

**UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN**

**Escuela de Posgrado**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS CON MENCIÓN EN GESTIÓN  
AMBIENTAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE**

**EVALUACIÓN DE LA ELIMINACIÓN DE RESIDUOS DE  
SULFAMETAZINA EN AGUAS RESIDUALES USANDO  
ELECTRODOS DE CARBÓN VEGETAL Y GRAFITO,  
JUNTO A *Lemna gibba* EN HUMEDALES ILO, 2023**

**TESIS**

**PRESENTADA POR:**

**YOSELIN MAMANI RAMOS**

**Para optar el Grado Académico de:**

**MAESTRO EN CIENCIAS (*MAGISTER SCIENTIAE*) CON MENCIÓN EN  
GESTIÓN AMBIENTAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE**

**TACNA – PERÚ**

**2025**

**UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN****Escuela de Posgrado****MAESTRÍA EN CIENCIAS CON MENCIÓN EN GESTIÓN  
AMBIENTAL Y DESARROLLO SOSTENIBLE****EVALUACIÓN DE LA ELIMINACIÓN DE RESIDUOS DE  
SULFAMETAZINA EN AGUAS RESIDUALES USANDO  
ELECTRODOS DE CARBÓN VEGETAL Y GRAFITO,  
JUNTO A *Lemna gibba* EN HUMEDALES ILO, 2023**

Tesis sustentada y aprobada el 11 de abril de 2025; estando el jurado calificador integrado por:

PRESIDENTE

  
:.....  
Dr. Nataniel Mario Linares Gutiérrez

SECRETARIO

  
:.....  
Dr. Roberto Castellanos Cabrera

MIEMBRO

  
:.....  
Dr. Henry Edgardo Nina Mendoza

ASESOR

  
:.....  
Dr. Henry Edgardo Nina Mendoza

**CERTIFICADO DE SIMILITUD**

Yo, Dr. Henry Edgardo Nina Mendoza, en mi condición de asesor acreditado con Resolución de Escuela de Posgrado N° 12800-2023-ESPG/UNJBG del 26 de julio del 2023, del trabajo de tesis titulado: "EVALUACIÓN DE LA ELIMINACIÓN DE RESIDUOS DE SULFAMETAZINA EN AGUAS RESIDUALES USANDO ELECTRODOS DE CARBÓN VEGETAL Y GRAFITO, JUNTO A *Lemna gibba* EN HUMEDALES ILO, 2023", presentado por la Srta. Yoselin Mamani Ramos, para optar el Grado Académico de Maestro en Ciencias (*Magíster Scientiae*) con mención en Gestión Ambiental y Desarrollo Sostenible.


Habiendo cumplido con lo establecido en el reglamento de originalidad y de similitud de trabajo de investigación y producción intelectual, considerando que según la revisión, evaluación y análisis realizado a través del software de similitud textual TURNITIN, cuenta con el nivel de similitud permitido cuyo porcentaje es 8%.

Por lo que CERTIFICO LA SIMILARIDAD de la tesis y está de acuerdo al nivel PERMITIDO, para continuar con los trámites correspondientes y para su publicación en el repositorio institucional.

Se emite el presente certificado a solicitud del interesado con fines de continuar con los trámites respectivos para la obtención del Grado Académico de Maestro en Ciencias (*Magíster Scientiae*) con mención en Gestión Ambiental y Desarrollo Sostenible.

Tacna, 15 de enero 2025

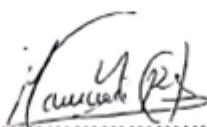
FIRMA ASESOR  
Nombres y apellidos



.....  
Dr. Henry Edgardo Nina Mendoza  
DNI N° 40994780



FIRMA TESISTA  
Nombres y apellidos



.....  
Srta. Yoselin Mamani Ramos  
DNI N° 71752503



## **DEDICATORIA**

Dedico este trabajo a mis seres queridos Balvina Ramos, David Mamani y J. Jeff, cuyo incondicional apoyo, esfuerzo y sacrificio, han sido fundamentales a lo largo de mi formación universitaria y profesional. Su presencia ha sido una fuente constante de motivación y fortaleza.

## **AGRADECIMIENTO**

Agradezco profundamente al Laboratorio de Contaminantes Orgánicos y Ambiente de la Universidad Nacional de Moquegua, por brindarme las facilidades necesarias para llevar a cabo íntegramente el presente proyecto de investigación, especialmente, al proyecto “Presencia de residuos de antibiótico en el río Osmore, en agua potable de las ciudades de Ilo y Moquegua y su relación con la salud de la población”, aprobado con R.C.O. N° 310-2020-UNAM.

Asimismo, extiendo mi reconocimiento a la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, en especial a la Escuela de Posgrado, por ser un pilar fundamental en mi formación académica y profesional.

De igual manera, expreso mi gratitud a los distinguidos miembros del jurado, Dr. Nataniel Mario Linares Gutiérrez, Dr. Roberto Castellanos Cabrera y Dr. Henry Edgardo Nina Mendoza, cuyas observaciones y sugerencias enriquecieron significativamente este trabajo de investigación.

Finalmente, hago extensivo mi especial agradecimiento a mis mentores, Dr. Franz Zirena Vilca, Dra. Ingrid Maldonado Jiménez y Dr. Henry Edgardo Nina Mendoza, por su constante guía, dedicación y compromiso durante el desarrollo de esta investigación.

## ÍNDICE

DEDICATORIA .....	iv
AGRADECIMIENTO .....	v
RESUMEN .....	xii
ABSTRACT.....	xiii
INTRODUCCIÓN .....	1
CAPÍTULO I PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA .....	2
1.1 DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA .....	2
1.2 FORMULACIÓN DEL PROBLEMA.....	4
1.2.1 El problema principal.....	4
1.2.2 Problemas secundarios.....	4
1.3 JUSTIFICACIÓN EN IMPORTANCIA DE LA INVESTIGACIÓN....	5
1.4 OBJETIVOS .....	6
1.4.1 Objetivo general .....	6
1.4.2 Objetivos específicos .....	6
1.5 HIPÓTESIS.....	7
1.5.1 Hipótesis general.....	7
1.5.2 Hipótesis específicas .....	7
1.6 VARIABLES .....	8
1.6.1 Identificación de las variables.....	8

1.6.2	Definición operacional de las variables .....	9
1.7	Limitaciones .....	10
CAPÍTULO II MARCO TEÓRICO .....		11
2.1	ANTECEDENTE DEL PRESENTE ESTUDIO .....	11
2.1.1	Antecedentes internacionales .....	11
2.1.2	Antecedentes Nacionales .....	12
2.2	BASES TEÓRICAS PARA LA INVESTIGACIÓN.....	13
2.2.1	Antibiótico y Sulfametazina.....	13
2.2.2	Contaminantes emergentes.....	14
2.2.3	Ocurrencia y destino de los antibióticos .....	15
2.2.4	Implicancias de los antibióticos en especies acuáticas .....	16
2.2.5	Humedales construidos .....	17
2.2.6	Celdas de combustible microbiano .....	19
2.2.7	Sistemas combinados de humedades acopladas a celdas de combustible microbianas .....	23
2.3	DEFINICIÓN DE TÉRMINOS .....	26
CAPÍTULO III METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN .....		28
3.1	TIPO Y DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN.....	28
3.2	ÁMBITO TEMPORAL Y ESPACIAL .....	28
3.3	ACCIONES Y ACTIVIDADES PARA LA EJECUCIÓN DEL PROYECTO 30	

3.3.1	Cultivo de macrófitos ( <i>L. gibba</i> ) y producción de carbón vegetal..	30
3.3.2	Diseño y Operación de los humedales .....	31
3.3.3	Determinación de Sulfametazina en muestras de aguas para conocer la remoción	33
3.3.4	Registro de la biomasa de <i>Lemna gibba</i> .....	35
3.4	TRATAMIENTO DE DATOS .....	36
CAPÍTULO IV RESULTADOS DE LA INVESTIGACIÓN.....		37
4.1	Producción de voltaje en aguas residuales .....	37
4.2	Remoción de Sulfametazina en aguas residuales.....	41
4.2.1	Porcentaje de remoción de Sulfametazina por el sistema de humedales con celdas de combustible microbiano .....	42
4.3	Tiempo de remoción de residuos de Sulfametazina.....	46
4.4	Biomasa total de <i>Lemna gibba</i> .....	49
DISCUSIONES .....		53
CONCLUSIONES .....		58
RECOMENDACIONES.....		59
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....		60
ANEXO .....		73

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> Estructura química de una Sulfonamida.....	14
<b>Figura 2</b> Estructuras y propiedades básicas de la Sulfametazina .....	14
<b>Figura 3</b> Implicancias de los antibióticos en especies acuáticas.....	16
<b>Figura 4</b> Tipos de humedales construidos .....	19
<b>Figura 5</b> Celda de Combustible Microbiano de una sola cámara que consta de ambos electrodos en la misma cámara. ....	21
<b>Figura 6</b> Configuración de una celda de combustible microbiano de tipo flujo ascendente .....	23
<b>Figura 7</b> Representación esquemática de un humedal construido con celda de combustible microbiano.....	25
<b>Figura 8</b> Mapa de ubicación sobre la conducción del experimento.....	29
<b>Figura 9</b> Esquema del experimento .....	32
<b>Figura 10</b> Correlación entre el área y las concentraciones de la curva de calibración del analito de Sulfametazina .....	34
<b>Figura 11</b> Gráfico de producción de voltaje .....	39
<b>Figura 12</b> Gráfico sobre la eficiencia de remoción de Sulfametazina .....	45
<b>Figura 13</b> Grafico de la remoción de Sulfametazina en función al tiempo y los tratamientos.....	48
<b>Figura 14</b> Programación en la mufla para elaboración de electrodos de carbón vegetal .....	73
<b>Figura 15</b> Cultivo de Lemna gibba .....	73

<b>Figura 16</b> Electrodo de carbón vegetal .....	74
<b>Figura 17</b> Electrodo de barra de grafito .....	74
<b>Figura 18</b> Selección de Lemna gibba.....	75
<b>Figura 19</b> Pesado de Lemna gibba.....	75
<b>Figura 20</b> Estándar de Sulfametazina .....	76
<b>Figura 21</b> Añadiendo Concentración conocida de Sulfametazina al agua residual sintética .....	76
<b>Figura 22</b> Medición de parámetros del agua residual sintética.....	77
<b>Figura 23</b> Instalación del experimento .....	77
<b>Figura 24</b> Sistema de Humedal construido con celda de combustible microbiano .....	78
<b>Figura 25</b> Análisis de muestra de agua en el UHPLC-DAD .....	78
<b>Figura 26</b> Trituración de Lemna gibba .....	79
<b>Figura 27</b> Centrifugación de las muestras de Lemna gibba.....	79
<b>Figura 28</b> Muestra de Lemna gibba Centrifugada .....	80
<b>Figura 29</b> Muestra de Lemna gibba en el clean up .....	80
<b>Figura 30</b> Muestra de Lemna gibba en la microcentrífuga.....	81
<b>Figura 31</b> Análisis de Sulfametazina en tejido vegetal.....	81
<b>Figura 32</b> Cromatograma de Sulfametazina .....	82

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1</b> Identificación de tratamientos.....	28
<b>Tabla 2</b> Programación de modo gradiente de las fases móviles .....	33
<b>Tabla 3</b> Prueba de Normalidad para la producción de voltaje .....	37
<b>Tabla 4</b> Producción de voltaje de los electrodos barra de grafito y carbón vegetal.....	39
<b>Tabla 5</b> Concentración de Sulfametazina en el afluente, efluente y porcentaje de remoción .....	41
<b>Tabla 6</b> Prueba Normalidad para la remoción de Sulfametazina en aguas residuales...	42
<b>Tabla 7</b> Kruskal Wallis para la remoción de Sulfametazina en aguas residuales.....	43
<b>Tabla 8</b> Prueba de Dunn para la remoción de Sulfametazina .....	44
<b>Tabla 9</b> Supuesto de esfericidad para el tiempo de remoción de Sulfametazina.....	46
<b>Tabla 10</b> Efecto sobre la tasa de remoción de Sulfametazina en función al tratamiento, tiempo y la interacción entre tratamiento y tiempo .....	47
<b>Tabla 11</b> Prueba de Normalidad para la ratio de crecimiento relativo de la Lemna gibba .....	49
<b>Tabla 12</b> Ratio de crecimiento relativo de Lemna gibba en el sistema de tratamiento de agua.....	51
<b>Tabla 13</b> Peso de Lemna gibba al inicio y al final de experimento .....	52
<b>Tabla 14</b> Curva empleada para la calibración de Sulfametazina .....	83

## RESUMEN

La presencia de residuos de antibióticos como la Sulfametazina (SMZ) en aguas residuales, representa un desafío ambiental crítico, debido a su impacto negativo en los ciclos biogeoquímicos y la biodiversidad acuática. Este estudio evaluó la eficacia de sistemas de humedales con electrodos de carbón vegetal derivado de *Lemna gibba* y barras de grafito, combinados con la planta acuática *Lemna gibba*, para remover SMZ. El estudio se desarrolló en tres etapas: aclimatación de *Lemna gibba* en agua residual sintética, fabricación de electrodos mediante pirólisis a 400°C y 900°C, e instalación de humedales con diferentes configuraciones: carbón vegetal, grafito y un control sin electrodos. Durante 72 horas, se midió el voltaje y la remoción de SMZ, y se analizó la biomasa de *Lemna gibba* mediante extracción QuEChERS y análisis por UHPLC-DAD. Los resultados mostraron que los sistemas con electrodos promovieron significativamente la remoción de SMZ, alcanzando hasta un 100 % en el tratamiento con carbón vegetal, frente al 72,43 % del control. Además, el sistema con carbón vegetal fue más eficiente en la producción de voltaje comparado con el grafito. La biomasa de *Lemna gibba* no presentó cambios significativos y no se detectó acumulación de SMZ en su tejido, indicando baja absorción del compuesto por la planta. Estos hallazgos destacan el potencial del carbón vegetal como una alternativa viable y sostenible a los electrodos de grafito, ya que facilita tanto la conducción de electrones como la remoción efectiva de contaminantes. Este enfoque representa una solución prometedora para mitigar la contaminación por antibióticos y mejorar la calidad de las aguas residuales tratadas.

**Palabras Clave:** Contaminación ambiental, Procesos de biorremediación, Sistemas de tratamiento hídrico, Ciclos biogeoquímicos, Tecnologías sostenibles, Electroquímica aplicada

## ABSTRACT

The presence of antibiotic residues such as Sulfamethazine (SMZ) in wastewater represents a critical environmental challenge due to its negative impact on biogeochemical cycles and aquatic biodiversity. This study evaluated the effectiveness of wetland systems with electrodes made from charcoal derived from *Lemna gibba* and graphite bars, combined with the aquatic plant *Lemna gibba*, for removing SMZ. The study was carried out in three stages: acclimatization of *Lemna gibba* in synthetic wastewater, electrode fabrication through pyrolysis at 400°C and 900°C, and installation of wetlands with different configurations: charcoal, graphite, and a control without electrodes. Over 72 hours, energy production and SMZ removal were measured, and the biomass of *Lemna gibba* was analyzed using QuEChERS extraction and UHPLC-DAD analysis. The results showed that the systems with electrodes significantly promoted SMZ removal, achieving up to 100% removal with the charcoal treatment, compared to 72.43% for the control. Moreover, the system with charcoal was more efficient in voltage production compared to graphite. The biomass of *Lemna gibba* showed no significant changes, and no SMZ accumulation was detected in its tissue, indicating low absorption of the compound by the plant. These findings highlight the potential of charcoal as a viable and sustainable alternative to graphite electrodes, as it facilitates both electron conduction and effective pollutant removal. This approach represents a promising solution for mitigating antibiotic pollution and improving the quality of treated wastewater.

**Keywords:** Environmental pollution, Bioremediation processes, Water treatment systems, Biogeochemical cycles, Sustainable technologies, Applied electrochemistry

## INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de antibióticos, impulsada por la sobrepoblación mundial, ha generado preocupaciones ambientales significativas, debido a la excreción de hasta el 70 % de estos compuestos como metabolitos activos no metabolizados (Lucchetti et al., 2021). Esta situación ha incrementado las concentraciones de estos contaminantes emergentes, en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), destacando su incapacidad para eliminar completamente residuos de antibióticos en efluentes tratados (Saxena et al., 2021). En el caso de Perú, se han detectado trazas de antibióticos en efluentes de diversas ciudades, evidenciando una problemática nacional (Nieto-Juárez et al., 2021). Estas deficiencias, no solo representan riesgos ambientales, como la alteración de microbiomas acuáticos y el desarrollo de resistencia bacteriana, sino también, impactos tóxicos en organismos acuáticos, desde microalgas hasta peces, afectando los ciclos biogeoquímicos y a los ecosistemas acuáticos (K. Liu et al., 2020).

Ante este panorama, los métodos convencionales para la remoción de antibióticos, como los procesos de oxidación avanzada o biológicos, resultan costosos y demandan grandes recursos energéticos (Werkneh & Islam, 2023). Por ello, emergen alternativas innovadoras, como los humedales construidos con celdas de combustible microbiano (CW-MFC), que combinan interacción de microorganismos, macrófitos y sustratos, para lograr una eliminación eficiente de antibióticos; generando además, energía a través de reacciones redox (Hassan et al., 2021). Debido a ello, se evaluó la producción de voltaje y la remoción de residuos de SMZ, mediante el uso de electrodos de carbón vegetal y grafito, junto con *Lemna gibba* en sistemas de CW-MFC, buscando contribuir con soluciones sostenibles a esta problemática global.

## CAPÍTULO I

### PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

#### 1.1 DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

La sobrepoblación mundial ha generado el incremento de la demanda de antibióticos, curiosamente alrededor del 70 % de estos compuestos, son expulsados como metabolitos inalterados y activos, debido a su baja absorción y tasa metabólica en el organismo humano (Lucchetti et al., 2021); por tal motivo, a nivel mundial se incrementó la concentración de estos contaminantes emergentes, en plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) (Arun et al., 2022). Por otro lado; nuestro país, no es ajeno a esta situación, debido a que se ha detectado concentraciones en trazas de diversos antibióticos, en efluentes de aguas residuales municipales de Lima, Cusco, Puno y Juliaca (Nieto-Juárez et al., 2021); por consiguiente, queda evidenciada la ineficiencia de las PTARs para remover residuos de antibióticos; asimismo, se ha detectado genes de resistencia a los antibióticos en aguas residuales tratadas (Saxena et al., 2021); por lo tanto, es una fuente de propagación a la resistencia de estos compuestos, donde las bacterias pueden entrar en contacto con los antibióticos y adquirir resistencia. Por ejemplo, ensayos sobre la transformación genética utilizando el gen *mecA* en un *Staphylococcus aureus* sensible a los antibióticos, se volvió resistente en 24 h (Naquin et al., 2015); en ese sentido, este tipo de transformaciones es posible en fuentes agua que reciben aguas residuales tratadas, es ahí donde radica la importancia de contar con PTARs diseñadas para eliminar estos tipos de compuestos.

Es así que la remoción incompleta o parcial de residuos de antibióticos, representa una posible amenaza en ambientes acuáticos, debido a su fuerte persistencia ambiental (Q. Wu et al., 2021). Estudios han reportado concentraciones de este tipo de compuestos que varían de ng/L a µg/L en agua superficial, agua de mar e incluso agua subterránea (Yi et al., 2019; F. Li et al., 2020; Zainab et al., 2021); curiosamente, se ha mostrado que existe mayor concentración de antibióticos en aguas superficiales que reciben aguas residuales tratadas y en áreas densamente pobladas (J. Li et al., 2022). Por ejemplo, en nuestro país se detectó la presencia de residuos de Sulfametazina en aguas superficiales (ríos Torococha y Coata) registrando hasta concentraciones de 4.36 µg/L (Nieto-Juárez

et al., 2021b). Una vez que se introducen en el medio acuático, los antibióticos experimentan migración, hidrólisis, adsorción, fotodegradación y biodegradación (X. Liu et al., 2019). Estos procesos dinámicos están estrechamente relacionados y determinan conjuntamente el nivel de concentración y el proceso de degradación de los antibióticos en el medio acuático.

