UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN

Facultad de Ciencias

Escuela Profesional de Biología – Microbiología

Estudio comparativo de adsorbentes orgánicos a base de hierro utilizando un consorcio microbiano, un precipitado biogénico y una estructura metal orgánica para la remoción de arsénico en solución acuosa

TESIS

Presentada por:

Bach. Rosario Duran Yujra

Para optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO MICROBIÓLOGO

TACNA – PERÚ

2025

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS N° 442

En la ciudad de Tacna, en el auditorium de la Facultad de Ciencias, de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann; siendo las 10:05 horas de día jueves 24 de abril del 2025, estando presente el jurado calificador nominado por Resolución de Facultad N° 11250-2025-FACI-UN/JBG, conformado por los siguientes docentes:

-Dr. Roberto Castellanos Cabrera (Presidente)

-Dr. Carlos Francisco Tito Vargas (Secretario)

-Mgr. Rosa María Liñan Abanto (Vocal)

Acto seguido, se dio lectura a la Resolución correspondiente, y del mismo modo se dio lectura del artículo 22° del reglamento de Grados y Títulos de la Facultad de Ciencias.

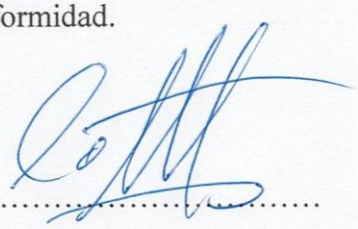
A continuación, el presidente del jurado instó a la Bachiller: Rosario Duran Yujra a exponer la Tesis titulada: "Estudio comparativo de adsorbentes orgánicos a base de hierro utilizando un consorcio microbiano, un precipitado biogénico y una estructura metal orgánica para la remoción de arsénico en solución acuosa" para optar el título profesional de Biólogo-Microbiólogo.

Siendo las 10:50 horas, la tesista concluye su exposición, luego se procedió a la formulación de las preguntas por parte de los miembros del jurado calificador. Terminado este proceso, se invito a que los miembros del jurado emitan su calificación de acuerdo a reglamento. El promedio de la calificación dio el siguiente resultado: Aprobado por unanimidad con la nota de diecisiete (17), de acuerdo al Reglamento de Grados y Títulos de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann – Tacna.

Siendo las 11:16 horas, se dió por concluido el acto de sustentación de la tesis, firmando los señores miembros del jurado calificador, en señal de conformidad.

Dr. Roberto Castellanos Cabrera

Presidente



Dr. Carlos Francisco Tito Vargas

Secretario

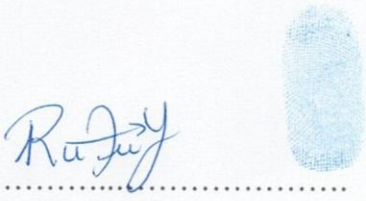
Mgr. Rosa María Liñan Abanto

Vocal

CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo, Daladier Miguel Castillo Cotrina, en mi condición de asesor de la tesis: "**Estudio comparativo de adsorbentes orgánicos a base de hierro utilizando un consorcio microbiano, un precipitado biogénico y una estructura metal orgánica para la remoción de arsénico en solución acuosa**", perteneciente a la Bachiller Rosario Duran Yujra, de la Escuela Profesional de Biología - Microbiología. Después de realizar el análisis en el software de similitud Turnitin, presentó un porcentaje de **3%** de similitud general. En tal sentido, CERTIFICO QUE LA SIMILITUD de la tesis está de acuerdo con el nivel PERMITIDO, para continuar con los trámites correspondientes y para su publicación en el repositorio institucional. Se emite la presente constancia para los fines correspondientes.

Tacna, 6 de mayo de 2025.



ASESOR	TESISTA
DR. DALADIER MIGUEL CASTILLO COTRINA	BACH. ROSARIO DURAN YUJRA
DNI: 18867330	DNI: 73818358

DEDICATORIA

Esta tesis la dedico a mis padres por sus consejos, enseñanzas y por brindarme su apoyo incondicional durante todo este tiempo.

