

## REMOCIÓN DE FLORFENICOL MEDIANTE LA BIOMASA NO VIVA DE SCENEDESMUS OBLIQUUS.

*Removal of florfenicol through the non-living biomass of Scenedesmus obliquus.*

*Remoção de florfenicol a través da biomassa não viva de Scenedesmus*

**Rafael Wadnipar Cano<sup>1</sup>**

Institución Educativa Distrital Gabriel García Márquez

Rafaelwadnipar75@gmail.com

No. ORCID 0009-0009-7160-0517

Colombia

**Recepción:** 13.04.2024

**Aceptación:** 10.10.2024

### Cómo citar

Wadnipar Cano, R (2024) Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de scenedesmus obliquus.. Revista NeoScientia, 1 (2). Iniciación Científica. URL: <https://iniciacioncientifica.com/editorial/index.php/neoscientia/index>

---

<sup>1</sup> Magister en ciencias ambientales – Universidad del Atlántico. Licenciatura en biología y química – Universidad del Atlántico. Docente de ciencias naturales.

### Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de *scenedesmus obliquus*

#### Resumen

El uso de los antibióticos en población humana y sus usos veterinarios han generado un grave problema ambiental de proporciones mundiales (Awad et al., 2014).. Como es el caso del florfenicol utilizado frecuentemente para la prevención de enfermedades respiratorias en el ganado porcino (Ciprián et al., 2012).. En este trabajo se planteó un estudio experimental de la remoción del antibiótico florfenicol en metanol, mediante la biomasa no viva y residual de la microalga *Scenedesmus obliquus*. Su capacidad adsorptiva mostró un perfil temporal que se ajustó todos los modelos cinéticos ( $R^2=0.96$ ). Esto reveló la coexistencia de los procesos de fisisorción y quimisorción. El último mostró interacción entre los adsorbatos. La isoterma de adsorción reveló adsorción en monocapa con sitios homogéneos debido al mejor ajuste a la isoterma de Langmuir ( $R^2=0.96$ ). La capacidad de adsorción máxima fue 16.4 mg/g. La comparación de las propiedades de adsorción en la biomasa no viva permitió evaluar la factibilidad del uso de la biomasa como adsorbente para la eliminación de esta clase de contaminantes emergentes.

#### Palabras clave

Contaminación, efluentes, contaminante emergente, biorremediación, antibióticos.

#### Abstract

The use of antibiotics in the human population and their veterinary uses have generated a serious environmental problem of global proportions (Awad et al., 2014). As is the case of florfenicol, frequently used for the prevention of respiratory diseases in pigs (Ciprián et al., 2012).. In this work, an experimental study of the removal of the antibiotic florfenicol in methanol was proposed, using the non-living and residual biomass of the microalgae *Scenedesmus obliquus*. Its adsorptive capacity showed a temporal profile that fit all kinetic models ( $R^2=0.96$ ). This revealed the coexistence of physisorption and chemisorption processes. The last one showed interaction between the adsorbates. The adsorption isotherm revealed monolayer adsorption with homogeneous sites due to the best fit to the Langmuir isotherm ( $R^2=0.96$ ). The maximum adsorption capacity was 16.4 mg/g. The comparison of the adsorption properties in non-living biomass allowed evaluating the feasibility of using biomass as an adsorbent for the elimination of this class of emerging contaminants.

#### Keywords

Pollution, effluents, emerging contaminant, bioremediation, antibiotics.

## INTRODUCCIÓN

El incremento en la población y su alta necesidad de consumo ha traído un aumento en la concentración de nuevos agentes químicos en aguas residuales. Estas sustancias son denominadas “Contaminantes Emergentes” (CE) y se destacan por su diversidad y composición química generalmente compleja (Richardson & Kimura, 2020). Los fármacos, productos de belleza y sustancias ilegales forman parte de esta larga lista (Peña-Guzmán et al., 2019).

Los antibióticos, son una familia de los fármacos muy exitosa en la industria, por lo que ha permitido mejorar la calidad de la salud humana, al igual que en animales y plantas, lo que ha conllevado a promover la expansión y crecimiento en la producción de crías y cultivos, llevando al riesgo de la acumulación y contaminación por parte de ellos (Martínez, 2009). La necesidad en el aumento de la producción de alimentos (animales y vegetales), ha provocado el uso indiscriminado en algunas ocasiones de diversos antibióticos. En el caso del ganado (bovino, caprino porcino, etc), estos salen al medio a través de la orina y excretas, llegando a los efluentes de las granjas durante la limpieza de corrales (Kuppusamy et al., 2018), representando un riesgo de contaminación por acumulación (Martínez, 2009). En muchos cuerpos de agua se han encontrado antibióticos, entre ellos: los betalactámicos (Trivedi, 2013), tetraciclinas (Javid et al., 2016), sulfamidas (Cheng et al., 2020), aminoglusidos (Qiu et al., 2020), cefalosporinas (Ribeiro et al., 2018), quinolonas (Biswal & Balasubramanian, 2022), carbapenem (Mills & Lee, 2019), macrólidos (X. Song et al., 2018), entre otros.

Para la prevención de enfermedades mortales en el caso del ganado porcino producidas por bacterias como es el caso de la neumonía enzoótica, rinitis atrófica, enfermedad de Glasser, neumonía por tuberculosis o neumonía por Salmonella, se han empleado diversos tipos de antibióticos, principalmente de la familia del cloranfenicol, como es el Florfenicol (Vandael et al., 2020). El mismo es un antibiótico de amplio espectro de uso veterinario que es eficaz contra bacterias Gram-positivas y Gram-negativas, (P. Li et al., 2020). Ruichen Wei encontró florfenicol en efluentes de aguas en sistemas productivos de animales en un porcentaje del 42% y una concentración de 2,84  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Wei et al., 2012). Estos niveles representan alta toxicidad debido al metabolismo incompleto de los animales, por lo que resulta imperativo su remoción de los sistemas acuáticos (Freitas et al., 2018) (Guilhermino et al., 2018). Para solucionar esta problemática se han realizado procesos de remediación tales como la fotocatálisis (Karim Dizani et al., 2021), por proceso UV/Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> (Sadeghi et al., 2018), por membrana catalítica electro-fenton (Jiang et al., 2020), los cuales han tenido muy buenos resultados, pero a altos costos económicos lo que lo vuelve inalcanzable para algunos productores. Lo que conlleva a buscar y sugerir otros procesos más económicos y accesibles a los pequeños y medianos poricultores.

### Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de *scenedesmus obliquus*

Los procesos de biorremediación son una alternativa eficaz y económica para minimizar las consecuencias de la contaminación de los cuerpos de agua, entre ellos, los antibióticos (Cheng et al., 2020). Las microalgas y su biomasa se han utilizado eficientemente para la eliminación de los contaminantes en lagunas de oxidación y sistemas de filtros (Ummalyma et al., 2018). La microalga *Chlorella* sp., removió 97% de florfenicol, a una concentración inicial de  $46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (C. Song et al., 2019a), pero a medida que aumenta la concentración del antibiótico disminuyó su capacidad de remoción.

Por otro lado, microalgas comunes en nuestros cuerpos de agua como es el caso de la *Scenedesmus obliquus* se ha utilizado en concentraciones de hasta  $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  en antibióticos como la carbamazepina, presentando gran capacidad de remoción (Larsen et al., 2019). Otros trabajos que demuestran capacidad de remoción de la *Scenedesmus obliquus*, pueden observarse como los utilizados para remover sulfametazina y sulfametoxazol, los cuales fueron removidos hasta un 62,3% de ellos en aguas contaminadas en concentraciones hasta  $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  (J.-Q. Xiong et al., 2019).

De acuerdo con lo anteriormente expuesto, y viendo el alto crecimiento de la producción porcícola en el departamento del Atlántico y en especial por tradición el municipio de Baranoa se crea una expectativa del resultado del uso la biomasa de esta especie de microalga para la remoción de florfenicol, dado a su alta tasa de presencia en los diversos cuerpos de agua, al igual que otros antibióticos (Serna-Galvis et al., 2021) producto al uso agroindustrial, siendo esto un problema colateral (Maryjoseph & Ketheesan, 2020). Basado en lo anterior la obtención de la biomasa de la *S. Obliquus* es fácil obtenerla en nuestros cuerpos de agua bajos costos lo que permitiría remover grandes cantidades de contaminantes emergentes (antibióticos) de nuestros recursos hídricos, disminuyendo así los niveles de contaminación por contaminantes emergentes, porque en la actualidad el proceso de remediación de nuestros cuerpos de agua por medio de procesos industrializados como una PTAR, son muy altos (Gutiérrez Muñoz J, 2021), lo que sería inviable para nuestros ganaderos.