Debido a ello, la presencia de residuos de antibióticos en medios acuáticos, pueden alterar el microbioma del agua, induciendo el desarrollo de resistencia bacteriana y genes de resistencia a estos compuestos (Saxena et al., 2021); asimismo, Bawa-Allah & Ehimiyein (2022), reportaron que su presencia, puede tener efectos tóxicos sinérgicos contra los invertebrados acuáticos, como la especie *Daphnia magna*; además, la exposición a este tipo de contaminante, altera las respuestas antioxidantes y el sistema inmunitario en peces, así como también, el sistema de desarrollo, cardiovascular y metabólico (Yang et al., 2020). Más interesante aún, se ha demostrado que los antibióticos SMZ y Sulfametoxazol (SMX), tienen efectos adversos en las microalgas, como *Scenedesmus obliquus*, porque altera el sistema de control de especies reactivas de oxígeno (ROS), lo que conlleva a dañar su estructura celular y organelos, en consecuencia, influye en la disminución de fijación de carbono y nitrógeno (Xiong et al., 2019). Por otra parte, SMX se puede clasificar como tóxico para organismos fotosintéticos acuáticos; sin embargo, el pH y las condiciones de prueba son parámetros de importancia (Kovalakova et al., 2020). En síntesis, los impactos negativos a largo plazo en especies no objetivo, incluidos microorganismos, algas, macrófitos, zooplancton y peces, puede dar lugar a variaciones en los ciclos biogeoquímicos y en los ecosistemas acuáticos.

Para prevenir todos los efectos adversos que ocasionan los contaminantes emergentes, incluido los antibióticos, en la salud humana y la calidad ambiental, se ha propuesto varios métodos de remoción de antibióticos en el tratamiento de efluentes de PTAR, incluidos los procesos de oxidación avanzada (POA), procesos fisicoquímicos y biológicos; así también, la aplicación de lodos activados, no obstante estos métodos requieren mayores costes energéticos, financieros y espaciales (Werkneh & Islam, 2023); es por ello que, la comunidad científica busca nuevas alternativas para remover

antibióticos en aguas residuales; por ejemplo, se reportó que los humedales construidos con celdas de combustible microbiano (CW-MFC), lo cual consiste en la interacción de macrófitas, sustrato y celdas de combustible microbiano, logran remover hasta un 100 % de residuos de Cloranfenicol y Tetraciclina (Maldonado et al., 2023); además, en las celdas de combustible microbiano, los microorganismos juegan un papel fundamental en las reacciones redox, y la energía producida a través de estos microorganismos, mediante la transferencia de electrones, puede utilizarse para generar energía (Hassan et al., 2021). Por otro lado, el uso de carbón vegetal en un sistema de CW-MFC, parece ser un material para sustituir los electrodos de barras de grafito, ya que también son conductores de electrones.

## 1.2 FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

### 1.2.1 El problema principal

¿El uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito) asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, facilita la producción de voltaje e incrementa la remoción de residuos de Sulfametazina en aguas residuales?

### 1.2.2 Problemas secundarios

- a) ¿El uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito) asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, facilita la producción de voltaje en aguas residuales?
- b) ¿El uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito) asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, facilita la remoción de residuos de Sulfametazina en aguas residuales?
- c) ¿El uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito) asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, influencia en el tiempo de remoción de residuos de Sulfametazina en aguas residuales?
- d) ¿El uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito) asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, incrementa la biomasa total de la especie usada?

### 1.3 JUSTIFICACIÓN EN IMPORTANCIA DE LA INVESTIGACIÓN

Los antibióticos representan una preocupación importante debido a su presencia en efluentes de PTAR, lo cual puede generar efectos adversos sobre las especies en ecosistemas acuáticos y la salud humana. Estudios reportaron que las PTARs del Perú no están diseñadas para eliminar estos compuestos (Nieto-Juárez et al., 2021). Además, la exposición continua de las bacterias a los antibióticos, puede activar genes de resistencia a los antibióticos (ARG), los cuales pueden transferirse entre bacterias ambientales y patógenas, esta transferencia permite a las bacterias sobrevivir y reproducirse en presencia de antibióticos, incluso a dosis letales (Melendez-Marmolejo et al., 2020). Dichas bacterias resistentes (ARB) y sus genes (ARG), pueden ser transmitidos a los seres humanos a través del consumo de agua y alimentos contaminados (Sorinolu et al., 2021).

Las especies acuáticas, incluyendo la flora y fauna, están expuestas a residuos de antibióticos, dado que diversos cuerpos de agua, como los ríos, reciben vertimientos provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Ante esta situación, cobra especial relevancia la búsqueda de alternativas para remover antibióticos en efluentes de PTAR. Una de las opciones más prometedoras son los humedales artificiales construidos con celdas de combustible microbianas, que utilizan electrodos, como las barras de grafito. Esta tecnología, que combina la generación de electricidad con la remoción de antibióticos, es respetuosa con el ambiente. Sin embargo, para optimizar los costos, se propone utilizar materiales como *Lemna gibba*, una especie de planta acuática que crece rápidamente en la bahía del lago Titicaca. Esta planta podría emplearse para fabricar electrodos de carbón vegetal, sustituyendo así las barras de grafito. El carbón vegetal representa una alternativa económicamente viable debido a la menor demanda de insumos en comparación con el grafito. Además, su disponibilidad es mayor y más accesible, lo que podría facilitar la implementación de esta tecnología en diversas zonas geográficas del país.

Los Hallazgos de este estudio, buscan contribuir al conocimiento regional, nacional e internacional, ya que el problema de la presencia de antibióticos y sus efectos adversos en medios acuáticos, también se presenta en otras partes del mundo. Además, permitirán tomar decisiones orientadas a la prevención de riesgos para la salud humana y

el ambiente. Finalmente, este estudio podría servir de base para investigaciones posteriores en campos afines al tema.

## 1.4 OBJETIVOS

### 1.4.1 Objetivo general

Evaluar si el uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito), asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, facilita la producción de voltaje e incrementa la remoción de residuos de Sulfametazina en aguas residuales.

### 1.4.2 Objetivos específicos

- Analizar si el uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito), asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, facilita la producción de voltaje en aguas residuales.
- Estudiar si el uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito), asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, facilita la remoción de residuos de Sulfametazina en aguas residuales.
- Comparar si el uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito), asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, influencia en el tiempo de remoción de residuos de Sulfametazina en aguas residuales.
- Estimar si el uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito), asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, incrementa la biomasa total de la especie usada.

## 1.5 HIPÓTESIS

### 1.5.1 Hipótesis general

El uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito), asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, facilita la producción de voltaje e incrementa la remoción de residuos de Sulfametazina en aguas residuales.

### 1.5.2 Hipótesis específicas

- a) El uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito), asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, facilita la producción de voltaje en aguas residuales.
- b) El uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito), asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, facilita la remoción de residuos de Sulfametazina en aguas residuales.
- c) El uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito), asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, influencia en el tiempo de remoción de residuos de Sulfametazina en aguas residuales.
- d) El uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito), asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, incrementa la biomasa total de la especie usada.

## 1.6 VARIABLES

### 1.6.1 Identificación de las variables

#### **VI: Variable Independiente**

Tipo de electrodo: Representa la variación en el tipo de electrodo utilizado en el humedal, construido con celdas de combustible microbiano. En este caso, el electrodo con carbón vegetal, el electrodo con barra de grafito.

Tiempo de exposición: Representa el tiempo de exposición a Sulfametazina en el humedal construido con celdas de combustible microbiano.

#### **VD: Variable dependiente**

- Producción de voltaje: Es la variable que mide la producción de voltaje.
- Eficiencia de Remoción de residuos de Sulfametazina: Es la variable que mide el grado de eliminación de Sulfametazina en las aguas residuales tratadas mediante el sistema propuesto, en donde se midió la concentración inicial y final.
- Tiempo de remoción de residuos de Sulfametazina: Representa el comportamiento de la tasa de remoción de Sulfametazina en función al tiempo y los tratamientos (control, electrodo de carbón vegetal y electrodo de barra de grafito).
- Biomasa total de la especie *Lemna gibba*: Representa el nivel de toxicidad de Sulfametazina sobre *Lemna gibba*.

## 1.6.2 Definición operacional de las variables

### Operación del Variables

**Objetivo:** Analizar si el uso de electrodos (carbón vegetal de *Lemna gibba* y barras de grafito) asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, facilita la producción de voltaje en aguas residuales.

Variable	Dimensión	Indicador	Valor final (unidad)	Tipo de variable	
Variable Independiente	Electrodos	Electrodos de carbón vegetal y barras de grafito	cm <sup>3</sup> o m <sup>3</sup>	Numérico continuo	
	Tiempo de exposición	Tiempo de exposición	Número de días	Numérico continuo	
Variable Dependiente	Producción de voltaje	Producción de voltaje	V	Numérico continuo	
	Remoción de antibióticos	Concentración inicial y final del antibiótico (Sulfametazina)	µg/L	Numérico continuo	
	Tiempo de remoción de antibiótico	Concentración del antibiótico (Sulfametazina) durante las 5 mediciones	µg/L	Numérico continuo	
	Biomasa total de <i>Lemna gibba</i>		Peso inicial y final de la biomasa de la especie <i>Lemna gibba</i> .	Gramos	Numérico continuo
			Concentración de Sulfametazina en tejido vegetal	µg/g	Numérico continuo

## 1.7 Limitaciones

El estudio presenta varias limitaciones que deben considerarse para futuras investigaciones. En primer lugar, se llevó a cabo en un entorno controlado y a pequeña escala, lo que lo convierte en un estudio piloto que no puede reflejar con exactitud las condiciones reales de tratamiento de aguas residuales a gran escala. Asimismo, el estudio no evalúa el proceso de degradación microbiana del compuesto. Otro aspecto relevante que no se abordó, fue el análisis de la viabilidad económica del sistema propuesto, lo que podría ser crucial para determinar su aplicabilidad en contextos más amplios. A pesar de estas limitaciones, el estudio constituye una base sólida de conocimiento que puede servir para investigaciones futuras, relacionadas con la remoción de contaminantes farmacéuticos. Además, ofrece una oportunidad para sensibilizar a la población sobre los efectos de los productos farmacéuticos en los ecosistemas acuáticos, así como para orientar a los gobiernos locales, regionales y nacionales en la toma de decisiones y la implementación de políticas para la gestión de contaminantes orgánicos.

## **CAPÍTULO II**

### **MARCO TEÓRICO**

#### **2.1 ANTECEDENTE DEL PRESENTE ESTUDIO**

##### **2.1.1 Antecedentes internacionales**

Cheng et al., (2023) Reportaron que las MFC son altamente eficientes en la degradación de algunos antibióticos bacterianos ampliamente utilizados y en la generación de electricidad. Asimismo, revelaron que las propiedades de tinción de Gram de las comunidades microbianas ejercen una influencia considerable en el desempeño de las celdas de combustible microbiano (MFC); además, reportaron que la MFC mostró una eficiencia de degradación del 92,5 % contra el antibiótico de amplio espectro Cefepima, con una densidad de potencia máxima de 263,6 mW/cm<sup>2</sup>. Además, se encontró que las bacterias grampositivas en el ánodo, eran más resistentes al antibiótico Vancomicina, lo que resultó en un aumento del 13,7 % en la potencia máxima del sistema. Por otro lado, los exoelectrógenos en las colonias mixtas mostraron una baja tasa de degradación frente a antibióticos. Por lo tanto, sus hallazgos brindan una nueva perspectiva para explorar las características de los exoelectrógenos funcionales en función de las respuestas microbianas a los antibióticos.

Xu et al., (2023) Reportaron la eliminación de nitrógeno y Sulfametoxazol (93,60 % ) mejorados significativamente por los MFC-CW que contiene sustrato de coque, ya que revelaron la mejora de la abundancia relativa de vías de transporte de membrana, metabolismo de aminoácidos y metabolismo de carbohidratos. Los resultados indicaron que, el sustrato de coque puede generar más energía eléctrica en MFC-CW. Por otro lado, Firmicutes, Proteobacteria y Bacteroidetes fueron filos dominantes en las MFC-CW y MFC-CW con sustrato de coque, ya que planteó efectos significativos en la diversidad y estructura microbiana, lo que motivó a los microbios funcionales involucrados en la transformación de antibióticos y la generación de nitrógeno y bioelectricidad. Dado el rendimiento general de MFC-CW, se descubrió que el empaque con sustrato rentable en la región del electrodo de MFC-CW es una estrategia eficaz para eliminar simultáneamente los antibióticos y el nitrógeno en el tratamiento de aguas residuales.

W. Wu & Li. (2023) Mencionan que las celdas de combustible microbiano termofílico (55 °C) a 0,8 V lograron la mayor eficiencia de eliminación total de antibióticos de 58,7 %, debido al aumento de la actividad bioelectroquímica para los ánodos y la actividad microbiana en el lodo en suspensión. Se facilitó la migración sólido-líquido de antibióticos, lo que tuvo una correlación positiva significativa con la eliminación de antibióticos. *Geobacter* y *Thermincola* fueron bacterias dominantes en las biopelículas de ánodo a 37 ° C y 55°C, respectivamente.

S. Li et al. (2023) Evidencian que la tetraciclina (TC) se puede degradar en celdas de combustible microbianas (MFC), de manera rápida y eficiente, por el efecto sinérgico del metabolismo microbiano y la estimulación eléctrica. Diferentes concentraciones de TC tuvieron diferentes efectos en el rendimiento bioeléctrico de las MFC. Entre ellos, 10 mg/L TC promovieron las propiedades bioeléctricas de las MFC, la densidad de potencia máxima alcanzó  $1744,4 \pm 74,9$  mW/cm<sup>2</sup>. Además, demostraron que *Geobacter* y *Chryseobacterium* eran las especies dominantes en la biopelícula del ánodo, mientras que *Azoarcus* y *Pseudomonas* eran las especies prominentes en el efluente, y la concentración inicial de TC afectó a la composición de la comunidad bacteriana. Además, la adición de TC aumentó la abundancia relativa de genes de resistencia a la estreptomycin, sulfonamida, fluoroquinolonas, fenicol y genes de resistencia relacionadas con tetraciclina en los reactores, lo que indica que un solo antibiótico podría promover la expresión de resistencia relacionada con sí mismo, así como la expresión de otros ARG.

### **2.1.2 Antecedentes Nacionales**

Maldonado et al., (2023) Evaluaron diferentes combinaciones de plantas, sustratos y celdas de combustible microbianas. Todos los tipos de humedales mostraron eficiencia en la eliminación de los antibióticos, con una absorción promedio de 3.13 µg/g de tetraciclina y 0.36 µg/g de cloranfenicol en las plantas. Además, se observaron mejoras en los parámetros fisicoquímicos del agua tratada, como el oxígeno, el potencial de oxidación-reducción y el pH. Aunque no se encontró un humedal ideal, todas las combinaciones fueron efectivas en la remoción antibióticos. La generación de energía eléctrica en los humedales se vio inicialmente afectada por los antibióticos, pero aumentó con el tiempo. En resumen, los humedales artificiales con plantas, sustratos y celdas de

combustible microbianas demostraron ser una opción eficiente para remover tetraciclina y cloranfenicol en aguas.

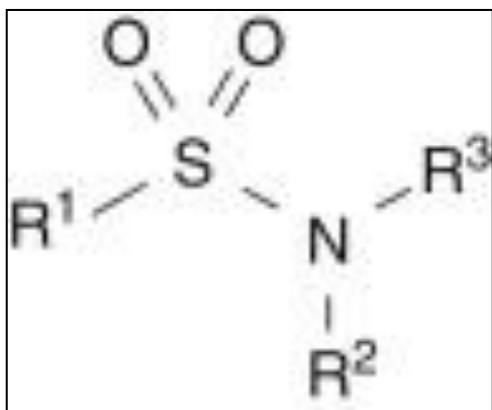
Ccora Repuello et al., (2020) Investigaron el empleo de celdas de combustible microbiano para la producción de electricidad y el tratamiento de aguas residuales urbanas. Se utilizaron electrodos de grafito y aluminio diferentes tamaños, mientras que el sustrato consistió en una muestra de agua residual de una comunidad rural en Perú. Durante un período de 12 días, se registraron datos de voltaje, corriente y conductividad para evaluar el desempeño energético de las celdas. Los resultados mostraron que las celdas con electrodos de 64 cm<sup>2</sup> lograron una mayor eficiencia en la generación de electricidad. Asimismo, se constató una reducción significativa en la DQO, la presencia de coliformes termotolerantes y la turbidez del agua residual, mientras que el pH permaneció estable. En conclusión, las celdas de combustible microbiano (MFC) representan una alternativa viable para la producción de energía sostenible y el tratamiento eficiente de aguas residuales municipales.

## **2.2 BASES TEÓRICAS PARA LA INVESTIGACIÓN**

### **2.2.1 Antibiótico y Sulfametazina**

Los antibióticos pueden tener dos efectos principales sobre las bacterias: actúan como bacteriostáticos, lo que significa que impiden su crecimiento y reproducción sin destruirlas, o como bactericidas, eliminando las bacterias. Aunque originalmente el término se usaba para describir sustancias biológicas como la penicilina, hoy en día también se aplica a compuestos semisintéticos o totalmente sintéticos creados en laboratorio. Los antibióticos se agrupan en varias clases, entre las que se encuentran las quinolonas, sulfonamidas, tetraciclinas, macrólidos, entre otras (Wilson, 2019).

El antibiótico SMZ pertenece a la familia de las Sulfamidas. La estructura básica de una sulfonamida contiene un átomo de azufre unido a un átomo de nitrógeno, otro grupo funcional ( $R^1$ ) y doble enlace a dos moléculas de oxígeno. La sulfadiazina, elimina las bacterias que causan infecciones, especialmente infecciones en las vías urinarias (Dorn & Volcheck, 2017).

**Figura 1***Estructura química de una Sulfonamida*

(Dorn &amp; Volcheck, 2017)

**Figura 2***Estructuras y propiedades básicas de la Sulfametazina*

Antibiotics	Molecular weight	log $K_{ow}$	Structure
Sulfamethazine (SMT) $C_{12}H_{14}N_4O_2S$	278.3	0.80	

(Zhao et al., 2021)

### 2.2.2 Contaminantes emergentes

Los contaminantes emergentes se definen estrictamente como "cualquier sustancia química sintética o natural, o cualquier microorganismo que no se controle comúnmente en el medio ambiente, pero que tenga el potencial de ingresar al medio ambiente y causar efectos adversos conocidos o sospechados sobre la ecología y/o la salud humana" (Smital, 2008). Debe tenerse en cuenta que la mayoría de los contaminantes emergentes no son nuevas sustancias contaminantes que acaban de llegar al medio

ambiente. En realidad, la mayoría de los contaminantes emergentes son sustancias contaminantes comunes que se ha descubierto que tienen un efecto dañino o una forma de actuar recientemente demostrada. Entonces, cuando decimos que algo es "emergente", no solo hablamos del contaminante en sí, sino también de la preocupación creciente sobre ese contaminante. Por eso, a menudo se les llama "sustancias químicas que preocupan" a los contaminantes emergentes.

Los contaminantes emergentes se clasifican en diferentes tipos: medicamentos, productos de cuidado personal, químicos utilizados en detergentes, sustancias que hacen los plásticos flexibles, pesticidas y químicos retardantes de fuego (Tremblay et al., 2016). Esta vez vamos a hablar sobre medicamentos específicos, como los antibióticos.

Para resolver el problema de los contaminantes emergentes, es importante utilizar un enfoque que involucre varias disciplinas. Hay muchas cosas que todavía no sabemos sobre los nuevos contaminantes. Los científicos en química, biología y medio ambiente necesitan trabajar juntos para llenar esos vacíos con información. Los expertos en sustancias tóxicas serán muy importantes para descubrir cómo estos productos afectan a nuestra salud y al medio ambiente. Finalmente, es crucial que la gente se dé cuenta del problema cada vez mayor de los productos químicos contaminantes. De esta manera, se puede presionar a las agencias reguladoras como la EPA para que aborden este tema.

### **2.2.3 Ocurrencia y destino de los antibióticos**

La disposición inadecuada de los fármacos no utilizados en hospitales y las plantas de tratamiento de aguas residuales suelen ser las principales fuentes de liberación de residuos de antibióticos (Girijan et al., 2020). Esto se debe a varios factores, en primer lugar, las plantas de tratamiento no están diseñadas para remover compuestos farmacéuticos, como los antibióticos, ya que suelen encontrarse en concentraciones trazas, en consecuencia, persisten a lo largo del proceso de tratamiento (Nieto-Juárez et al., 2021b). Otro desafío, es la falta de monitoreo y regulación específica de los antibióticos en el agua residual tratada. En muchos casos, no existen límites de descarga establecidos para estos compuestos, lo que limita los esfuerzos para controlar y mejorar la remoción de antibióticos en PTAR. Por lo tanto, estos compuestos pueden afectar

negativamente los ecosistemas acuáticos y promover la aparición de bacterias resistentes a los antibióticos, lo que representa un riesgo para la salud humana.

