayeri *et al.*, 2019), pero su costo elevado ha motivado la búsqueda de alternativas naturales, como la cáscara de nuez (Almasi *et al.*, 2016b), *Nasturtium officinale* (Almasi *et al.*, 2017) y avellana (Balarak *et al.*, 2016).

El BC, producido por pirólisis de material orgánico a temperaturas entre 300 y 800°C en ausencia de oxígeno (Steiner *et al.*, 2017), se caracteriza por su gran superficie, baja densidad y alta porosidad (Nayeri *et al.*, 2019), lo que lo convierte en un adsorbente eficaz. Su uso como medio filtrante ha despertado interés por mejorar la calidad del agua y de las aguas residuales (Perez *et al.*, 2018). Además, el BC puede aumentar la eficiencia de los tratamientos y reducir la propagación de contaminantes en comparación con los sistemas convencionales, contribuyendo también al secuestro de carbono, lo que ayuda a mitigar el cambio climático (Dalahmeh *et al.*, 2016).

Las propiedades físicas, químicas y estructurales del BC, como la estabilidad, tamaño de poro, pH, capacidad de intercambio catiónico, fracción de cenizas y contenido mineral, varían según el tipo de material y las condiciones de producción (Steiner *et al.*, 2016; He *et al.*, 2016). Estudios previos han demostrado su eficacia para adsorber materia orgánica, tensioactivos, fósforo y nitrógeno en sistemas de tratamiento de aguas (Ye *et al.*, 2019). No obstante, aún no se ha evaluado exhaustivamente el rendimiento del BC bajo diferentes condiciones operativas, como la altura del lecho filtrante y TRH en la remoción de oxitetraciclina.

Las diferencias en k , área transversal y capacidad de adsorción del medio filtrante afectan la eficiencia de los filtros (Rolland *et al.*, 2019). La variabilidad en la producción de aguas residuales en las diferentes fuentes genera fluctuaciones en las tasas de carga contaminante (CCT), lo que exige que los lechos filtrantes puedan soportar estas variaciones y mantener un rendimiento estable. Por ello, el diseño exitoso de filtros requiere comprender la capacidad de cada material filtrante para absorber diferentes concentraciones de AB.

Este proyecto busca estudiar el uso de un filtro en base a BC de madera para remover OTC de agua destilada a escala de laboratorio, y de esta manera plantear un modelo conceptual para remoción de OTC en condiciones ideales. Aunque no propone una solución definitiva, pretende inspirar prácticas más sostenibles en la eliminación de AB y que se puedan escalar en un futuro.

CAPÍTULO II: MARCO CONCEPTUAL

2.1. El uso y destino de los antibióticos en el medio ambiente

Los AB son compuestos químicos con efectos bactericidas o bacteriostáticos, los cuales se pueden aislar de bacterias u hongos, como también existe la posibilidad de sintetizarlos de manera química (Kumar *et al.*, 2019). El desarrollo de AB se considera uno de los avances médicos más significativos del siglo XX (Hutchings *et al.*, 2019). Desde el descubrimiento de la penicilina, los AB han vivido una época dorada de desarrollo (Wang *et al.*, 2021). Se han identificado y utilizado diversos tipos de AB en la prevención y tratamiento de enfermedades, consolidándose como un pilar en la atención médica moderna (Laws *et al.*, 2019). Actualmente, existen más de 150 AB que, según su estructura química, se clasifican en aminoglucósidos, quinolonas, macrólidos, β -lactámicos, entre otros (Tasho *et al.*, 2016). Los mecanismos de acción de estos compuestos incluyen: (1) inhibir la síntesis de la pared celular bacteriana, (2) alterar la permeabilidad de la membrana celular, (3) interferir en la síntesis de proteínas y (4) inhibir la replicación y transcripción del ADN (Hutchings *et al.*, 2019). Además de su uso clínico, los AB han encontrado aplicaciones en la agricultura, donde se emplean para controlar plagas, prevenir enfermedades y como aditivos alimentarios que promueven el crecimiento del ganado (Hao *et al.*, 2014; Zhou *et al.*, 2014), así como en la acuicultura para prevenir enfermedades en peces (Leal y Woywood, 2007).

2.1.1. Antibiótico: Oxitetraciclina

La OTC, parte de la familia de las tetraciclinas, se ha consolidado como uno de los AB más exitosos en los últimos 50 años (Ishak *et al.*, 2022). Desde la identificación de la clortetraciclina en 1948, obtenida a partir de extractos de *Streptomyces aureofaciens*, se han desarrollado numerosos análogos, tanto naturales como semisintéticos, que han encontrado aplicaciones clínicas significativas (McManus *et al.*, 2002). Este grupo de antibióticos ha sido fundamental en el tratamiento de infecciones bacterianas, destacándose por su amplio espectro antibiótico, su accesibilidad oral y su bajo costo (Ishak *et al.*, 2022). Además de su uso en la medicina humana, las tetraciclinas se emplean extensamente en la agricultura para tratar infecciones bacterianas en plantas, en la acuicultura durante el crecimiento de peces (Ishak *et al.*, 2022). Sin embargo, debido a este uso intensivo y prolongado, la resistencia a las tetraciclinas ha emergido en las últimas décadas como un problema crítico en la efectividad de esta clase de AB, como la tetraciclina, oxitetraciclina y doxiciclina (Chopra *et al.*, 2001; Schnappinger *et al.*, 1996, Qian *et al.*, 2021).

El mecanismo de acción de la oxitetraciclina se basa en la inhibición de la síntesis de proteínas en las bacterias, porque se une a la subunidad 30S del ribosoma bacteriano, interfiriendo con el proceso de traducción (Hutchings *et al.*, 2019; Lin *et al.*, 2021). A diferencia de los antibióticos bactericidas que matan directamente a las bacterias, la oxitetraciclina tiene un efecto bacteriostático, esto significa que detiene el crecimiento y la multiplicación de las bacterias, es efectiva contra una variedad de bacterias Gram positivas y Gram negativas, así como contra algunos microorganismos atípicos, como clamidias y micoplasmas (Qian *et al.*, 2021). Esto la hace útil en el tratamiento de diversas infecciones bacterianas.

2.1.2. Entrada de oxitetraciclina al medio ambiente

La OTC, como otros AB, llega al medio ambiente principalmente a través de las excreciones humanas y animales (Aydin *et al.*, 2019). Cuando las personas consumen AB, una parte significativa de estos fármacos no se metaboliza completamente y es excretada a través de las heces y la orina (Wang *et al.*, 2023). Se ha observado que el AB solimicina se excreta en un 76,5% por las heces y en un 14,1% por la orina (MacLauchlin *et al.*, 2018). Estos desechos, transportados por las aguas residuales, llegan a las PTAR, donde los sistemas convencionales de tratamiento no logran eliminar por completo los antibióticos (Aydin *et al.*, 2019; Behera *et al.*, 2011).

Además, la presencia de AB, como la OTC, afecta el funcionamiento de las PTAR porque estos compuestos pueden inhibir el crecimiento o matar microorganismos encargados de degradar el nitrógeno y el carbono, componentes esenciales en los procesos de depuración de aguas residuales y como resultado, la eficiencia de las plantas disminuye, comprometiendo la calidad del agua tratada. Estas aguas tratadas, al ser descargadas en ríos y lagos, contienen residuos de estos antibióticos, contribuyendo a su propagación en el ambiente acuático. (Aydin *et al.*, 2019) (Figura 1).

Otra vía importante es el uso de estiércol y excrementos de ganado, que contienen AB administrados para fines veterinarios. Estos residuos, utilizados como fertilizantes en la agricultura, permiten que los antibióticos se infiltren en el suelo y alcancen cuerpos de agua subterráneos y superficiales a través de la escorrentía (Bombaywala *et al.*, 2021) (Figura 1). En China, por ejemplo, las descargas de AB se concentran en las heces humanas y del ganado, representando el 57,6% y el 42,6% respectivamente (Chen *et al.*, 2020).

Adicionalmente, el vertido de OTC en lagos y ríos por prácticas agrícolas, ganaderas y acuícolas ha provocado la liberación de grandes cantidades de estos compuestos al medio acuático (Wang *et al.*, 2023) (Figura 1). Se ha estimado que en China se liberaron 5711

toneladas de AB en sus cuerpos de agua (Cai *et al.*, 2022). Este ciclo de contaminación se agrava con la reutilización de lodos como fertilizantes, que contribuyen a la reintroducción de los AB en el suelo y el agua (Langbehn *et al.*, 2021). Como resultado, los AB se han detectado en aguas residuales, superficiales, subterráneas y potables, así como en suelos, con concentraciones que van desde nanogramos hasta miligramos por litro (Yao *et al.*, 2021; Kovalakova *et al.*, 2020).

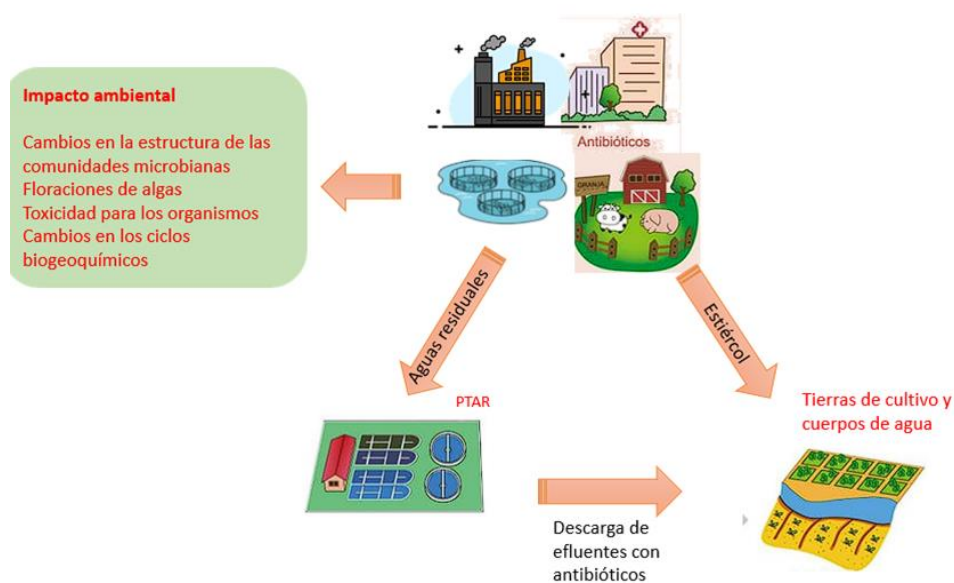


Figura 1. Transmisión ambiental de antibióticos e impacto en el medio ambiente. Los antibióticos se utilizan principalmente en hospitales y granjas, y algunos de ellos son eliminados por las plantas de tratamiento de aguas residuales, mientras que el resto se esparce en el medio ambiente. Los antibióticos que ingresan al medio ambiente tienen efectos adversos en la ecología y afectan la salud de los seres vivos. Obtenido y adaptado de Wang *et al.*, 2023.

2.1.3. Efectos de la oxitetraciclina en el medio ambiente

La creciente presencia de AB, como la OTC en los ambientes acuáticos genera impactos ambientales debido a su uso intensivo en la acuicultura, la medicina humana y veterinaria (Wang *et al.*, 2023). Estos compuestos, utilizados para combatir infecciones bacterianas (Zhou *et al.*, 2018), impactan en las comunidades microbianas al eliminar o inhibir el crecimiento de bacterias susceptibles (Wang *et al.*, 2021). Esta presión selectiva no solo reduce la biodiversidad microbiana, sino que también favorece la proliferación de bacterias

resistentes a los antibióticos, lo que implica riesgos para la salud pública y animal (Martins *et al.*, 2010; Lei *et al.*, 2021).

La reducción de la diversidad microbiana tiene implicaciones graves para los procesos ecológicos fundamentales, como la descomposición de la materia orgánica y el reciclaje de nutrientes, así como la desaparición de bacterias esenciales para el ciclo del nitrógeno (Li *et al.*, 2024). La inhibición de estas bacterias debido a la OTC provoca la acumulación de nitratos, desencadenando procesos de eutrofización que pueden llevar a la proliferación de algas y cianobacterias, como las mareas rojas (Stark *et al.*, 2004). Estos eventos no solo afectan el equilibrio ecológico, sino que también generan riesgos para la salud humana y animal, ya que las cianobacterias liberan microcistinas que pueden ser altamente tóxicas (Wang *et al.*, 2023; Xu *et al.*, 2021).

El impacto de la OTC no se limita al ciclo de nitrógeno, sino que también altera el ciclo del carbono, las bacterias responsables de la descomposición de materia orgánica (Li *et al.*, 2024). Esto provoca la acumulación de materia orgánica en los sedimentos, lo que, aunque inicialmente podría parecer positivo por la reducción de gases de efecto invernadero como el CO₂ y el CH₄, en realidad puede generar problemas adicionales (Li *et al.*, 2024). La acumulación excesiva de materia orgánica puede derivar en la acidificación del agua y la emisión de gases tóxicos, como el H₂S, lo que perjudica aún más a los ecosistemas acuáticos (Brandt *et al.*, 2010).

Además, la presencia de AB como la OTC también tiene efectos directos sobre los organismos acuáticos. Los estudios muestran que peces como el pez cebra, un modelo común en investigaciones toxicológicas, son afectados tanto a nivel fisiológico como comportamental (Wang *et al.*, 2023). La exposición prolongada a la OTC altera hormonas como la tiroidea y la serotonina, afectando el desarrollo y comportamiento de estos animales (Li *et al.*, 2020). También se ha observado daño en su microbioma intestinal, debilitando la barrera intestinal y deteriorando su salud general (Zhou *et al.*, 2018; Zhao *et al.*, 2021). Estos efectos no son exclusivos de los peces, ya que también se han documentado impactos en anfibios y mamíferos, lo que magnifica el problema (Peltzer *et al.*, 2017).