AGRADECIMIENTOS

A mi alma mater, la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann, por brindarme la oportunidad de crecer profesionalmente y hacer realidad la ejecución de la tesis.

A mi asesor, el Dr. Daladier Miguel Castillo Cotrina, por permitirme desarrollar el trabajo de tesis en el Laboratorio de Investigación en Biotecnología Microbiana, por su paciencia y consejos.

A la Mgr. Claudia Vanessa Clavijo Koc y a la Mgr. Virginia Liliana Chipana Laura por su apoyo, orientación y paciencia en el desarrollo de la tesis.

Al investigador Mgr. Elisban Sacari por sus consejos y por la operación del microscopio electrónico de barrido, difractómetro de rayos X y espectrofotómetro infrarrojo para los materiales.

A mis compañeros y futuros colegas Jhonny, José y Erika por sus consejos y apoyo durante en el desarrollo de la tesis.

A mi familia, a mi madre Sonia, a mi padre Rogelio y hermanos Alexander y Gian Marco, por su apoyo en el desarrollo de la tesis.

A mis mejores amigas Saira y Galeska por su apoyo emocional.

A todas las personas que no mencione, que de alguna manera fueron importantes para la culminación del trabajo.

CONTENIDO

DEDICATORIA 2

AGRADECIMIENTOS 3

CONTENIDO 4

ÍNDICE DE TABLAS 6

ÍNDICE DE FIGURAS 7

RESUMEN 9

ABSTRACT 10

I. INTRODUCCIÓN 11

1.1. Planteamiento del problema 12

1.2. Hipótesis 14

1.3. Justificación 14

1.4. Objetivos 15

2.1. Contaminación del agua por arsénico 17

2.2. Consorcio microbiano 18

2.3. Precipitado biogénico 20

2.4. Estructura metal orgánica 21

2.5. Adsorción 23

2.6. Secuenciamiento 23

III. MATERIALES Y MÉTODOS 26

3.1. Materiales 26

3.2. Diseño de la investigación 30

3.3. Métodos 30

IV. RESULTADOS 39

4.1. Caracterización del consorcio microbiano 39

4.2. Síntesis del precipitado biogénico y la estructura metal orgánica 42

4.3. Evaluación de la capacidad de remoción del consorcio microbiano, precipitado biogénico y la estructura metal orgánica a diferentes concentraciones de arsénico 50

4.4. Evaluación de la cinética de remoción de arsénico del mejor tratamiento obtenido 60

V. DISCUSIÓN 63

VI. CONCLUSIONES 68

RECOMENDACIONES 69

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 70

ANEXOS 93

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Composición de las muestras por espectroscopia de rayos X por dispersión de energía (EDX) 49

Tabla 2 Análisis superficial del precipitado biogénico 50

Tabla 3 ANOVA de dos factores (Adsorbentes y Concentración inicial de arsénico) 55

Tabla 4 Porcentaje de remoción de As (III) 56

Tabla 5 Porcentaje de remoción de As (V) 58

Tabla 6 Pruebas de Kruskal Wallis de las medianas de la variable remoción entre los factores 58

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Tinción Gram del consorcio microbiano para evaluar la remoción de arsénico.....39

Figura 2 Tinción Gram del consorcio microbiano para la síntesis del precipitado biogénico 40

Figura 3 Abundancia relativa del consorcio microbiano 41

Figura 4 Precipitado biogénico sintetizado 42

Figura 5 Estructura metal orgánica sintetizada 43

Figura 6 Difracción de rayos X (XRD) del precipitado biogénico 44

Figura 7 Difracción de rayos X (XRD) de la estructura metal orgánica.....45

Figura 8 Espectro FTIR del precipitado biogénico 46

Figura 9 Espectro FTIR de la estructura metal orgánica.....47

Figura 10 Microscopía electrónica de barrido del precipitado biogénico.....48

Figura 11 Microscopía electrónica de la estructura metal orgánica.....49

Figura 12 Oxidación de Fe (II) en cultivo con As (III).....51

Figura 13 Crecimiento celular en cultivo con As (III) 52

Figura 14 Abundancia relativa del consorcio microbiano con As (III).....53

Figura 15 Porcentaje de remoción de arsénico de los diferentes adsorbentes 54

Figura 16 Porcentaje de remoción de arsénico del precipitado biogénico y la estructura metal orgánica 57