#### 2.2.4 Implicancias de los antibióticos en especies acuáticas

Se han desarrollado varios métodos para determinar la presencia de antibióticos y medir sus concentraciones en el tejido de Salmón, mediante técnicas de cromatografía líquida/espectrometría de masas (LC/MS) (Pleasant et al., 1992). Se ha reportado que residuos de antibióticos se acumulan en tejidos hepáticos de los peces, en aguas debajo de las plantas de tratamiento de aguas residuales, seguidos de los tejidos cerebrales, musculares y branquiales (J. Liu et al., 2015). Asimismo, las plantas acuáticas son estresadas por los antibióticos, lo cual provoca la mala dirección de los electrones, o la incapacidad de transferirlos correctamente en el proceso de la fotosíntesis, lo cual provoca la sobreproducción de radicales libres o ROS en plantas, lo cual puede alterar la homeostasis celular y promover el daño irreversible a proteínas lípidos, carbohidratos y ADN que finalmente resulta en estrés oxidativo, lo cual influye en la disminución de fijación de carbono y nitrógeno; Sin embargo, las plantas poseen enzimas muy eficientes y sistemas de defensa antioxidante no enzimáticos como los compuestos fenólicos, ambos sistemas trabajan en conjunto para controlar los radicales libres y proteger células vegetales del daño oxidativo (Gill & Tuteja, 2010). No obstante, estudios demostraron los cambios fisiológicos en plantas acuáticas inducidos por antibióticos, que se detalla a continuación:

#### Figura 3

*Implicancias de los antibióticos en especies acuáticas*



(J. Liu et al., 2015)

### **2.2.5 Humedales construidos**

Los humedales construidos (CW) son sistemas diseñados para imitar los sistemas de humedales naturales para el tratamiento de aguas residuales. Estos sistemas, compuestos principalmente de vegetación, sustratos, suelos, microorganismos y agua, utilizan procesos complejos que involucran mecanismos físicos, químicos y biológicos para eliminar diversos contaminantes o mejorar la calidad del agua (H. Wu et al., 2015). Están creados para utilizar diversos procesos que tienen lugar en los humedales naturales, pero en un entorno más supervisado. Algunos de estos sistemas han sido diseñados y operados específicamente para el tratamiento de efluentes, mientras que otros han sido implementados con fines múltiples, como utilizar los efluentes tratados como fuente de agua para la creación y restauración de hábitats de humedales para la vida silvestre, su reutilización en la agricultura o la mejora del entorno ambiental.

Los primeros experimentos con el uso de plantas de humedales para el tratamiento de aguas residuales se llevaron a cabo en Alemania en la década de 1950, pero los sistemas a gran escala se construyeron solo a fines de la década de 1960, los humedales construidos se han utilizado tradicionalmente para tratar aguas residuales municipales, pero durante las últimas dos décadas, la aplicación de humedales construidos se aplica con éxito a muchos tipos de aguas residuales (Vymazal, 2014).

#### **2.2.5.1 Tipos de humedales construidos**

Los humedales diseñados para el tratamiento de efluentes se suelen categorizar en dos tipos según su hidrología: humedales de superficie con agua libre (FWS) y humedales de flujo subterráneo (SSF). Este último puede subdividirse en humedales de flujo subterráneo vertical (CW-SSF vertical) y humedales de flujo subterráneo horizontal (CW-SSF horizontal).

##### **a) Humedales construidos con superficie de agua libre**

Los humedales artificiales con flujo superficial (CW-FWF), son áreas que consisten en canales o cuencas con un sustrato que permite que las plantas crezcan, mientras que el agua fluye a poca profundidad. La baja profundidad del agua, la velocidad

lenta del flujo y la presencia de plantas y restos vegetales ayudan a controlar el paso del agua. En canales largos y estrechos, esto asegura que el agua fluya de manera continua. Estos sistemas generalmente tienen zonas aireadas, especialmente cerca de la superficie del agua debido a la difusión atmosférica, zonas anóxicas y anaeróbicas dentro y cerca de los sedimentos (Vymazal, 2014).

Los microorganismos presentes en el agua y sedimento son responsables de descomponer los compuestos orgánicos, tanto con oxígeno en el agua como sin oxígeno en el fondo. La manera en que se descomponen estos compuestos depende del equilibrio entre la cantidad de carbono y oxígeno disponible. El oxígeno llega al agua a través de la difusión desde el aire y por el proceso de fotosíntesis de las plantas acuáticas (Gracia-Marín et al., 2024). En los CW FWS con macrófitos flotantes, las plantas cubren completamente la superficie del agua, lo que impide que la luz llegue a la columna de agua, como resultado, el crecimiento de las algas es muy limitado y pueden prevalecer condiciones anóxicas/anaeróbicas debido a la falta de fotosíntesis de las algas.

#### **b) Humedales construidos con flujo subterráneo horizontal**

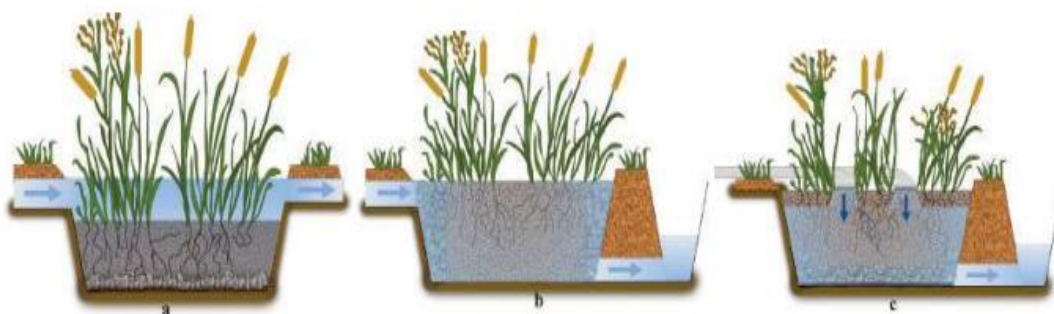
En los humedales construidos con flujo subterráneo horizontal, las aguas residuales se introducen en la entrada y fluyen lentamente a través del medio poroso (como tierra, arena o grava) bajo la superficie, recorriendo un camino horizontal hasta llegar al extremo de salida, donde se recogen antes de ser expulsadas a través de un sistema de control de nivel. Durante este recorrido, las aguas residuales pasan por diferentes zonas, que incluyen áreas con oxígeno (aeróbicas), anóxicas y anaeróbicas. Las áreas con oxígeno se encuentran cerca de las raíces y rizomas de las plantas, que liberan oxígeno al sustrato (Saeed et al., 2022). La materia orgánica se descompone en este sistema mediante procesos microbianos, tanto aeróbicos como anaeróbicos, complementando con la sedimentación y filtración. Además, en este sistema prevalecen los procesos anóxicos/anaeróbicos, mientras que los procesos aeróbicos ocurren solo en pequeñas áreas cercanas a las raíces de las plantas, donde el oxígeno se difunde, y en una capa superficial donde el oxígeno puede provenir del aire.

### c) Humedales construidos con flujo subterráneo vertical

Son sistemas de tratamiento de aguas residuales, en los que el fluido circula de arriba hacia abajo a través de materiales como arena o grava. En lugar de fluir horizontalmente como en otros tipos de humedales, el agua entra por la parte superior y baja por el sustrato. El agua en estos humedales entra en contacto con las raíces de las plantas y con pequeños organismos en el sustrato, que ayudan a limpiar el agua al descomponer los contaminantes. Las raíces de las plantas también liberan oxígeno, lo que facilita la eliminación de sustancias no deseadas (Saeed et al., 2022).

#### Figura 4

*Tipos de humedales construidos*



*Nota: a) CW de flujo superficial b) CW flujo horizontal subsuperficial c) CW flujo vertical (Montenegro-Rosero et al., 2019).*

#### 2.2.6 Celdas de combustible microbiano

Una celda de combustible microbiana (MFC) es un dispositivo bioelectroquímico que genera energía eléctrica aprovechando la energía de los enlaces químicos de un sustrato orgánico, en condiciones de bajo oxígeno, gracias a la acción de microorganismos electroactivos, como *Nocardia*, *E. coli*, entre otros. En 1931, se descubrió una MFC que consistía en celdas de combustible individuales conectadas en serie, compuestas por bacterias que formaban una pila (Bullen et al., 2006). Desde entonces, se han realizado esfuerzos para aprovechar el potencial de las MFC. Debido a sus ventajas, como la producción de energía ecológica y económica, y su relevancia para

los objetivos de desarrollo sostenible (Bajracharya et al., 2016), las MFC han ganado importancia.

Propiedades exclusivas de los MFC que los hacen más ventajosos que cualquier otra técnica de bioenergía son:

- La eficiencia de conversión de energía química en energía eléctrica es mayor.
- Pueden trabajar a diferentes temperaturas (20–40 °C), pH ácido o básico, con una variedad de aceptores de electrones, etc.
- No requieren aireación externa ya que el cátodo puede ser aireado pasivamente.

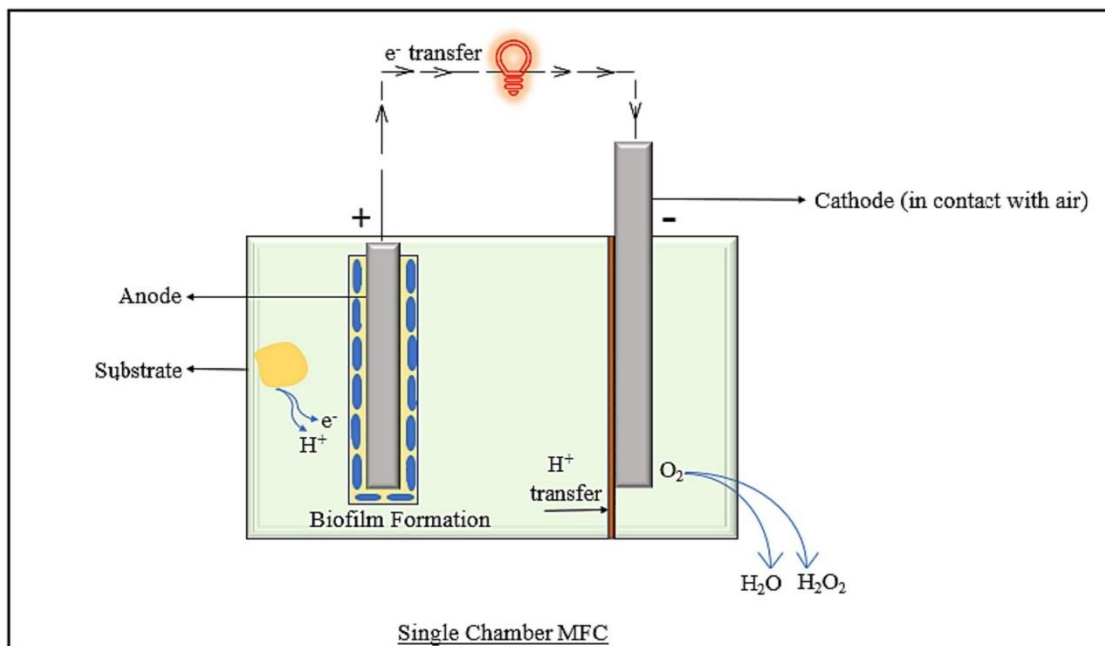
#### ***2.2.6.1 Clasificación de las celdas de combustible microbiano***

##### **a) Celdas de combustible microbiano de una sola cámara**

Está compuesta principalmente por dos electrodos: el ánodo y el cátodo, que son las partes encargadas de generar energía. Estos electrodos pueden estar en la misma cámara o estar separados por una membrana de intercambio de protones (PEM), que permite el paso de protones del ánodo al cátodo. Los protones (iones de hidrógeno,  $H^+$ ) se generan en el ánodo durante la reacción bioquímica, y a través de la PEM, estos protones se trasladan hacia el cátodo (Nimje et al., 2012). Este movimiento es esencial para la producción de energía. La difusión de oxígeno desde el cátodo hacia el ánodo y la contaminación por microorganismos pueden reducir la eficiencia de la MFC. Estos factores pueden interferir con las reacciones y disminuir la generación de energía (Sangrulkar et al., 2023).

### Figura 5

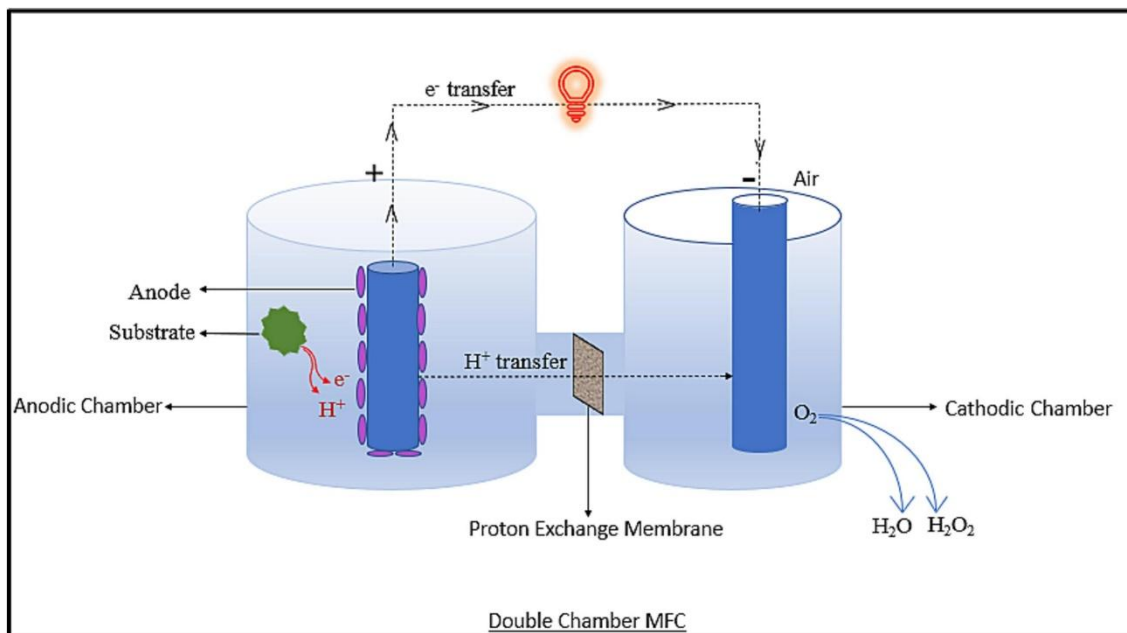
*Celda de Combustible Microbiano de una sola cámara que consta de ambos electrodos en la misma cámara.*



(Sangrulkar et al., 2023)

#### b) Celdas de combustible microbiano de doble cámara

Las celdas de combustible microbianas (MFC) de doble cámara, son dispositivos bioelectroquímicos que se componen de dos compartimentos separados: el ánodo y el cátodo. En este tipo de MFC, el ánodo contiene el sustrato orgánico, que es descompuesto por microorganismos para generar electricidad, mientras que el cátodo contiene un fluido catolito, como aire, que facilita la transferencia de electrones. La conexión entre el ánodo y el cátodo se realiza a través de una membrana de intercambio de protones (PEM) y los electrones viajan a través de un circuito externo, generando energía. Dependiendo del fluido usado en el cátodo, como el aire, se puede clasificar como una MFC de doble cámara aire-cátodo (Sangrulkar et al., 2023). Sin embargo, un reto de este tipo de MFC es que el pH dentro de la celda puede variar debido a la distribución desigual de iones, lo que puede generar inestabilidad y afectar la eficiencia del sistema.



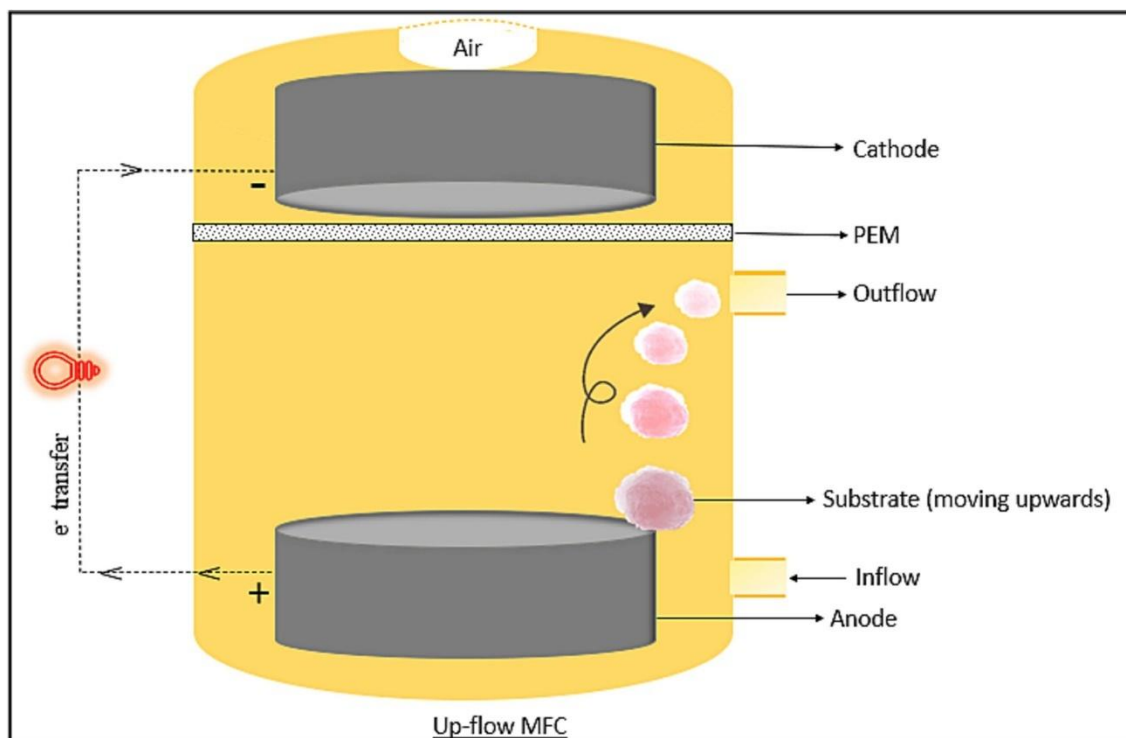
(Sangrulkar et al., 2023).

### c) Celda de combustible de flujo ascendente

El MFC de flujo ascendente es un dispositivo con forma de columna, donde el cátodo se ubica en la parte superior y el ánodo en la inferior, sin una membrana que los separe. En este sistema, el sustrato fluye desde el extremo inferior hacia el superior, impulsado por una fuente de alimentación externa que crea una diferencia de potencial entre ambos electrodos (Marassi et al., 2020). Sin embargo, una de las principales limitaciones de este tipo de MFC es el alto costo de energía necesario para bombear el sustrato del ánodo al cátodo, lo que supera la energía generada por el sistema. Por esta razón, este tipo de MFC se usa principalmente para tratar aguas residuales en lugar de ser utilizado para la producción de energía. Aunque el MFC de flujo ascendente, al no tener membrana, puede generar una alta densidad de potencia ( $270 \text{ mW/m}^2$ ), su eficiencia es menor (49,6 %) debido a la inestabilidad del sistema (Ismail & Jaeel, 2013). Esta inestabilidad se debe a la diferencia en la concentración de iones entre los electrodos.

**Figura 6**

*Configuración de una celda de combustible microbiano de tipo flujo ascendente*



(Sangrulkar et al., 2023).

### 2.2.7 Sistemas combinados de humedales acopladas a celdas de combustible microbianas

Los humedales construidos tienen un ambiente aeróbico en la interfaz aire-agua superior y una capa inferior anaeróbica, que establece un gradiente redox estratificado existente naturalmente que es altamente consistente con las condiciones operativas de las MFC (Srivastava et al., 2019). Esto hace que las MFC sean compatibles con los humedales construidos. Por lo tanto, los investigadores han incorporado un ánodo de MFC en la capa inferior de un CW mientras colocan el cátodo de MFC en la capa superficial para formar la novedosa tecnología de celda de combustible microbiana acoplada a humedal construido (CW-MFC) (W. Wang et al., 2020). Por lo tanto, CW-MFC es un sistema híbrido que emplea la sinergia entre CW y MFC para el tratamiento de efluentes de PTAR y la generación de energía. El sistema combina las ventajas de los dos sistemas de manera económica y eficaz, capaces de lograr altos niveles de tratamiento

de aguas residuales y bioenergía (Miwornunyuie et al., 2025). El mecanismo de la MFC implica la oxidación del sustrato orgánico (biomasa) por bacterias electroquímicamente activas, que rompen el enlace atómico, lo que da como resultado la liberación de electrones que se mueven hacia el ánodo a través de membranas de intercambio de protones en un circuito externo que genera corriente. El funcionamiento general de la MFC incluye 2 reacciones: oxidación en el ánodo y reducción en el cátodo (Sangrulkar et al., 2023).