2.1.4. Los efectos combinados de los contaminantes ambientales y los antibióticos

Las actividades humanas han liberado múltiples contaminantes al medio ambiente, entre ellos microplásticos (MP), metales pesados, compuestos fluorados y pesticidas. Los microplásticos, como contaminante ambiental emergente, han captado considerable atención, siendo ampliamente observados en cuerpos de agua (Dobrijevic *et al.*, 2016; Luo *et al.*, 2019). Investigaciones recientes han descubierto que los AB pueden ser adsorbidos por estos plásticos de menos de 5 micrones de tamaño (Guo *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2018). Esta adsorción puede incrementar la toxicidad del AB en organismos acuáticos. Por ejemplo, Gonzalez-Pleiter *et al.* (2021) observaron que 50 mg/mL de diferente microplásticos podían adsorber azitromicina y claritromicina, lo que inhibió significativamente el crecimiento y el contenido de clorofila de las cianobacterias. Asimismo, se encontró que las almejas aumentaban la acumulación de OTC y florfenicol cuando se añadían 0,26 mg/L de microplásticos de poliestireno (Wang *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2020). Además, la inmunotoxicidad de estos AB se incrementó notablemente en las almejas al adicionar 26 mg/L de microplásticos de poliestireno de 500 nm (Zhou *et al.*, 2021). Este fenómeno podría traducirse en una mayor bioacumulación de AB en los humanos a través de la cadena alimentaria, planteando riesgos potenciales para la salud.

El estiércol animal, utilizado como fertilizante en la agricultura, puede contener residuos de AB que afectan el destino de los pesticidas, como los herbicidas (Jiang *et al.*, 2021). Por ejemplo, el norfloxacin inhibe la degradación de herbicidas en concentraciones ambientales en medios acuáticos (Wang *et al.*, 2021), lo que implica que la coexistencia de AB y pesticidas podría exacerbar la persistencia de estos últimos, incrementando el riesgo ambiental. Se ha observado que una mezcla de amoxicilina, sulfametoxazol, tetraciclina y ciprofloxacino tiene un efecto sinérgico con el herbicida glifosato en *Microcystis aeruginosa*, promoviendo la síntesis de microcistinas y la formación de floraciones algales (Xu *et al.*, 2021). Esto demuestra que la coexistencia de otros contaminantes y AB en el ambiente podría incrementar los riesgos ocultos para la seguridad ecológica (Wang *et al.*, 2023).

2.2. Métodos para mitigar la contaminación por antibióticos

En respuesta al problema global de la contaminación por AB, la degradación de estos en el medio ambiente es uno de los pasos más cruciales para mitigar sus efectos negativos. Como lo señala Wang *et al.* (2023), es esencial abordar esta problemática debido al impacto que tiene tanto en los ecosistemas como en la salud pública. Además, dado el riesgo que representa la RAM a nivel mundial, es fundamental comprender la eficacia de las estrategias

actuales de eliminación de antibióticos, así como desarrollar nuevas técnicas para su tratamiento. (Wang *et al.*, 2023).

Actualmente, la mayor parte de la eliminación de antimicrobianos, ocurre en las plantas de tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, aunque estas plantas pueden reducir significativamente la cantidad de bacterias presentes en el agua, su capacidad para eliminar eficazmente los AB sigue siendo limitada. (Hassoun-Kheir *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2021).

Dado este escenario, enfocar los esfuerzos en mitigar la resistencia a los AB mediante la eliminación de los AB en el medio ambiente podría resultar una estrategia más efectiva. Diversos estudios han sugerido que métodos como los humedales artificiales (CW, por sus siglas en inglés), los procesos de oxidación avanzada (AOP), los procesos de membrana y las celdas de combustible microbianas (MFC) son enfoques prometedores para la eliminación de estos contaminantes (Ren *et al.*, 2021; Amhed *et al.*, 2021; Zhou *et al.*, 2020). Estos métodos (Tabla 1) han demostrado ser relativamente eficientes para eliminar tanto los AB como los GRA, lo que los convierte en opciones viables para enfrentar este desafío ambiental. (Wang *et al.*, 2023).

Tabla 1. Métodos de remoción de antibióticos y mitigación de RAM. Adaptado de Wang *et al.*, 2023.

Método de remoción	Características	Ventajas	Desventajas
AOP	Son tecnologías que emplean oxidantes altamente reactivos, como radicales libres, para descomponer contaminantes orgánicos complejos, incluidos los antibióticos. Estos procesos incluyen métodos como el proceso Fenton, la fotocatálisis y la activación de persulfato. (Wang <i>et al.</i> , 2020).	Alta eficiencia en la descomposición de compuestos orgánicos complejos (Li <i>et al.</i> , 2024). Reduce la presencia de contaminantes y hace el agua más segura (Leng <i>et al.</i> , 2020). Se pueden combinar con otros métodos para aumentar la eficacia (Phoon <i>et al.</i> , 2020).	Costos de operación elevados (Wang <i>et al.</i> , 2021). Necesidad de monitoreo para evitar subproductos tóxicos (Wang <i>et al.</i> , 2021). Puede no eliminar completamente los antibióticos (Wang <i>et al.</i> , 2021).
CW	Emplean plantas acuáticas, microorganismos y sustratos naturales para captar y descomponer contaminantes orgánicos como los antibióticos, usando adsorción y degradación microbiana (Fang <i>et al.</i> , 2017; Lv <i>et al.</i> , 2022).	Bajo costo de operación y sostenibilidad (Chen <i>et al.</i> , 2016). Uso de procesos naturales para remoción de contaminantes (Lv <i>et al.</i> , 2022). Eficiencia de eliminación de antibióticos mediante	Eficacia variable según factores ambientales (Chen <i>et al.</i> , 2016). Acumulación de genes de resistencia en el ambiente (Avila <i>et al.</i> , 2021).

		procesos naturales (Sabri <i>et al.</i> , 2021).	
MFC	Aprovechan microorganismos para degradar contaminantes y generar electricidad. Pueden combinarse con otros procesos, como Fenton o CW, para mayor eficacia (Jiang <i>et al.</i> , 2021; Yang <i>et al.</i> , 2022).	Biotecnología verde que elimina antibióticos y genera energía (Cheng <i>et al.</i> , 2020). Mejora la eliminación de antibióticos y reduce emisiones de gases cuando se combina con CW o Fenton (Xu <i>et al.</i> , 2021)	Costos altos de materiales y complejidad en la implementación (Long <i>et al.</i> , 2021). La eficiencia depende de factores específicos, como resistencia externa e intensidad de corriente (Long <i>et al.</i> , 2021).

2.2.1. Filtración como alternativa para remoción de antibióticos

Durante las últimas dos décadas, se han intensificado los esfuerzos por promover una economía circular en el sector del agua, enfocándose en la búsqueda de tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas residuales. En este contexto, la filtración se presenta como una alternativa económicamente viable para la eliminación de AB en aguas residuales provenientes de diversas fuentes, contribuyendo así a una menor huella de carbono en comparación con tecnologías más convencionales (Frazer *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2018). Recientemente, la reutilización y el reciclaje de materiales desechados como adsorbentes para el tratamiento de aguas residuales han cobrado relevancia, proporcionando estrategias sinérgicas que impulsan la economía circular tanto en el sector del agua como en el de residuos (Hossain *et al.*, 2020).

Un ejemplo notable de material adsorbente a partir de desechos es el BC, una sustancia similar al carbón obtenida mediante la descomposición térmica de biomasa, es decir, materiales orgánicos provenientes de residuos agrícolas y forestales en ausencia de oxígeno (proceso de pirólisis). Este material, se utiliza ampliamente como fertilizante, contribuyendo al acondicionamiento del suelo (Ennis *et al.*, 2012; Lee *et al.*, 2013). Sin embargo, estudios recientes han revelado su potencial como medio filtrante en el tratamiento de aguas residuales, gracias a su gran área superficial, alta porosidad y grupos funcionales reactivos en su superficie (Yang *et al.*, 2020). El BC ha sido empleado en el tratamiento de

diversas fuentes de agua, incluidas aguas pluviales (Miles *et al.*, 2015; Babar *et al.*, 2019), aguas residuales municipales y agrícolas (Mandal *et al.*, 2017), así como en aguas residuales industriales (Hussain *et al.*, 2017). Además, tecnologías de tratamiento como los humedales artificiales (CW) han incorporado el BC como medio filtrante, demostrando su efectividad en la eliminación de contaminantes orgánicos e inorgánicos del agua, incluyendo los AB (Tabla 2) (Bautista *et al.*, 2022; Chuanren *et al.*, 2021; Moussavi *et al.*, 2013; Nayeri *et al.*, 2019; Patel *et al.*, 2022; Zhang *et al.*, 2018; Zhao y Lang, 2018).

Tabla 2. Remoción de antibióticos con diferentes materiales de BC.

Material del BC	AB	Eficiencia de remoción (%)	Referencia
Maíz	OTC	99	Nayeri <i>et al.</i> , 2019.
Caña	FF*	No calculan	Zhao y Lang, 2018.
Madera	TC**	No calculan	Zhao y Lang, 2018.
BC inducido	AMX***	76-92	Moussavi <i>et al.</i> , 2013.
CA-NaOH producido a partir de cáscaras de nueces de macadamia	TC	19,79	Martins <i>et al.</i> , 2015.

*Florfenicol. **Tetraciclina. ***Amoxicilina.

2.2.2. Configuración y puesta en marcha de filtros en base a biocarbón

Varios sistemas de tratamiento de aguas residuales han incorporado el BC como material filtrante en sus configuraciones para la eliminación de contaminantes orgánicos, inorgánicos y microbiológicos de las aguas grises (Grünewald *et al.*, 2020). Un diseño común de los filtros monocapa de BC o de BC único consiste en un recipiente cilíndrico, fabricado en

plástico y vidrio, que se compone de cuatro partes: una entrada de afluentes, una capa de biocarbón, una zona de drenaje y una salida de efluentes (Figura 2).

En contraste, los filtros multicapa utilizan diferentes tipos de medios filtrantes dispuestos en capas. Esta configuración presenta varias ventajas significativas. Al incorporar una combinación de diferentes materiales, cada uno diseñado para eliminar tipos específicos de contaminantes, los filtros multicapa son capaces de abordar una gama más amplia de sustancias. A medida que el agua fluye a través de cada capa, se producen simultáneamente distintos procesos de eliminación, como adsorción, sedimentación y filtración, lo que aumenta la eficiencia general del sistema. La disposición en capas también permite optimizar el flujo del agua a través del filtro, minimizando la obstrucción y prolongando la vida útil del medio filtrante, ya que cada capa puede manejar una carga de contaminantes específica, reduciendo así la saturación de un solo medio. (Bautista *et al.*, 2022).

Pero en general, para ambos sistemas de filtración de columna el agua fluye hacia abajo bajo condiciones no saturadas e intermitentes. La mayoría de los estudios han utilizado una profundidad de lecho de 2,5 cm en la sección inferior del filtro para facilitar el flujo de las aguas residuales entrantes y salientes; no obstante, también se han reportado profundidades de 5 cm (Dalahmeh *et al.*, 2016) y 1,4 cm (Biruktawit *et al.*, 2019). Biruktawit *et al.* (2019) y Adonadaga *et al.* (2020) también emplearon alturas de lecho más reducidas. La altura típica del filtro oscila entre 55 y 70 cm, y aunque Bautista *et al.* (2022) no ofrece una justificación específica, se presume que columnas de mayor longitud proporcionan un tiempo de contacto más prolongado entre el biocarbón y las aguas residuales, lo que favorece la adsorción de contaminantes (Dalahmeh *et al.*, 2016). Sin embargo, este aspecto no ha sido estudiado directamente en relación con la adsorción de AB.



Figura 2. Configuración típica de filtros en base a biocarbón único (monocapa). Flecha gris indica el ingreso de afluentes de aguas residuales, la sección negra corresponde al lecho filtrante de biocarbón, la zona gris representa la zona de drenaje y la flecha azul es el efluente tratado. Obtenido de Bautista *et al.*, 2022.

La capacidad de los filtros para eliminar contaminantes varía entre materiales filtrantes debido a diferencias en características como permeabilidad o conductividad hidráulica (k), área de superficie específica, reactividad y capacidad de adsorción (Rolland *et al.*, 2019). Además, la producción de aguas residuales de diferentes fuentes varía diariamente, semanalmente y estacionalmente, lo que conduce a una variabilidad en las tasas de carga contaminante (CCT) y las tasas de carga hidráulica (HLR) de los sistemas de tratamiento de aguas residuales. En condiciones peak, esto puede ocasionar una avería temporal del filtro, fenómeno conocido como fallo episódico (Beala *et al.*, 2008). Por lo tanto, es esencial que el lecho filtrante posea la capacidad de soportar variaciones en HLR y CCT, manteniendo un rendimiento de tratamiento estable y resiliente. En consecuencia, un diseño exitoso requiere un conocimiento profundo sobre la capacidad del material filtrante para amortiguar altas variaciones en el flujo de agua y la carga contaminante producidas por los parámetros operacionales del filtro (Tabla 3) y está dado por la ecuación de diseño (ec. 1) (Sudsostenible, 2014):

$$A = \frac{V(L)}{K(h+L)t} \text{ (ec. 1)}$$

donde:

A es el área de la sección transversal,

L es la altura del lecho,

K es la conductividad hidráulica del medio poroso

t es tiempo que tarda en percolar

h es el calado medio del volumen temporal sobre el filtro (típicamente menor a 2). (SudSostenible, 2014).

Tabla 3. Efectos de los parámetros operacionales de filtros de lecho en la filtración.

Adaptado de Cepa, 2003.