## MÉTODO

### Cultivo de la microalga *Scenedesmus obliquus* y obtención de biomasa.

El laboratorio de alimentos vivos de la Universidad de Córdoba donó las cepas de *Scenedesmus obliquus*. El medio de cultivo fue una solución nutritiva obtenida a partir de la metodología F/2 de Guillar y Rither (Rodríguez Moreira & Villarreal Lozada, 2020), enriquecida y estéril. La temperatura se mantuvo en  $25 \pm 3 \text{ }^\circ\text{C}$  durante 45 días con agitación y aireación constantes ( $2.5 \text{ L/min}$ , Power Life), una intensidad lumínica de  $18 \pm 5 \mu\text{mol/m}^2\text{s}$  (lámparas led Ingeolux) y fotoperiodos (12h luz/12h oscuridad) (Soares et al., 2018). Se desarrollaron monocultivo cerrado y estático a un volumen inicial de 10 ml en tubos de

ensayo tapa rosca con 1 ml de solución madre y 9 ml de medio de cultivo. Pasado 15 días se llevó a 250 ml con medio de cultivo. 15 días después se agregó medio de cultivo hasta completar 1 galón. A través de observaciones periódicas (cada seis horas), en microscopio binocular (Labomed LX400) con objetivos de 10x, 40x, 100x. Se realizó un seguimiento diario por 30 días con el objetivo de 40X y una cámara de Neubauer (Boeco Deep 1/10 mm) y aplicando la metodología de Ramírez y col (Carvalho et al., 2021) para graficar la curva de crecimiento y aplicando la metodología pertinente (Ramírez S et al., 2017) (Giraldo-Zuluaga et al., 2018), para la obtención de los niveles de crecimiento exponencial de la microalga en estudio como se observa en la figura 9.

### Obtención de la biomasa no viva de *Scenedesmus obliquus*.

Después de los 30 días, el sistema de aireación e iluminación se apagaron, tres días después, los cultivos se centrifugaron (Hettich Rotofix 32 A, 3500 rpm durante 10 minutos). La biomasa se lavó varias veces con agua destilada y se secó en un horno de calentamiento (Estufa de secado BINDER BD115) a 50 - 60 °C durante 24 horas. Posteriormente se procedió a realizarle lavado con metanol puro (Emerson Labs 95%), para remover lípidos, finalmente, se secó nuevamente en el horno y lo producido se pulverizó y almacenó para realizar los experimentos (Hosseinizand et al., 2018).

Posteriormente se caracterizó la biomasa por un estudio de la morfología de la superficie y el espectro infrarrojo. El estudio de la morfología de la superficie de la biomasa se llevó a cabo mediante Microscopía Electrónica de Barrido (SEM, QUANTA FEG 650). Parte de la muestra se esparció sobre un stub metálico con una película delgada de Au/Pd y adhirió con cinta de carbono. Para el análisis químico se utilizó un Detector EDAX APOLO X, resolución de 126.1 eV (en. Mn K $\alpha$ ) para realizar análisis EDS (*Energy-Dispersive Spectroscopy*) y la información semicuantitativa de los elementos químicos se adquirió con el software EDX Genesis. Las micrografías fueron generadas por electrones secundarios (SE), con un aumento de 2000, un voltaje de aceleración de 25 kV y una distancia de trabajo (WD) de 15 mm. (Hossain et al., 2019). El análisis de los grupos funcionales presentes se llevó a cabo con un espectrómetro FTIR (Shimadzu, IRSpirit). Adicionalmente, se tomó un espectro después de la remoción de FF para interpretar los grupos funcionales afectados en el proceso de adsorción.

### Curvas de calibración

La determinación de la concentración se llevó a cabo mediante UV-Visible (Espectrofotómetro UV-Visible Shimadzu UV 1280). Las curvas de calibración de florfenicol (Florfenicol 99,6% de pureza) se construyeron a las concentraciones de 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55 mg/L respectivamente. El solvente utilizado fue metanol (Emerson Labs 95%). El efecto de la matriz se consideró mediante el algoritmo MCR-ALS (acrónimo de *Multivariate Curve Resolution – Alternating Least Squares*) (de Juan & Tauler,

Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de *scenedesmus obliquus*

2021). Este algoritmo está codificado en MATLAB en mcr-als toolbox 2.0 (Multivariate Curve Resolution Homepage, 2021).

### Condiciones máximas de remoción

La evaluación del efecto de concentración del contaminante y cantidad de la microalga se llevó a cabo mediante el análisis de la superficie de respuesta, es decir, la remoción de Florfenicol. Para la concentración inicial de FF y la dosis de biomasa se consideraron 5 niveles,  $C_0$ : 200, 100, 75, 50 y 25 mg/L y la dosis de adsorbente  $m_d$ : 0,5, 1,0, 1,5, 2,0 y 2,5 mg/L. Se diseñó una cuadrícula de experimentos considerando todas las combinaciones de  $C_0$  y  $m_d$ .

Para cada experimento, se mezclaron 10 ml de solución en metanol de FF y la cantidad de biomasa dada por el cuadro de experimentos. Estas mezclas se agitaron (Agitador Orbital Digital, 200 rpm, 6 h) y se centrifugaron a 3500 rpm. Se midió la absorbancia del sobrenadante después de filtrado (Filtros de jeringa Whatman™ Uniflo, 0,45µm).

La remoción de florfenicol(%R) se calculó a partir de la concentración inicial de FF ( $C_0$ , mg/L) y la concentración después de las 6 horas ( $C_f$ , mg/L):

$$\%R = \frac{C_0 - C_f}{C_0} \times 100 \quad (1)$$

Ambas concentraciones se obtuvieron a partir de los espectros de absorción UV-Visible y el método MCR-ALS descrito en la sección anterior.

### Cinética de adsorción

Se preparó una solución de 10 mL de FF cuya concentración inicial es igual a aquella donde se obtuvo máxima remoción (sección 3.4). A esta solución se le agregó la cantidad de biomasa donde hubo máxima remoción. Se midieron los espectros UV-Visible a los tiempos: 1, 15, 30, 60, 120, 180, 240, 300, y 360 min. Con estos espectros se calculó la concentración al tiempo  $t$  ( $C_t$ , mg/L). Posteriormente se calculó la capacidad de adsorción ( $q_t$ , mg/g):

$$q_t = C_0 - C_f \times \frac{V}{m} \quad (2)$$

donde  $V$ (L) y  $m$ (mg) son el volumen de solución y  $m$  la cantidad de biomasa añadida. Estos datos se ajustaron a los modelos cinéticos de pseudo-primer orden (Ec. 3), pseudo-segundo orden (Ec. 4), elovich (Ec. 5) y difusión intrapartícula (Ec. 6):

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad (3)$$

$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t} \quad (4)$$

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(1 + \alpha \beta t) \quad (5)$$

$$q_t = k_p t^{1/2} + C \quad (6)$$

Aquí,  $q_e$  (mg/g) es la capacidad de adsorción en equilibrio.  $k_1$  ( $\text{min}^{-1}$ ) y  $k_2$  ( $\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}$ ) son las constantes de velocidad de pseudo-primer y pseudo-segundo orden. En la ecuación de Elovich,  $\alpha$  ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$ ) es la constante de velocidad inicial, y  $\beta$  ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) es la constante de desorción. Para el modelo de difusión intrapartícula,  $K_p$  es la constante de velocidad, y  $C$  es una constante proporcional al alcance del grosor de la capa. (C. Song et al., 2019b)

### Equilibrio de adsorción

Los experimentos se realizaron con la cantidad de biomasa donde se obtuvo la máxima eliminación (Sección 4). El tiempo de contacto se determinó mediante estudios cinéticos (sección 5). 10 ml de solución de FF se agitaron a 150 rpm con la biomasa manteniendo una Temperatura de 25 °C. Se tomaron los espectros UV-Visible y se determinó la concentración mediante la metodología mencionada anteriormente. Los resultados de  $q_e$  y  $C_e$  se ajustaron a las isothermas de Langmuir (Ec. 7) y Freundlich (Ec. 8):

$$q_e = q_m \frac{K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (7)$$

$$q_e = K_F C_e^{\frac{1}{n}} \quad (8)$$

donde  $K_F$  (L/g) y  $K_L$  (L/g) son las constantes de equilibrio de Freundlich y Langmuir.  $C_e$  (mg/L) y  $q_e$  (mg/g) son las concentración y capacidad de adsorción en equilibrio.  $1/n$  en la isoterma de Freundlich (Ec. 8) es una constante relacionada con la afinidad adsorbente-adsorbato. En la Ec. 7,  $q_m$  es la capacidad de adsorción máxima (Mallek-Ayadi et al., 2020).

## RESULTADOS

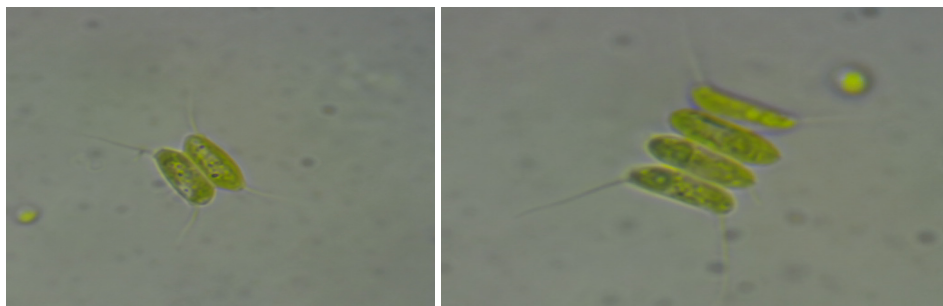
### Crecimiento de microalgas

La morfología de *Scenedesmus obliquus* viva mostró las características fusiformes elípticas reportadas por Knoshaug, Nagn (Knoshaug et al., 2020), ver Figura 1.