### 2.3 DEFINICIÓN DE TÉRMINOS

**Antibióticos:** Los antibióticos actúan como bacteriostáticos (previenen el desarrollo y multiplicación bacteriana) y bactericidas (provocan la lisis bacteriana). Anteriormente, este término se refería a sustancias biológicas como la penicilina o la estreptomina, pero actualmente también incluye sustancias semisintéticas o sintéticas fabricadas en laboratorio. Los antibióticos se clasifican en diferentes grupos como aminoglucósidos, betalactámicos, anfenicoles, glucopéptidos, lincosamidas, nitroimidazol, oxazolidinona, quinolonas, rifamicinas, sulfonamidas, tetraciclinas, miscelánea y macrólidos (Wilson, 2019).

**Planta de tratamiento de agua residual:** Conocida también como Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR), es un sistema de procedimientos y actividades diseñados para purificar las aguas residuales antes de su descarga en cuerpos de agua. Su propósito es evitar posibles efectos negativos sobre la salud humana y los ecosistemas acuáticos. El proceso de depuración en una PTAR consta de un pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario (para eliminar materia orgánica soluble y suspendida, así como patógenos y otros contaminantes) y un tratamiento terciario (para la eliminación de contaminantes específicos como nitratos, metales, patógenos, pesticidas, entre otros) (Belzona Inc., 2010).

**Celdas de combustible microbiano:** Son dispositivos para el tratamiento de agua residual y la generación de energía simultánea, esto se logra mediante el uso de microorganismos como biocatalizadores, los cuales oxigenan la materia orgánica e inorgánica generando una gran cantidad de electrones, que al ser recolectados en un electrodo (ánodo) se convierte en energía eléctrica (Montenegro-Rosero et al., 2019).

**Electrodos:** Los electrodos compuestos de biocarbón poseen una mayor eficiencia (41-43 %) que los tradicionales compuestos de gránulos de grafito (35 %) (Huggins et al., 2014). El biocarbón preparado a partir de cáscaras de sandía se puede emplear como cátodo en MFC debido a su alto contenido de nitrógeno y excelente área electroquímica activa (Zhong et al., 2019).

**Fitodepuración:** Es un proceso de tratamiento de aguas que utiliza plantas acuáticas, como *Lemna gibba*, para remover impurezas y mejorar la calidad del agua. Las plantas acuáticas pueden absorber y metabolizar compuestos tóxicos, incluidos los residuos de antibióticos, ayudando así en su eliminación del agua.

**Remoción de antibióticos en aguas residuales:** Existen diversos métodos y tecnologías utilizados para la remoción de residuos de antibióticos en aguas residuales, como la oxidación avanzada, los procesos fisicoquímicos y biológicos, y la utilización de lodos activados. La electrocoagulación y la fitodepuración han mostrado ser alternativas prometedoras y sostenibles para eliminar estos contaminantes emergentes.

**Toxicidad y evaluación de riesgos:** La toxicidad de los residuos de Sulfametazina y otros antibióticos en ambientes acuáticos puede afectar a diferentes organismos no objetivos. La evaluación de riesgos es importante para determinar los posibles impactos en la salud y el ecosistema y para establecer límites seguros de exposición.

## CAPÍTULO III

### METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

#### 3.1 TIPO Y DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

De acuerdo con el enfoque de la investigación, esta es de tipo cuantitativo.

El diseño de investigación del presente estudio es experimental, ya que se evaluaron la generación de energía y la tasa de remoción de Sulfametazina, mediante el uso de electrodos de carbón vegetal y grafito, junto con *Lemna gibba*, en humedales construidos. El experimento consistió en tres tratamientos (control, electrodo de carbón vegetal y barra de grafito), y cada tratamiento incluyó tres réplicas.

**Tabla 1**

*Identificación de tratamientos*

Diseño completamente al azar			
Repeticiones	Control	Electrodo de Carbón Vegetal	Electrodo de Barra de grafito
1	$Y_{11}$	$Y_{21}$	$Y_{31}$
2	$Y_{12}$	$Y_{22}$	$Y_{32}$
3	$Y_{13}$	$Y_{23}$	$Y_{33}$

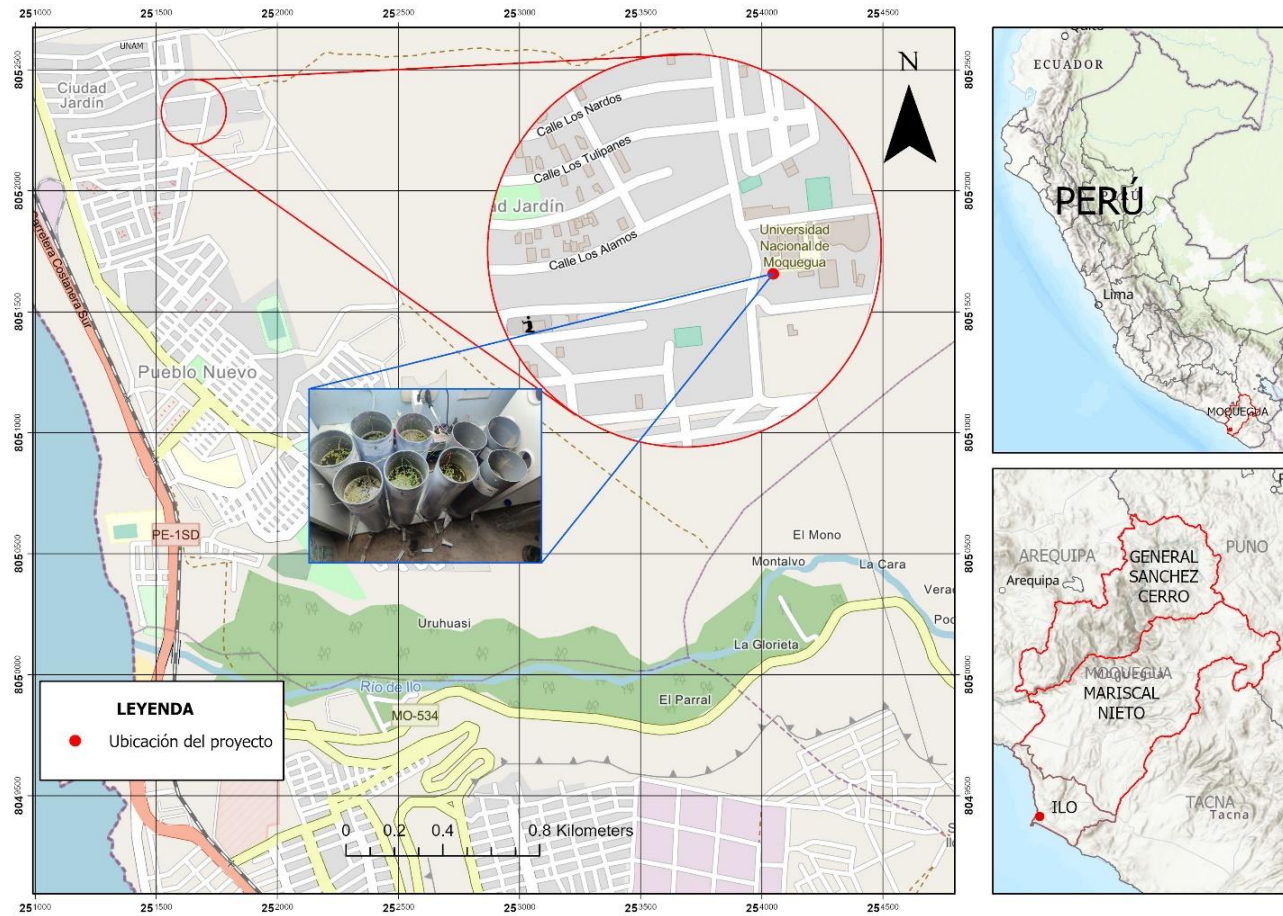
Nota: El elemento  $Y_{ij}$  en esta tabla es la  $j$ -ésima observación en el tratamiento  $i$ ; se considera 3 repeticiones observadas en el tratamiento  $i$ .

#### 3.2 ÁMBITO TEMPORAL Y ESPACIAL

El estudio se realizó en el Laboratorio de Contaminantes Orgánicos y Ambiente del Instituto de Investigación para el Desarrollo del Perú, perteneciente a la Universidad Nacional de Moquegua. El experimento tuvo lugar en un ambiente controlado, con una temperatura media de 21.4 °C y humedad relativa de 58.4 %. El experimento tuvo una duración de 72 horas y se desarrolló en el mes agosto del 2024. Para el desarrollo del experimento, se emplearon electrodos de carbón vegetal y una barra de grafito, en conjunto con *Lemna gibba* en humedales construidos, sistema destinado a la generación de electricidad y a la remoción de Sulfametazina.

**Figura 8**

*Mapa de ubicación sobre la conducción del experimento*



### 3.3 ACCIONES Y ACTIVIDADES PARA LA EJECUCIÓN DEL PROYECTO

#### 3.3.1 Cultivo de macrófitos (*L. gibba*) y producción de carbón vegetal

Las plantas acuáticas fueron recolectadas en la bahía del lago Titicaca, ubicado en la ciudad de Puno. Posteriormente, las plantas fueron cultivadas en recipientes con agua osmotizada, a la que se añadieron los nutrientes necesarios para su desarrollo. Con el fin de evitar la presencia de contaminantes en las plantas, las primeras generaciones fueron desechadas, y el agua se renovó regularmente. A partir de la tercera generación, las plantas fueron sometidas a un proceso de secado a 60 °C durante 24 horas. Luego, las plantas secas fueron llevadas a la mufla para la elaboración de electrodos de carbón vegetal. La relación entre *Lemna gibba* húmeda y seca es que el volumen de la planta seca corresponde a una cuarta parte del volumen de la planta húmeda.

Para la elaboración de los electrodos de carbón vegetal, se utilizaron las plantas secadas, siguiendo las metodologías de Zha et al., (2020); Allam et al., (2020) con ligeras modificaciones. Estas fueron colocadas en crisoles, los cuales se cubrieron con tapa y se introdujeron en una mufla de marca ISOLAB (Alemania), con capacidad de 5 L. El proceso de carbonización se realizó a 400 °C, con un gradiente de temperatura de 10 °C/min durante una hora. Una vez transcurrido este tiempo, los crisoles se retiraron de la mufla, y el material resultante se trituró y tamizó mediante una malla de 200 µm. La relación entre *Lemna gibba* seca y carbonizada, es que el volumen de la planta carbonizada corresponde a la mitad del volumen de la planta seca. Posteriormente, se pesaron 30 gramos de carbón tamizado, los cuales se mezclaron con 1 gramo de azúcar y 6 mL de agua destilada en un mortero, seguidamente, se sometió a 900 °C, con un gradiente de 10 °C/min durante 1 hora. Finalmente, el material obtenido se almacenó en un recipiente plástico. El volumen de *Lemna gibba* carbonizada es igual al del carbón tratado a 900 °C. La medición de los cambios en el volumen de los materiales, antes y después de cada proceso (secado, carbonización a 400 °C y 900 °C), permitió estimar las variaciones volumétricas a lo largo del experimento.

Adicionalmente, las plantas acuáticas *Lemna gibba* fueron cultivadas en agua residual sintética, con el fin de permitir su aclimatación. La preparación de esta agua

residual consistió en disolver los siguientes compuestos: glucosa (300 mg/L), cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) (80 mg/L), fosfato de dipotásico ( $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ) (12.8 mg/L), cloruro de hierro ( $\text{FeCl}_3$ ) (0.05 mg/L), sulfato de magnesio heptahidratado ( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) (4.5 mg/L), cloruro de calcio (7.3 mg/L) y estiércol de cerdo (10 mL/L) (J. Li et al., 2017). Los macrófitos se introdujeron en este medio de agua residual sintética 1 mes antes del inicio del experimento.

### 3.3.2 Diseño y Operación de los humedales

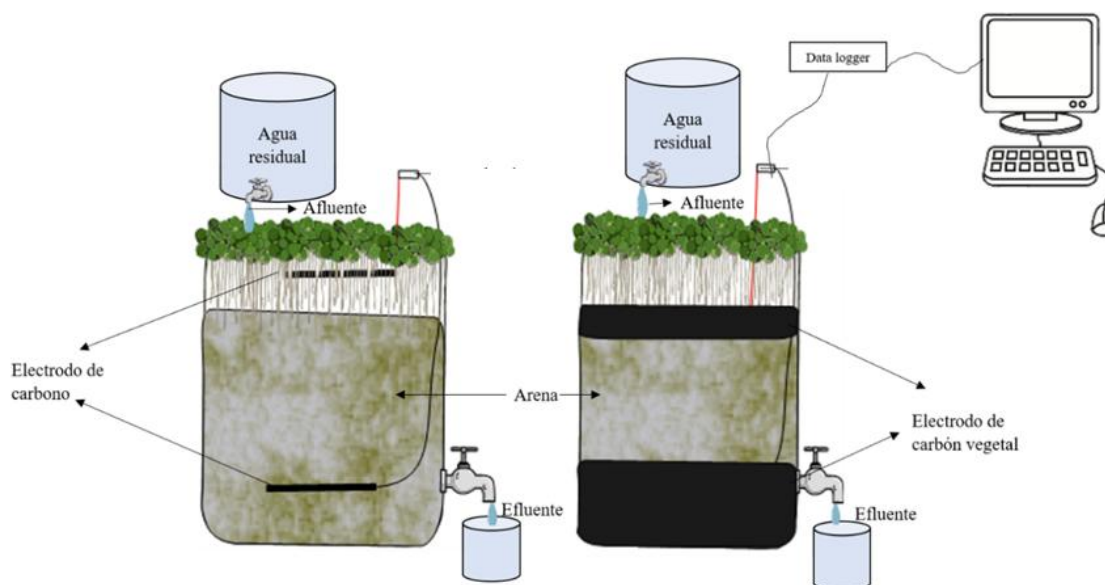
Para el diseño y operación de los humedales se empleó el método reportado por Maldonado et al. (2023) con ligeras modificaciones. Los humedales fueron diseñados para funcionar en un mismo tanque y de forma individual. El diseño consistió en una zona anódica en la parte inferior del sustrato (arena) y una zona catódica cerca de la superficie del agua. Las unidades experimentales se instalaron en recipientes de 42 cm de altura y 4 pulgadas de diámetro, con un volumen de 1 litro de agua residual. El sustrato estaba compuesto por graba, arena gruesa y arena fina, materiales que han mostrado resultados prometedores en estos sistemas para la remoción de contaminantes (Jia et al., 2010; Maldonado et al., 2023). El sistema consistió en 12 cm de graba, 7 cm de arena gruesa y 7 cm de arena fina. A cada humedal se le agregó 2 gramos de *Lemna gibba*. Para promover el crecimiento de la población bacteriana necesaria, se añadieron 20 ml de estiércol de cerdo, con el fin de que los microorganismos contribuyeran a la producción eléctrica y la degradación de antibióticos en el sistema. El experimento incluyó tres tratamientos: el primer tratamiento utilizó electrodos de carbón vegetal, el segundo tratamiento empleó electrodos de barra de grafito, y el tercer tratamiento fue un control, en el que no se utilizaron electrodos. Los electrodos estuvieron conectados a un sistema de corriente de cobre, el cual a su vez se conectó a Data logger de energía, el cual almacenó el voltaje en intervalos de tiempo en una memoria externa.

Por otro lado, la concentración de Sulfametazina en el agua experimental fue de 3.98 mg/L. Además, antes de comenzar con el experimento, se procedió a medir los parámetros físicos del agua residual para caracterizar adecuadamente el medio en el que se llevaría a cabo el estudio. Para ello, se utilizó un medidor multiparámetro de la marca HANNA, el cual permitió obtener las siguientes mediciones:

- **Temperatura:** 17.70 °C, lo cual es importante para evaluar las condiciones de estabilidad térmica en el sistema.
- **pH:** 7.3, lo que indica que el agua se encontraba en condiciones cercanas a neutras, lo que podría influir en la actividad microbiana y en la eficiencia en los procesos de remoción.
- **Oxígeno disuelto:** 6.21 mg/L, valor que refleja la cantidad de oxígeno disponible presente en el agua, un parámetro fundamental para el desempeño de los microorganismos aeróbicos involucrados en la eliminación del contaminante.
- **Conductividad:** 542  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , un indicador de la cantidad de iones presentes en el agua.
- **Sólidos totales:** 271 ppm, lo que muestra la cantidad total de partículas suspendidas en el agua.

**Figura 9**

*Esquema del experimento*



Las muestras de agua se recolectaron tanto en el afluente como en el efluente de cada unidad experimental, de acuerdo con las recomendaciones de los protocolos de muestreo de aguas residuales (MVCS & OMA, 2014). Las primeras cuatro muestras se tomaron cada hora, y la quinta muestra se recogió a las 72 horas, con el objetivo de evaluar el tiempo máximo de remoción. Para la recolección, se filtraron las muestras de agua

utilizando un filtro de jeringa de 0,45  $\mu\text{m}$  y se almacenaron en viales de 2 mL. Por otro lado, la recolección de *Lemna gibba* se realizó al final del experimento para conocer la absorción de Sulfametazina por parte de la planta.

### 3.3.3 Determinación de Sulfametazina en muestras de aguas para conocer la remoción

La determinación de Sulfametazina en muestras de agua, se realizó empleando el método por Z. L. Zhang & Zhou, (2007) con ligeras modificaciones. Las muestras recolectadas tanto del afluente como del efluente fueron filtradas a través de un filtro de jeringa con un tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$  y se almacenaron en viales de 2 mL. Posteriormente, las muestras fueron inyectadas en un cromatógrafo líquido de ultra alta resolución (UHPLC, Agilent 1290 Infinity II, EE.UU.), equipado con un detector de arreglo de diodos (DAD). Para la separación, se utilizó una columna Poroshell EC-C8 (2.1 mm  $\times$  150 mm  $\times$  1.9  $\mu\text{m}$ ). El equipo cromatográfico se programó a una temperatura de 40  $^{\circ}\text{C}$ , con un caudal de 0.25 mL/min y un volumen de inyección de 0.5  $\mu\text{L}$ . La preparación de la fase móvil se realizó utilizando las siguientes fases móviles: B (agua ultrapura con 0.1 % de ácido fórmico) y C (acetonitrilo con 0.1 % de ácido fórmico), empleadas en modo gradiente. El gradiente se programó de acuerdo con la **Tabla 2**, con un tiempo de post-inyección de 5 minutos. Por otro lado, el límite de detección es 0.01  $\mu\text{g mL}^{-1}$  y el límite de cuantificación es 0.033  $\mu\text{g mL}^{-1}$ . El tiempo de retención es a los 11.42 minutos.