Parámetro operacional	Efecto en la filtración
Velocidad de filtración	Este parámetro determina la velocidad a la que el agua atraviesa el medio filtrante y afecta directamente la eficiencia en la remoción de contaminantes. A menores velocidades, se favorece una mejor calidad de filtración, ya que el tiempo de contacto, TRH entre el agua y el lecho aumenta, permitiendo una mayor retención de partículas.
Granulometría del medio filtrante, conductividad hidráulica, k	La selección del tamaño de grano en el lecho influye en la capacidad del filtro para capturar diferentes tipos de partículas. Partículas de menor diámetro favorecen la retención de partículas más finas, pero a expensas de una mayor pérdida de carga y la necesidad de un mantenimiento más frecuente.
Caudal	El caudal influye en la tasa de filtración y, al igual que la velocidad, impacta en el rendimiento del filtro. El control adecuado del caudal permite optimizar la eficiencia sin comprometer la capacidad de procesamiento del sistema.
Altura de lecho filtrante (L)	La altura del lecho es fundamental, ya que determina el tiempo de residencia hidráulico, que es el tiempo durante el cual el agua permanece en contacto con el medio filtrante. Una mayor altura permite un contacto más prolongado, mejorando la remoción de partículas.

La altura del lecho filtrante es un parámetro importante en el diseño de filtros de BC, especialmente cuando se busca la remoción de contaminantes específicos, como los AB presentes en aguas residuales. Esta altura no solo influye en la eficiencia de la remoción de

contaminantes, sino también en la dinámica de flujo, la pérdida de carga y la vida útil del filtro, lo que hace esencial su estudio y optimización (Sud *et al.*, 2008).

La altura del lecho influye en la concentración de AB a lo largo de la columna de biocarbón. Con una altura suficiente, es posible establecer un gradiente de concentración desde la entrada hasta la salida del filtro, lo que facilita que la zona de adsorción se mantenga activa en diferentes niveles de profundidad en el lecho. Además, una mayor altura permite la formación de una "zona de agotamiento", en la que el BC cercano a la salida se mantiene limpio más tiempo, lo que ayuda a prolongar la vida útil del filtro y permite que la remoción de AB sea más sostenida a lo largo del tiempo, también está directamente relacionada con la pérdida de carga, que es la caída de presión que el agua experimenta al pasar por el filtro. A medida que la altura del lecho aumenta, la resistencia al flujo del agua también aumenta, lo que puede ralentizar la velocidad de filtración y afectar el caudal. Este fenómeno es relevante en sistemas que requieren un flujo constante para evitar la saturación del filtro y asegurar que la remoción de AB ocurra de manera eficiente. Encontrar una altura adecuada permite lograr el equilibrio entre una alta capacidad de adsorción y una pérdida de carga manejable (Grupta *et al.*, 2009).

CAPÍTULO III: MARCO NORMATIVO

3.1. Normativa nacional e internacional

El uso excesivo de AB en la producción de alimentos y en la población ha generado preocupación a nivel mundial. En respuesta, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha creado el Plan de Acción Mundial sobre Resistencia a los Antimicrobianos. En la Unión Europea, el Reglamento (UE) 2019/6 regula el uso de medicamentos veterinarios, incluyendo antibióticos, bajo la supervisión de profesionales veterinarios (BCN, 2021). En Estados Unidos, se ha implementado la Estrategia Nacional para combatir las bacterias resistentes a los AB desde 2014, junto con el Plan de Acción Nacional 31 actualizado para el período 2020-2025. Los Centros para el Control y Prevención de Enfermedades también trabajan en la Iniciativa de Soluciones de Resistencia a los Antibióticos.

Esta situación resalta la creciente necesidad de controlar no solo el uso de AB en la producción animal y humana, sino también su impacto en el medio ambiente, donde los residuos de estos medicamentos pueden contaminar cuerpos de agua y contribuir a la resistencia antimicrobiana. En este contexto, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) desempeña un papel vital, centrándose en varias áreas clave para mitigar la contaminación por antibióticos. A través de investigaciones colaborativas, el PNUMA monitorea la presencia de antibióticos en ecosistemas y estudia sus efectos sobre la salud ambiental y la RAM, incluyendo la entrada de residuos farmacéuticos en el medio ambiente a través de aguas residuales y desechos industriales (United Nations, 2021).

Además, el PNUMA apoya a los gobiernos en la creación y aplicación de políticas que buscan reducir la liberación de antibióticos en el entorno. Sin embargo, la situación en Chile es preocupante. A pesar de contar con normativas (Tabla 4), como el Decreto 90/2001 del Ministerio de la Secretaría General de la Presidencia, que regula la emisión de contaminantes en las descargas de residuos líquidos, estas no contemplan límites específicos para la descarga de antibióticos. Esto se justifica por la falta de reconocimiento del impacto de estos compuestos en la calidad del agua y la vida acuática en el momento de la formulación de la normativa.

La ausencia de límites de descarga para AB, reflejada en decretos como el 46/2003 y el 609/2004, implica que la regulación se ha centrado en contaminantes convencionales, dejando un vacío crítico en la protección de los ecosistemas acuáticos. Como se observa, no

hay diferencias normativas entre las regiones que cuentan con regulaciones respecto al uso de AB, ni se requiere autorización veterinaria para los tratamientos, lo que contribuye al uso excesivo en comparación con países del hemisferio norte (Silva y Soto, 2022).

Tabla 4. Revisión de los instrumentos normativos para la regulación de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos de agua en Chile. Adaptado de la Biblioteca del Congreso Nacional, 2024.

Normativa	Justificación
Decreto 90/2001 Ministerio de la Secretaría General de la Presidencia, ESTABLECE NORMA DE EMISIÓN PARA LA REGULACIÓN DE CONTAMINANTES ASOCIADOS A LAS DESCARGAS DE RESIDUOS LÍQUIDOS A AGUAS MARINAS Y CONTINENTALES SUPERFICIALES	Regula descargas de contaminantes en aguas superficiales, centrándose en parámetros como la DBO ₅ , sólidos suspendidos, pH, metales pesados y otros compuestos contaminantes. Sin embargo, este decreto no contempla límites específicos para la descarga de antibióticos, lo cual puede justificarse considerando que, en el momento de su formulación y publicación, el principal enfoque regulador estaba en los contaminantes orgánicos y metales, debido a su impacto inmediato y generalizado en la calidad del agua y en la vida acuática.
Decreto 46/2003 Ministerio de la Secretaría General de la Presidencia, ESTABLECE NORMA DE EMISIÓN DE RESIDUOS LÍQUIDOS A AGUAS SUBTERRÁNEAS	Tampoco establece límites específicos para la descarga de antibióticos, ya que el enfoque principal de esta normativa es regular contaminantes convencionales como sólidos suspendidos, metales pesados, y compuestos orgánicos que pueden tener efectos tóxicos inmediatos y detectables en los ecosistemas subterráneos y en la calidad del agua potable. Esta falta de regulación para los antibióticos puede explicarse por el hecho de que, al momento de su promulgación, la ciencia ambiental y regulatoria no contemplaba ampliamente los impactos a largo plazo de los

	antibióticos en las aguas subterráneas ni su potencial contribución a la resistencia antimicrobiana.
Decreto 609/2004 Ministerio de Obras Públicas, ESTABLECE NORMA DE EMISIÓN PARA LA REGULACIÓN DE CONTAMINANTES ASOCIADOS A LAS DESCARGAS DE RESIDUOS INDUSTRIALES LÍQUIDOS A SISTEMAS DE ALCANTARILLADO	Establece criterios para la preservación y protección de las aguas destinadas a abastecimiento público, incluyendo normativas sobre la calidad de agua en ríos, lagos, embalses y fuentes subterráneas. Sin embargo, este decreto no fija límites específicos para la presencia de antibióticos en estas aguas. Esto se debe a que, al momento de su elaboración, el enfoque principal estaba en los contaminantes convencionales como metales pesados, sólidos suspendidos, nitrógeno y fósforo, entre otros, que afectan directamente la salud humana y la calidad del agua para el consumo, la agricultura y otras actividades.

En Chile, la regulación y fiscalización del cumplimiento de estas normativas de descargas de residuos líquidos a cuerpos de agua son responsabilidad de varios organismos. Entre ellos se encuentran:

Ministerio del Medio Ambiente (MMA): Es el principal ente regulador en materia ambiental, encargado de la implementación y supervisión de normativas relacionadas con la protección de los recursos hídricos y la calidad del agua.

Superintendencia del Medio Ambiente (SMA): Tiene la responsabilidad de supervisar el cumplimiento de la normativa ambiental, incluida la regulación de descargas de residuos líquidos. La SMA puede aplicar sanciones a quienes incumplen las normativas establecidas.

Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA): Este organismo tiene un papel clave en la regulación de la acuicultura y el uso de antibióticos en la producción de salmones y otros productos del mar. Sin embargo, actualmente no existen límites específicos para la descarga de antibióticos, lo que limita su capacidad de acción en este aspecto.

Servicio Agrícola y Ganadero (SAG): Este organismo fiscaliza el uso de medicamentos veterinarios, incluidos los antibióticos, en la producción animal. Al igual que SERNAPESCA,

el SAG enfrenta desafíos debido a la falta de regulación específica sobre los límites de descarga de antibióticos en cuerpos de agua.

CAPÍTULO IV: PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

4.1. Problemática

La presencia de antibióticos en el agua puede constituir un riesgo a la salud de las personas, a la calidad de vida de la población, a la preservación de la naturaleza o a la conservación del patrimonio ambiental, por lo que los antibióticos presentes en aguas residuales de diferentes fuentes de descarga como industrias farmacéuticas, industrias acuícolas, veterinaria y PTAR se presentan como compuestos contaminantes del agua que causan RAM, provocando alteración de las cadenas tróficas, alterando los ciclos biogeoquímicos y, afectando la biodiversidad, que tienen como consecuencia cambios en la productividad primaria, la alteración de los ecosistemas y en la salud de la población.

Las tecnologías actuales de remoción de agua contaminadas con antibióticos son complejas y en algunos casos costosas, no obstante, se ha investigado el uso de carbón activado para remover antibióticos de medios acuosos, pero, su alto costo a motivado al uso de BC de productos de residuos vegetales, como madera, maíz, coco y avellana, y se han descrito sus propiedades adsorbentes y como excelentes medios filtrantes de bajo costo. (Chuanren *et al.*, 2021; Moussavi *et al.*, 2013; Nayeri *et al.*, 2019; Zhao y Lang, 2018; Zhang *et al.*, 2016).

Se ha estudiado la filtración de aguas residuales contaminadas sistemas de filtro en columnas compuestas por arena, biocarbón y carbón activado (Bautista *et al.*, 2022), y se ha estudiado la remoción de antibióticos como OTC en aguas grises (Chuanren *et al.*, 2021; Moussavi *et al.*, 2013; Nayeri *et al.*, 2019; Zhao y Lang, 2018; Zhang *et al.*, 2016), sin embargo, no se ha estudiado la factibilidad de remover OTC por filtro en base a BC, ni se han estudiado exhaustivamente los parámetros operacionales de los filtros monocapa en base a BC, como la altura de lecho filtrante y TRH, por lo que se propone estudiar la eficiencia de filtros en base a BC en diferentes alturas de lecho filtrante, para remover OTC, un antibiótico que desde el siglo XX ha sido popular por su amplio uso (Ishak *et al.*, 2022) y entregar propiedades hidráulicas para que se impulse el diseño de un filtro para industrias que se interesen en aplicar esta tecnología.

4.2. Pregunta de investigación

¿Es factible que un filtro en base a biocarbón remueva oxitetraciclina?

4.3. Objetivos

4.3.1. Objetivo general

Estudiar a escala de laboratorio un filtro en base a biocarbón de madera comercial para la remoción de oxitetraciclina.

4.3.2. Objetivos específicos

1. Analizar la eficiencia de adsorción de oxitetraciclina por biocarbón de madera comercial en agua destilada con oxitetraciclina.
2. Determinar la eficiencia de filtros de columna contruidos con diferentes alturas de lecho en la remoción de agua destilada con oxitetraciclina.
3. Determinar la conductividad hidráulica, k , de un filtro a escala de laboratorio en base a biocarbón para remover agua destilada con oxitetraciclina.

CAPÍTULO V: METODOLOGÍA

5.1. Análisis de adsorción de OTC por biocarbón de madera comercial

Para la construcción de filtros en base a BC es necesario conocer la eficiencia que tiene el material filtrante en adsorber OTC, por lo que la metodología y los resultados de este objetivo fueron desarrollados por la profesora guía, la Dra. Javiera Norambuena (ANEXO 1, ANEXO 6). El proceso comenzó con la preparación de una solución stock de OTC en etanol, a una concentración de 1 mg/mL. A partir de la solución stock, se prepararon soluciones de trabajo de OTC con concentraciones entre 10, 20, 30, 40 y 50 µg/mL en agua destilada, siguiendo las indicaciones de Zhao y Lang (2018), agitando la mezcla durante 1 hora para obtener una solución de OTC.