Figura 1.

Fotografía de la microalga viva *Scenedesmus Obliquus*.

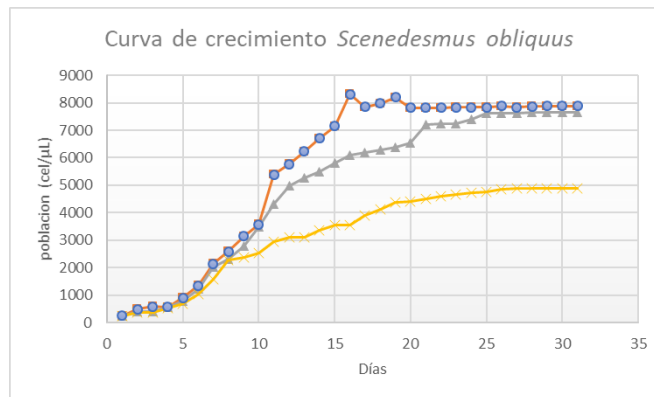
Nota: Imágenes tomadas de las muestras cultivadas en microscopio óptico a 100X



Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de *Scenedesmus obliquus*

La Figura 2 muestra la curva de crecimiento *Scenedesmus obliquus*. El comportamiento revela que la fase exponencial se mantuvo hasta el día 15 con una población máxima de entre 3558 y 8310 cel/ $\mu$ L. Luego del día 20 se estabilizó la población. Basado en las referencias bibliográficas se encontró que la fase exponencial llega hasta los 7 días (Ajala & Alexander, 2020) o 5 días (Lin et al., 2020), sin embargo, estos cultivos utilizaron biorreactores optimizados con el control de muchas otras variables. Por el contrario, en los cultivos aquí presentado solamente se controló luz y temperatura.

Figura 2.  
Curva de crecimiento de *Scenedesmus obliquus*

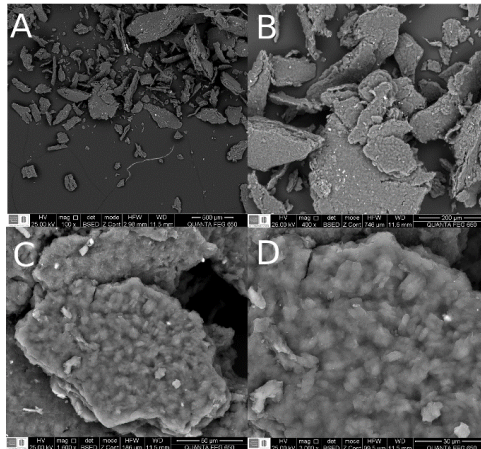


Nota: Curva de crecimiento de tres grupos de microalgas en estudio.

### Caracterización de la Biomasa

Las fotografías de la biomasa no viva de *Scenedesmus obliquus* se muestra en la Figura 10. A partir de estas imágenes es posible inferir que la biomasa tiende a formar láminas (Figura 10A y 10B), y se confirma con el reporte de Zhou y col (X. Zhou et al., 2019). La aproximación a 30X y 50X (Figura 10C y 10D) revela que, a pesar de la destrucción de su pared celular, las microalgas conservan su forma elipsoidal (Silva et al., 2020) y se aglomeran.

Figura 3.  
Microscopía electrónica de barrido.



Nota: Imágenes de microscopía electrónica de barrido de la biomasa no viva de *Scenedesmus Obliquus*. Fuente: propia.

La discusión de los grupos funcionales presentes en la biomasa se discutirá en la sección de equilibrios de adsorción para comparar los cambios espectrales ocurridos luego de la remoción.

### Calibración y condiciones de remoción máxima

El método utilizado fue MCR-ALS consistió en el ajuste de los datos espectrales a un modelo bilineal:

$$D = CS^t + E \quad (9)$$

En donde la matriz de espectros experimental (D) se descompuso en la matriz de perfil de concentración (C) y los componentes puros de la matriz de espectros (S). El superíndice significa la transposición de la matriz (t) y E, los residuos. El número de componentes determinó el número de filas ( $S^t$ ) y columnas (C). (de Juan & Tauler, 2021).

En este trabajo la convergencia se alcanzó después de 13 interacciones y una desviación estándar para los residuos de 0.026. El error de ajuste con respecto al análisis de componentes principales y debido a la varianza explicada de los datos originales fueron 3.83 y 4.22 %, respectivamente. Estos valores sugieren que los valores de concentración y espectro separados son capaces de recuperar más del 95% de la información original. El modelo obtenido explica el 99.82% de la varianza de los datos originales. Adicionalmente, la curva de calibración de FF utilizada para realizar la calibración multivariable tuvo un valor de coeficiente de correlación (r) de 0.99981.

La Tabla 1 muestra los resultados de remoción de FF considerando las diferentes condiciones. De acuerdo con estos resultados, la mayor remoción se obtuvo a una concentración inicial de 25 mg/L de FF y una dosis de biomasa equivalente a 2,5 g/L. Con nanotubo de carbonos la concentración inicial para la máxima remoción se encontró fue de

Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de *scenedesmus obliquus*

0.20 mg/L (Zheng et al., 2020), mientras que con un biochar poroso estructurado se encontró a los 40 mg/L (H. Liu et al., 2019). Este comportamiento evidencia que las estructuras ricas en compuestos aromáticos generan mayores sitios de interacción.

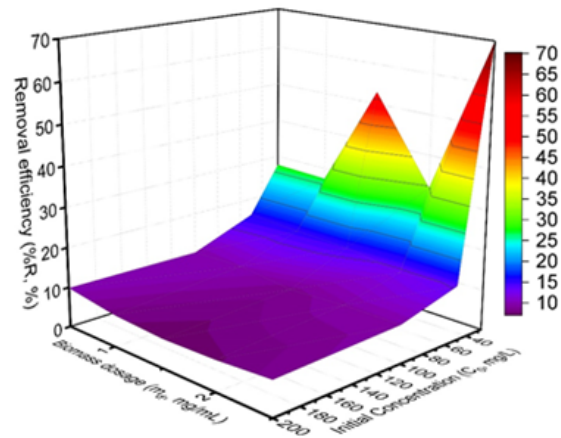
Tabla 1.  
Condiciones de Máxima Remoción

$m_d$	$C_0$	%R
0.5	200	9.863376972865
0.5	100	9.528206248101
0.5	50	15.546351109386
0.5	25	27.652486753943
1	200	7.893487854730
1	100	10.094389964623
1	50	15.014446679799
1	25	27.242127876550
1.5	200	7.100839273264
1.5	100	8.582951082408
1.5	50	14.560307100854
1.5	25	53.014679333002
2	200	7.515118686496
2	100	9.325584691017
2	50	12.490748009040
2	25	31.879998791861
2.5	200	8.533739789059
2.5	100	9.462219560552
2.5	50	13.590270812898
2.5	25	70.061621828231

Nota: Cuadrícula de experimentos para evaluar las condiciones de máxima remoción. Fuente: Construcción del autor

La Figura 4 muestra la superficie de respuesta generada por los diferentes experimentos. El comportamiento revela que a medida que disminuye la concentración inicial de FF, y aumenta la dosis de biomasa, la eficiencia de remoción es mayor. Este comportamiento se ha observado en la remoción de FF con cepas de biomasa viva de *Chlorella* sp. UTEX1602 y L38 obteniendo máximos a 46 mg/L (C. Song et al., 2019b). Con un material avanzado para adsorción, nanopartículas de hierro cero valente modificadas con sulfuro, se evidenció igualmente esta tendencia (Cao et al., 2021). El aumento de los sitios disponibles para la adsorción a medida que aumenta la cantidad de biomasa explica estos hechos. Adicionalmente, estos sitios se saturan rápidamente por FF. En evidencia, a altas concentraciones de FF la remoción oscila de 10% (ver Figura 4).

Figura 4.  
Superficie de respuesta.



Nota: Superficie de respuesta para remoción de FF (%R) con biomasa no viva de *Scenedesmus obliquus*. Fuente propia.