**Tabla 2**

*Programación de modo gradiente de las fases móviles*

Tiempo (min)	B (%)	C (%)
0,00	99,00	1,00
1,00	95,00	5,00
13,00	80,00	20,00
17,00	70,00	30,00
20,00	99,00	1,00

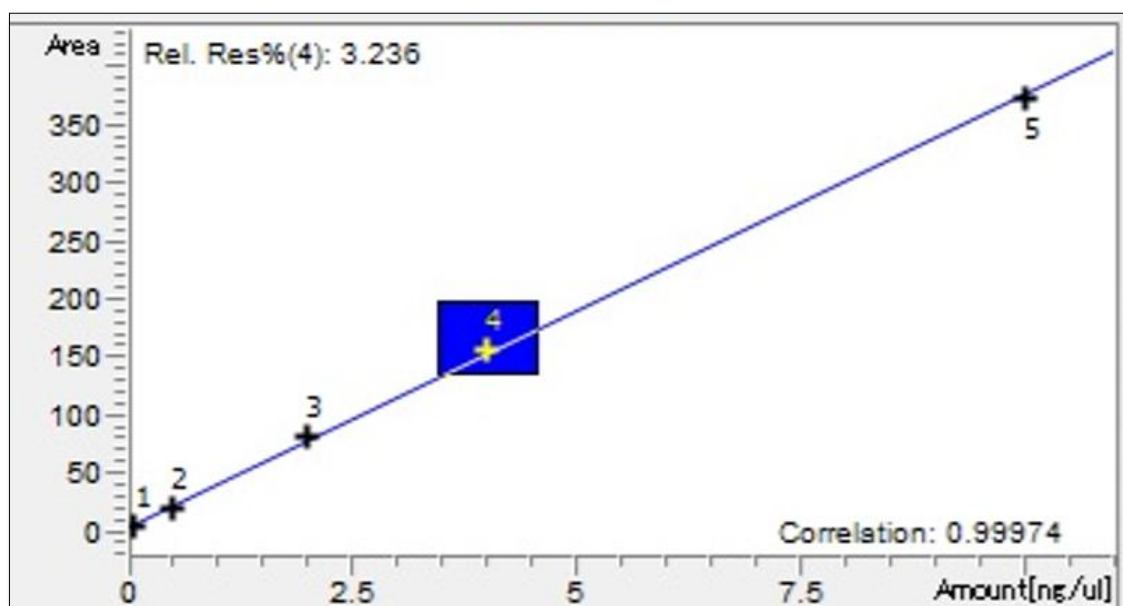
*Nota: B (%) es agua ultrapura con 0.1 % de ácido fórmico y C (%) es acetonitrilo con 0.1 % de ácido fórmico.*

El contenido de Sulfametazina se determinó por medio de una curva de calibración utilizando concentraciones de 0.05, 0.5, 2, 4 y 10  $\mu\text{g mL}^{-1}$ , obteniendo un coeficiente de correlación de 0.9997, lo que indica una alta relación entre las concentraciones propuestas (**figura 10**). La ecuación de la curva de calibración fue:  $y = 37.23x + 2.95$  donde "y" representa la respuesta del detector, que puede ser el área mostrada por el equipo, y "x" es la concentración de Sulfametazina en  $\mu\text{g/mL}$ . Los resultados fueron expresados en términos de  $\mu\text{g/L}$ . Para la conversión de unidades, se utilizó la siguiente fórmula:

$$\text{Concentración de SMZ} = \text{SMZ} \frac{\mu\text{g}}{\text{ml}} * \frac{1000\text{ml}}{\text{L}}$$

### Figura 10

*Correlación entre el área y las concentraciones de la curva de calibración del analito de Sulfametazina*



Para determinar la tasa de remoción de Sulfametazina en el sistema electrohumedal, se utilizó la siguiente fórmula:

$$R = \left(1 - \frac{Efluente}{Afluente}\right) * 100$$

donde:

- **R** es la tasa de remoción expresada como un porcentaje.
- **Efluente** es la concentración de Sulfametazina medida en el efluente del sistema.
- **Afluente** es la concentración de Sulfametazina medida en el afluente del sistema.

Esta fórmula permite evaluar la eficacia del sistema para remover el contaminante, comparando las concentraciones de Sulfametazina en el afluente y el efluente. Un valor de R más alto indica una mayor eficiencia en la remoción del antibiótico.

### 3.3.4 Registro de la biomasa de *Lemna gibba*

El registro de la biomasa se llevó a cabo siguiendo la metodología descrita por (C. Li et al., 2020). Para ello, se utilizó una balanza analítica para pesar la biomasa al inicio y al final del experimento. Con estos valores, se calculó la tasa de crecimiento relativo (RCR) utilizando la siguiente ecuación:

$$RCR = \frac{Pf - Pi}{Tf - Ti}$$

Donde:

- Pf: peso final al término del experimento.
- Pi: peso inicial al inicio del experimento.
- Tf: tiempo final, correspondiente al término del experimento (72 horas).
- Ti: tiempo inicial, correspondiente al comienzo del experimento (0 horas).

#### 3.3.4.1 Determinación de Sulfametazina en *Lemna gibba*

Para determinar Sulfametazina en *Lemna gibba*, se aplicó un método simple y confiable conocido como QuEChERS. Primero, las muestras de plantas se trituraron en un mortero y se colocó 1 g de muestra en un tubo de centrífuga de 50 mL. Luego, se añadieron 10 mL de acetonitrilo y se mezclaron con 4 g de sulfato de magnesio (MgSO<sub>4</sub>)

y 1 g de cloruro de sodio (NaCl). La mezcla se agitó durante 10 min en un vortex. Posteriormente, se sometió a ultrasonido durante 10 min a 25 °C. Después, las muestras fueron centrifugadas durante 5 min a 4000 rpm. Seguidamente, se transfirió 1 mL del sobrenadante a un tubo de centrífuga de 2 mL, que contenía los sorbentes de la fase de extracción sólida dispersiva (50 mg PSA y 150 mg MgSO<sub>4</sub>). Esta mezcla se agitó durante 5 min y luego se centrifugó a 3500 rpm en una microcentrífuga durante 5 minutos. Finalmente, el sobrenadante se filtró a través de un filtro de jeringa de PTFE de 0,22 µm y 13 mm. Luego, se transfirió en un vial para su posterior análisis UHPLC - DAD (Maldonado et al., 2023).

### 3.4 TRATAMIENTO DE DATOS

En función de los objetivos de nuestro estudio y teniendo en cuenta las variables de respuesta, los datos se sometieron a la prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes, con el fin de comparar la producción de voltaje entre el uso de electrodos de carbón vegetal y barras de grafito. Además, se utilizó el análisis de Kruskal Wallis para comparar la eficiencia de remoción y el comportamiento de la biomasa total de *Lemna gibba* en los tres tratamientos (control, electrodo de carbón vegetal, electrodo de barra de grafito), posteriormente, se realizó una prueba de contraste utilizando la Prueba Dunn. Por otro lado, se realizó un análisis de permutaciones exactas para evaluar el comportamiento de la tasa de remoción de Sulfametazina en función del tiempo y los tratamientos. El nivel de significancia ( $\alpha$ ) utilizado fue 0,05. Las evaluaciones estadísticas se realizaron con el software RStudio para Windows.

## CAPÍTULO IV

### RESULTADOS DE LA INVESTIGACIÓN

#### 4.1 Producción de voltaje en aguas residuales

##### a) Verificación de supuestos

Supuesto 1: La distribución de normalidad

**Tabla 3**

*Prueba de Normalidad para la producción de voltaje*

<b>Shapiro-Wilk</b>				
	<b>Tratamientos</b>	<b>Estadísticos</b>	<b>gl</b>	<b>p-valor</b>
Data:	Electrodo de			
Producción	carbón vegetal	0.60744	2	7.487e-07
de voltaje	Electrodo de barra de grafito	0.93477	2	0.1246

#### **Formulación de hipótesis**

$H_0$ : Los datos se ajustan a una distribución normal.

$H_a$ : Los datos se ajustan a una distribución normal.

Nivel de significancia: 0.05

Prueba estadística Shapiro – Wilk

#### **Parámetro de decisión**

Si el p-valor es menor que el nivel de significancia (0.05), entonces rechazamos la hipótesis nula.

### **Conclusión estadística:**

El p-valor obtenido en el tratamiento con electrodo de carbón vegetal es  $7.487e-07$ . Dado que este valor es menor a 0.05, se rechaza la hipótesis nula, lo que indica que los datos no siguen una distribución normal. Por lo tanto, se procede a realizar una prueba no paramétrica, como la prueba U de Mann-Whitney, que es equivalente a la prueba t de Student para muestras independientes.

#### **b) Prueba U de Mann-Whitney**

Para comparar los dos tipos de electrodos en cuanto a la producción de voltaje mediante humedales construidos con celdas de combustible microbiano realizamos una prueba no paramétrica.

#### **Formulación de Hipótesis**

$H_0$ : No hay diferencia entre los tratamientos

$H_a$ : Si hay diferencia significativa

**Nivel de significancia:** 0.05

#### **Prueba estadística**

El estadístico de prueba utilizado, es la prueba U de Mann Whitney para muestras independientes, con el objetivo de comparar dos grupos o tratamientos: el primero, que utiliza un electrodo de carbón vegetal, y el segundo, que utiliza una barra de grafito. No se ha considerado el grupo sin electrodo, ya que no se ha registrado producción de voltaje en este caso.

#### **Criterio de decisión**

Si p-valor es mayor al alfa, entonces rechazamos la hipótesis alterna.

### Toma de decisión

Los resultados obtenidos en la prueba U de Mann Whitney muestran un valor de  $p < 0.05$ , lo cual es menor al nivel de significancia. Por lo tanto, se concluye que existe una diferencia significativa entre el uso de carbón vegetal y la barra de grafito. Sin embargo, independientemente del tipo de electrodo, ya sea de carbón vegetal o barra de grafito, ambos registran la producción de voltaje. En ese sentido, los electrodos estarían contribuyendo a la producción de energía en un sistema de humedales construidos con celdas de combustible microbiano.

**Tabla 4**

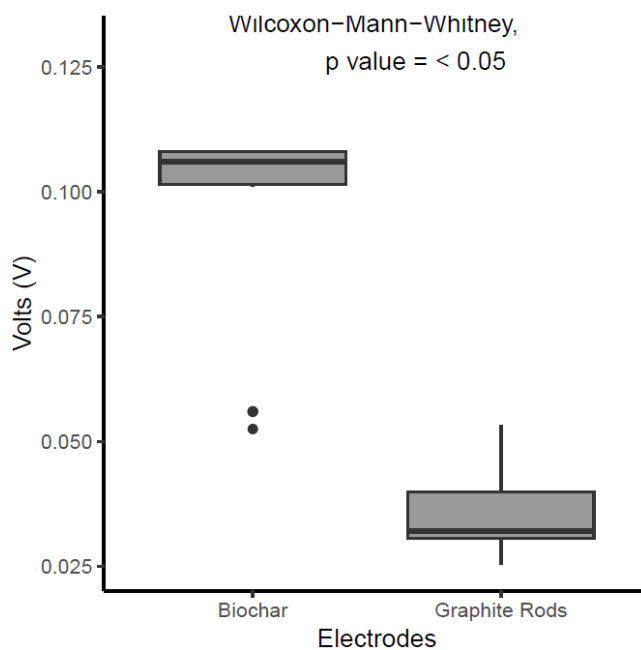
*Producción de voltaje de los electrodos barra de grafito y carbón vegetal*

Electrodo	n	$\bar{x}$	DE	Mínimo	Mediana	Máximo	p valor
Barra de grafito	24	0.0347	0.0092	0.0124	0.0320	0.0533	P < 0.05
Carbón vegetal	24	0.0948	0.0229	0.0380	0.1060	0.1080	

*Nota.* Desviación estándar (DE) y promedio ( $\bar{x}$ ).

**Figura 11**

*Gráfico de producción de voltaje*



Este resultado evidencia que la producción de voltaje es mayor utilizando electrodos de carbón vegetal, en comparación con barras de grafito. La producción de voltaje se mide en voltio (V), siendo el valor mínimo generado con barra de grafito de 0.0124 V, mientras que con carbón vegetal es de 0.0380 V. En cuanto a la producción máxima, la barra de grafito alcanza 0.0533 V, mientras que el carbón vegetal llega a 0.1080 V. Además, el promedio de producción de voltaje con barra de grafito es de 0.0347 V, mientras que con carbón vegetal es de 0.0948 V. Si bien es cierto, la producción de voltaje es baja para ambos electrodos, lo cual es muy inferior a las energías renovables, sin embargo, su potencial podría estar en acelerar el tiempo de remoción de contaminantes orgánicos.

#### 4.2 Remoción de Sulfametazina en aguas residuales

En la **tabla 5**, se detallan los valores obtenidos en el afluente, efluente y la remoción de Sulfametazina en un sistema de humedales construidos con celdas de combustible microbiano, utilizando dos electrodos (carbón vegetal y barra de grafito).

**Tabla 5**

*Concentración de Sulfametazina en el afluente, efluente y porcentaje de remoción*

Número de medición	Tratamientos	Concentración del AFLUENTE $\mu\text{g/L}$			Concentración del EFLUENTE $\mu\text{g/L}$			Remoción de Sulfametazina (%) $(1-\text{EFLUENTE}/\text{AFLUENTE}) * 100$		
		$\bar{X}$	DS	CV (%)	$\bar{X}$	DS	CV (%)	$\bar{X}$	DS	CV (%)
1	Crt.	3097.22	322.62	10.42	489.10	79.16	16.18	84.24	1.58	1.87
	Carbón Vegetal	3348.58	200.84	6.00	16.61	3.00	18.09	99.51	0.06	0.06
	Barra de Grafito	3250.04	415.93	12.80	22.09	3.83	17.32	99.31	0.16	0.16
2	Crt.	3822.95	68.80	1.80	482.73	94.67	19.61	87.39	2.29	2.62
	Carbón Vegetal	3715.51	44.62	1.20	17.93	0.83	4.60	99.52	0.03	0.03
	Barra de Grafito	3759.71	71.26	1.90	22.79	4.62	20.25	99.39	0.13	0.13
3	Crt.	3680.78	59.77	1.62	471.04	106.31	22.57	87.23	2.66	3.05
	Carbón Vegetal	3624.67	104.35	2.88	17.38	0.46	2.63	99.52	0.02	0.02
	Barra de Grafito	3716.67	88.05	2.37	25.58	5.51	21.56	99.31	0.15	0.16
4	Crt.	3744.07	75.09	2.01	534.10	106.93	20.02	85.71	3.00	3.50
	Carbón Vegetal	3670.78	80.83	2.20	14.69	3.45	23.47	99.60	0.10	0.10
	Barra de Grafito	3711.30	70.28	1.89	24.23	0.87	3.58	99.35	0.03	0.03
5	Crt.	3608.72	98.76	2.74	994.30	217.79	21.90	72.43	6.07	8.38
	Carbón Vegetal	2533.23	325.96	12.87	N.A.	N.A.	N.A.	100	0	0
	Barra de Grafito	3183.65	195.33	6.14	N.A.	N.A.	N.A.	100	0	0

*Nota.*  $\bar{X}$  es el promedio, DS es la desviación estándar y CV es el coeficiente de variación en porcentaje.

#### 4.2.1 Porcentaje de remoción de Sulfametazina por el sistema de humedales con celdas de combustible microbiano

##### a) Verificación de supuestos

Supuesto 1: La distribución Normal

**Tabla 6**

*Prueba Normalidad para la remoción de Sulfametazina en aguas residuales*

<b>Shapiro-Wilk</b>				
	<b>Tratamientos</b>	<b>Estadísticos</b>	<b>gl</b>	<b>p-valor</b>
	Control	0.72673	2	0.0004872
Data:	Electrodo de			
Remoción de	carbón vegetal	0.63836	2	5.859e-05
Sulfametazina	Electrodo de			
	barra de grafito	0.72584	2	0.0004763

##### **Formulación de hipótesis**

$H_0$ : Los datos se ajustan a una distribución normal.

$H_a$ : Los datos se ajustan a una distribución normal.

Nivel de significancia: 0.05

Prueba estadística Shapiro – Wilk

##### **Parámetro de decisión**

Si el p-valor es menor que el nivel de significancia (0.05), entonces rechazamos la hipótesis nula.

### **Conclusión estadística:**

El p-valor obtenido en los tres tratamientos es menor a 0.05, por lo tanto, se rechaza la hipótesis nula, lo que indica que no sigue una distribución normal.

En ese sentido, se procede a realizar una prueba no paramétrica, lo cual es un Kruskal-Wallis, que es equivalente a un ANOVA de un factor para muestras independientes.

#### **b) Kruskal-Wallis**

En la **tabla 7**, se presenta los resultados del análisis de Kruskal Wallis, para comparar la eficiencia de remoción de Sulfametazina de los tres tratamientos (control, electrodo de carbón vegetal, electrodo de barra de grafito), apreciándose que sí existe diferencia significativa.

**Tabla 7**

*Kruskal Wallis para la remoción de Sulfametazina en aguas residuales*

<b>Kruskal-Wallis</b>	
Kruskal-Wallis chi-squared	33.432
gl	2
p-valor	5.5e-08

#### **Formulación de Hipótesis**

$H_0$ : No hay diferencia entre los tratamientos.

$H_a$ : Sí hay diferencia significativa; es decir, por lo menos uno de los tratamientos presenta una diferencia.

**Nivel de significancia:** 0.05

### Prueba estadística

El estadístico de prueba utilizado es Kruskal-Wallis, se utilizó esta prueba con el objetivo de comparar la eficiencia de remoción de Sulfametazina entre los tres tratamientos.

### Criterio de decisión

Si p-valor es mayor al alfa, entonces rechazamos la hipótesis alterna.

### Toma de decisión

Dado que el p-valor es  $5.5e-08$  es menor a 0.05, entonces aceptamos la hipótesis alterna; se concluye, por lo menos uno de los tratamientos es diferente.

### Prueba de contraste

Dado que la prueba de Kruskal Wallis nos indica que, al menos un tratamiento es diferente, realizamos la prueba de Dunn, ajustado con el método de Bonferroni, con la finalidad de realizar comparaciones múltiples que a continuación se detalla:

**Tabla 8**

*Prueba de Dunn para la remoción de Sulfametazina*

Contraste	Estadística	p-valor
Barra de grafito - Crt	3.694967	0.0003*
Barra de grafito - Carbón Vegetal	-2.004050	0.0676
Carbón Vegetal - Crt	5.699017	0.0000*

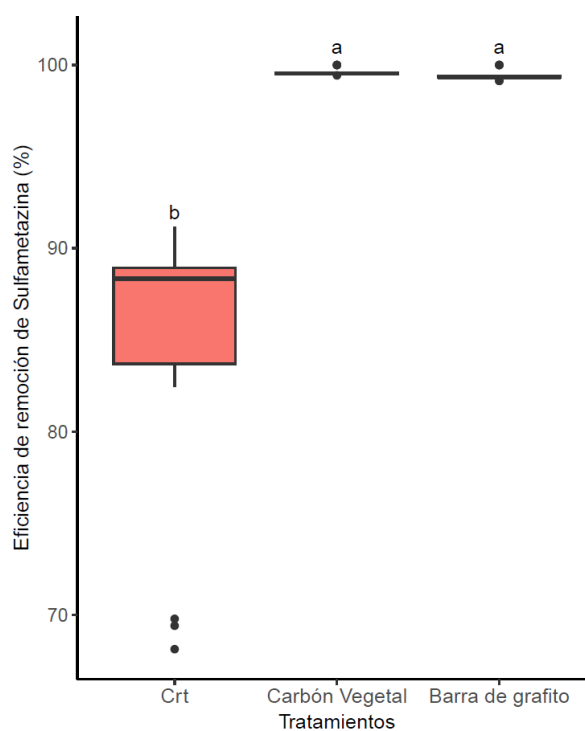
*Nota.* \* indica una diferencia significativa.

### Eficiencia de remoción de Sulfametazina (%)

En el **Figura 11** se presentan los resultados obtenidos sobre la remoción de residuos de Sulfametazina en aguas residuales. Se observa que existe una diferencia estadísticamente significativa, entre el tratamiento control y los tratamientos con electrodo de barra de grafito y con electrodo de carbón vegetal. Por otro lado, no se encuentra una diferencia significativa entre los tratamientos que utilizaron electrodos de carbón vegetal y barra de grafito. Esto sugiere que el carbón vegetal, elaborado a partir de *Lemna gibba*, puede reemplazar al electrodo de barra de grafito en este sistema. El control alcanzó un promedio de remoción del 83.9 %, basado en las cinco mediciones realizadas, mientras que el tratamiento con electrodo de carbón vegetal obtuvo un promedio de 99.6 %, y el tratamiento con electrodo de barra de grafito alcanzó un promedio de 99.4 %. Por lo tanto, se concluye el uso de electrodos asociados a especies de macrófitas (*Lemna gibba*) en los humedales, facilita la remoción de residuos de Sulfametazina en aguas residuales.

### Figura 12

Gráfico sobre la eficiencia de remoción de Sulfametazina



**Nota.** Letras diferentes indican diferencias significativas por cada variable respuesta ( $p < 0.05$ ).

### 4.3 Tiempo de remoción de residuos de Sulfametazina

#### a) Verificación de supuestos

Supuesto 1. Esfericidad

**Tabla 9**

*Supuesto de esfericidad para el tiempo de remoción de Sulfametazina*

<b>Test - Mauchly</b>			
		<b>Estadísticos</b>	<b>p-valor</b>
Data: Tiempo de remoción de Sulfametazina	Tiempo	6.4466e-06	1.2393e-07
	Tratamiento : tiempo	6.4466e-06	1.2393e-07

#### **Formulación de hipótesis**

$H_0$ : Los datos cumplen con la esfericidad.

$H_a$ : Los datos no cumplen con la esfericidad

Nivel de significancia: 0.05

Prueba estadística: Test-Mauchly

#### **Parámetro de decisión**

Si el p-valor es menor alfa, entonces rechazamos la hipótesis nula.