El BC CharBlist, de la marca Plantonix (Estados Unidos), fue tamizado utilizando un tamiz con tamaño de malla 1, obteniendo un tamaño de partícula en un rango de 25,4 a 18,7 mm (malla 1 y malla 2) (ITOMAK LATINOAMÉRICA, s. f.). Se pesaron 50 mg del BC para cada matraz Erlenmeyer de 150 mL, conforme a las recomendaciones de Zhao y Lang (2018). Posteriormente, se añadieron 100 mL del agua destilada con OTC a cada matraz que contenía el biocarbón, mezclando así OTC con el BC y el agua destilada. Los matraces se replicaron por triplicado. Estos fueron colocados en un agitador incubador modelo Zhicheng ZHWY 200B (China), donde se mantuvieron a una temperatura constante de 25°C y agitados a 190 rpm (Zhao y Long, 2018). Durante un periodo de incubación que abarcó desde 0 hasta 24 horas, se tomaron muestras de 5 mL de cada matraz en diferentes intervalos de tiempo. Estas muestras se filtraron utilizando una jeringa equipada con un filtro de acetato de celulosa de 0,22 µm. Las muestras filtradas fueron analizadas en un espectrofotómetro UV-Vis modelo BEL UV-M51 (Italia), midiendo la absorbancia del AB a una longitud de onda de 353 nm, para determinar el efecto del BC en la remoción, en las concentraciones a lo largo del tiempo. La eficiencia de eliminación se calculó mediante la ec. 2 (Nayeri *et al.*, 2019) y la concentración se calculó con la ecuación de la recta (ec. 3):

$$\%R = \frac{Abs_0 - Abs_e}{Abs_0} \times 100 \quad (\text{ec. 2})$$

donde:

Abs_0 : Absorbancia inicial de la solución

Abs_e : Absorbancia final de la solución

$$y = mx + b \text{ (ec. 3)}$$

donde:

y es la absorbancia de la muestra

m es la pendiente de la curva de calibrado

x es la concentración de la muestra

b es el intercepto en el eje y de la curva de calibrado

5.2. Eficiencia de remoción de OTC por filtros contruidos con diferentes alturas de lecho

Para determinar la incidencia que tiene la altura de lecho (L) en la eficiencia remoción de OTC de los filtros, se seleccionó la columna de lecho filtrante correspondiente a un tubo falcon, con un diámetro interno de 3 cm y una altura de 10,2 cm. y se contruyeron 3 filtros de columna con alturas de lecho filtrante de medidas: 2,5, 5 y 7,5 cm.

El montaje del sistema de filtración inició con la perforación de un agujero en la base de cada tubo, permitiendo la inserción de una manguera de plástico conectada a una válvula de control. Esta válvula, fue ubicada en el extremo de la manguera, que permitió regular el flujo de agua que sale del filtro. Una vez preparados los tubos, se coloca un papel filtro de 0,2 mm de espesor, en el fondo de cada uno. Este papel filtro tiene la función de retener las partículas finas de BC, para que el agua filtrada esté libre de sedimentos al salir del sistema (Figura 3). A continuación, los tubos se rellenaron con BC de tamaño de partícula entre 25,5 y 18,5 mm hasta alcanzar las 3 alturas propuestas.

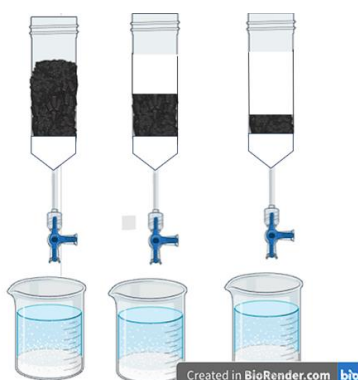


Figura 3. Montaje de filtros, con diferentes alturas de columna a partir de tubo falcon, filtro de papel, manguera en la parte inferior, válvula de control y lecho filtrante de BC con diferentes alturas.

Luego del montaje de los filtros se comenzaron a operar añadiendo con una jeringa para tener un flujo controlado 40 mL de agua destilada con OTC, con una concentración que corresponde a la concentración inicial con mayor eficiencia de remoción al paso de 24 horas de 10 $\mu\text{g/mL}$. Se dejó una hora de contacto, donde OTC se encontraba retenida en el filtro, luego se abrió la válvula dando paso a la salida del agua y se recolectaron las muestras midiendo el tiempo que tardó en percolar, TRH, para estudiar qué filtro producido a diferentes alturas tiene el TRH más alto y se realizó este procedimiento por triplicado para cada filtro de alturas 2,5, 5 y 7,5 cm dejando para cada escenario un control de OTC y para cada réplica se realizó cambio de BC.

Cada muestra recolectada se filtró nuevamente utilizando jeringas equipadas con filtros de acetato de celulosa de 0,22 μm para eliminar los residuos de BC que podrían interferir en la medición de su absorbancia, que se midió utilizando un espectrofotómetro UV-Vis a una longitud de onda de 353 nm, peak que registró el equipo (ANEXO 5). Finalmente, la eficiencia de eliminación del antibiótico de los filtros de 2,5, 5 y 7,5 cm se calculó utilizando la (ec. 2).

5.3. Determinación de conductividad hidráulica (k) de filtro en base a BC para remover OTC de agua destilada

Para el cálculo de la conductividad hidráulica del filtro (Figura 4), se seleccionó la columna de lecho filtrante con la altura que presentó una mayor eficiencia, y de este modo, se procedió a calcular, que es la propiedad inherente que tiene un medio poroso para que un medio acuoso lo pueda atravesar, además de calcular el área superficial del medio filtrante con la ec. 4.

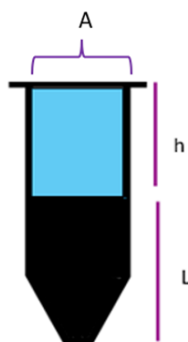


Figura 4. Dimensiones de filtro batch a escala de laboratorio de biocarbón, (A) dimensiones: L, altura de lecho de BC y h, calado medio de agua retenida a filtrar, A, área transversal del filtro. Adaptado de SudSostenible, 2014.

Se tomaron en consideración los parámetros operacionales del filtro que tuvo la mayor eficiencia en la remoción de OTC del agua destilada, que corresponden a TRH, L, h, utilizado para plantear un área transversal que permita un mayor contacto entre el AB y el BC de acuerdo a la ec. 1.

Análisis estadístico

Se utilizó un análisis de varianza (ANOVA) de dos factores con 3 réplicas con un nivel de confianza del 95 % para evaluar las diferencias en la remoción de OTC en agua destilada entre: eficiencia de remoción de OTC por BC en el tiempo, y ANOVA de un factor para eficiencia de remoción de OTC del agua residual en los filtros contruidos y el TRH. Cuando se encontró una diferencia estadísticamente significativa, se llevó a cabo una comparación de medias de Tukey con un nivel de confianza del 95%. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando MS Excel.

6.1. Análisis de adsorción de OTC por biocarbón de madera comercial

El efecto de la concentración inicial de OTC sobre la eficiencia de eliminación de OTC se muestra en la Figura 5, (A) con $p < 0,05$, mostrando diferencias significativas (ANEXO 7), donde la concentración de antibiótico en el agua disminuye a medida que aumenta el tiempo de contacto con el biocarbón. Esto indica una mayor adsorción de antibiótico en el transcurso del tiempo.

Las curvas correspondientes a las concentraciones de OTC (Figura 5A) iniciales más bajas (10 $\mu\text{g/mL}$ y 20 $\mu\text{g/mL}$) muestran una mayor reducción rápida y luego se estabilizan, es decir, que ya no hay cambios en la concentración de OTC en el agua destilada. En otras palabras, el proceso de adsorción llega a un punto donde la tasa de OTC que se adhiere al biocarbón es igual a la tasa de OTC que permanecen en solución, alcanzando así un estado de equilibrio. Las concentraciones iniciales más altas de OTC (50 $\mu\text{g/mL}$) presentan una disminución más gradual. De acuerdo a Nayeri *et al.* (2019) cuando la concentración aumentó de 10 a 400 $\mu\text{g/mL}$, la eficiencia de eliminación de OTC se redujo del 99,90 % al 49,21 %, lo que Balarak *et al.* (2017) confirmó el efecto inadecuado de una alta concentración inicial en el proceso de adsorción. Los resultados de esta parte de la presente investigación estuvieron de acuerdo con los logros de estudios anteriores; Ahile *et al.* (2018) representaron que la eficiencia de eliminación de AB de una solución acuosa usando cáscara de melón disminuyó al aumentar la concentración inicial de OTC (Ahile y Utange, 2018). Balarak *et al.* (2017) estudiaron la eliminación del antibiótico amoxicilina utilizando un adsorbente preparado a partir de *Azolla filiculoides*. Descubrieron que al aumentar la concentración de amoxicilina de 10 a 200 $\mu\text{g/mL}$, la eficiencia de eliminación de antibióticos se reduce del 96,26 % al 70,38 % (Balarak *et al.*, 2017).

A partir de las 4-6 horas, las concentraciones de OTC muestran estabilizarse, lo que podría representar el punto de equilibrio para las concentraciones más bajas. Para las concentraciones más altas, la tendencia es menos pronunciada, pero también tienden a estabilizarse después de 6 horas.

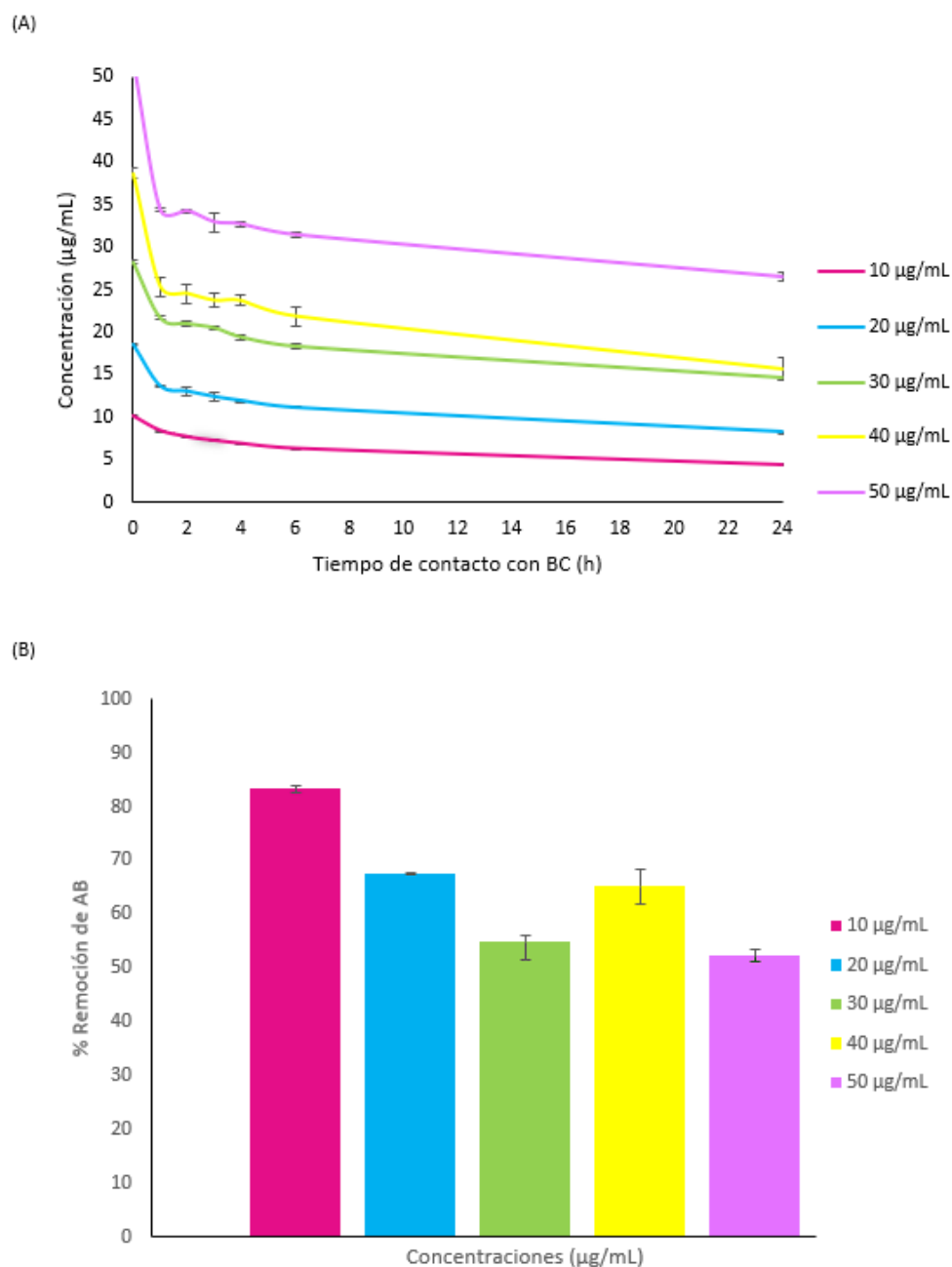


Figura 5. Efecto de la concentración inicial de OTC y tiempo de contacto de BC sobre la remoción de OTC. (A), curvas de remoción de rosa (10 µg/mL), azul claro (20 µg/mL), verde (30 µg/mL), amarillo (40 µg/mL) y morado (50 µg/mL) de OTC (B), Eficiencia de remoción de antibiótico a diferentes concentraciones a las 24 horas de contacto con BC.

Para concentraciones más bajas de OTC (10 µg/mL y 20 µg/mL), se observa una eficiencia de remoción relativamente alta a las 24 horas, alcanzando valores de 83,3 y 67,7% respectivamente (Figura 5B). A partir de las 6 horas, las concentraciones mayores también muestran un incremento en la eficiencia de remoción, aunque la remoción de OTC es más

eficiente en concentraciones más bajas de 10 µg/mL y 20 µg/mL, lo que coincide con lo estudiado por Nayeri *et al.* (2019).

En los primeros tiempos de contacto (1 a 4 horas), hay una mayor variabilidad en el porcentaje de remoción de OTC entre las distintas concentraciones iniciales, mientras que después de las 6 horas, las diferencias tienden a reducirse, lo que sugiere que el sistema se acerca a un equilibrio.

La capacidad del BC para adsorber una amplia gama de contaminantes, incluido OTC, lo convierte en una opción ideal para mejorar la calidad del agua, por lo que se confirma como una alternativa viable como medio filtrante (Gray y Bernhardt, 2022).

6.2. Eficiencia de remoción de OTC por filtros construidos en diferentes alturas de lecho

El análisis de varianza (ANOVA) de dos factores se realizó para evaluar si existen diferencias significativas en la eficiencia de remoción de antibióticos entre los tres filtros de biocarbón con diferentes alturas de lecho: 2,5 cm, 5 cm y 7,5 cm (Tabla 5).

Tabla 5. Prueba de hipótesis para eficiencia de filtros en remoción de OTC.

Hipótesis Nula (H_0)	Las medias de las eficiencias de los filtros son iguales en las tres alturas de lecho.
Hipótesis Alternativa (H_1)	Al menos una media de las eficiencias es diferente entre las alturas de lecho.