Figura 17 Promedio de remoción de As (V) 59

Figura 18 Remoción de arsénico en diferentes tiempos.....61

Figura 19 Cantidad de arsénico adsorbido por el precipitado biogénico 62

RESUMEN

Este trabajo comparó la remoción de dos concentraciones de arsénico utilizando adsorbentes orgánicos a base de hierro, un consorcio microbiano, un precipitado biogénico y una estructura metal orgánica en solución acuosa. Los resultados indicaron que, el consorcio microbiano estaba dominado por el género *Acidithiobacillus*, con un 99,46 %; el precipitado biogénico fue similar al mineral Schwertmannita y la estructura metal orgánica se acercó al nanomaterial MIL-100(Fe). En la remoción de arsenito (As (III)), se comprobó que el consorció microbiano no removió el agente tóxico, mientras que, el precipitado biogénico tuvo los mayores porcentajes de remoción de 24,41 y 20,66 % frente a la estructura metal orgánica con 0,70 y 6,22 %. En contraste, en la remoción de arseniato (As (V)), no hubo diferencias significativas entre los adsorbentes, con un 71,76 y 64,27 % por el precipitado biogénico; 78,95 y 51,90 % para la estructura metal orgánica a partir de 1 y 5 mg/L de arsénico inicial. En la cinética de remoción de arsénico, los valores fueron mayores a los resultados iniciales debido al mayor contacto con el adsorbente. Concluyendo que, tanto el precipitado biogénico como la estructura metal orgánica pueden remover el As (V), mientras que, el As (III) puede ser removido por el precipitado biogénico en medio sin agitación continua.

Palabras clave: remoción; consorcio microbiano; precipitado biogénico; estructura metal orgánica.

ABSTRACT

This work compared the removal of two arsenic concentrations using iron-based organic adsorbents, a microbial consortium, a biogenic precipitate, and a metal-organic framework in aqueous solution. The results indicated that the microbial consortium was dominated by the genus *Acidithiobacillus*, with 99,46%; the biogenic precipitate was similar to the mineral Schwertmannite, and the metal-organic framework was close to the nanomaterial MIL-100 (Fe). In the removal of arsenite (As (III)), it was found that the microbial consortium did not remove the toxic agent, while the biogenic precipitate had the highest removal percentages of 24,41 and 20,66% compared to the metal-organic framework with 0,70 and 6,22%. In contrast, there were no significant differences between the adsorbents for arsenate (As(V)) removal, with 71,76% and 64,27% for the biogenic precipitate; 78,95% and 51,90% for the metal-organic framework starting from 1 and 5 mg/L of initial arsenic. Regarding arsenic removal kinetics, the values were higher than the initial results due to greater contact with the adsorbent. It was concluded that both the biogenic precipitate and the metal-organic framework can remove As (V), while As (III) can be removed by the biogenic precipitate in a medium without continuous agitation.

Keywords: removal; microbial consortium; biogenic precipitate; metal-organic framework.

I. INTRODUCCIÓN

El arsénico es un metaloide tóxico para las plantas (Meharg & Hartley-Whitaker, 2002), animales (Santra et al., 2000) y humanos (Chowdhury et al., 2017). Este metaloide está presente en el ambiente naturalmente, pero también es producido por las actividades humanas (Ferguson & Gavis, 1972). La exposición ocurre principalmente a través de la ingestión de agua contaminada con arsénico (Custodio et al., 2020). En las zonas afectadas tienen diferentes niveles de exposición, pero estas superan los 10 µg/L establecidos por la Organización Mundial de Salud (Patel et al., 2005). Por otro lado, también se han reportado pescados (Alamdar et al., 2017) y aves de corral contaminados con arsénico (Hu et al., 2017).