#### **Conclusión estadística:**

El p-valor obtenido en el test de Mauchly es 1.2393e-07. Dado que este valor es menor a 0.05, se rechaza la hipótesis nula, lo que indica que los datos cumplen con el supuesto de esfericidad. Por lo tanto, se procedió a calcular permutaciones exactas, lo cual es equivalente a un ANOVA de medidas repetidas para dos factores (tiempo y tratamiento).

### b) Permutaciones exactas

En la **tabla 10**, se observa los valores obtenidos del análisis de permutación exacta, lo cual nos da conocer el efecto del tiempo y la interacción en tratamiento y tiempo en relación con la variable dependiente (tasa de remoción de Sulfametazina).

**Tabla 10**

*Efecto sobre la tasa de remoción de Sulfametazina en función al tratamiento, tiempo y la interacción entre tratamiento y tiempo*

Remoción de Sulfametazina				
Fuente de Variación	gl	Suma de cuadrados	Media cuadrática	p-valor
<b>Trat</b>	2	2709.02	1354.51	2.48e-05 ***
<b>Residuals</b>	6	58.48	9.75	

Remoción de Sulfametazina				
Fuente de Variación	gl	Suma de cuadrados	Media cuadrática	p-valor
<b>Tiempo</b>	4	168.37	42.093	< 2.2e-16 ***
<b>Trat : Tiempo</b>	8	420.78	52.597	< 2.2e-16 ***
<b>Residuals</b>	24	10.03	0.418	

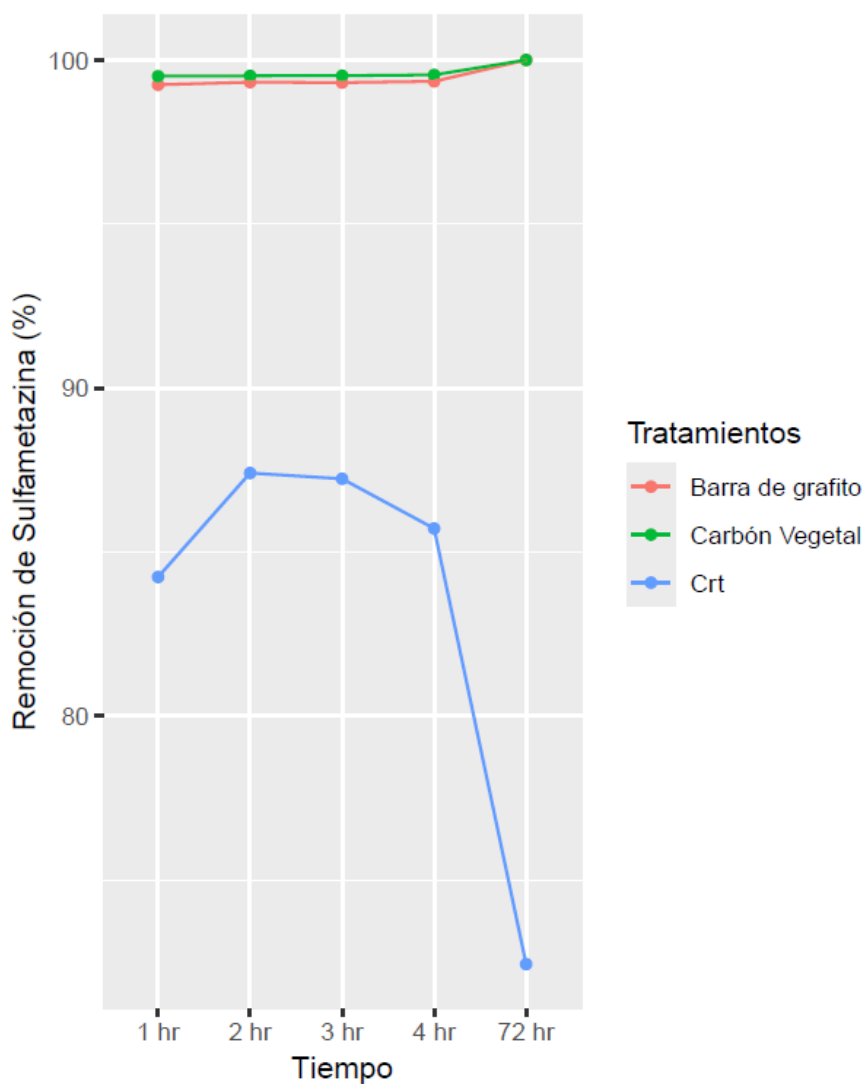
*Nota.* Si el p-valor es menor al alfa (0.05), entonces existe efecto sobre la tasa de remoción de Sulfametazina.

### Toma de decisión

El análisis muestra que tanto el tratamiento como los momentos de medición, que consistieron en 5 evaluaciones realizadas en diferentes tiempos (1 hora, 2 horas, 3 horas, 4 horas y 72 horas), tienen un efecto significativo sobre la remoción de Sulfametazina, debido a que los p-valores son muy pequeños. Además, la interacción entre el tratamiento y el tiempo también es significativa, lo que indica que el efecto del tratamiento cambia a lo largo del tiempo.

### Figura 13

*Grafico de la remoción de Sulfametazina en función al tiempo y los tratamientos*



En la **Figura 12** se presenta el comportamiento de la remoción de Sulfametazina, en función del tiempo y los diferentes tratamientos aplicados. El grupo control mostró un promedio de remoción de 84.24 % en la primera hora, con un ligero incremento a 87.39 % en la segunda hora. Sin embargo, a partir de la tercera hora y hasta la quinta, se observó una disminución progresiva en el porcentaje de remoción, alcanzando un 72.43 % en la última medición. En contraste, los tratamientos con electrodos de carbón vegetal y barra de grafito mostraron un incremento continuo en el porcentaje de remoción a lo largo del tiempo, logrando hasta un 100 % de remoción de Sulfametazina. Cabe destacar que el electrodo de carbón vegetal mostró un porcentaje de remoción ligeramente superior al del electrodo de barra de grafito. Estos resultados sugieren que ambos tratamientos con electrodos pueden ser eficaces para la remoción de Sulfametazina, siendo el electrodo de carbón vegetal ligeramente más eficiente.

#### 4.4 Biomasa total de *Lemna gibba*

##### a) Verificación de supuestos

Supuesto 1. La distribución de normalidad

**Tabla 11**

*Prueba de Normalidad para la ratio de crecimiento relativo de la Lemna gibba*

<b>Shapiro-Wilk</b>			
	<b>Tratamientos</b>	<b>Estadísticos</b>	<b>p-valor</b>
	Control	1	1
Data: Ratio de crecimiento relativo de Lemna gibba	Electrodo de carbón vegetal	0.75	2.2e-16
	Electrodo de barra de grafito	1	1

### **Planteamiento de hipótesis**

H<sub>0</sub>: Los datos siguen una distribución normal.

H<sub>a</sub>: Los datos no siguen una distribución normal.

Nivel de significancia: 0.05

Prueba estadística Shapiro – Wilk

### **Parámetro de decisión**

Si el p-valor es menor alfa, entonces rechazamos la hipótesis nula.

### **Conclusión estadística:**

Los p-valores obtenidos para los tratamientos control y barra de grafito fueron mayores a 0.05, en cambio, el p-valor para el tratamiento con carbón vegetal fue inferior a 0.05, lo que llevó al rechazo de la hipótesis nula, indicando que los datos no siguen una distribución normal.

En ese sentido, se procede a realizar una prueba no paramétrica, lo cual es un Kruskal-Wallis, que es equivalente a un ANOVA de un factor para muestras independientes.

#### **b) Kruskal-Wallis**

En la **Tabla 12** se presentan los resultados del análisis de Kruskal-Wallis, para comparar la ratio de crecimiento relativo de *Lemna gibba* en el sistema de tratamiento de agua utilizando electrodos de carbón vegetal, barra de grafito y un control, el cual no emplea ninguno de los electrodos.

**Tabla 12**

*Ratio de crecimiento relativo de Lemna gibba en el sistema de tratamiento de agua*

<b>Tratamientos</b>	<b>Promedio</b>	<b>DS</b>	<b>CV (%)</b>	<b>p - valor</b>
Crt	0.00090	0.0001	7.7	
Carbón vegetal	0.00095	0.0000	4.2	> 0.05
Barra de grafito	0.00097	0.0001	14.3	

### **Formulación de Hipótesis**

H<sub>0</sub>: Los tratamientos no presentan diferencias.

H<sub>a</sub>: Al menos uno de los tratamientos muestra una diferencia.

**Nivel de significancia:** 0.05

**Prueba estadística:** Kruskal-Wallis

### **Criterio de decisión**

Si p-valor es mayor al alfa, entonces rechazamos la hipótesis alterna.

### **Toma de decisión**

Dado que el p-valor es mayor a 0.05, entonces rechazamos la hipótesis alterna, por lo tanto, se concluye no hay diferencia entre los tratamientos. Por otro lado, la ratio de crecimiento relativo es cercano a cero, por lo tanto, *Lemna gibba*, no experimentó un cambio significativo en su tamaño o peso durante el período observado. En ese sentido, el uso de electrodos asociadas a especies macrófitas en humedales no tiene efecto sobre la biomasa total de la especie usada.

**Tabla 13***Peso de Lemna gibba al inicio y al final de experimento*

TRATAMIENTO	PESO INICIAL		PESO FINAL	
	PROMEDIO	DS	PROMEDIO	DS
Crt	1.52	0.01	1.59	0.01
Carbón Vegetal	1.52	0.01	1.59	0.01
Barra de grafito	1.51	0.01	1.58	0.02

En el presente estudio, analizó también la concentración de Sulfametazina en el tejido vegetal de *Lemna gibba* al final del experimento, con el objetivo de comprender el mecanismo de eliminación de este compuesto. Sin embargo, los resultados indicaron que las concentraciones de Sulfametazina en el tejido vegetal, fueron inferiores al límite de detección, sugiriendo que *Lemna gibba* presenta una baja capacidad de absorción de este compuesto en un sistema CW-MFC. A pesar de ello, las plantas como *Lemna gibba* desempeñan un papel crucial en estos sistemas, ya que su función principal es suministrar oxígeno, el cual actúa como fuente de energía y catalizador para varios procesos metabólicos microbianos, acelerando así el proceso de eliminación de contaminantes.

## DISCUSIONES

En este estudio, se reveló que el uso de electrodos de carbón vegetal facilita la producción de voltaje, lo cual puede atribuirse a las propiedades electroquímicas del material, como su alto contenido de carbono y su alta conductividad eléctrica (Ahuja et al., 2024), estas propiedades obtenidas podría deberse al tratamiento térmico aplicado de 400 y 900 °C para obtener dispositivos grafíticos en base a *Lemna gibba*, al someterse a 400 °C durante una hora, en ausencia de oxígeno, los biopolímero de la especie, como son la hemicelulosa y la celulosa, se degradan completamente, mientras que la lignina se transforma en material carbonoso a temperaturas superiores a 600 °C (Gontijo et al., 2023). Por lo tanto, este proceso permite obtener carbón vegetal ideal para utilizarlo como electrodo en celdas de combustible microbiano. Por otro lado, el tipo de material del electrodo puede influir en la densidad de la potencia, esto implica la cantidad de energía generada por unidad de volumen y área, así como el voltaje (Kumar et al., 2023). Además, la transferencia de electrones microbianos depende de la compatibilidad del material de electrodo, ya que las bacterias eléctricamente activas transfieren electrones directamente al electrodo, según las propiedades electroquímicas, que incluye la conductividad eléctrica, la porosidad, el área superficial y la biocompatibilidad (J. Wang et al., 2016); asimismo, los materiales a base de carbono tienen una excelente biocompatibilidad y una alta conductividad eléctrica (Mier et al., 2021), lo que permite el crecimiento y a la actividad de los microorganismos en su superficie, además de facilitar la transferencia de electrones desde los microorganismos hacia los electrodos, mejorando la eficiencia en la generación de la electricidad. En este sentido, los electrodos de carbón vegetal, en comparación con las barras de grafito, podrían ofrecer ventajas en aplicaciones de celdas de combustible microbiano; por lo tanto, se recomienda realizar un análisis exhaustivo de sus propiedades electroquímicas.

El electrodo de carbón vegetal en la celda de combustible microbiano puede remover hasta un 100 % de Sulfametazina, al igual que el electrodo barra de grafito, lo cual podría deberse a que en este sistema actúan microorganismos como las bacterias eléctricamente activas, y son las responsables de degradar los contaminantes orgánicos, para generar electrones y protones, convirtiendo ocasionalmente la energía química de

los contaminantes orgánicos en energía eléctrica (Doherty et al., 2015) , Por otro lado, se ha reportado que Sulfadiazina aumenta la abundancia relativa de bacterias relacionadas con la eliminación de antibióticos, en un sistema CW-MFC (F. fei Liu et al., 2023), siendo Sulfadiazina de la misma familia que Sulfametazina, puede tener el mismo efecto sobre estas bacterias, lo cual contribuye a su eliminación. En ese sentido los microbios podrían utilizar los antibióticos como fuente de carbono (H. Li et al., 2023), por otro lado, se ha evidenciado que la principal vía para la eliminación de antibióticos es la degradación microbiana (Xu et al., 2024); Asimismo, el sustrato utilizado en el sistema podría adsorber el contaminante y proporcionar sitios para la supervivencia de los microorganismos, ya que se ha evidenciado que el sustrato influye en la composición y estructura de las comunidades microbianas, lo cual también contribuye a la eliminación del antibiótico (Xu et al., 2023).

La eficiencia en la eliminación de Sulfametazina del sistema de humedales construidos con celdas de combustible microbiano, ya sea con electrodos de carbón vegetal y barras de electrodos, puede estar influenciada también por las plantas de los humedales, ya que liberan oxígeno de sus raíces, mejorando la oxidación aeróbica y la nitrificación de la materia orgánica en el sistema, además de promover la prevalencia de las bacterias eléctricamente activas, y mejora el rendimiento general de CW-MFC para la eliminación del fármaco y la generación de electricidad (Youssef et al., 2023). Por otro lado, también se observa una remoción del sistema sin electrodo, lo cual confirma el trabajo sinérgico de los microorganismos y la planta, en ese sentido, el electrodo es un catalizador para la eliminación de Sulfametazina. Un estudio informó que las plantas acuáticas y celdas de combustible microbiano de sedimento, logran una eliminación sinérgica de Sulfametoxazol, las plantas acuáticas producen oxígeno y exudados, para servir como un sustrato adicional que puede promover la eficiencia de los cátodos y ánodos en el sistema (Q. Liu et al., 2024). Por otro lado, estudios indican que, tanto los factores bióticos, como el consorcio de microalgas y bacterias, y los abióticos, como la absorción y fotólisis, impulsan la disipación de Sulfametoxazol, mediante la producción de enzimas que degradan este compuesto en moléculas más simples, que luego son metabolizadas por estos organismos, mejorando así la eficiencia general (Eheneden et al., 2024); esta situación podría darse en nuestro sistema. Por otro lado, se ha reportado que

en la capa del ánodo las concentraciones de Tetraciclina y Sulfametazina fueron más bajas, lo que sugiere que, en el proceso de digestión anaeróbica en la región del ánodo, contribuyó predominantemente a la eliminación de antibióticos (Wen et al., 2022). Por otro lado, la conversión de los antibióticos en compuestos más simples, permite la transformación de energía química en energía eléctrica, lo que contribuye a su remoción, ya que se ha reportado que, la generación de electricidad está correlacionada con la tasa de eliminación (Arliyani et al., 2024).

El sistema CW-MFC, utilizando electrodos de carbón vegetal y barra de grafito, demostró una alta eficiencia en la remoción de Sulfametazina, en comparación con el sistema de control sin electrodos, que presentó una tasa de remoción considerablemente más baja. A partir de la segunda hora del experimento, el sistema de control mostró una disminución en su tasa de remoción, lo que destaca la importancia de los electrodos para mejorar la eficiencia del proceso. Los resultados obtenidos con los electrodos de carbón vegetal y barra de grafito (Figura 12), indican que el ánodo y el cátodo funcionan como aceptores y donantes de electrones, respectivamente, lo que acelera tanto la velocidad como la efectividad del tratamiento (Hartl et al., 2021). Además, otro factor que podría haber influido en el tiempo de remoción es la distancia entre los electrodos y el mantenimiento de las condiciones anóxicas en el ánodo y aeróbicas en el cátodo (Doherty et al., 2015). Por otro lado, estudios diversos sugieren que *Lemna gibba* se destaca en humedales artificiales para la remoción de contaminantes orgánicos (Di Baccio et al., 2017) (Maldonado et al., 2022); asimismo, sus raíces cortas, al no alcanzar al ánodo, contribuyen a mantener las condiciones anaeróbicas en esa área, lo cual podría tener influencia en el tiempo de remoción. Por otro lado, recientemente reportaron que la eficiencia coulombica fue mayor en presencia de sulfametoxazol en comparación con su ausencia (Mu et al., 2024). En ese sentido, se sugiere que el sistema está aprovechando de manera más eficiente los electrones generados durante los procesos de biodegradación o las reacciones electroquímicas, lo que podría explicar la rápida eliminación de Sulfametazina. Por otro lado, evidenciaron que la tasa de remediación de sulfametoxazol fue superior a 98.8 % en un sistema de celda de combustible microbiana osmótica, sugiriendo que la concentración del sustrato mejora la remoción del compuesto (H. Zhang et al., 2025). En este contexto, es probable que la tasa carga orgánica, aplicada en el

presente estudio, haya sido adecuada para este sistema de celda de combustible microbiano, contribuyendo significativamente al tiempo de remoción de Sulfametazina.

Para dilucidar el mecanismo de eliminación de Sulfametazina, evaluamos su concentración en el tejido vegetal después de 72 horas. Sin embargo, se encontró que las concentraciones de Sulfametazina en tejido vegetal estaban por debajo del límite detectable, lo que sugiere que *Lemna gibba* presenta una baja absorción de este compuesto en un sistema CW – MFC. Esto podría deberse a que, en este tipo de sistema, la biodegradación microbiana se considera uno de los principales mecanismos de eliminación de contaminantes emergentes (Chen et al., 2024). Por otro lado, algunos estudios reportaron que la absorción del contaminante por parte de las plantas en un sistema CW - MFC es relativamente bajo o representa el 1 % de la eliminación total (X. Liu et al., 2021 ; Q. Liu et al., 2024). Sin embargo, esto no implica que las plantas no jueguen un papel relevante, ya que en un sistema CW-MFC, las plantas suministran oxígeno que sirve como fuente de energía y catalizador para varios procesos metabólicos microbianos (Saeed et al., 2022). Estudios previos reportaron que el ibuprofeno inhibe la actividad de la comunidad microbiana electroactiva, en un sistema CW-MFC con Planta, sin embargo, este sistema puede recuperar su funcionamiento tras un período de adaptación, en comparación con un sistema S-MFC (celda de combustible microbiana sedimentaria sin planta), en ese contexto, sugieren que las plantas en el sistema CW-MFC tienen un efecto positivo al reducir la inhibición de la respiración anódica, favoreciendo así la actividad metabólica de los microorganismos electroactivos (Youssef et al., 2023). Por lo tanto, deducimos que los macrófitos (*Lemna gibba* en nuestro caso) ayudan no solo a generar materia orgánica través de la fotosíntesis, sino que también interactúan con lo microorganismo electroactivos del sistema contribuyendo la degradación de compuestos orgánicos (por ejemplo, Sulfametazina) y mejora en la producción de electricidad (J. Wang et al., 2017). Por otro lado, la absorción del antibiótico por la planta, está fuertemente influenciada por las propiedades fisicoquímicas del antibiótico, por ejemplo, el coeficiente de partición n-octanol-agua ( $\log K_{ow}$ ) es 0.80 (Zhao et al., 2021), lo que indica que la Sulfametazina puede ser absorbida por la planta; Sin embargo, aunque las plantas pueden ser eficientes para absorber y eliminar contaminantes, su eficiencia en la degradación de antibióticos es relativamente lenta, lo que implica que el proceso de

remoción del compuesto lleva un tiempo prolongado (Deng et al., 2024). En este sentido, se sugiere que el uso de plantas, en humedales construidos acoplados a celdas de combustible microbiano (MFC), es crucial para asegurar el funcionamiento óptimo del sistema CW-MFC.