F (estadístico de prueba): 11854,61

Valor crítico de F: 4,066

Valor p: 6,29501E-15

El estadístico F obtenido en el análisis fue 11854,61, que es considerablemente mayor que el valor crítico de F (4,066). Esto indica que la diferencia en la eficiencia de remoción de OTC entre las distintas alturas de lecho es estadísticamente significativa.

Además, el valor p es extremadamente bajo (6,29501E-15), mucho menor que el umbral típico de significancia (0,05). Esto refuerza aún más la idea de que las diferencias observadas entre los grupos no son producto del azar. En consecuencia, se rechaza la hipótesis nula (H_0), que postulaba que no existían diferencias entre las medias de eficiencia de los filtros con diferentes alturas de lecho.

En su lugar, se acepta la hipótesis alternativa (H_1), la cual sostiene que existen diferencias significativas en la eficiencia de remoción de OTC entre los filtros con diferentes alturas de lecho.

Prueba de Tukey para eficiencias de filtros en remoción de OTC

La prueba de Tukey (ec. 4) se empleó para identificar pares de alturas de lecho si es que muestran diferencias significativas, después de haber determinado en el ANOVA que hay diferencias generales entre los grupos (Tabla 6).

$$T_{\alpha} = q_{\alpha}(k, N - k) \sqrt{\frac{PCE}{ni}} \quad (\text{ec. 4})$$

Tabla 6. Parámetros para calcular el estadístico T en las diferencias significativas de eficiencia de filtros en la remoción de OTC.

Parámetros	Valores
N*	9
k**	3
N-k	6
PCE	0,544688382
ni	3

q_{α}^{***}	8,04
T^{****}	3,425858944

*Número de muestras

**Cantidad de grupos

***Probabilidad de distribución de T

****Estadístico de prueba T

El estadístico T fue menor que la diferencia muestral por lo que se consideraron diferencias significativas.

Tabla 7. Comparación de pares en la eficiencia en diferentes alturas de lecho con el estadístico T.

Diferencia poblacional	Diferencia muestral	Decisión	Análisis
$\mu_{2,5 \text{ cm}} - \mu_{5 \text{ cm}}$	4,121788489	Diferencia significativa	La diferencia entre las eficiencias de remoción de antibióticos para los filtros con alturas de lecho de 2,5 cm y 5 cm es de 4,12. Esta diferencia es estadísticamente significativa, lo que indica que el filtro con 5 cm de altura de lecho es más eficiente en la remoción de OTC que el filtro con 2,5 cm. (Figura 6).
$\mu_{5 \text{ cm}} - \mu_{7,5 \text{ cm}}$	1,291178257	Diferencia no significativa	La diferencia entre las eficiencias de remoción para los filtros con alturas de

			lecho de 5 cm y 7,5 cm es de 1,29, pero esta diferencia no es significativa. Esto significa que no hay una mejora significativa en la eficiencia de remoción de OTC al aumentar la altura del lecho de 5 cm a 7,5 cm. Es decir, ambos filtros tienen un desempeño similar en cuanto a eficiencia. (Figura 6).
$\mu_{7,5 \text{ cm}} - \mu_{2,5 \text{ cm}}$	5,412966746	Diferencia significativa	En este caso, la diferencia en la eficiencia entre los filtros de 7,5 cm y 2,5 cm es de 5,41, lo que es significativamente diferente. Al igual que en la comparación entre 5 cm y 2,5 cm, el filtro de 7,5 cm es significativamente más eficiente que el filtro con 2,5 cm de altura de lecho. (Figura 6).

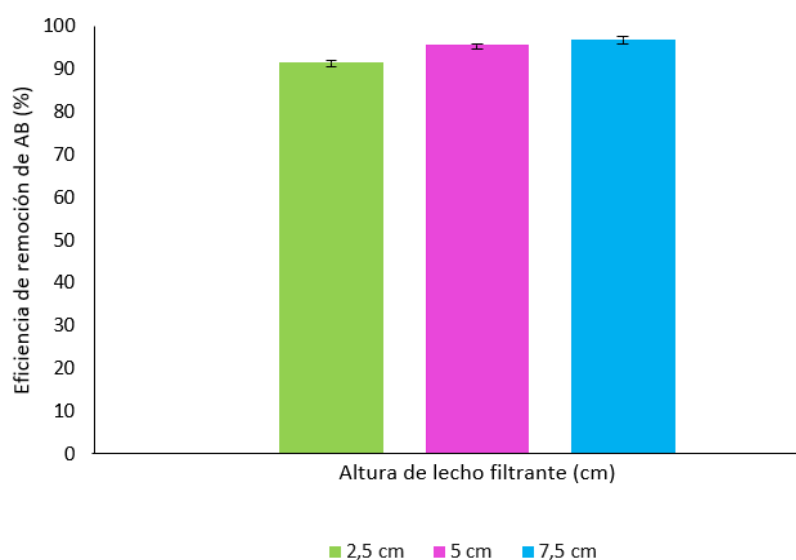


Figura 6. Eficiencia media de remoción de OTC por filtros en base a BC de diferentes alturas de lecho. Color verde, altura 2,5; rosa altura 5 cm; celeste altura 7,5 cm.

También se utilizó ANOVA de dos factores para evaluar si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) en el TRH del agua destilada con OTC entre los tres filtros en base a BC con diferentes alturas de lecho: 2,5 cm, 5 cm y 7,5 cm por lo que se realizaron pruebas de hipótesis (Tabla 8).

Tabla 8. Prueba de hipótesis para eficiencia de filtros en remoción de OTC.

Hipótesis Nula (H_0)	Las medias de los TRH de los filtros son iguales en las tres alturas.
Hipótesis Alternativa (H_1)	Al menos una media de los TRH es diferente entre las alturas.

F (estadístico de prueba): 115,411499

Valor crítico de F: 4,06618

Valor p: 6,3436214159404E-07

El valor F (115,41) es mucho mayor que el valor crítico de F (4,07), lo que sugiere que hay una diferencia estadísticamente significativa entre los TRH para las diferentes alturas de lecho y que las diferencias observadas no son resultado del azar. Además, el p-valor (6,34E-07) es extremadamente bajo, lo que confirma que se rechaza la hipótesis nula por lo que existe una diferencia significativa entre las alturas de lecho en términos de TRH.

Prueba de Tukey para TRH de los filtros a diferentes alturas de lecho

La prueba de Tukey se empleó para identificar pares de TRH de filtros construidos con diferentes lechos que muestran diferencias significativas, después de haber determinado en el ANOVA que hay diferencias generales entre los grupos (Tabla 9).

Tabla 9. Parámetros para calcular el estadístico T en las diferencias significativas de TRH.

Parámetros	Valor
N	9
k	3
N-k	6
PCE	159,916667
ni	3
q_{α}	8,04
T	58,700566

Tabla 10. Comparación de pares de TRH en filtros en diferentes alturas de lecho con el estadístico T.

Diferencia poblacional	Diferencia muestral	Decisión	Análisis
$\mu_{2,5 \text{ cm}} - \mu_{5 \text{ cm}}$	57,6	Diferencia no significativa	La diferencia en TRH entre estos dos grupos (57,67 segundos) tampoco es significativa. Esto indica que, en los lechos más cortos, el aumento de la altura del lecho de 2,5 cm a 5 cm no produce un incremento drástico en el TRH.
$\mu_{5 \text{ cm}} - \mu_{7,5 \text{ cm}}$	55,6	Diferencia no significativa	La diferencia de TRH entre estos dos grupos es de 55,67 segundos, pero no es estadísticamente significativa. Esto sugiere que, aunque el TRH aumenta al pasar de 5 cm a 7,5 cm, el cambio no es tan pronunciado como el observado entre 2,5 cm y 7,5 cm. Es decir, después de un cierto punto (5 cm), el incremento en la altura del lecho tiene un impacto menor en el TRH.
$\mu_{7,5 \text{ cm}} - \mu_{2,5 \text{ cm}}$	113,3	Diferencia significativa	Hay una diferencia significativa en el TRH entre estas dos alturas (diferencia muestral de 113,33 segundos). Esto implica que, al aumentar la altura del lecho de 2,5 cm a 7,5 cm, el TRH aumenta considerablemente, lo que puede deberse al hecho de que el agua

			necesita más tiempo para percolar a través del mayor volumen de BC.
--	--	--	---

El TRH mide el tiempo que tarda el agua contaminada en atravesar el filtro. A medida que el agua pasa por el material filtrante, su velocidad se ve afectada por varias características del filtro, como la altura del lecho de BC, un lecho más profundo ofrece más resistencia al flujo de agua, lo que aumenta el tiempo que el agua pasa en contacto con el BC. Esto es importante porque un mayor TRH generalmente mejora la eficiencia de remoción de contaminantes (Bautista *et al.*, 2022), ya que el agua tiene más tiempo para interactuar con el material adsorbente. En este caso, el filtro con una altura de lecho de 7,5 cm presenta un TRH promedio de 185 segundos, el más alto de los tres grupos.

Un lecho más corto tiene menos material para que el agua atraviese, por lo que la resistencia al flujo es menor. Como resultado, el agua pasa más rápidamente por el filtro, reduciendo el tiempo disponible para la adsorción de contaminantes. El lecho de 2,5 cm tiene el menor TRH, con un promedio de 71,67 segundos, lo que sugiere que el agua fluye más rápido a través de este filtro.

En el caso del lecho de 5 cm, el TRH promedio es de 129,33 segundos, lo que lo sitúa entre los valores observados para los lechos de 2,5 cm y 7,5 cm. Esto indica que la altura intermedia presenta un compromiso razonable entre la velocidad de percolación del agua y el tiempo de contacto suficiente con el biocarbón.

De acuerdo a Perez-Mercado *et al.* (2019) pese a que la altura de lecho de sus filtros era trece veces más alta que la planteada en este estudio como la más alta y su TRH es de 66 horas, se puede reajustar el diseño para que alcance TRH proporcionales, puesto a que la construcción varió en que los diseños de filtros de los demás estudios eran multicapa, que se complementaban con arena y grava.

La altura del lecho tiene una influencia significativa en el TRH, pero esta relación no es lineal. El mayor impacto se observa cuando se compara el lecho de 7,5 cm con el de 2,5 cm, lo que sugiere que un aumento considerable en la altura incrementa de manera notable el tiempo que el agua tarda en atravesar el filtro. Sin embargo, entre los lechos de 5 cm y 7,5 cm, el aumento en el TRH es menos pronunciado, lo que podría indicar que una vez que se alcanza una cierta altura, el beneficio de seguir aumentando el lecho en términos de TRH disminuye.

Desde el punto de vista de diseño, estos resultados sugieren que aumentar la altura del lecho mejora el TRH para el diseño, lo que puede ser beneficioso para la eficiencia de remoción de OTC.

Para la determinación de k del filtro, se calculó la conductividad hidráulica del sistema con mayor eficiencia y tiempo de residencia hidráulico (TRH) utilizando la ecuación de diseño, y para el cálculo del área transversal se aplicó la ecuación (ec. 1):

Tabla 11. Valores que utilizaron para calcular k .

Variable	Valor	Unidad
V, volumen	40	mL o cm^3
TRH, tiempo de residencia hidráulico	185	s
A, área *	7,06	cm^2
h, calado medio	2,7	cm
L, altura de lecho filtrante	7,5	cm
K, conductividad hidráulica. **	0,002	cm/s

*Se calculó con ec. 1.

**Se calculó despejando k en ec. 1.

El cálculo de k del filtro de BC (Tabla 11) se llevó a cabo considerando una altura de lecho de 7,5 cm, lo que se aproxima proporcionalmente con los estudios realizados por

Bautista *et al.* (2019), valores de k de 0,0015, similar a los filtros de arena, sugieren que el filtro tiene una capacidad razonable para manejar el flujo de agua destilada con OTC, manteniendo un rendimiento efectivo.

CAPÍTULO VII: CONCLUSIÓN

En relación a la adsorción de OTC por BC de madera comercial en agua destilada a menores concentraciones de OTC aumenta la eficiencia en la remoción por el biocarbón.

Los filtros de BC de diferentes alturas de lecho demostraron que, a mayor altura de lecho filtrante, se incrementa la eficiencia de remoción del AB. En particular, la altura 7,5 cm fue la que tuvo mejor resultado. El aumento en la altura del lecho también incrementa el TRH, lo cual favorece la adsorción de AB al prolongar el tiempo de contacto. Sin embargo, este incremento debe equilibrarse con la posible pérdida de caudal y presión del sistema.

Una mayor altura de lecho filtrante resultaría en una mejor eficiencia de remoción, puesto a que hubo diferencias significativas entre las alturas 2,5 y cm, y 2,5 y 7,5, no obstante, las alturas de 5 cm y 7,5 cm mostraron eficiencia similar.

La conductividad hidráulica, k , como propiedad intrínseca de los medios porosos, se asimiló al de la arena, lo que impulsa a diseños de filtros de BC con mayor facilidad ya que se pueden relacionar con los de arena.

Los resultados sugieren que el uso de filtro en base a BC de madera como material filtrante es una alternativa viable y accesible para la remoción de antibióticos como la OTC, con potencial para ser escalado.

CAPÍTULO VIII: RECOMENDACIONES

Para mejorar la eficiencia de remoción de AB, se recomienda explorar la modificación química del BC, tal como lo han hecho estudios descritos por (Chuanren *et al.*, 2021; Moussavi *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2016; Zhao y Lang, 2018). Una opción viable es la activación química utilizando ácidos, bases, o agentes oxidantes, lo cual podría incrementar la superficie específica y la porosidad del material, mejorando su capacidad de adsorción de contaminantes. Otra posibilidad es la impregnación del BC con nanopartículas de óxidos metálicos, lo que podría aumentar no solo la adsorción, sino también la degradación catalítica de los AB. (Chuanren *et al.*, 2021; Moussavi *et al.*, 2013; Nayeri *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2016; Zhao y Lang, 2018).