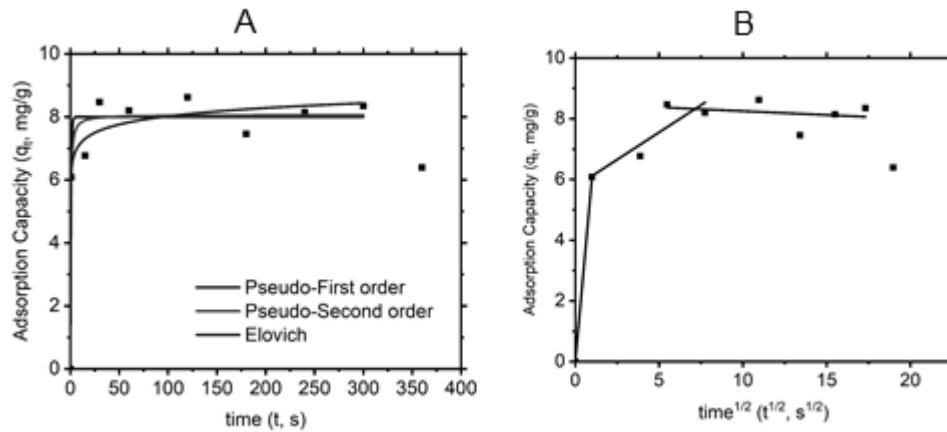
A condiciones ambientales normales de temperatura, el máximo de remoción fue 70%. Una comparación con biochar muestra que la biomasa no viva de *Scenedesmus obliquus* tiene una eficiencia similar a los biochar de pino y cáscara de maní obtenidos a temperaturas entre 450 y 600 °C (Zhao et al., 2016). En el trabajo de la literatura se resalta que a mayores temperaturas de pirólisis los biochar obtenidos remueven mejor el florfenicol. Los materiales avanzados para adsorción muestran remociones altas. Por otro lado, las cepas vivas de *Chlorella* sp. UTEX1602 y L38 removieron cerca de 40% y 95%, respectivamente (C. Song et al., 2019b). En este sentido, la biomasa obtenida en este trabajo, representa una opción económica para la remoción de FF.

### Cinética de adsorción

La Figura 5 muestra el perfil temporal de la capacidad adsorptiva de la biomasa no viva de *Scenedesmus Obliquus*. El comportamiento muestra una estabilización después de los 60 minutos. Sin embargo, posterior a los 360 minutos comienza a disolver.

Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de *scenedesmus obliquus*

Figura 5.  
Perfil temporal de capacidad adsortiva (A), y ajuste de valores de capacidad de adsorción de florfenicol (B).



Nota: Perfil temporal de capacidad adsortiva de la biomasa no viva de *Scenedesmus Obliquus* (A) y ajuste en la capacidad de adsorción de antibiótico en estudio sobre la biomasa no viva de *Scenedesmus Obliquus* (B).

Los datos de  $q_t$  se ajustaron a todos los modelos cinéticos mostrados en la Tabla 5 (ver anexo), ( $R^2=0.96$ ). Teniendo en cuenta esos datos, la cinética de adsorción presentada por la biomasa no viva de *S. obliquus* está determinada por la quimisorción con una fuerte interacción entre adsorbatos, teniendo en cuenta su superficie porosa (Largitte & Pasquier, 2016). Sin embargo, es posible la coexistencia de quimisorción y fisisorción debido a la significancia del modelo pseudo-primer orden (X. Yang et al., 2016).

El modelo de difusión intrapartícula muestra que el transporte a granel ocurrió hasta 5 minutos de contacto (ver Figura 13). Entre 5 y 60 min, el transporte de película ha gobernado, seguido por la difusión intrapartícula y hasta los 300 min. Posterior a ese tiempo, el equilibrio adsorción-desorción gobierna el proceso.

Tabla 2.  
 Resultados de la cinética de adsorción.

Pseudo-first order			
Sorbent	$q_e(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$k_1(\text{min}^{-1})$	$R^2$
Este trabajo	8,00(23)	1,43(33)	0,956
MRBC	5,49	1,34	0,965 (Zhao et al., 2016)
3D. PBA	78,1165	0,3263	0,9988 (H. Liu et al., 2019)
FF-BCP	95,96	0,03	0,345 (Ngigi et al., 2019)
Pseudo-second order			
	$q_e(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$k_2(\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1})$	$R^2$
Este trabajo	8,07(22)	0,36(14)	0,961
MRBC	553	0,3700	0,961 (Zhao & Lang, 2018)
3D.PBA	82,9977	0,0079	0,994 (H. Liu et al., 2019)
BCP	909,10	0,01344	0,999 (Ngigi et al., 2019)
Elovich			
	$\beta(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	$\alpha(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{min}^{-1})$	$R^2$
	2,64(79)	6,22(36,5)	0,962
	$7,6\times 10^{-3}$	203,45	0,888 (Ngigi et al., 2019)
	0,630(107)	$2,32(13,5) \times 10^4$	0,850 (C. Wang et al., 2019)
	0,848(79)	$2,69(33,1) \times 10^4$	0,991 (Suárez-Martínez ,2022)
Intraparticle diffusion			
	C (mg/L)	$k_p(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{min}^{1/2})$	$R^2$
Zona I	0.0	6,08	1,000
Zona II	5,76(67)	0,36(13)	0,791
Zona III	8,51(53)	-0.025(43)	0,08

Nota 1 : MRBC (magnetic reed biochar) ; 3D.PBA (3D porous-structured biochar aerogel) ; BCP (biochars derived from pine cone).

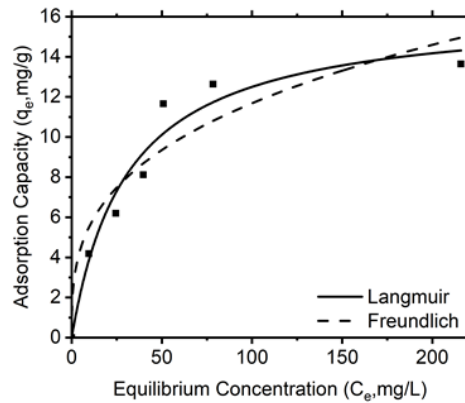
Nota 2: Etapas de la difusión intrapartícula: Zona I de t=0 to 5 min, Zona II de t=5 to 60 min, Zona III después de 60 min

### Isotermas de adsorción

La Figura 5 muestra el comportamiento de las isotermas de adsorción del FF en biomasa no viva de *Scenedesmus obliquus*. La curva se asemeja a una isoterma tipo I según la clasificación IUPAC (J. Wang & Guo, 2020). El comportamiento sugiere adsorción en monocapa sobre una superficie uniforme.

Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de *scenedesmus obliquus*

Figura. 5  
 Isotherma de adsorción de Florfenicol. Florfenicol adsorption isotherm.



Nota: Isotherma obtenida después de los procesos de adsorción de la biomasa muerta de *Scenedesmus obliquus* sobre el FF.

Los datos de capacidad de absorción ( $q_e$ ) en función de la concentración en equilibrio ( $C_e$ ) utilizando la biomasa no viva de *Scenedesmus Obliquus* ajusta mejor al modelo de Langmuir ( $R^2= 0,96$ , ver Tabla 3 en anexos), demostrando la formación de la monocapa mencionada en el párrafo anterior. La constante de Langmuir ( $K_L$ ) tuvo un valor de  $0,0323(90) \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ . Al comparar con biocarbon magnético de caña (MRBC) ( $0,098 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) (J. Wang & Guo, 2020), aerogel de biocarbon con estructura porosa 3D ( $1,8621 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) (H. Liu et al., 2019), o biocarbon de madera de pino [ $1,0(0,43) \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ] (Mitchell et al., 2015), se puede apreciar que la afinidad del FF está por debajo en nuestro biosorbente.

Tabla 3.  
 Isothermas de adsorción de Langmuir y Freundlich.

Langmuir	$K_L(\text{L/g})$	$q_{\max}(\text{mg/g})$	$R^2$	$\chi^2$
Biomasa no viva de <i>Scenedesmus Obliquus</i>	0,0323(90)	16,4(1.6)	0,96	1,17
Biocarbon magnético de caña (Zhao & Lang, 2018)	0,098	9,29	0,99	
Aerogel de biocarbón con estructura porosa 3D (H. Liu et al., 2019)	1,8621	735,8	0,989	
Biocarbon de madera de pino (Mitchell et al., 2015)	1,0(4)	4410(396)	0,793	
Freundlich	$K_F(\text{L/g})$	$1/n$	$R^2$	$\chi^2$
Biomasa no viva de <i>Scenedesmus Obliquus</i>	2,66(89)	3,11(73)	0,91	2,75
Biocarbon magnético de caña (Zhao & Lang, 2018)	1,81	0,354	0,921	
Biopelícula y sustancias poliméricas extracelulares (C. Wang et al., 2019)	0,48(3)	1,07(15)	0,946	
Aerogel de biocarbon(H. Liu et al., 2019)	349,2	3,4611	0,9307	
Biocarbon de madera de pino (Mitchell et al., 2015)	2160(98)	0,23(2)	0,793	
Biocarbon derivado del cono de pino (Mitchell et al., 2015)	254,5	1,162	0,869	

Nota: Construida a partir de los referentes bibliográficos y los datos obtenidos en la fase experimental

Por otro lado, la capacidad de la adsorción de FF ( $q_{\max} = 16,4(1,6)$  mg/g) en la biomasa no viva de *Scenedesmus obliquus* está por debajo del aerogel de biocarbon con estructura porosa 3D (735,8 mg/g) (H. Liu et al., 2019) o biocarbon de madera de pino (4410(396) mg/g) (Mitchell et al., 2015), lo que determina menor número de sitios disponibles ocupados por FF, por consiguiente, una adsorción limitada.