## CONCLUSIONES

- El uso de electrodos de carbón vegetal, elaborados a partir de *Lemna gibba*, y barras de grafito, en combinación con especies macrófitas como *Lemna gibba*, favorece la producción de voltaje. En cuanto a la remoción de SMZ, los tratamientos con electrodos tienden a incrementar la tasa de remoción, alcanzando hasta un 100 % en la quinta medición, mientras que el control muestra una disminución en dicha tasa. Por otro lado, la biomasa de *Lemna gibba* no experimenta cambios significativos, asimismo, las concentraciones de SMZ en el tejido vegetal fueron inferiores al límite de detección, lo que sugiere que la absorción de SMZ por parte de *Lemna gibba* es baja en este sistema.
- El uso de electrodos de carbón vegetal, elaborados a partir de *Lemna gibba*, en combinación con especies macrófitas como *Lemna gibba*, en sistemas de humedales, facilita la producción de voltaje.
- La aplicación de electrodos de carbón vegetal y barras de grafito, en combinación con macrófitas como *Lemna gibba*, en sistemas de humedales, mejora la eliminación de Sulfametazina hasta un 100 % en aguas residuales.
- La implementación de electrodos de carbón vegetal y barras de grafito, junto con macrófitas como *Lemna gibba*, en sistemas de humedales, influye significativamente en el tiempo de remoción de Sulfametazina (SMZ) en aguas residuales, alcanzando una eliminación de hasta un 99,9 % en tan solo una hora.
- La aplicación de electrodos de carbón vegetal y barras de grafito, no ocasionó variaciones significativas en la biomasa de la especie *Lemna gibba*. Por otro lado, las concentraciones de Sulfametazina en el tejido vegetal, se mantuvieron por debajo del límite de detección, lo que sugiere una baja capacidad de absorción de este compuesto por *Lemna gibba* en el sistema utilizado para el tratamiento de aguas residuales.

## RECOMENDACIONES

- Se sugiere a las autoridades de salud pública y los encargados de la regulación ambiental, promover el uso responsable de fármacos como estrategia para prevenir riesgos ambientales. Esto contribuiría a reducir el impacto de estos compuestos en los ecosistemas acuáticos y terrestres, protegiendo la biodiversidad y preservando la calidad de los recursos naturales.
- Se recomienda a los investigadores y expertos en electroquímica, realizar un estudio más detallado de las propiedades electroquímicas del electrodo de carbón vegetal, con el fin de comprender mejor su potencial en el tratamiento de aguas residuales. Este análisis permitirá optimizar su rendimiento y explorar nuevas aplicaciones en sistemas de tratamiento ecológicos.
- Se sugiere a los investigadores del área ambiental, evaluar la emisión de CO<sub>2</sub> y otros gases de efecto invernadero, generados por el sistema. Este análisis permitirá determinar si el uso de electrodos y humedales podría contribuir a la reducción de la huella de carbono en procesos de tratamiento de aguas, lo que haría más sostenible el sistema propuesto.
- Se sugiere a los investigadores del área ambiental, como los biólogos, realizar una evaluación más profunda de los macrófitos utilizados en estos sistemas, considerando aspectos fisiológicos como la producción de metabolitos secundarios. Esta investigación podría proporcionar información valiosa sobre cómo las especies empleadas en los humedales responden a los contaminantes.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahuja, V., Palai, A. K., Kumar, A., Patel, A. K., Farooque, A. A., Yang, Y. H., & Bhatia, S. K. (2024). Biochar: Empowering the future of energy production and storage. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 177(January), 106370. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2024.106370>
- Allam, F., Elnouby, M., El-Khatib, K. M., El-Badan, D. E., & Sabry, S. A. (2020). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) biochar as an alternative cathode electrocatalyst in an air-cathode single chamber microbial fuel cell. *International Journal of Hydrogen Energy*, 45(10), 5911–5927. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.09.164>
- Arliyani, I., Noori, M. T., Ammarullah, M. I., Tangahu, B. V., Mangkoedihardjo, S., & Min, B. (2024). Constructed wetlands combined with microbial fuel cells (CW-MFCs) as a sustainable technology for leachate treatment and power generation. *RSC Advances*, 14(44), 32073–32100. <https://doi.org/10.1039/D4RA04658G>
- Arun, S., Xin, L., Gaonkar, O., Neppolian, B., Zhang, G., & Chakraborty, P. (2022). Antibiotics in sewage treatment plants, receiving water bodies and groundwater of Chennai city and the suburb, South India: Occurrence, removal efficiencies, and risk assessment. *Science of the Total Environment*, 851(August), 158195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158195>
- Bajracharya, S., Sharma, M., Mohanakrishna, G., Dominguez Benneton, X., Strik, D. P. B. T. B., Sarma, P. M., & Pant, D. (2016). An overview on emerging bioelectrochemical systems (BESs): Technology for sustainable electricity, waste remediation, resource recovery, chemical production and beyond. *Renewable Energy*, 98, 153–170. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.03.002>
- Bawa-Allah, K. A., & Ehimiyein, A. O. (2022). Ecotoxicological effects of human and veterinary antibiotics on water flea (*Daphnia magna*). *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 94(July), 103932. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2022.103932>
- Belzona Inc. (2010). Guía de Aplicaciones Belzona en Equipos de Tratamiento de Aguas Residuales-Tratamiento de Aguas Residuales. In *Belzona* (p. 40).

<https://www.belzona.com/es/industries/wastewater.aspx>

- Bullen, R. A., Arnot, T. C., Lakeman, J. B., & Walsh, F. C. (2006). Biofuel cells and their development. *Biosensors and Bioelectronics*, 21(11), 2015–2045. <https://doi.org/10.1016/j.bios.2006.01.030>
- Ccora Repuello, B., Alvarez Ticllausaca, A., & Toribio Román, F. (2020). Generating of electricity and municipal wastewater treatment using microbial fuel cells (MFC) in the city of Huancavelica. *South Sustainability*, 1, e018. <https://doi.org/10.21142/ss-0102-2020-018>
- Chen, X., Wang, Y., Mamathaxim, N., Habibul, N., & Hu, Y. (2024). Simultaneous sulfamethazine and Cr(VI) removal in lab-scale microbial fuel cell-constructed wetland. *Journal of Environmental Sciences*, xxxx. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.06.038>
- Cheng, P., Yang, C., Zhou, S., Huang, J., Liu, R., & Yan, B. (2023). Degradation efficiency of antibiotics by the sewage-fed microbial fuel cells depends on gram-staining property of exoelectrogens. *Process Safety and Environmental Protection*, 176(March), 421–429. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.06.010>
- Deng, Y., Liu, W., Thi, N. T., Di, H. J., Lian, Y., Yang, J., A, D., & Qiu, R. (2024). Exploring the efficiency of tide flow constructed wetlands for treating mariculture wastewater: A comprehensive study on antibiotic removal mechanism under salinity stress. *Water Research*, 258(May). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121738>
- Di Baccio, D., Pietrini, F., Bertolotto, P., Pérez, S., Barcelò, D., Zacchini, M., & Donati, E. (2017). Response of *Lemna gibba* L. to high and environmentally relevant concentrations of ibuprofen: Removal, metabolism and morpho-physiological traits for biomonitoring of emerging contaminants. *Science of the Total Environment*, 584–585, 363–373. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.191>
- Doherty, L., Zhao, Y., Zhao, X., & Wang, W. (2015). Nutrient and organics removal from swine slurry with simultaneous electricity generation in an alum sludge-based constructed wetland incorporating microbial fuel cell technology. *Chemical*

- Engineering Journal*, 266(610), 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.12.063>
- Dorn, J. M., & Volcheck, G. W. (2017). Sulfonamide Drug Allergy. In *Drug Allergy Testing*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-48551-7.00014-6>
- Eheneden, I., Wang, R., Chen, G., Adesina, O. B., Haijing, R., Bavumiragira, J. P., & Zhao, J. (2024). Sulfamethoxazole removal and ammonium conversion in microalgae consortium: Physiological responses and microbial community changes. *Science of the Total Environment*, 954(May). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176539>
- Gill, S. S., & Tuteja, N. (2010). Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant Physiology and Biochemistry*, 48(12), 909–930. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2010.08.016>
- Girijan, S. K., Paul, R., Rejish Kumar, V. J., & Pillai, D. (2020). Investigating the impact of hospital antibiotic usage on aquatic environment and aquaculture systems: A molecular study of quinolone resistance in *Escherichia coli*. *Science of the Total Environment*, 748, 141538. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141538>
- Gontijo, L. O. L., Junior, M. N. B., Santos de Sá, D., Letichevsky, S., Pedrozo-Peñañiel, M. J., Aucélio, R. Q., Bott, I. S., Diniz Lopes Alves, H., Fragneaud, B., Oliveira Maciel, I., Linhares Rossi, A., Savio, L., Carraro, G., Anja, D., Lazaro Freire, F., Khosrow, G., Paciornik, S., & Ginoble Pandoli, O. (2023). 3D conductive monolithic carbons from pyrolyzed bamboo for microfluidic self-heating system. *Carbon*, 213(October 2022). <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2023.118214>
- Gracia-Marín, E., Rico, A., Fabregat-Safont, D., López, F. J., Hernández, F., Pitarch, E., & Bijlsma, L. (2024). Comprehensive study on the potential environmental risk of temporal antibiotic usage through wastewater discharges. *Chemosphere*, 346(September 2023). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140587>
- Hartl, M., García-Galán, M. J., Matamoros, V., Fernández-Gatell, M., Rousseau, D. P. L., Du Laing, G., Garfí, M., & Puigagut, J. (2021). Constructed wetlands operated as bioelectrochemical systems for the removal of organic micropollutants.

*Chemosphere*, 271. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129593>

- Hassan, M., Zhu, G., LU, Y., AL-Falahi, A. H., LU, Y., Huang, S., & Wan, Z. (2021). Removal of antibiotics from wastewater and its problematic effects on microbial communities by bioelectrochemical Technology: Current knowledge and future perspectives. *Environmental Engineering Research*, 26(1), 1–15. <https://doi.org/10.4491/eer.2019.405>
- Huggins, T., Wang, H., Kearns, J., Jenkins, P., & Ren, Z. J. (2014). Biochar as a sustainable electrode material for electricity production in microbial fuel cells. *Bioresource Technology*, 157, 114–119. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.058>
- Ismail, Z. Z., & Jaeel, A. J. (2013). Sustainable energy generation in microbial fuel cell catalyzed with *Bacillus subtilis* species. *IMETI 2013 - 6th International Multi-Conference on Engineering and Technological Innovation, Proceedings*, 31–35.
- Jia, W., Zhang, J., Wu, J., Xie, H., & Zhang, B. (2010). Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: A microcosm experiment. *Desalination*, 262(1–3), 202–208. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.06.012>
- 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, A., Sharma, K., Pandit, S., Mathuriya, A. S., & Prasad, R. (2023). Evaluation of the algal-derived biochar as an anode modifier in microbial fuel cells. *Bioresource Technology Reports*, 22(January). <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101414>
- Li, C., Adhikari, R., Yao, Y., Miller, A. G., Kalbaugh, K., Li, D., & Nemali, K. (2020). Measuring plant growth characteristics using smartphone based image analysis technique in controlled environment agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 168(November 2019), 105123. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2019.105123>

- Li, F., Chen, L., Chen, W., Bao, Y., Zheng, Y., Huang, B., Mu, Q., Wen, D., & Feng, C. (2020). Antibiotics in coastal water and sediments of the East China Sea: Distribution, ecological risk assessment and indicators screening. *Marine Pollution Bulletin*, 151(January), 110810. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110810>
- Li, H., Cao, H., Li, T., He, Z., Zhao, J., Zhang, Y., & Song, H. L. (2023). Biofilm electrode reactor coupled manganese ore substrate up-flow microbial fuel cell-constructed wetland system: High removal efficiencies of antibiotic, zinc (II), and the corresponding antibiotic resistance genes. *Journal of Hazardous Materials*, 460(June). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132394>
- Li, J., Li, W., Liu, K., Guo, Y., Ding, C., Han, J., & Li, P. (2022). Global review of macrolide antibiotics in the aquatic environment: Sources, occurrence, fate, ecotoxicity, and risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 439(April), 129628. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129628>
- Li, J., Zhou, Q., & Campos, L. C. (2017). Removal of selected emerging PPCP compounds using greater duckweed (*Spirodela polyrhiza*) based lab-scale free water constructed wetland. *Water Research*, 126, 252–261. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.002>
- Li, S., Jiang, J., Ho, S. H., Zhang, S., Zeng, W., & Li, F. (2023). Sustainable conversion of antibiotic wastewater using microbial fuel cells: Energy harvesting and resistance mechanism analysis. *Chemosphere*, 313(August 2022), 137584. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137584>
- Liu, F. fei, Zhang, Y. xue, & Lu, T. (2023). Performance and mechanism of constructed wetland-microbial fuel cell systems in treating mariculture wastewater contaminated with antibiotics. *Process Safety and Environmental Protection*, 169(September 2022), 293–303. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.11.022>
- Liu, J., Lu, G., Xie, Z., Zhang, Z., Li, S., & Yan, Z. (2015). Occurrence, bioaccumulation and risk assessment of lipophilic pharmaceutically active compounds in the downstream rivers of sewage treatment plants. *Science of the Total Environment*,

511, 54–62. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.033>

- Liu, K., Zhang, D., Xiao, X., Cui, L., & Zhang, H. (2020). Occurrence of quinotone antibiotics and their impacts on aquatic environment in typical river-estuary system of Jiaozhou Bay, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *190*, 109993. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109993>
- Liu, Q., Zhang, N., Ge, J., Zhang, L., Guo, L., Zhang, H., Song, K., Luo, J., Zhao, L., & Yang, S. (2024). Aquatic plants combined with microbial fuel cells promote sulfamethoxazole and sul genes removal from aquaculture pond sediments via bioelectrochemistry. *Environmental Pollution*, *360*(May), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124680>
- Liu, X., Lu, S., Liu, Y., Wang, Y., Guo, X., Chen, Y., Zhang, J., & Wu, F. (2021). Performance and mechanism of sulfamethoxazole removal in different bioelectrochemical technology-integrated constructed wetlands. *Water Research*, *207*(October), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117814>
- Liu, X., Lv, K., Deng, C., Yu, Z., Shi, J., & Johnson, A. C. (2019). Persistence and migration of tetracycline, sulfonamide, fluoroquinolone, and macrolide antibiotics in streams using a simulated hydrodynamic system. *Environmental Pollution*, *252*, 1532–1538. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.095>
- Lucchetti, M., Kaminska, M., Oluwasegun, A. K., Mosig, A. S., & Wilmes, P. (2021). Emulating the gut–liver axis: Dissecting the microbiome’s effect on drug metabolism using multiorgan-on-chip models. *Current Opinion in Endocrine and Metabolic Research*, *18*, 94–101. <https://doi.org/10.1016/j.coemr.2021.03.003>
- Maldonado, I., Moreno Terrazas, E. G., Mamani, J. M., & Vilca, F. Z. (2023). Removal of tetracycline and chloramphenicol through constructed wetlands: Roles of plants, substrates, and microbial fuel cells. *Results in Engineering*, *17*(November 2022), 100982. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.100982>
- Maldonado, I., Moreno Terrazas, E. G., & Vilca, F. Z. (2022). Application of duckweed (*Lemna* sp.) and water fern (*Azolla* sp.) in the removal of pharmaceutical residues

- in water: State of art focus on antibiotics. *Science of the Total Environment*, 838(June), 156565. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156565>
- Marassi, R. J., Queiroz, L. G., Silva, D. C. V. R., Silva, F. T. da, Silva, G. C., & Paiva, T. C. B. d. (2020). Performance and toxicity assessment of an up-flow tubular microbial fuel cell during long-term operation with high-strength dairy wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 259. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120882>
- Melendez-Marmolejo, J., Garcia-Saavedra, Y., Galvan-Romero, V., de Leon-Martinez, L., Vargas-Berrones, K., Mejia-Saavedra, J., & Flores Ramirez, R. (2020). Emerging contaminants. Environmental problems associated with antibiotic use. New detection and remediation techniques and legislative perspectives in Latin America. *Revista De Salud Ambiental*, 20(1), 53–61.
- Mier, A. A., Olvera-Vargas, H., Mejía-López, M., Longoria, A., Vereá, L., Sebastian, P. J., & Arias, D. M. (2021). A review of recent advances in electrode materials for emerging bioelectrochemical systems: From biofilm-bearing anodes to specialized cathodes. *Chemosphere*, 283(February). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131138>
- Miwornunyuie, N., Ugochukwu, G., & Hunter, J. (2025). Evolutionary trends and development of constructed wetland coupled microbial fuel cell: A decade of development. *Journal of Environmental Management*, 373(November 2024). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123574>
- Montenegro-Rosero, K., Fernández, L., Villamar-Ayala, C., & Espinoza-Montero, P. (2019). Humedales artificiales y celdas de combustibles microbianas como sistemas individuales y combinados para el tratamiento de aguas residuales: una revisión. In *infoANALÍTICA* (Vol. 7, Issue 2, pp. 15–37). <https://doi.org/10.26807/ia.v7i2.100>
- Mu, R., Liu, X., Li, Y., Chen, F., Shi, Y., Wang, J., Shen, X., Xu, L., Du, Y., & Yang, Z. (2024). Distinct electrochemical and metabolic responses of anode respiring bacteria to sulfamethoxazole in microbial fuel cells coupled with constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 406(June), 131079.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131079>

MVCS, & OMA. (2014). Protocolo de monitoreo de la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales. In *El Peruano* (p. 31).

<http://siar.minam.gob.pe/puno/sites/default/files/archivos/public/docs/1057.pdf%0>

[Ahttp://sia.munipuno.gob.pe/documentos/protocolo-monitoreo-calidad-efluentes-las-plantas-tratamiento-aguas](http://sia.munipuno.gob.pe/documentos/protocolo-monitoreo-calidad-efluentes-las-plantas-tratamiento-aguas)

Naquin, A., Shrestha, A., Sherpa, M., Nathaniel, R., & Boopathy, R. (2015). Presence of antibiotic resistance genes in a sewage treatment plant in Thibodaux, Louisiana, USA. *Bioresource Technology*, 188, 79–83.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.052>

Nieto-Juárez, J. I., Torres-Palma, R. A., Botero-Coy, A. M., & Hernández, F. (2021a). Pharmaceuticals and environmental risk assessment in municipal wastewater treatment plants and rivers from Peru. *Environment International*, 155(May).

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106674>

Nieto-Juárez, J. I., Torres-Palma, R. A., Botero-Coy, A. M., & Hernández, F. (2021b). Pharmaceuticals and environmental risk assessment in municipal wastewater treatment plants and rivers from Peru. *Environment International*, 155(May), 106674.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106674>

Nimje, V. R., Chen, C. C., Chen, H. R., Chen, C. Y., Tseng, M. J., Cheng, K. C., Shih, R. C., & Chang, Y. F. (2012). A single-chamber microbial fuel cell without an air cathode. *International Journal of Molecular Sciences*, 13(3), 3933–3948.

<https://doi.org/10.3390/ijms13033933>

Pleasance, S., Kelly, J., LeBlanc, M. D., Quilliam, M. A., Boyd, R. K., Kitts, D. D., McErlane, K., Bailey, M. R., & North, D. H. (1992). Determination of erythromycin A in salmon tissue by liquid chromatography with ionspray mass spectrometry.

*Biological Mass Spectrometry*, 21(12), 675–687.