Asimismo, se sugiere realizar pruebas en columnas de mayor altura para aumentar el tiempo de contacto entre el BC y el agua destilada con OTC. Esto permitiría una mayor eficiencia en la remoción de AB, dado el mayor contacto entre el adsorbente y los contaminantes.

También se sugiere que para la construcción de columnas se utilice grava para la capa drenante en la parte superior para que el lecho filtrante no ascienda con la presión del caudal de entrada.

También sería útil experimentar con soluciones que contengan mezclas de varios AB, simulando así las condiciones más realistas que se encuentran en el agua residual, para evaluar la efectividad del BC modificado bajo estas circunstancias. Es importante también investigar cómo otros parámetros operacionales, como el pH, y la temperatura afectan la eficiencia de remoción. Esto ayudaría a optimizar las condiciones operativas del filtro de biocarbón. Se recomienda realizar un análisis de los residuos generados durante el proceso de adsorción para evaluar su toxicidad, asegurando que el tratamiento no genere compuestos secundarios o residuos que puedan ser perjudiciales y de ser el caso, motivar a que se generen protocolos y proyectos para la gestión de AB en Chile.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almasi, A., Navazeshkhaa, F., & Mousavi, S. A. (2017). Biosorption of lead from aqueous solution onto *Nasturtium officinale*: Performance and modeling. *Desalination and Water Treatment*, 65, 443–450.
- Aydin, S., Aydin, M. E., Ulvi, A., & Kilic, H. (2019). Antibiotics in hospital effluents: occurrence, contribution to urban wastewater, removal in a wastewater treatment plant, and environmental risk assessment. *Environmental science and pollution research international*, 26(1), 544–558. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3563-0>
- Ávila, C., García-Galán, M. J., Borrego, C. M., Rodríguez-Mozaz, S., García, J., & Barceló, D. (2021). New insights on the combined removal of antibiotics and ARGs in urban wastewater through the use of two configurations of vertical subsurface flow constructed wetlands. *The Science of the total environment*, 755(Pt 2), 142554. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142554>
- Babar, A. A., Memon, S. A., Ali, M. F., & Memon, F. A. (2019). Comparación de filtro combinado y carbón activado en el tratamiento de aguas grises sintéticas mediante carbón activado a base de $MgCl_2$ producido a partir de desechos de paja de arroz. *International Journal of Agricultural Research and Bio-Resources*, 4, 107–120. <https://doi.org/10.35410/IJAEB.2019.4412>
- Bacanli, M., & Başaran, N. (2019). Importance of antibiotic residues in animal food. *Food and Chemical Toxicology*, 125, 462–466. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2019.01.033>
- Balarak, D., & Mostafapour, F. K. (2016). Canola residual as a biosorbent for antibiotic metronidazole removal. *The Pharmaceutical and Chemical Journal*, 3(2), 12–17. <https://www.tpcj.org>
- Balarak, D., Mostafapour, F., Akbari, H., & Joghtaei, A. (2017). Adsorption of amoxicillin antibiotic from pharmaceutical wastewater by activated carbon prepared from *Azolla filiculoides*. *Journal of Pharmaceutical Research International*, 18(4), 1–13. <https://doi.org/10.9734/JPRI/2017/34013>
- Barrantes Jiménez, K., Chacón Jiménez, L., & Arias Andrés, M. (2022). El impacto de la resistencia a los antibióticos en el desarrollo sostenible. *Población y Salud en Mesoamérica*, 19(2), 305–329.
- Bautista, JIB, Campos, LC, Mašek, O. y Bogush, A. (2022). Uso de sistemas de filtración en columna basados en biocarbón para el tratamiento de aguas grises: una revisión sistemática de la literatura. *Journal of Water Process Engineering*, 48, artículo 102908. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102908>
- Behera, S. K., Kim, H. W., Oh, J. E., & Park, H. S. (2011). Occurrence and removal of antibiotics, hormones and several other pharmaceuticals in wastewater treatment plants of the largest

- industrial city of Korea. *The Science of the total environment*, 409(20), 4351–4360. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.015>
- Biruktawit, G., Greywater Treatment Using Banana Peel Biochar and Sand Filtration, Master thesis, Addis Ababa University, Addis Ababa, 2019, <http://213.55.95.56/handle/123456789/20866>.
- Bombaywala, S., Mandpe, A., Paliya, S., & Kumar, S. (2021). Antibiotic resistance in the environment: a critical insight on its occurrence, fate, and eco-toxicity. *Environmental science and pollution research international*, 28(20), 24889–24916. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13143-x>
- Cai, Y. Y., Zhang, Q. Q., Yan, X. T., Zhai, Y. Q., Guo, Z., Li, N., & Ying, G. G. (2022). Antibiotic pollution in lakes in China: Emission estimation and fate modeling using a temperature-dependent multimedia model. *The Science of the total environment*, 842, 156633. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156633>
- Cepa, I., Vargas, L., & Solsona, F. (2003). Guía para diseño de sistemas de tratamiento de filtración en múltiples etapas. *Organización Panamericana de la Salud*.
- Cerqueira, F., Matamoros, V., Bayona, J., & Piña, B. (2019). Antibiotic resistance genes distribution in microbiomes from the soil-plant-fruit continuum in commercial *Lycopersicon esculentum* fields under different agricultural practices. *The Science of the total environment*, 652, 660–670. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.268>
- Chen, S., Wang, J., & Feng, H. (2020). Estudio cuantitativo sobre el destino de las emisiones de antibióticos en China. *Environmental Geochemistry and Health*, 42, 3471–3479. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00563>
- Cheng, D., Ngo, H. H., Guo, W., Lee, D., Nghiem, D. L., Zhang, J., Liang, S., Varjani, S., & Wang, J. (2020). Performance of microbial fuel cell for treating swine wastewater containing sulfonamide antibiotics. *Bioresource technology*, 311, 123588. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123588>
- Chopra, I., & Roberts, M. (2001). Tetracycline antibiotics: mode of action, applications, molecular biology, and epidemiology of bacterial resistance. *Microbiology and molecular biology reviews* : MMBR, 65(2), 232–260. <https://doi.org/10.1128/MMBR.65.2.232-260.2001>
- Chuanren Qi, Rui Wang, Sumeng Jia, Jie Chen, Yangyang Li, Jiaying Zhang, Guoxue Li, Wenhui Luo, Biochar amendment to advance contaminant removal in anaerobic digestion of organic solid wastes: A review, *Bioresource Technology*, Volume 341, 2021, 125827, ISSN 0960-8524 <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125827>.
- Dalahmeh, S. S., Lalander, C., Pell, M., Vinnerås, B., & Jönsson, H. (2016). Quality of greywater treated in biochar filter and risk assessment of gastroenteritis due to household exposure during maintenance and irrigation. *Journal of applied microbiology*, 121(5), 1427–1443. <https://doi.org/10.1111/jam.13273>

- Danner, M. C., Robertson, A., Behrends, V., & Reiss, J. (2019). Antibiotic pollution in surface fresh waters: Occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, 664, 793–804. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.406>
- Decreto Supremo N° 90: Ministerio Secretaría General de la Presidencia. (2000). Decreto Supremo N° 90, Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos al mar, ríos y lagos. Diario Oficial de la República de Chile.
- Decreto Supremo N° 46: Ministerio Secretaría General de la Presidencia. (2003). Decreto Supremo N° 46, Norma de emisión de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado. Diario Oficial de la República de Chile.
- Decreto Supremo N° 609: Ministerio Secretaría General de la Presidencia. (1998). Decreto Supremo N° 609, Norma para la regulación de residuos líquidos. Diario Oficial de la República de Chile.
- Dobrijevic, D., Abraham, AL, Jamet, A., Maguin, E., y van de Guchte, M. (2016). Comparación funcional de bacterias del intestino humano y bacterias no intestinales estrechamente relacionadas revela la importancia de la conjugación y una escasez de funciones de motilidad y quimiotaxis en el entorno intestinal. *PloS one*, 11 (7), e0159030. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159030>
- Ennis, C. J., Evans, A. G., Islam, M., Ralebitso-Senior, T. K., & Senior, E. (2012). Biochar: Carbon sequestration, land remediation, and impacts on soil microbiology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(21), 2311–2364. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.574115>
- Fang, H., Zhang, Q., Nie, X., Chen, B., Xiao, Y., Zhou, Q., Liao, W., & Liang, X. (2018). Occurrence and elimination of antibiotic resistance genes in a long-term operation integrated surface flow constructed wetland. *Chemosphere*, 173, 99–106. <https://doi.org/10.1007/s13201-017-0604-7>
- Frazer-Williams, L., Avery, G., Winward, P., Jeffrey, C., Shirley-Smith, S., Liu, F., Memon, B., & Jefferson, B. (2008). Humedales artificiales para el reciclaje de aguas grises urbanas. *International Journal of Environment and Pollution*, 33, 93–109. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2008.01847>
- Gothwal, R., & Shashidhar, T. (2015). Antibiotic pollution in the environment: A review. *Clean- Soil, Air, Water*, 43, 479–489. <https://doi.org/10.1002/clen.201300989>
- Grünwald, G. Rullander, Charcoal Vertical Gardens as Treatment of Drainwater for Irrigation Reuse: A Performance Evaluation in Kibera Slum, Nairobi Swedish University of Applied Sciences, Uppsala, 2020. http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Niclas_Grunewald_Gabriella_Rullander.pdf.
- Guo, X., Chen, C., & Wang, J. (2019). Sorption of sulfamethoxazole onto six types of microplastics. *Chemosphere*, 228, 300–308. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.155>

- Guo, A., Zhou, Q., Bao, Y., Qian, F., & Zhou, X. (2022). Prochloraz alone or in combination with nano-CuO promotes the conjugative transfer of antibiotic resistance genes between *Escherichia coli* in pure water. *Journal of hazardous materials*, 424(Pt D), 127761. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127761>
- Hassoun-Kheir, N., Stabholz, Y., Kreft, J. U., de la Cruz, R., Romalde, J. L., Nesme, J., Sørensen, S. J., Smets, B. F., Graham, D., & Paul, M. (2020). Comparison of antibiotic-resistant bacteria and antibiotic resistance genes abundance in hospital and community wastewater: A systematic review. *The Science of the total environment*, 743, 140804. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140804>
- Hao, H., Cheng, G., Iqbal, Z., Ai, X., Hussain, H. I., Huang, L., Dai, M., Wang, Y., Liu, Z., & Yuan, Z. (2014). Benefits and risks of antimicrobial use in food-producing animals. *Frontiers in microbiology*, 5, 288. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00288>
- He, Z., Uchimiya, S. M., & Guo, M. (Eds.). (2016). Production and characterization of biochar from agricultural by-products: Overview and use of cotton biomass residues. En *Agricultural and Environmental Applications of Biochar: Advances and Barriers* (Soil Science Society of America, Inc.).
- Hossain, M., Bhuiyan, B., Pramanik, N., Sabzoi, G., & Griffin, P. (2020). Materiales de desecho para el tratamiento de aguas residuales y adsorbentes de desechos para aplicaciones de suplementos de cemento y biocombustibles: Una revisión crítica. *Journal of Cleaner Production*, 255, 120261. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120261>
- Hussain, A., Maitra, J., & Khan, K. A. (2017). Desarrollo de una mezcla de biocarbón y quitosano para la absorción de metales pesados a partir de aguas residuales industriales y sintéticas [Tesis de maestría]. *Applied Water Science*, 7, 4525–4537.
- Gupta, V. K., & Suhas. (2009). Application of low-cost adsorbents for dye removal--a review. *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2313–2342. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.017>
- Hutchings, M. I., Truman, A. W., & Wilkinson, B. (2019). Antibiotics: Past, present and future. *Current Opinion in Microbiology*, 51, 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.mib.2019.10.008>
- Ishak, Farah Amalina & Razak, Abdul & Krishnan, Santhana & Sulaiman, Haspina & Wahid, Zularisam & Nasrullah, Mohd. (2022). Biochar production techniques utilizing biomass waste-derived materials and environmental applications – A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*. 7. 100134. [10.1016/j.hazadv.2022.100134](https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100134). <https://doi.org/10.1002/clen.201300989>
- Jiang, J., Wang, H., Zhang, S., Li, S., Zeng, W., & Li, F. (2021). The influence of external resistance on the performance of microbial fuel cell and the removal of sulfamethoxazole wastewater. *Bioresource technology*, 336, 125308. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125308>