Varios trabajos en la literatura reportan comportamientos similares del FF con diferentes sustratos, reportaron la adsorción en biocarbon magnético de caña (J. Wang & Guo, 2020), reportó aerogel de biocarbon con estructura porosa 3D (H. Liu et al., 2019), reportó biocarbon de madera de pino (Mitchell et al., 2015), observándose de forma comparativa que los datos se ajustan a la isoterma de Langmuir en lugar de la de Freundlich.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

El desarrollo de este trabajo presentó un estudio experimental de la remoción de florfenicol en medios acuáticos, mediante la biomasa no viva de la microalga *Scenedesmus obliquus*. Se pudo determinar su capacidad adsorptiva mostrando un perfil temporal que se ajustó a todos los modelos cinéticos, donde reveló la coexistencia de los procesos de fisisorción y quimisorción. En el caso de quimisorción el ajuste al modelo de Elovich sugiere interacción entre los adsorbatos. La isoterma de adsorción reveló que se presentó una sorción en monocapa con sitios homogéneos. La capacidad de adsorción máxima fue 16.4 mg/g. Al comparar estos resultados con el desempeño de algunos biochar reportados en la literatura, se concluye que la biomasa no viva de *Scenedesmus Obliquus* tiene potencial para la remoción de florfenicol, alcanzando así el objetivo del proyecto, logrando identificar las condiciones de concentración de contaminante y la cantidad de biomasa que garantice la remoción del antibiótico. A partir de lo anterior se puede establecer como método efectivo y de bajo costo la remoción del florfenicol con biomasa de la microalga *Scenedesmus obliquus* en los medios acuáticos asociados a granjas de producción porcina

## REFERENCIAS

- Abramova, A. A., Isakov, V. G., Grakhova, E. v., & Nepogodin, A. M. (2020). Methods for detection of antibiotics in urban wastewater. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 862(6), 062059. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/862/6/062059>
- Ahmad, I., Abdullah, N., Koji, I., Yuzir, A., & Mohamad, S. E. (2021). Potential of Microalgae in Bioremediation of Wastewater. *Bulletin of Chemical Reaction Engineering & Catalysis*, 16(2), 413–429. <https://doi.org/10.9767/bcrec.16.2.10616.413-429>
- Ajala, S. O., & Alexander, M. L. (2020). Assessment of *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus*, and *Oocystis minuta* for removal of sulfate, nitrate, and phosphate in wastewater.

Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de *scenedesmus obliquus*

- International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 11(3), 311–326.  
<https://doi.org/10.1007/s40095-019-00333-0>
- Ata, A., Nalcaci, O. O., & Ovez, B. (2012). Macro algae *Gracilaria verrucosa* as a biosorbent: A study of sorption mechanisms. *Algal Research*, 1(2), 194–204.  
<https://doi.org/10.1016/j.algal.2012.07.001>
- Awad, Y. M., Kim, S.-C., Abd El-Azeem, S. A. M., Kim, K.-H., Kim, K.-R., Kim, K., Jeon, C., Lee, S. S., & Ok, Y. S. (2014). Veterinary antibiotics contamination in water, sediment, and soil near a swine manure composting facility. *Environmental Earth Sciences*, 71(3), 1433–1440.  
<https://doi.org/10.1007/s12665-013-2548-z>
- Bilal, M., Rasheed, T., Sosa-Hernández, J., Raza, A., Nabeel, F., & Iqbal, H. (2018). Biosorption: An Interplay between Marine Algae and Potentially Toxic Elements—A Review. *Marine Drugs*, 16(2), 65. <https://doi.org/10.3390/md16020065>
- Biswal, B. K., & Balasubramanian, R. (2022). Adsorptive removal of sulfonamides, tetracyclines and quinolones from wastewater and water using carbon-based materials: Recent developments and future directions. *Journal of Cleaner Production*, 349, 131421.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131421>
- Cáceres, T. P., Megharaj, M., & Naidu, R. (2008). Biodegradation of the Pesticide Fenamiphos by Ten Different Species of Green Algae and Cyanobacteria. *Current Microbiology*, 57(6), 643–646.  
<https://doi.org/10.1007/s00284-008-9293-7>
- Cao, Z., Li, H., Lowry, G. v., Shi, X., Pan, X., Xu, X., Henkelman, G., & Xu, J. (2021). Unveiling the Role of Sulfur in Rapid Defluorination of Florfenicol by Sulfidized Nanoscale Zero-Valent Iron in Water under Ambient Conditions. *Environmental Science & Technology*, 55(4), 2628–2638.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07319>
- Carisma, N. A. S., Gonzales, R. Y. E., & Lazaro-Llanos, N. (2020). An Investigation on Zinc Biosorption with Agar Extraction Waste from *Gracilaria tenuistipitata*. *KIMIKA*, 31(2), 11–26.  
<https://doi.org/10.26534/kimika.v31i2.11-26>
- Cartaxo, A. da S. B., Albuquerque, M. V. da C., Paula e Silva, M. C. C. de, Rodrigues, R. M. M., Ramos, R. de O., Sátiro, J. R., Lopes, W. S., & Leite, V. D. (2020). CONTAMINANTES EMERGENTES PRESENTES EM ÁGUAS DESTINADAS AO CONSUMO HUMANO: OCORRÊNCIA, IMPLICAÇÕES E TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO. *Brazilian Journal of Development*, 6(8), 61814–61827. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n8-559>
- Carvalho, Â. R., Genz Bazana, L. C., Ferrão, M. F., & Fuentefria, A. M. (2021). Curve fitting and linearization of UV–Vis spectrophotometric measurements to estimate yeast in inoculum preparation. *Analytical Biochemistry*, 625, 114216.  
<https://doi.org/10.1016/j.ab.2021.114216>
- Castillo Espinoza, A., & Ramírez Velásquez, M. (2021a). Síndrome Reproductivo y Respiratorio Porcino: Una revisión del agente etiológico y su influencia en el comportamiento actual de la enfermedad. *Revista de Investigaciones Veterinarias Del Perú*, 32(1), e19645.  
<https://doi.org/10.15381/rivep.v32i1.19645>
- Castillo Espinoza, A., & Ramírez Velásquez, M. (2021b). Síndrome Reproductivo y Respiratorio Porcino: Una revisión del agente etiológico y su influencia en el comportamiento actual de la enfermedad. *Revista de Investigaciones Veterinarias Del Perú*, 32(1), e19645.  
<https://doi.org/10.15381/rivep.v32i1.19645>

- Cheng, D., Ngo, H. H., Guo, W., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Liu, Y., Wei, Q., & Wei, D. (2020). A critical review on antibiotics and hormones in swine wastewater: Water pollution problems and control approaches. *Journal of Hazardous Materials*, 387, 121682. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121682>
- Chinnaiyan, P., Thampi, S. G., Kumar, M., & Mini, K. M. (2018). Pharmaceutical products as emerging contaminant in water: relevance for developing nations and identification of critical compounds for Indian environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(5), 288. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6672-9>
- Ciprián, A., Palacios, J. M., Quintanar, D., Batista, L., Colmenares, G., Cruz, T., Romero, A., Schnitzlein, W., & Mendoza, S. (2012). Florfenicol feed supplemented decrease the clinical effects of *Mycoplasma hyopneumoniae* experimental infection in swine in México. *Research in Veterinary Science*, 92(2), 191–196. <https://doi.org/10.1016/j.rvsc.2011.01.010>
- Coimbra, R., Escapa, C., Vázquez, N., Noriega-Hevia, G., & Otero, M. (2018). Utilization of Non-Living Microalgae Biomass from Two Different Strains for the Adsorptive Removal of Diclofenac from Water. *Water*, 10(10), 1401. <https://doi.org/10.3390/w10101401>
- Danouche, M., el Arroussi, H., Bahafid, W., & el Ghachtouli, N. (2021). An overview of the biosorption mechanism for the bioremediation of synthetic dyes using yeast cells. *Environmental Technology Reviews*, 10(1), 58–76. <https://doi.org/10.1080/21622515.2020.1869839>
- Deepika, M. S., Thangam, R., Vijayakumar, T. S., Sasirekha, R., Vimala, R. T. V., Sivasubramanian, S., Arun, S., Babu, M. D., & Thirumurugan, R. (2019). Antibacterial synergy between rutin and florfenicol enhances therapeutic spectrum against drug resistant *Aeromonas hydrophila*. *Microbial Pathogenesis*, 135, 103612. <https://doi.org/10.1016/j.micpath.2019.103612>
- de Juan, A., & Tauler, R. (2021). Multivariate Curve Resolution: 50 years addressing the mixture analysis problem – A review. *Analytica Chimica Acta*, 1145, 59–78. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2020.10.051>
- Derby, A. P., Huff Hartz, K. E., Fuller, N. W., Landrum, P. F., Reeve, J. D., Poynton, H. C., Connon, R. E., & Lydy, M. J. (2022). Effects of temperature and salinity on bioconcentration and toxicokinetics of permethrin in pyrethroid-resistant *Hyalomma azteca*. *Chemosphere*, 299, 134393. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134393>
- de Souza, L., Lima, A. S., Matos, Â. P., Wheeler, R. M., Bork, J. A., Vieira Cubas, A. L., & Moecke, E. H. S. (2021). Biopolishing sanitary landfill leachate via cultivation of lipid-rich *Scenedesmus* microalgae. *Journal of Cleaner Production*, 303, 127094. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127094>
- Dowling, P. M. (2013). Chloramphenicol, Thiamphenicol, and Florfenicol. In *Antimicrobial Therapy in Veterinary Medicine* (pp. 269–277). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118675014.ch16>
- Durão, P., Balbontín, R., & Gordo, I. (2018). Evolutionary Mechanisms Shaping the Maintenance of Antibiotic Resistance. *Trends in Microbiology*, 26(8), 677–691. <https://doi.org/10.1016/j.tim.2018.01.005>
- Ende, S. S. W., & Noke, A. (2019). Heterotrophic microalgae production on food waste and by-products. *Journal of Applied Phycology*, 31(3), 1565–1571. <https://doi.org/10.1007/s10811-018-1697-6>

Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de *scenedesmus obliquus*

- Esmaili, Z., Cheshmberah, F., Solaimany Nazar, A. R., & Farhadian, M. (2017). Treatment of florfenicol of synthetic trout fish farm wastewater through nanofiltration and photocatalyst oxidation. *Environmental Technology*, 38(16), 2040–2047. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1245359>
- Freitas, E. C., Rocha, O., & Espíndola, E. L. G. (2018). Effects of florfenicol and oxytetracycline on the tropical cladoceran *Ceriodaphnia silvestrii*: A mixture toxicity approach to predict the potential risks of antimicrobials for zooplankton. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 162, 663–672. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.06.073>
- Gheraout, D., & Elboughdiri, N. (2019). Water Reuse: Emerging Contaminants Elimination—Progress and Trends. *OALib*, 06(12), 1–9. <https://doi.org/10.4236/oalib.1105981>
- Giraldo-Zuluaga, J.-H., Salazar, A., Diez, G., Gomez, A., Martínez, T., Vargas, J. F., & Peñuela, M. (2018). Automatic identification of *Scenedesmus* polymorphic microalgae from microscopic images. *Pattern Analysis and Applications*, 21(2), 601–612. <https://doi.org/10.1007/s10044-017-0662-3>
- Goodale, A., Michailidis, F., Watts, R., Chok, S. C., & Hayes, F. (2020). Characterization of permissive and non-permissive peptide insertion sites in chloramphenicol acetyltransferase. *Microbial Pathogenesis*, 149, 104395. <https://doi.org/10.1016/j.micpath.2020.104395>
- Gradmann, C. (n.d.). *Magic bullets and moving targets: antibiotic resistance and experimental chemotherapy, 1900-1940*.
- Guilhermino, L., Vieira, L. R., Ribeiro, D., Tavares, A. S., Cardoso, V., Alves, A., & Almeida, J. M. (2018). Uptake and effects of the antimicrobial florfenicol, microplastics and their mixtures on freshwater exotic invasive bivalve *Corbicula fluminea*. *Science of The Total Environment*, 622–623, 1131–1142. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.020>
- Guzmán-Blanco, M., Casellas, J. M., & Silva Sader, H. (2000). BACTERIAL RESISTANCE TO ANTIMICROBIAL AGENTS IN LATIN AMERICA. *Infectious Disease Clinics of North America*, 14(1), 67–81. [https://doi.org/10.1016/S0891-5520\(05\)70218-X](https://doi.org/10.1016/S0891-5520(05)70218-X)
- Hossain, N., Zaini, J., Mahlia, T. M. I., & Azad, A. K. (2019). Elemental, morphological and thermal analysis of mixed microalgae species from drain water. *Renewable Energy*, 131, 617–624. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.07.082>
- Hosseinzand, H., Sokhansanj, S., & Lim, C. J. (2018). Co-pelletization of microalgae *Chlorella vulgaris* and pine sawdust to produce solid fuels. *Fuel Processing Technology*, 177, 129–139. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2018.04.015>
- Ibrahim, W. M., Karam, M. A., El-Shahat, R. M., & Adway, A. A. (2014). Biodegradation and Utilization of Organophosphorus Pesticide Malathion by Cyanobacteria. *BioMed Research International*, 2014, 1–6. <https://doi.org/10.1155/2014/392682>
- Javid, A., Mesdaghinia, A., Nasser, S., Mahvi, A. H., Alimohammadi, M., & Gharibi, H. (2016). Assessment of tetracycline contamination in surface and groundwater resources proximal to animal farming houses in Tehran, Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 14(1), 4. <https://doi.org/10.1186/s40201-016-0245-z>
- Jiang, W.-L., Ding, Y.-C., Haider, M. R., Han, J.-L., Liang, B., Xia, X., Yang, L.-M., Wang, H., Peng, Y.-Z., & Wang, A.-J. (2020). A novel TiO<sub>2</sub>/graphite felt photoanode assisted electro-Fenton catalytic membrane process for sequential degradation of antibiotic florfenicol and

- elimination of its antibacterial activity. *Chemical Engineering Journal*, 391, 123503. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123503>
- Jin, M., Shan, J., Wang, X., Ren, T., & Li, X. (2022). Determination of Florfenicol in Antibiotic Mixtures by Solid-Phase Extraction (SPE) and Surface-Enhanced Raman Scattering (SERS). *Analytical Letters*, 55(4), 517–528. <https://doi.org/10.1080/00032719.2021.1946075>
- Gutiérrez Muñoz, J. (2021). *Costos de inversión y beneficios del tratamiento de aguas residuales domésticas en el Municipio de Zipaquirá*.
- Kaloudas, D., Pavlova, N., & Penchovsky, R. (2021). Phycoremediation of wastewater by microalgae: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(4), 2905–2920. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01203-0>
- Karim Dizani, S., Torkian, L., Khodadadi, Z., Fazaeli, R., & Safa, S. (2021). Fabrication of cubic  $\text{In}_2\text{O}_3$  /  $\text{Bi}_2\text{WO}_6$  and study of its photocatalytic performance in removal of florfenicol antibiotic from aqueous media: Experimental and molecular dynamic simulation. *Journal of the Chinese Chemical Society*, 68(2), 263–273. <https://doi.org/10.1002/jccs.202000116>
- Kar, S., Sanderson, H., Roy, K., Benfenati, E., & Leszczynski, J. (2020). Ecotoxicological assessment of pharmaceuticals and personal care products using predictive toxicology approaches. *Green Chemistry*, 22(5), 1458–1516. <https://doi.org/10.1039/C9GC03265G>
- Knoshaug, E. P., Nag, A., Astling, D. P., Douchi, D., & Laurens, L. M. L. (2020). Draft Genome Sequence of the Biofuel-Relevant Microalga *Desmodesmus armatus*. *Microbiology Resource Announcements*, 9(6). <https://doi.org/10.1128/MRA.00896-19>
- Kuppusamy, S., Kakarla, D., Venkateswarlu, K., Megharaj, M., Yoon, Y.-E., & Lee, Y. B. (2018). Veterinary antibiotics (VAs) contamination as a global agro-ecological issue: A critical view. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 257, 47–59. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.026>
- Largitte, L., & Pasquier, R. (2016). A review of the kinetics adsorption models and their application to the adsorption of lead by an activated carbon. *Chemical Engineering Research and Design*, 109, 495–504. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2016.02.006>
- Larsen, C., Yu, Z. H., Flick, R., & Passeport, E. (2019). Mechanisms of pharmaceutical and personal care product removal in algae-based wastewater treatment systems. *Science of The Total Environment*, 695, 133772. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133772>
- Leng, L., Wei, L., Xiong, Q., Xu, S., Li, W., Lv, S., Lu, Q., Wan, L., Wen, Z., & Zhou, W. (2020). Use of microalgae based technology for the removal of antibiotics from wastewater: A review. *Chemosphere*, 238, 124680. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.124680>
- Li, H., Chen, S., Liao, K., Lu, Q., & Zhou, W. (2021). Microalgae biotechnology as a promising pathway to ecofriendly aquaculture: a state-of-the-art review. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 96(4), 837–852. <https://doi.org/10.1002/jctb.6624>
- Lin, Y., Abraham, J., RoyChowdhury, A., Su, T.-L., Braida, W., & Christodoulatos, C. (2020). Ecotoxicological response of *Scenedesmus obliquus* to pure energetic compounds and metal ions found in wastewater streams from munitions manufacturing. *Algal Research*, 48, 101927. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.101927>
- Li, P., Zhu, T., Zhou, D., Lu, W., Liu, H., Sun, Z., Ying, J., Lu, J., Lin, X., Li, K., Ying, J., Bao, Q., & Xu, T. (2020). Analysis of Resistance to Florfenicol and the Related Mechanism of Dissemination

Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de *scenedesmus obliquus*

- in Different Animal-Derived Bacteria. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 10. <https://doi.org/10.3389/fcimb.2020.00369>
- Liu, H., Wei, Y., Luo, J., Li, T., Wang, D., Luo, S., & Crittenden, J. C. (2019). 3D hierarchical porous-structured biochar aerogel for rapid and efficient phenicol antibiotics removal from water. *Chemical Engineering Journal*, 368, 639–648. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.03.007>
- Liu, X., Lu, S., Guo, W., Xi, B., & Wang, W. (2018). Antibiotics in the aquatic environments: A review of lakes, China. *Science of The Total Environment*, 627, 1195–1208. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.271>
- López-Pacheco, I. Y., Silva-Núñez, A., Salinas-Salazar, C., Arévalo-Gallegos, A., Lizarazo-Holguin, L. A., Barceló, D., Iqbal, H. M. N., & Parra-Saldívar, R. (2019). Anthropogenic contaminants of high concern: Existence in water resources and their adverse effects. *Science of The Total Environment*, 690, 1068–1088. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.052>
- Mallek-Ayadi, S., Bahloul, N., & Kechaou, N. (2020). Mathematical modelling of water sorption isotherms and thermodynamic properties of Cucumis melo L. seeds. *LWT*, 131, 109727. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2020.109727>
- Martinez, J. L. (2009). Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants. *Environmental Pollution*, 157(11), 2893–2902. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.051>
- Maryjoseph, S., & Ketheesan, B. (2020). Microalgae based wastewater treatment for the removal of emerging contaminants: A review of challenges and opportunities. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2, 100046. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100046>
- Mills, M. C., & Lee, J. (2019). The threat of carbapenem-resistant bacteria in the environment: Evidence of widespread contamination of reservoirs at a global scale. *Environmental Pollution*, 255, 113143. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113143>
- Mitchell, S. M., Subbiah, M., Ullman, J. L., Frear, C., & Call, D. R. (2015). Evaluation of 27 different biochars for potential sequestration of antibiotic residues in food animal production environments. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(1), 162–169. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.11.012>
- Moore, F. D. (1999). The advent of antibiotics: Episodes from the early days of the “miracle drugs.” *Surgery*, 126(1), 83–84. <https://doi.org/10.1067/msy.1999.98701>
- Multivariate Curve Resolution Homepage. (2021). *MCR-ALS 2.0 toolbox*.
- Mustafa, S., Bhatti, H. N., Maqbool, M., & Iqbal, M. (2021). Microalgae biosorption, bioaccumulation and biodegradation efficiency for the remediation of wastewater and carbon dioxide mitigation: Prospects, challenges and opportunities. *Journal of Water Process Engineering*, 41, 102009. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102009>
- Ngigi, A. N., Ok, Y. S., & Thiele-Bruhn, S. (2019). Biochar-mediated sorption of antibiotics in pig manure. *Journal of Hazardous Materials*, 364, 663–670. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.10.045>
- Nicolaou, K. C., & Rigol, S. (2018). A brief history of antibiotics and select advances in their synthesis. *The Journal of Antibiotics*, 71(2), 153–184. <https://doi.org/10.1038/ja.2017.62>
- Nie, J., Sun, Y., Zhou, Y., Kumar, M., Usman, M., Li, J., Shao, J., Wang, L., & Tsang, D. C. W. (2020). Bioremediation of water containing pesticides by microalgae: Mechanisms, methods, and

- prospects for future research. *Science of The Total Environment*, 707, 136080. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136080>
- Ortiz-Villota, M. T., Romero-Morales, M. A., & Meza-Rodríguez, L. D. (2018). La biorremediación con microalgas (*Spirulina máxima*, *Spirulina platensis* y *Chlorella vulgaris*) como alternativa para tratar la eutrofización de la laguna de Ubaque, Colombia. *Revista de Investigación, Desarrollo e Innovación*, 9(1), 163–176. <https://doi.org/10.19053/20278306.v9.n1.2018.8153>
- Parades-Aguilar, J., Reyes-Martínez, V., Bustamante, G., Almendáriz-Tapia, F. J., Martínez-Meza, G., Vílchez-Vargas, R., Link, A., Certucha-Barragán, M. T., & Calderón, K. (2021). Removal of nickel(II) from wastewater using a zeolite-packed anaerobic bioreactor: Bacterial diversity and community structure shifts. *Journal of Environmental Management*, 279, 111558. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111558>
- Partovinia, A., & Rasekh, B. (2018). Review of the immobilized microbial cell systems for bioremediation of petroleum hydrocarbons polluted environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(1), 1–38. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1439652>
- Peña-Guzmán, C., Ulloa-Sánchez, S., Mora, K., Helena-Bustos, R., Lopez-Barrera, E., Alvarez, J., & Rodriguez-Pinzón, M. (2019). Emerging pollutants in the urban water cycle in Latin America: A review of the current literature. *Journal of Environmental Management*, 237, 408–423. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.100>
- Peng, G., He, Q., Al-Hamadani, S. M. Z. F., Zhou, G., Liu, M., Zhu, H., & Chen, J. (2015). Dispersive liquid–liquid microextraction method based on solidification of floating organic droplet for the determination of thiamphenicol and florfenicol in environmental water samples. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 115, 229–233. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.02.025>
- Pokrant, E., Riquelme, R., Maddaleno, A., San Martín, B., & Cornejo, J. (2018). Residue Depletion of Florfenicol and Florfenicol Amine in Broiler Chicken Claws and a Comparison of Their Concentrations in Edible Tissues Using LC–MS/MS. *Molecules*, 23(9), 2211. <https://doi.org/10.3390/molecules23092211>
- Qiu, J., Liu, Q., Zhang, M., Li, X., Zhang, J., Xiong, R., & He, L. (2020). Simultaneous Determination of Aminoglycoside Residues in Environmental Water Matrices by Lyophilization Combined with Liquid Chromatography–Tandem Mass Spectrometry (LC-MS/MS). *Analytical Letters*, 53(14), 2235–2251. <https://doi.org/10.1080/00032719.2020.1734606>
- Ramírez S, J. A., Parra V., J. A., & Alvarez Aldana, A. (2017). Análisis de técnicas de recuento de Microorganismos. *Mente Joven*, 6, 01–08. [https://doi.org/10.18041/2323-0312/mente\\_joven.0.2017.3665](https://doi.org/10.18041/2323-0312/mente_joven.0.2017.3665)
- Ribeiro, A. R., Sures, B., & Schmidt, T. C. (2018). Cephalosporin antibiotics in the aquatic environment: A critical review of occurrence, fate, ecotoxicity and removal technologies. *Environmental Pollution*, 241, 1153–1166. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.040>
- Richardson, S. D., & Kimura, S. Y. (2020). Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. *Analytical Chemistry*, 92(1), 473–505. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.9b05269>

Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de *scenedesmus obliquus*

- Rodas-Zuluaga, L. I., Castañeda-Hernández, L., Castillo-Vacas, E. I., Gradiz-Menjivar, A., López-Pacheco, I. Y., Castillo-Zacarías, C., Bouilly, L., Iqbal, H. M. N., & Parra-Saldívar, R. (2021). Bio-capture and influence of CO<sub>2</sub> on the growth rate and biomass composition of the microalgae *Botryococcus braunii* and *Scenedesmus* sp. *Journal of CO<sub>2</sub> Utilization*, 43, 101371. <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2020.101371>
- Rodríguez, A., Castrejón-Godínez, M. L., Salazar-Bustamante, E., Gama-Martínez, Y., Sánchez-Salinas, E., Mussali-Galante, P., Tovar-Sánchez, E., & Ortiz-Hernández, Ma. L. (2020). Omics Approaches to Pesticide Biodegradation. *Current Microbiology*, 77(4), 545–563. <https://doi.org/10.1007/s00284-020-01916-5>
- Rodríguez Moreira, D. S., & Villarreal Lozada, G. S. (2020). *Estudio comparativo de dos medios de cultivo (guillard f/2 vs. medio erd-schreiber) y su efecto en el crecimiento de diatomeas del sector de Mar Bravo - provincia de Santa Elena*. Universidad Estatal Península de Santa Elena.
- Sadeghi, M., Sadeghi, R., Ghasemi, B., Mardani, G., & Ahmadi, A. (2018). Removal of Azithromycin from Aqueous Solution Using UV-Light Alone and UV Plus Persulfate (UV/Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>) Processes. *Iranian Journal of Pharmaceutical Research*, 54–64.
- Sahu, O., & Singh, N. (2019). Significance of bioadsorption process on textile industry wastewater. In *The Impact and Prospects of Green Chemistry for Textile Technology* (pp. 367–416). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102491-1.00013-7>
- Santaefemia, S. (2019). *Aplicación de técnicas de biorremediación para la eliminación de contaminantes mediante el uso de biomasa microalgal*. Universidade da Coruña.
- Serna-Galvis, E., Martínez-Mena, Y. L., Porras, J., & Torres-Palma, R. A. (2021). Antibióticos de alto consumo en Colombia, excreción en orina y presencia en aguas residuales – una revisión bibliográfica. *INGENIERÍA Y COMPETITIVIDAD*, 24(1). <https://doi.org/10.25100/iyc.v24i1.11267>
- Shiroma, L. S., Soares, M. P., Cardoso, I. L., Ishikawa, M. M., Jonsson, C. M., & Nascimento Queiroz, S. C. (2020). Evaluation of health and environmental risks for juvenile tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to florfenicol. *Heliyon*, 6(12), e05716. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05716>
- Silva, A., Coimbra, R. N., Escapa, C., Figueiredo, S. A., Freitas, O. M., & Otero, M. (2020). Green Microalgae *Scenedesmus Obliquus* Utilization for the Adsorptive Removal of Nonsteroidal Anti-Inflammatory Drugs (NSAIDs) from Water Samples. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(10), 3707. <https://doi.org/10.3390/ijerph17103707>
- Soares, J., Krieger Loterio, R., Rosa, R. M., Santos, M. O., Nascimento, A. G., Santos, N. T., Williams, T. C. R., Nunes-Nesi, A., & Arêdes Martins, M. (2018). *Scenedesmus* sp. cultivation using commercial-grade ammonium sources. *Annals of Microbiology*, 68(1), 35–45. <https://doi.org/10.1007/s13213-017-1315-x>
- Song, C., Wei, Y., Qiu, Y., Qi, Y., Li, Y., & Kitamura, Y. (2019a). Biodegradability and mechanism of florfenicol via *Chlorella* sp. UTEX1602 and L38: Experimental study. *Bioresource Technology*, 272, 529–534. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.080>