<https://doi.org/10.1002/bms.1200211210>

- Saeed, T., Majed, N., Kumar Yadav, A., Hasan, A., & Jihad Miah, M. (2022). Constructed wetlands for drained wastewater treatment and sludge stabilization: Role of plants, microbial fuel cell and earthworm assistance. *Chemical Engineering Journal*, 430(October 2021). <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.132907>
- Sangrulkar, P., Gupta, S., & Kandasubramanian, B. (2023). Advancements in biochar-based electrodes for improved performance of microbial fuel cells. *Bioresource Technology Reports*, 24(November), 101684. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101684>
- Saxena, P., Hiwrale, I., Das, S., Shukla, V., Tyagi, L., Pal, S., Dafale, N., & Dhodapkar, R. (2021a). Profiling of emerging contaminants and antibiotic resistance in sewage treatment plants: An Indian perspective. *Journal of Hazardous Materials*, 408(November 2020), 124877. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124877>
- Saxena, P., Hiwrale, I., Das, S., Shukla, V., Tyagi, L., Pal, S., Dafale, N., & Dhodapkar, R. (2021b). Profiling of emerging contaminants and antibiotic resistance in sewage treatment plants: An Indian perspective. *Journal of Hazardous Materials*, 408(September 2020), 124877. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124877>
- Smital, T. (2008). Acute and chronic effects of emerging contaminants. *Handbook of Environmental Chemistry, Volume 5: Water Pollution*, 5 S1(March), 105–142. [https://doi.org/10.1007/698\\_5\\_105](https://doi.org/10.1007/698_5_105)
- Sorinolu, A. J., Tyagi, N., Kumar, A., & Munir, M. (2021). Antibiotic resistance development and human health risks during wastewater reuse and biosolids application in agriculture. *Chemosphere*, 265, 129032. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129032>
- Srivastava, P., Yadav, A. K., Garaniya, V., & Abbassi, R. (2019). *Microbial Fuel Cell Technology : Development and Potential*. 1021–1036.
- Tremblay, L., Stewart, M., & Northcott, G. (2016). Emerging Contaminants: Should we be worried? *Revolve*, August(2008), 19–21. <https://doi.org/10.1016/B978-1-4377-7842-7.00016-7>

- Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, 73, 724–751. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.034>
- Wang, J., Song, X., Wang, Y., Abayneh, B., Ding, Y., Yan, D., & Bai, J. (2016). Microbial community structure of different electrode materials in constructed wetland incorporating microbial fuel cell. *Bioresource Technology*, 221, 697–702. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.116>
- Wang, J., Song, X., Wang, Y., Bai, J., Li, M., Dong, G., Lin, F., Lv, Y., & Yan, D. (2017). Bioenergy generation and rhizodegradation as affected by microbial community distribution in a coupled constructed wetland-microbial fuel cell system associated with three macrophytes. *Science of the Total Environment*, 607–608, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.243>
- Wang, W., Zhang, Y., Li, M., Wei, X., Wang, Y., Liu, L., Wang, H., & Shen, S. (2020). Operation mechanism of constructed wetland-microbial fuel cells for wastewater treatment and electricity generation: A review. *Bioresource Technology*, 314, 123808. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123808>
- Wen, H., Zhu, H., Yan, B., Bañuelos, G., Shutes, B., Wang, X., Cao, S., Cheng, R., & Tian, L. (2022). High removal efficiencies of antibiotics and low accumulation of antibiotic resistant genes obtained in microbial fuel cell-constructed wetlands intensified by sponge iron. *Science of the Total Environment*, 806. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150220>
- Werkneh, A. A., & Islam, M. A. (2023). Post-treatment disinfection technologies for sustainable removal of antibiotic residues and antimicrobial resistance bacteria from hospital wastewater. *Heliyon*, 9(4), e15360. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15360>
- Wilson, M. E. (2019). Antibiotics What everyone needs to know. In *Oxford University Press*.
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., & Liu, H. (2015). A

- review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175, 594–601. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>
- Wu, Q., Pan, C. G., Wang, Y. H., Xiao, S. K., & Yu, K. F. (2021). Antibiotics in a subtropical food web from the Beibu Gulf, South China: Occurrence, bioaccumulation and trophic transfer. *Science of the Total Environment*, 751. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141718>
- Wu, W., & Li, R. (2023). Degradation and solid–liquid distribution of antibiotics in microbial electrolysis cells treating sewage sludge: Effects of temperature and applied voltage. *Bioresource Technology*, 368(November 2022), 128352. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128352>
- Xiong, J. Q., Govindwar, S., Kurade, M. B., Paeng, K. J., Roh, H. S., Khan, M. A., & Jeon, B. H. (2019). Toxicity of sulfamethazine and sulfamethoxazole and their removal by a green microalga, *Scenedesmus obliquus*. *Chemosphere*, 218, 551–558. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.146>
- Xu, W., Yang, B., Wang, H., Zhang, L., Dong, J., & Liu, C. (2023). Science of the Total Environment Simultaneous removal of antibiotics and nitrogen by microbial fuel cell-constructed wetlands : Microbial response and carbon – nitrogen metabolism pathways. *Science of the Total Environment*, 893(April), 164855. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164855>
- Xu, W., Yang, B., Wang, H., Zhang, L., Zhang, Y., Zhang, M., & Shi, J. (2024). Microbial functional insights into antibiotics and nitrogen removal in constructed wetland-microbial fuel cells packed with mine waste substrate. *Journal of Water Process Engineering*, 64(June). <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105709>
- Yang, C., Song, G., & Lim, W. (2020). A review of the toxicity in fish exposed to antibiotics. *Comparative Biochemistry and Physiology Part - C: Toxicology and Pharmacology*, 237(June), 108840. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2020.108840>
- Yi, X., Lin, C., Ong, E. J. L., Wang, M., & Zhou, Z. (2019). Occurrence and distribution

- of trace levels of antibiotics in surface waters and soils driven by non-point source pollution and anthropogenic pressure. *Chemosphere*, 216, 213–223. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.087>
- Youssef, Y. A., Abuarab, M. E., Mahrous, A., & Mahmoud, M. (2023). Enhanced degradation of ibuprofen in an integrated constructed wetland-microbial fuel cell: treatment efficiency, electrochemical characterization, and microbial community dynamics. *RSC Advances*, 13(43), 29809–29818. <https://doi.org/10.1039/d3ra05729a>
- Zainab, S. M., Junaid, M., Rehman, M. Y. A., Lv, M., Yue, L., Xu, N., & Malik, R. N. (2021). First insight into the occurrence, spatial distribution, sources, and risks assessment of antibiotics in groundwater from major urban-rural settings of Pakistan. *Science of the Total Environment*, 791, 148298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148298>
- Zha, Z., Zhang, Z., Xiang, P., Zhu, H., Zhou, B., Sun, Z., & Zhou, S. (2020). One-step preparation of eggplant-derived hierarchical porous graphitic biochar as efficient oxygen reduction catalyst in microbial fuel cells. *RSC Advances*, 11(2), 1077–1085. <https://doi.org/10.1039/d0ra09976g>
- Zhang, H., Xing, F., Duan, L., Gao, Q., Li, S., & Zhao, Y. (2025). Effect of substrate concentration on sulfamethoxazole wastewater treatment by osmotic microbial fuel cell: Insight into operational efficiency, dynamic changes of membrane fouling and microbial response. *Bioresour Technol*, 417(October 2024), 131805. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.131805>
- Zhang, Z. L., & Zhou, J. L. (2007). Simultaneous determination of various pharmaceutical compounds in water by solid-phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1154(1–2), 205–213. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2007.03.105>
- Zhao, K., Gao, L., Zhang, Q., & Shang, J. (2021). Accumulation of sulfamethazine and ciprofloxacin on grain surface decreases the transport of biochar colloids in saturated

porous media. *Journal of Hazardous Materials*, 417(January).  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125908>

Zhong, K., Li, M., Yang, Y., Zhang, H., Zhang, B., Tang, J., Yan, J., Su, M., & Yang, Z. (2019). Nitrogen-doped biochar derived from watermelon rind as oxygen reduction catalyst in air cathode microbial fuel cells. *Applied Energy*, 242(January), 516–525.  
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.03.050>

## ANEXO

**Figura 14**

*Programación en la mufla para elaboración de electrodos de carbón vegetal*

**Figura 15**

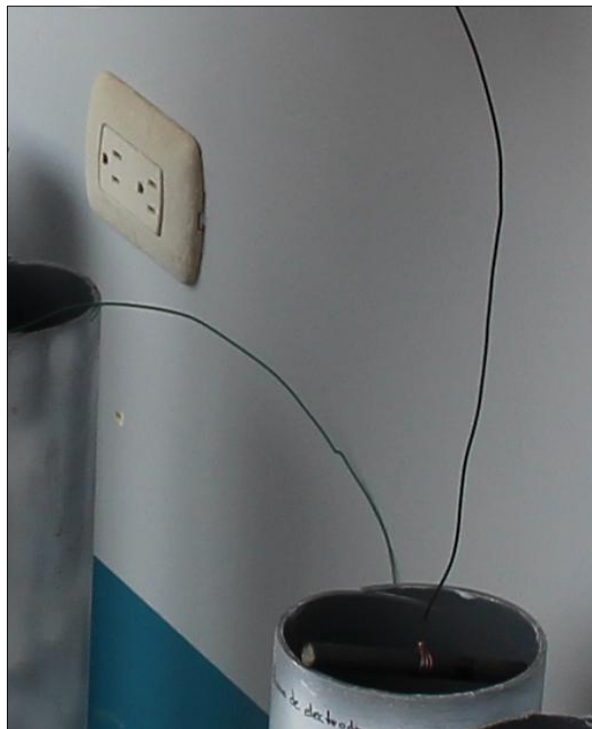
*Cultivo de Lemna gibba*



**Figura 16**  
*Electrodo de carbón vegetal*



**Figura 17**  
*Electrodo de barra de grafito*



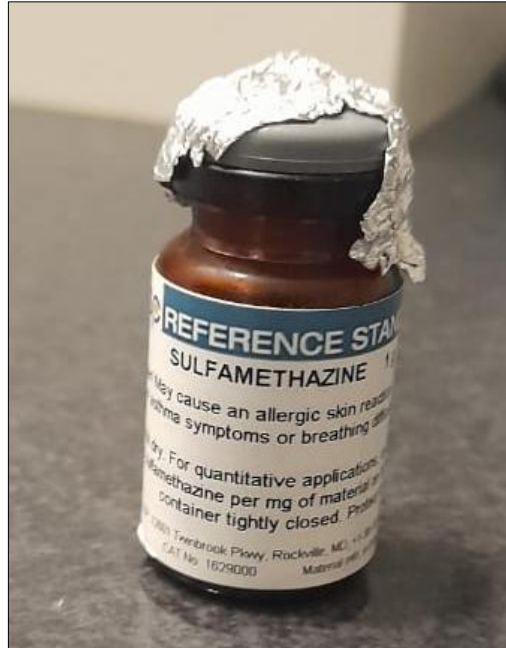
**Figura 18**  
*Selección de Lemna gibba*



**Figura 19**  
*Pesado de Lemna gibba*



**Figura 20**  
*Estándar de Sulfametazina*



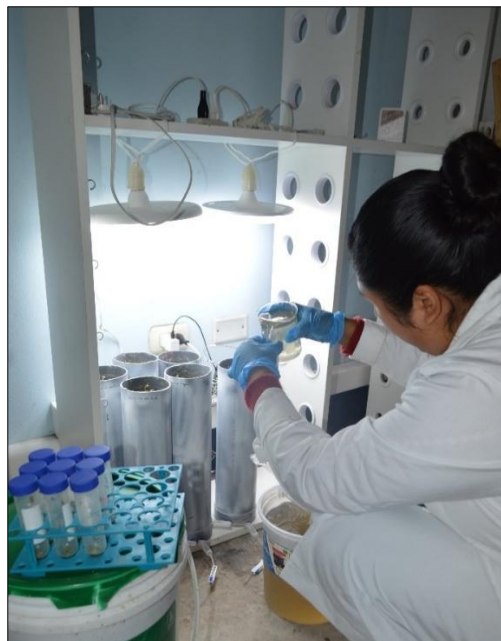
**Figura 21** *Añadiendo Concentración conocida de Sulfametazina al agua residual sintética*



**Figura 22**  
*Medición de parámetros del agua residual sintética*



**Figura 23**  
*Instalación del experimento*



**Figura 24**

*Sistema de Humedal construido con celda de combustible microbiano*

**Figura 25**

*Análisis de muestra de agua en el UHPLC-DAD*



**Figura 26**  
*Trituración de Lemna gibba*



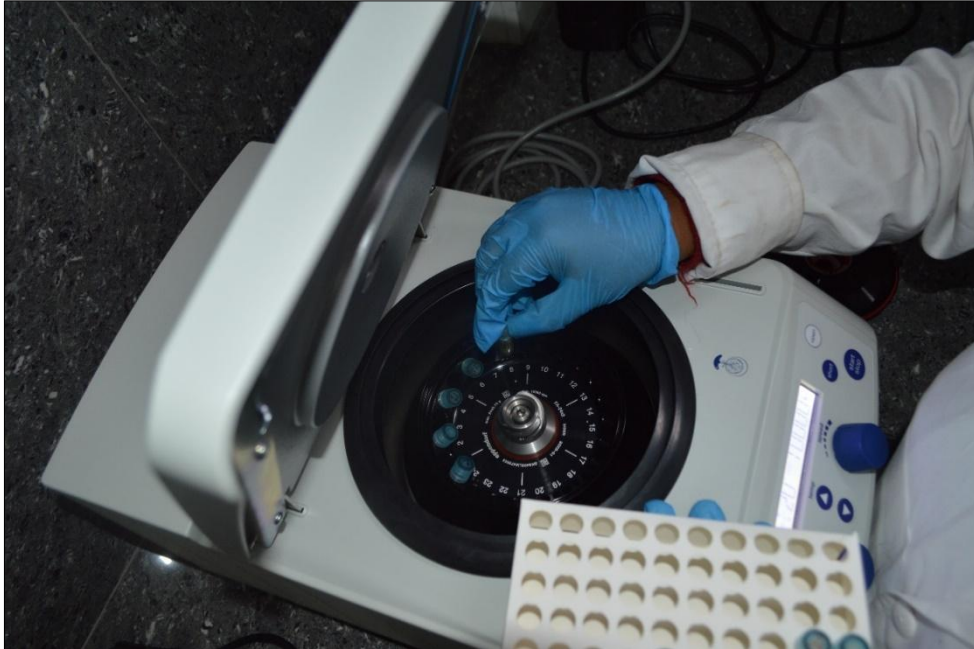
**Figura 27**  
*Centrifugación de las muestras de Lemna gibba*



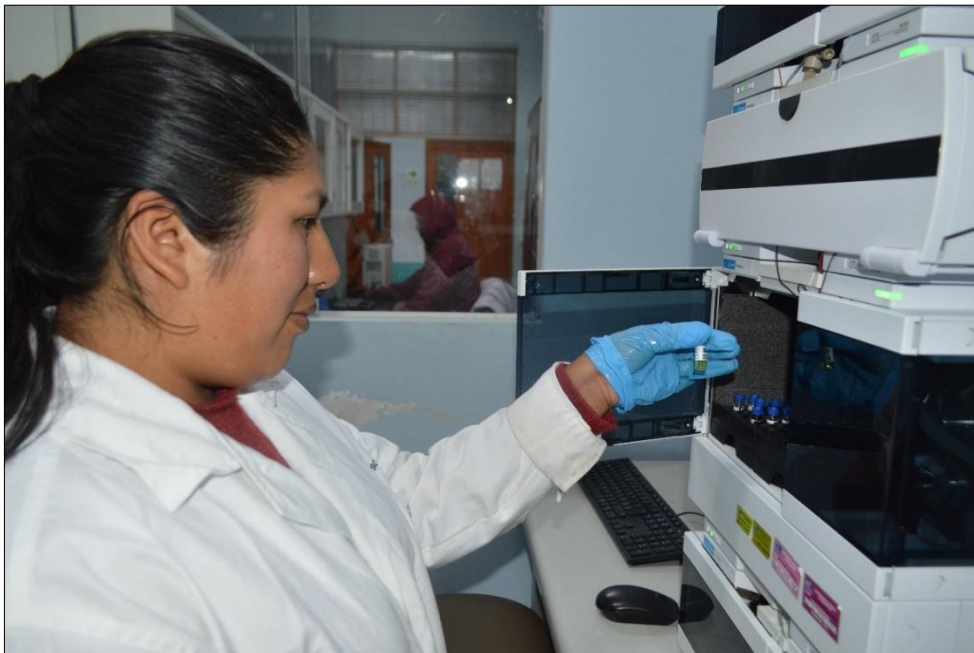


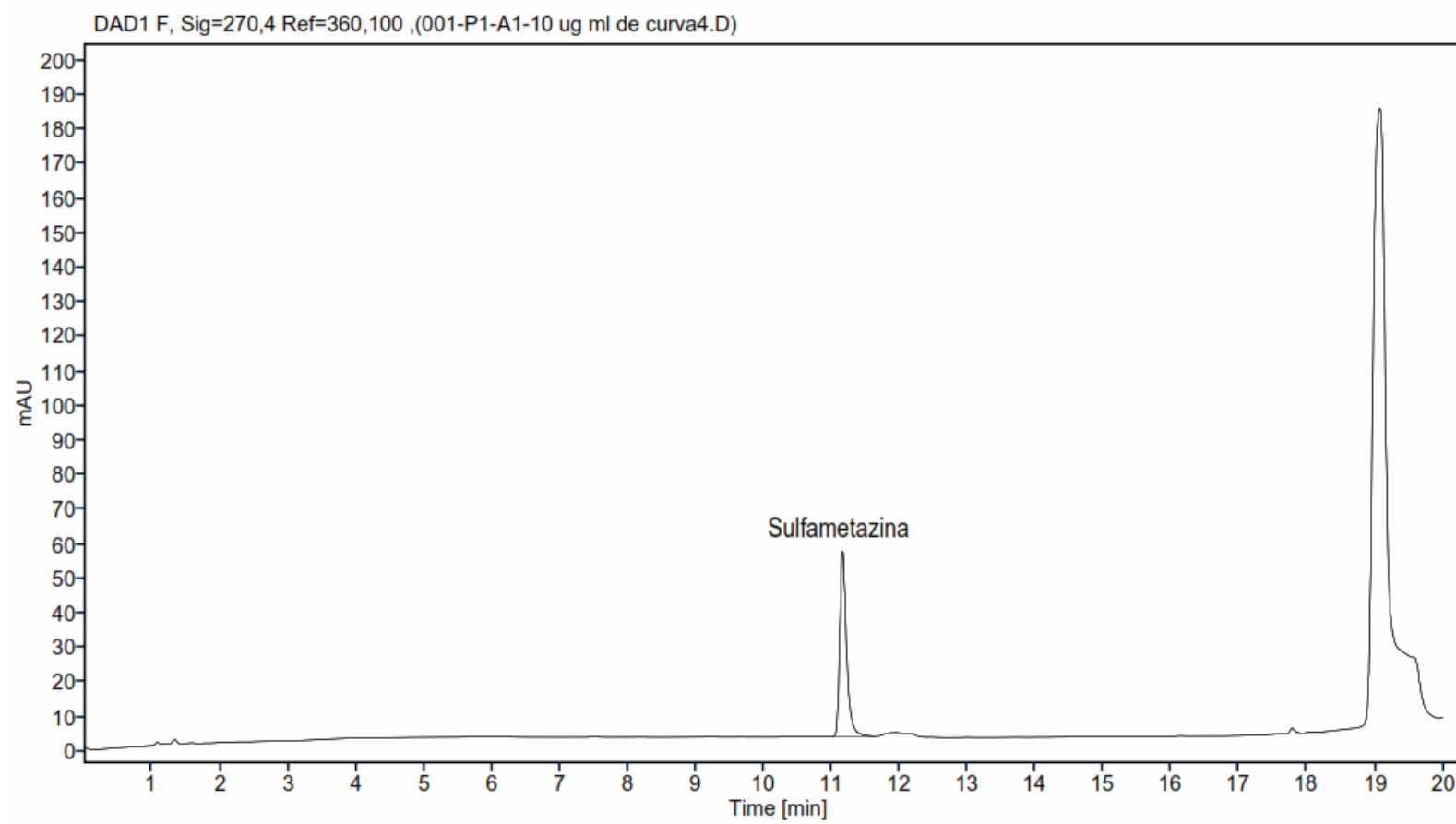
**Figura 30**

*Muestra de Lemna gibba en la microcentrifuga*

**Figura 31**

*Análisis de Sulfametazina en tejido vegetal*



**Figura 32***Cromatograma de Sulfametazina*

**Ecuación de la Recta**

$$y = ax + b$$

Donde:

x: Concentración de analito

y: Valor de la respuesta expresado en el área del pico cromatográfico

a: Pendiente de la recta

b: Intersección de la recta con el eje "Y"

**Curva de calibración**

**Tabla 14**

*Curva empleada para la calibración de Sulfametazina*

Antibiótico	Tiempo	Concentración	Área	Ecuación de la recta
	11.4	0.05	3.34	
	11.4	0.5	20.43	
Sulfametazina	11.4	2	80.57	$y = 37.2269X + 2.949$
	11.4	4	156.77	$r = 0.99974$
	11.4	10	372.68	

*Nota:* La correlación entre las concentraciones de la curva de calibración y el área es de 0.99974

**Límite de Detección**

$$LD = \frac{C * 3.33 * 1}{SN}$$

**Donde:**

C: Concentración mínima de la curva de calibración

SN: Señal ruido obtenido del equipo y a partir de la concentración mínima.

Aplicamos la fórmula:

$$LD = \frac{0.05 * 3.33 * 1}{1.71}$$

$$LD = 0.01 \mu\text{g/mL}$$

### **Límite de Cuantificación**

$$LQ = LD * 3.33$$

$$LD = 0.033 \mu\text{g/mL}$$

El límite de cuantificación determinado permite medir Sulfametazina a partir de 0.066  $\mu\text{g/mL}$ .