- Jianguang Liu, R. X., Chunyang, Z., Wuchang, S., Ni, Z., Xiangfeng, J., & Jia, H. W. (2013). Research on selected antibiotics removal from water through powder activated carbon adsorption. *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research*, 5, 578–582.
- Kovalakova, P., Cizmas, L., McDonald, T. J., Marsalek, B., Feng, M., & Sharma, V. K. (2020). Occurrence and toxicity of antibiotics in the aquatic environment: A review. *Chemosphere*, 251, 126351. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126351>
- Kumar, M., Jaiswal, S., Sodhi, K. K., Shree, P., Singh, D. K., Agrawal, P. K., & Shukla, P. (2019). Antibiotics bioremediation: Perspectives on its ecotoxicity and resistance. *Environment international*, 124, 448–461. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.065>
- Langbehn, R. K., Michels, C., & Soares, H. M. (2021). Antibiotics in wastewater: From its occurrence to the biological removal by environmentally conscious technologies. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 275, 116603. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116603>
- Laws, M., Shaaban, A., & Rahman, K. M. (2019). Antibiotic resistance breakers: current approaches and future directions. *FEMS microbiology reviews*, 43(5), 490–516. <https://doi.org/10.1093/femsre/fuz014>
- Leal, J., & Woywood, D. (2007). *Piscirickettsia* en Chile: Avances y perspectivas para su control. *Salmociencia*, 2, 34–42.
- Lee, J., Hawkins, B., Li, X., & Day, D. (2013). Fertilizante de biocarbón para la enmienda del suelo y biocombustibles y bioproductos avanzados de secuestro de carbono. In *Advances in Carbon Sequestration* (pp. 6). https://doi.org/10.1007/978-1-4614-3348-4_6
- Lei, H., Song, Y., Dong, M., Chen, G., Cao, Z., Wu, F., Chen, C., Zhang, C., Liu, C., Shi, Z., & Zhang, L. (2021). Metabolomics safety assessments of microcystin exposure via drinking water in rats. *Ecotoxicology and environmental safety*, 212, 111989. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111989>
- Li, J., Zhang, K., & Zhang, H. (2018). Adsorption of antibiotics on microplastics. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 237, 460–467. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.050>
- Li, J., Dong, T., Keerthisinghe, T. P., Chen, H., Li, M., Chu, W., Yang, J., Hu, Z., Snyder, S. A., Dong, W., & Fang, M. (2020). Long-term oxytetracycline exposure potentially alters brain thyroid hormone and serotonin homeostasis in zebrafish. *Journal of hazardous materials*, 399, 123061. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123061>
- Li Z, He H, Ding J, Zhang Z, Leng Y, Liao M, Xiong W. Effects of Three Antibiotics on Nitrogen-Cycling Bacteria in Sediment of Aquaculture Water. *Water*. 2024; 16(9):1256. <https://doi.org/10.3390/w16091256>
- Lin, Z., Yuan, T., Zhou, L., Cheng, S., Qu, X., Lu, P., & Feng, Q. (2021). Impact factors of the accumulation, migration and spread of antibiotic resistance in the environment. *Environmental geochemistry and health*, 43(5), 1741–1758. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00759-0>

- Long, S., Zhao, L., Chen, J., Kim, J., Huang, C. H., & Pavlostathis, S. G. (2021). Tetracycline inhibition and transformation in microbial fuel cell systems: Performance, transformation intermediates, and microbial community structure. *Bioresource technology*, 322, 124534. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124534>
- Lozano-Muñoz, I., Wacyk, J., Kretschmer, C., Vásquez-Martínez, Y., & Martin, M. C. (2021). Antimicrobial resistance in Chilean marine-farmed salmon: Improving food safety through One Health. *One health (Amsterdam, Netherlands)*, 12, 100219. <https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2021.100219>
- Luo, T., Wang, C., Pan, Z., Jin, C., Fu, Z., & Jin, Y. (2019). Maternal Polystyrene Microplastic Exposure during Gestation and Lactation Altered Metabolic Homeostasis in the Dams and Their F1 and F2 Offspring. *Environmental science & technology*, 53(18), 10978–10992. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03191>
- Lv, M., Zhang, D., Niu, X., Ma, J., Lin, Z., & Fu, M. (2022). Insights into the fate of antibiotics in constructed wetland systems: Removal performance and mechanisms. *Journal of environmental management*, 321, 116028. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116028>
- MacLauchlin, C., Schneider, S. E., Keedy, K., Fernandes, P., & Jamieson, B. D. (2018). Metabolism, Excretion, and Mass Balance of Solithromycin in Humans. *Antimicrobial agents and chemotherapy*, 62(5), e01474-17. <https://doi.org/10.1128/AAC.01474-17>
- Mandal, A., & Singh, N. (2017). Optimización de la eliminación de atrazina e imidacloprid del agua mediante biocarbón: diseño de sistemas de adsorción por lotes de una o varias etapas. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220, 637–645. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.02.010>
- Martins, C. I. M., Eding, E. H., Verdegem, M. C. J., Heinsbroek, L. T. N., Schneider, O., Blancheton, J. P., ... & Verreth, J. A. J. (2010). New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. *Aquacultural Engineering*, 43(3), 83–93. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2009.08.002>
- Martins, A. C., Pezoti, O., Cazetta, A. L., Bedin, K. C., Yamazaki, D. A. S., Bandoch, G. F. G., Almeida, V. C. (2015). Removal of tetracycline by NaOH-activated carbon produced from macadamia nut shells: Kinetic and equilibrium studies. *Chemical Engineering Journal*, 260, 291-299."
- McManus, P. S., Stockwell, V. O., Sundin, G. W., & Jones, A. L. (2002). Antibiotic resistance in plant pathogenic bacteria. *Annual Review of Phytopathology*, 40, 443–465.
- Miles, T., Rasmussen, E., & Gray, M. (2015). Eliminación de contaminantes acuosos y tratamiento de aguas pluviales utilizando biocarbón. En *Aplicaciones agrícolas y ambientales de Biocarbón: avances y barreras* (pp. 341–376). SSSA Special Publications. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub63.2014.0048.5>

- Mousavi, S., Mehralian, M., Khashij, M., & Parvaneh, S. (2017). Methylene blue removal from aqueous solutions by activated carbon prepared from *N. microphyllum* (AC-NM): RSM analysis, isotherms and kinetic studies. *Global Nest Journal*, 19, 697–705.
- Moussav Gholamrezai, Ahamd Alahabadi, Kamyar Yaghmaeian, Mahboube Eskandari, Preparation, characterization and adsorption potential of the NH₄Cl-induced activated carbon for the removal of amoxicillin antibiotic from water, *Chemical Engineering Journal*, Volume 217, 2013, Pages 119-128, ISSN 1385-8947 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.11.069>.
- Nariyan, E., Aghababaei, A., & Sillanpää, M. (2017). Removal of pharmaceuticals from water with an electrocoagulation process: Effect of various parameters and studies of isotherm and kinetic. *Separation and Purification Technology*, 188, 266–281.
- Nayeri, D., Mousavi, SA y Mehrabi, A. (2019). Eliminación de oxitetraciclina de soluciones acuosas utilizando carbón activado preparado a partir de tallos de maíz. *Journal of Applied Research in Water and Wastewater*, 6 (1), 67-72. doi: 10.22126/arww.2019.1136
- Patel, A. K., Katiyar, R., Chen, C. W., Singhanian, R. R., Awasthi, M. K., Bhatia, S., Bhaskar, T., & Dong, C. D. (2022). Antibiotic bioremediation by new generation biochar: Recent updates. *Bioresource technology*, 358, 127384. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127384>
- Peltzer, P. M., Lajmanovich, R. C., Attademo, A. M., Junges, C. M., Teglia, C. M., Martinuzzi, C., Curi, L., Culzoni, M. J., & Goicoechea, H. C. (2017). Ecotoxicity of veterinary enrofloxacin and ciprofloxacin antibiotics on anuran amphibian larvae. *Environmental toxicology and pharmacology*, 51, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.01.021>
- Petersen, B. D., Pereira, T. C. B., Altenhofen, S., Nabinger, D. D., Ferreira, P. M. A., Bogo, M. R., & Bonan, C. D. (2021). Antibiotic drugs alter zebrafish behavior. *Comparative biochemistry and physiology. Toxicology & pharmacology: CBP*, 242, 108936. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108936>
- Qian, M., Wang, J., Ji, X., Yang, H., Tang, B., Zhang, H., Yang, G., Bao, Z., & Jin, Y. (2021). Sub-chronic exposure to antibiotics doxycycline, oxytetracycline or florfenicol impacts gut barrier and induces gut microbiota dysbiosis in adult zebrafish (*Danio rerio*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 221, 112464. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112464>
- Ren, C. Y., Wu, E. L., Hartmann, E. M., & Zhao, H. P. (2021). Biological Mitigation of Antibiotic Resistance Gene Dissemination by Antioxidant-Producing Microorganisms in Activated Sludge Systems. *Environmental science & technology*, 55(23), 15831–15842. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04641>
- Rolland, L., Molle, P., Liénard, A., Bouteldja, F., & Grasmick, A. (2009). Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters. *Desalination*, 248, 998–1007. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.10.016>

- Sabri, N. A., Schmitt, H., van der Zaan, B. M., Gerritsen, H. W., Rijnaarts, H. H. M., & Langenhoff, A. A. M. (2021). Performance of full scale constructed wetlands in removing antibiotics and antibiotic resistance genes. *Science of the Total Environment*, 786, 147368.
- Shen, Y., Ryser, E. T., Li, H., & Zhang, W. (2021). Bacterial community assembly and antibiotic resistance genes in the lettuce-soil system upon antibiotic exposure. *The Science of the total environment*, 778, 146255. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146255>
- Schnappinger, D., & Hillen, W. (1996). Tetracyclines: antibiotic action, uptake, and resistance mechanisms. *Archives of microbiology*, 165(6), 359–369. <https://doi.org/10.1007/s002030050339>
- Steiner, C. (2016). Considerations in biochar characterization. En M. Guo, Z. He, & S. M. Uchimiya (Eds.), *Agricultural and Environmental Applications of Biochar: Advances and Barriers* (Soil Science Society of America, Inc.) <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub63.2014.0038.5>
- Sud, D., Mahajan, G., & Kaur, M. P. (2008). Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions - a review. *Bioresource Technology*, 99(14), 6017–6027. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.11.064>
- Sudsostenible. (2014). Diseño de los filtros de arena. *Sudsostenible*. <http://sudsostenible.com/disenio-de-los-filtros-de-arena/>
- Tasho, R. P., & Cho, J. Y. (2016). Veterinary antibiotics in animal waste, its distribution in soil and uptake by plants: A review. *The Science of the total environment*, 563-564, 366–376. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.140>
- Wang, Y., Lu, J., Engelstädter, J., Zhang, S., Ding, P., Mao, L., Yuan, Z., Bond, P. L., & Guo, J. (2020). Non-antibiotic pharmaceuticals enhance the transmission of exogenous antibiotic resistance genes through bacterial transformation. *The ISME journal*, 14(8), 2179–2196. <https://doi.org/10.1038/s41396-020-0679-2>
- Wang, F., Gao, J., Zhai, W., Cui, J., Liu, D., Zhou, Z., & Wang, P. (2021). Effects of antibiotic norfloxacin on the degradation and enantioselectivity of the herbicides in aquatic environment. *Ecotoxicology and environmental safety*, 208, 111717. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111717>
- Wang, W., Weng, Y., Luo, T., Wang, Q., Yang, G., & Jin, Y. (2023). Antimicrobial and the Resistances in the Environment: Ecological and Health Risks, Influencing Factors, and Mitigation Strategies. *Toxics*, 11(2), 185. <https://doi.org/10.3390/toxics11020185>
- Wei, R., Ge, F., Huang, S., Chen, M., & Wang, R. (2011). Occurrence of veterinary antibiotics in animal wastewater and surface water around farms in Jiangsu Province, China. *Chemosphere*, 82(10), 1408–1414. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.11.067>
- Xu, S., Liu, Y., Zhang, J., & Gao, B. (2021). Proteomic mechanisms for the combined stimulatory effects of glyphosate and antibiotic contaminants on *Microcystis aeruginosa*. *Chemosphere*, 267, 129244. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129244>

- Yang, C., Song, G., & Lim, W. (2020). A review of the toxicity in fish exposed to antibiotics. *Comparative biochemistry and physiology. Toxicology & pharmacology : CBP*, 237, 108840. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108840>
- Yao, S., Ye, J., Yang, Q., Hu, Y., Zhang, T., Jiang, L., Munezero, S., Lin, K., & Cui, C. (2021). Occurrence and removal of antibiotics, antibiotic resistance genes, and bacterial communities in hospital wastewater. *Environmental science and pollution research international*, 28(40), 57321–57333. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14735-3>
- Ye, S., Zeng, G., Wu, H., Liang, J., Zhang, C., Dai, J., Xiong, W., Song, B., Wu, S., & Yu, J. (2019). The effects of activated biochar addition on remediation efficiency of co-composting with contaminated wetland soil. *Resources, Conservation and Recycling*, 140, 278–285. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.004>
- Zhang, K., Wang, T., Chen, J., Guo, J., Luo, H., Chen, W., Mo, Y., Wei, Z., & Huang, X. (2022). The reduction and fate of antibiotic resistance genes (ARGs) and mobile genetic elements (MGEs) in microbial fuel cell (MFC) during treatment of livestock wastewater. *Journal of contaminant hydrology*, 247, 103981. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2022.103981>
- Zhang, Q. Q., Tian, G. M., & Jin, R. C. (2018). The occurrence, maintenance, and proliferation of antibiotic resistance genes (ARGs) in the environment: influencing factors, mechanisms, and elimination strategies. *Applied microbiology and biotechnology*, 102(19), 8261–8274. <https://doi.org/10.1007/s00253-018-9235-7>
- Zhao H & Lang Y (2018) Adsorption behaviors and mechanisms of florfenicol by magnetic functionalized biochar and reed biochar. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 88: 152-160.
- Zhou, L., Limbu, S. M., Shen, M., Zhai, W., Qiao, F., He, A., Du, Z. Y., & Zhang, M. (2018). Environmental concentrations of antibiotics impair zebrafish gut health. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)*, 235, 245–254. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.073>
- Zhou, C. S., Wu, J. W., Dong, L. L., Liu, B. F., Xing, D. F., Yang, S. S., Wu, X. K., Wang, Q., Fan, J. N., Feng, L. P., & Cao, G. L. (2020). Removal of antibiotic-resistant bacteria and antibiotic resistance genes in wastewater effluent by UV-activated persulfate. *Journal of hazardous materials*, 388, 122070. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122070>

ANEXOS

ANEXO 1. Absorbancias de las soluciones de antibiótico en biocarbón de madera comercial.