- Song, C., Wei, Y., Qiu, Y., Qi, Y., Li, Y., & Kitamura, Y. (2019b). Biodegradability and mechanism of florfenicol via *Chlorella* sp. UTEX1602 and L38: Experimental study. *Bioresource Technology*, 272, 529–534. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.080>
- Song, X., Zhou, T., Li, J., Zhang, M., Xie, J., & He, L. (2018). Determination of Ten Macrolide Drugs in Environmental Water Using Molecularly Imprinted Solid-Phase Extraction Coupled with Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. *Molecules*, 23(5), 1172. <https://doi.org/10.3390/molecules23051172>
- Suárez-Martínez, D., Angulo-Mercado, E., Mercado-Martínez, I., Vacca-Jimeno, V., Tapia-Larios, C., & Cubillán, N. (2022). Enhanced Tetracycline Removal from Highly Concentrated Aqueous Media by Lipid-Free *Chlorella* sp. Biomass. *ACS Omega*, acsomega.2c00696. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c00696>
- Syafrudin, M., Kristanti, R. A., Yuniarto, A., Hadibarata, T., Rhee, J., Al-onazi, W. A., Algarni, T. S., Almarri, A. H., & Al-Mohaimed, A. M. (2021). Pesticides in Drinking Water—A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(2), 468. <https://doi.org/10.3390/ijerph18020468>
- Tao, W., Lee, M. H., Wu, J., Kim, N. H., Kim, J.-C., Chung, E., Hwang, E. C., & Lee, S.-W. (2012). Inactivation of Chloramphenicol and Florfenicol by a Novel Chloramphenicol Hydrolase. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(17), 6295–6301. <https://doi.org/10.1128/AEM.01154-12>
- Trivedi, H. K. (2013). A Rapid Validated RP-HPLC Method for the Simultaneous Determination of Cleaning Validation and Cross Contamination of 12 Beta-Lactam Compounds. *Scientia Pharmaceutica*, 81(1), 151–165. <https://doi.org/10.3797/scipharm.1208-20>
- Ummalyma, S. B., Pandey, A., Sukumaran, R. K., & Sahoo, D. (2018). *Bioremediation by Microalgae: Current and Emerging Trends for Effluents Treatments for Value Addition of Waste Streams* (pp. 355–375). [https://doi.org/10.1007/978-981-10-7434-9\\_19](https://doi.org/10.1007/978-981-10-7434-9_19)
- Vandael, F., de Carvalho Ferreira, H. C., Devreese, M., Dewulf, J., Daeseleire, E., Eeckhout, M., & Croubels, S. (2020). Stability, Homogeneity and Carry-Over of Amoxicillin, Doxycycline, Florfenicol and Flubendazole in Medicated Feed and Drinking Water on 24 Pig Farms. *Antibiotics*, 9(9), 563. <https://doi.org/10.3390/antibiotics9090563>
- Wang, C., Dong, D., Zhang, L., Song, Z., Hua, X., & Guo, Z. (2019). Response of Freshwater Biofilms to Antibiotic Florfenicol and Ofloxacin Stress: Role of Extracellular Polymeric Substances. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(5), 715. <https://doi.org/10.3390/ijerph16050715>
- Wang, C.-H., Hsieh, Y.-H., Powers, Z. M., & Kao, C.-Y. (2020). Defeating Antibiotic-Resistant Bacteria: Exploring Alternative Therapies for a Post-Antibiotic Era. *International Journal of Molecular Sciences*, 21(3), 1061. <https://doi.org/10.3390/ijms21031061>
- Wang, J., & Guo, X. (2020). Adsorption isotherm models: Classification, physical meaning, application and solving method. *Chemosphere*, 258, 127279. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127279>
- Wang, S., Yerkebulan, M., Abomohra, A. E.-F., El-Khodary, S., & Wang, Q. (2019). Microalgae harvest influences the energy recovery: A case study on chemical flocculation of *Scenedesmus obliquus* for biodiesel and crude bio-oil production. *Bioresource Technology*, 286, 121371. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121371>

Remoción de florfenicol mediante la biomasa no viva de *scenedesmus obliquus*

- Wang, X. D., Lu, Y. C., Xiong, X. H., Yuan, Y., Lu, L. X., Liu, Y. J., Mao, J. H., & Xiao, W. W. (2020). Toxicological responses, bioaccumulation, and metabolic fate of triclosan in *Chlamydomonas reinhardtii*. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(10), 11246–11259. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07704-9>
- Wang, Y., Zhang, L., Ahmed, S., Liu, Y., & Li, X. (2018). Pharmacokinetic of florfenicol in pulmonary epithelial lining fluid of swine and effects of anesthetic agent on drug plasma disposition kinetics. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, 70(5), 1497–1504. <https://doi.org/10.1590/1678-4162-9770>
- Wei, R., Ge, F., Chen, M., & Wang, R. (2012). Occurrence of Ciprofloxacin, Enrofloxacin, and Florfenicol in Animal Wastewater and Water Resources. *Journal of Environmental Quality*, 41(5), 1481–1486. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0014>
- Xiong, J.-Q., Kim, S.-J., Kurade, M. B., Govindwar, S., Abou-Shanab, R. A. I., Kim, J.-R., Roh, H.-S., Khan, M. A., & Jeon, B.-H. (2019). Combined effects of sulfamethazine and sulfamethoxazole on a freshwater microalga, *Scenedesmus obliquus*: toxicity, biodegradation, and metabolic fate. *Journal of Hazardous Materials*, 370, 138–146. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.049>
- Xiong, Q., Hu, L. X., Liu, Y. S., Zhao, J. L., He, L. Y., & Ying, G. G. (2021). Microalgae-based technology for antibiotics removal: From mechanisms to application of innovational hybrid systems. *Environment International*, 155, 106594. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106594>
- Yang, X., Xu, G., Yu, H., & Zhang, Z. (2016). Preparation of ferric-activated sludge-based adsorbent from biological sludge for tetracycline removal. *Bioresource Technology*, 211, 566–573. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.140>
- Yang, Y., Li, T., Yan, L., Yu, Y., Wang, S., Li, C., Wen, Y., & Zhao, Y. (2018). Investigation on the relationship between critical body residue and bioconcentration in zebrafish based on bio-uptake kinetics for five nitro-aromatics. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 98, 18–23. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2018.07.002>
- Yévenes, K., Pokrant, E., Pérez, F., Riquelme, R., Avello, C., Maddaleno, A., Martín, B. S., & Cornejo, J. (2018). Assessment of Three Antimicrobial Residue Concentrations in Broiler Chicken Droppings as a Potential Risk Factor for Public Health and Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(1), 24. <https://doi.org/10.3390/ijerph16010024>
- Zambrano, J., García-Encina, P. A., Hernández, F., Botero-Coy, A. M., Jiménez, J. J., & Irusta-Mata, R. (2021). Removal of a mixture of veterinary medicinal products by adsorption onto a *Scenedesmus almeriensis* microalgae-bacteria consortium. *Journal of Water Process Engineering*, 43, 102226. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102226>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2018.03.049>
- Zhao, H., Liu, X., Cao, Z., Zhan, Y., Shi, X., Yang, Y., Zhou, J., & Xu, J. (2016). Adsorption behavior and mechanism of chloramphenicols, sulfonamides, and non-antibiotic pharmaceuticals on multi-walled carbon nanotubes. *Journal of Hazardous Materials*, 310, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.02.045>

- Zheng, C., Zheng, H., Hu, C., Wang, Y., Wang, Y., Zhao, C., Ding, W., & Sun, Q. (2020). Structural design of magnetic biosorbents for the removal of ciprofloxacin from water. *Bioresource Technology*, 296, 122288. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122288>
- Zhou, D., Li, Y., Huang, L., Qian, M., Li, D., Sun, G., & Yang, B. (2020). A reliable and cost-efficient TLC-HPLC method for determining total florfenicol residues in porcine edible tissues. *Food Chemistry*, 303, 125399. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2019.125399>
- Zhou, X., Jin, W., Tu, R., Guo, Q., Han, S. fang, Chen, C., Wang, Q., Liu, W., Jensen, P. D., & Wang, Q. (2019). Optimization of microwave assisted lipid extraction from microalga *Scenedesmus obliquus* grown on municipal wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 221. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.260>