10 µg/mL AB			
tiempo	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3
0 min	0,2757	0,2879	0,2865
15 min	0,2044	0,2062	0,2044
30 min	0,2093	0,2158	0,2168
60 min	0,2144	0,2112	0,2129
2 horas	0,1833	0,182	0,1859
3 horas	0,1644	0,1655	0,1662
4 horas	0,1475	0,1516	0,1531
6 horas	0,1228	0,1268	0,1306
24 horas	0,0482	0,0462	0,0473

20 µg/mL AB			
tiempo	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3
0 min	0,6313	0,6307	0,6271
15 min	0,3877	0,4176	0,4126
30 min	0,428	0,4309	0,4484
60 min	0,4303	0,4241	0,4262
2 horas	0,3757	0,4124	0,4162
3 horas	0,3434	0,3822	0,3997
4 horas	0,3541	0,3574	0,3558
6 horas	0,3202	0,3289	0,3163
24 horas	0,2046	0,2022	0,2029

30 µg/mL AB			
tiempo	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3
0 min	1,0343	1,038	1,0194
15 min	0,574	0,6101	0,6142
30 min	0,6763	0,7009	0,7224
60 min	0,7637	0,7665	0,7441
2 horas	0,7113	0,7397	0,7399
3 horas	0,7015	0,72	0,7089
4 horas	0,6529	0,686	0,6536
6 horas	0,6251	0,6052	0,6276
24 horas	0,4664	0,4512	0,4778

40 µg/mL AB			
tiempo	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3
0 min	1,4394	1,4951	1,4468
15 min	0,6812	0,774	0,6092
30 min	0,7125	0,8588	0,693
60 min	0,9537	0,9351	0,8421
2 horas	0,8658	0,9387	0,8286
3 horas	0,8895	0,8079	0,8352
4 horas	0,8652	0,8555	0,8062
6 horas	0,7624	0,8267	0,7114
24 horas	0,4716	0,588	0,4669

50 µg/mL AB			
tiempo	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3
0 min	2,0432	2,0012	1,9804
15 min	1,0317	1,0452	1,0623
30 min	1,2254	1,2258	1,2236
60 min	1,2805	1,2721	1,2929
2 horas	1,2851	1,2845	1,2684
3 horas	1,16	1,2496	1,2655
4 horas	1,2256	1,1941	1,2256
6 horas	1,1785	1,1531	1,1577
24 horas	0,9472	0,986	0,9412

ANEXO 2. Concentraciones de antibiótico en el tiempo de contacto con BC.

10 µg/mL AB					
Tiempo (h)	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3	Promedio	Desviación estándar
0	10,02898551	10,3236715	10,28985507	10,21417069	0,1316714402
1	8,548309179	8,471014493	8,512077295	8,510466989	0,03157596063
2	7,797101449	7,765700483	7,859903382	7,807568438	0,03916388569
3	7,34057971	7,367149758	7,384057971	7,363929147	0,0178954193
4	6,93236715	7,031400966	7,06763285	7,010466989	0,05717153132
6	6,335748792	6,43236715	6,524154589	6,430756844	0,07692477238
24	4,533816425	4,485507246	4,512077295	4,510466989	0,01975498252

20 µg/mL AB					
Tiempo (h)	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3	Promedio	Desviación estándar
0	18,61835749	18,60386473	18,51690821	18,57971014	0,04480008935
1	13,76328502	13,61352657	13,66425121	13,68035427	0,06218992437
2	12,44444444	13,33091787	13,42270531	13,06602254	0,4411165637
3	11,66425121	12,60144928	13,02415459	12,42995169	0,5682680518
4	11,92270531	12,00241546	11,96376812	11,96296296	0,03254651036
6	11,10386473	11,31400966	11,00966184	11,14251208	0,1272192665
24	8,311594203	8,253623188	8,270531401	8,278582931	0,02434173343

30 µg/mL AB					
Tiempo (h)	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3	Promedio	Desviación estándar
0	28,352657	28,44202899	27,99275362	28,26247987	0,1941838036
1	21,81642512	21,88405797	21,34299517	21,68115942	0,2407070781
2	20,55072464	21,23671498	21,24154589	21,00966184	0,3245235978
3	20,31400966	20,76086957	20,49275362	20,52254428	0,1836419631
4	19,14009662	19,93961353	19,15700483	19,41223833	0,3729744621
6	18,46859903	17,98792271	18,52898551	18,32850242	0,2420847452
24	14,6352657	14,26811594	14,91062802	14,60466989	0,263195137

40 µg/mL AB					
Tiempo (h)	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3	Promedio	Desviación estándar
0	38,13768116	39,48309179	38,31642512	38,64573269	0,5965819561
1	26,4057971	25,95652174	23,71014493	25,35748792	1,179199247
2	24,2826087	26,04347826	23,38405797	24,57004831	1,104564837
3	24,85507246	22,88405797	23,54347826	23,76086957	0,8192145698
4	24,26811594	24,03381643	22,84299517	23,71497585	0,6239587544
6	21,78502415	23,33816425	20,5531401	21,8921095	1,139499989
24	14,76086957	17,57246377	14,647343	15,66022544	1,352950758

50 µg/mL AB					
Tiempo (h)	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3	Promedio	Desviación estándar
0	52,72222222	51,70772947	51,20531401	51,8784219	0,6309276562
1	34,29951691	34,09661836	34,59903382	34,33172303	0,2063706196
2	34,41062802	34,39613527	34,00724638	34,27133655	0,1868336626
3	31,38888889	33,5531401	33,93719807	32,95974235	1,12177258
4	32,97342995	32,21256039	32,97342995	32,71980676	0,3586773528
6	31,83574879	31,22222222	31,33333333	31,46376812	0,2669127666
24	26,24879227	27,18599034	26,10386473	26,51288245	0,4796225404

ANEXO 3. Eficiencias de remoción de antibiótico por BC en diferentes concentraciones.

10 µg/mL AB					
Tiempo (h)	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3	Promedio	Desviación estándar
1	22,23431266	26,64119486	25,68935428	24,85495393	1,893378045
2	33,51468988	36,78360542	35,11343805	35,13724445	1,334635345
3	40,36996736	42,51476207	41,9895288	41,62475274	0,9128096806
4	46,49981864	47,34282737	46,56195462	46,80153355	0,3835922082
6	55,45883206	55,95692949	54,41535777	55,27703977	0,6423380067
24	82,51722887	83,95276138	83,4904014	83,32013055	0,5982934138

20 µg/mL AB					
Tiempo (h)	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3	Promedio	Desviación estándar
1	31,83906225	32,75725384	32,03635784	32,21089131	0,3946436369
2	40,48788215	34,6123355	33,63099984	36,24373916	3,027685274
3	45,60430857	39,40066593	36,26215915	40,42237788	3,881740199
4	43,90939332	43,33280482	43,26263754	43,50161189	0,2897644208
6	49,27926501	47,85159347	49,56147345	48,89744398	0,7484485572
24	67,59068589	67,9403837	67,64471376	67,72526112	0,153705449

30 µg/mL AB					
Tiempo (h)	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3	Promedio	Desviación estándar
1	26,16262206	26,15606936	27,00608201	26,44159115	0,3991642818
2	31,22885043	28,73795761	27,41808907	29,12829904	1,58003172
3	32,17635116	30,63583815	30,45909358	31,09042763	0,7712466478
4	36,87518128	33,91136802	35,88385325	35,55680085	1,231873836
6	39,56298946	41,6955684	38,43437316	39,89764367	1,352243489
24	54,90670018	56,53179191	53,12929174	54,85592794	1,389528748

40 µg/mL AB					
Tiempo (h)	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3	Promedio	Desviación estándar
1	33,74322634	37,45568858	41,79568703	37,66486732	3,290729159
2	39,84993747	37,21490201	42,72878076	39,93120675	2,25176497
3	38,20341809	45,9634807	42,2726016	42,14650013	3,169286894
4	39,89162151	42,77974717	44,27702516	42,31613128	1,820100009
6	47,03348617	44,70603973	50,82941664	47,52298085	2,523706267
24	67,23634848	60,67152699	67,72878076	65,21221874	3,217041455

50 µg/mL AB					
Tiempo (h)	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3	Promedio	Desviación estándar
1	37,32870008	36,43314012	34,71520905	36,15901641	1,084417415
2	37,10356304	35,81351189	35,95233286	36,2898026	0,5781997097
3	43,22631167	37,55746552	36,09876793	38,96084837	3,074365248
4	40,01566171	40,33080152	38,11351242	39,48665855	0,9794474602
6	42,32086922	42,37957226	41,5421127	42,0808514	0,3816988728
24	53,64134691	50,72956226	52,47424763	52,28171893	1,196501268

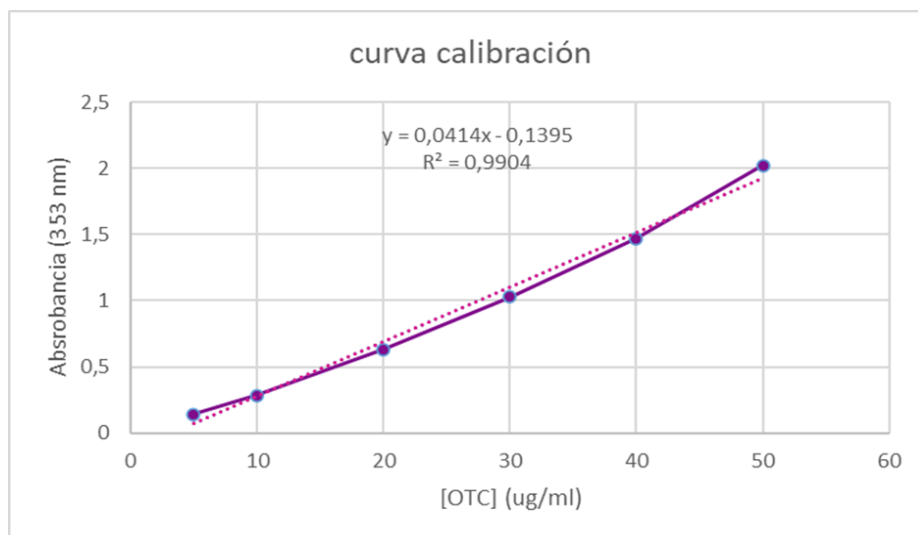
ANEXO 4. Absorbancias de las muestras tomadas después de la filtración de agua destilada con AB en la columna de biocarbón de madera comercial.

L= 2,5 cm			
Control	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3
0,2073	0,0177	0,0185	0,0167
L= 5 cm			
Control	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3
0,3368	0,0155	0,0145	0,0147
L= 7,5 cm			
Control	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 3
0,3901	0,0162	0,0113	0,0087

ANEXO 5. Eficiencias medias de remoción de AB por filtro de BC.

Filtros	Eficiencia de remoción de AB (%)	Desviación estándar
2,5 cm	91,49380929	0,355213411
5 cm	95,61559778	0,155859222
7,5 cm	96,90677604	0,797099129

ANEXO 6. Curva de calibrado de AB a 353 nm.



ANEXO 7. Análisis de varianza de dos factores con varias muestras por grupo: eficiencia de adsorción de OTC por BC en diferentes tiempos

RESUM EN	T1	T2	T3	T4	T6	T24	Total
10 ug/ml R1							
Cuenta	3	3	3	3	3	3	18
Suma	74,56486 18	105,411 733	124,874 258	140,404 601	165,8311 19	249,960 392	861,046 965
Promedio	24,85495 39	35,1372 444	41,6247 527	46,8015 335	55,27703 98	83,3201 305	47,8359 425
Varianza	5,377320 63	2,67187 726	1,24983 227	0,22071 447	0,618897 17	0,53693 251	361,878 746

20 ug/ml
R1

Cuenta	3	3	3	3	3	3	18
--------	---	---	---	---	---	---	----

Suma	96,63267 39	108,731 217	121,267 134	130,504 836	146,6923 32	203,175 783	807,003 976
------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------

Promedio	32,21089 13	36,2437 392	40,4223 779	43,5016 119	48,89744 4	67,7252 611	44,8335 542
----------	----------------	----------------	----------------	----------------	---------------	----------------	----------------

Varianza	0,233615 4	13,7503 172	22,6018 605	0,12594 513	0,840262 86	0,03543 805	144,697 558
----------	---------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------

30 ug/ml
R1

Cuenta	3	3	3	3	3	3	18
--------	---	---	---	---	---	---	----

Suma	79,32477 34	87,3848 971	93,2712 829	106,670 403	119,6929 31	164,567 784	650,912 071
------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------

Promedio	26,44159 11	29,1282 99	31,0904 276	35,5568 008	39,89764 37	54,8559 279	36,1617 817
----------	----------------	---------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------

Varianza	0,238998 19	3,74475 035	0,89223 209	2,27626 972	2,742843 68	2,89618 521	95,6456 302
----------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------	----------------

40 ug/ml
R1

Cuenta	3	3	3	3	3	3	18
Suma	112,994602	119,79362	126,4395	126,948394	142,568943	195,636656	824,381715
Promedio	37,6648673	39,9312067	42,1465001	42,3161313	47,5229808	65,2122187	45,7989842
Varianza	16,2433476	7,60566822	15,0665691	4,96914607	9,55363998	15,5240336	97,3917089

50 ug/ml
R1

Cuenta	3	3	3	3	3	3	18
Suma	108,477049	108,869408	116,882545	118,459976	126,242554	156,845157	735,776689
Promedio	36,1590164	36,2898026	38,9608484	39,4866585	42,0808514	52,2817189	40,8764827

Varianza	1,763941	0,50147	14,1775	1,43897	0,218541	2,14742	34,2215
	69	236	825	599	04	293	171

Total

Cuenta	15	15	15	15	15	15
--------	----	----	----	----	----	----

Suma	471,9939	530,190	582,734	622,988	701,0278	970,185
	6	876	72	208	79	772

Promedio	31,46626	35,3460	38,8489	41,5325	46,73519	64,6790
	4	584	814	472	19	515

Varianza	31,25585	17,2014	25,1258	16,7505	33,42646	133,143
	4	845	217	734	82	095

ANÁLISIS DE VARIANZA

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Muestra	1544,43186	4	386,107966	77,0855969	5,9408E-23	2,5252151
Tiempo	10422,9834	5	2084,59669	416,185093	3,3665E-45	2,36827024
Interacción	1751,68502	20	87,5842509	17,4860009	5,0028E-18	1,74798413
Error	300,529267	60	5,00882112			
Total	14019,6296	89				