El arsénico se presenta en su forma inorgánica como arsenito (As^{3+}) y arseniato (As^{5+}) en las aguas subterráneas y superficiales (Baig et al., 2010); y en su forma orgánica como ácido monometilarsónico (Maeda et al., 1987), dimetilarsínico y compuestos trimetilados de arsénico (Kaise et al., 1998).

Por ello, la comunidad científica ha investigado los diversos métodos para la remoción de arsénico del agua, como la oxidación, coagulación-floculación, tecnología de membranas y adsorción. El método de la adsorción ha sido uno de los más estudiados debido a que los materiales usados como adsorbentes eran eficientes, de fácil manejo y económicos (Nicomel et al., 2015) frente a los otros

métodos, debido al uso de insumos (ALSamman et al., 2023) y equipamientos costosos (Waypa et al., 1997).

En el estudio de las estructuras metal orgánicas, se han tomado diversas estrategias como la adición de nanopartículas metálicas (Yang & Yin, 2017) y la modulación ácida que mostraron buenos resultados para la remoción de agentes como el arsénico (Chia et al., 2023).

Los precipitados férricos biogénicos han tomado importancia por la capacidad de remover arsénico en ambientes ácidos y soluciones acuosas (Song et al., 2018).

1.1. Planteamiento del problema

La contaminación por arsénico es un problema global debido a que es un metaloide carcinogénico y produce toxicidad aguda en los humanos, además de causar hiperqueratosis y lesiones cutáneas, etc. El arsénico se presenta de diversas formas en el ambiente, en el agua su movilidad se ve favorecida en las corrientes de agua lo que produce su acumulación en la cadena alimentaria y en el cuerpo humano. En los últimos años la eliminación de arsénico ha sido un tema muy importante en la remediación del agua (Wang et al., 2019).

En la región Tacna los resultados del monitoreo de la calidad del agua de las Cuencas Caplina, Uchusuma y Maure reportaron la presencia de metales como aluminio, manganeso, plomo, hierro, boro y arsénico que excedieron los estándares de calidad ambiental. En el caso de la Cuenca Caplina, los resultados del monitoreo

para la Categoría 1, respecto al uso Poblacional y Recreacional, Subcategoría A2, demostraron que excedieron los límites de los estándares de calidad ambiental en los parámetros químicos como sulfatos 679,27 mg/L, aluminio 28,12 mg/L, hierro 16,37 mg/L, manganeso 1,03 mg/L y arsénico 0,09 mg/L (Autoridad Nacional del Agua [ANA], 2022), esto se debería a la geología regional y fuentes termales que influyen en la calidad del agua, también se ha reportado la presencia de 0,48 mg/L de arsénico en el río Locumba (Machaca, et al., 2022) y 601,60 μg de arsénico por gramo de creatinina en muestras de orina (Ale et al., 2017) que sobrepasan los límites permisibles de los estándares de calidad ambiental.

En las épocas de lluvia la concentración de los elementos disminuye y en épocas secas aumenta la concentración de estos elementos. Lo que indica que la concentración de los elementos depende de la precipitación en la zona, cuando las lluvias están presentes, la concentración de arsénico, hierro, aluminio y boro disminuye y viceversa (Tacora-Villegas, 2016).

Por ello se plantea la pregunta ¿Qué adsorbente orgánico a base de hierro utilizando un consorcio microbiano, un precipitado biogénico y una estructura metal orgánica es el mejor en la remoción de arsénico de una solución acuosa?

1.2. Hipótesis

El adsorbente orgánico a base de hierro, consorcio microbiano, es significativamente el mejor en la remoción de arsénico de una solución acuosa comparado al precipitado biogénico y a la estructura metal orgánica.

1.3. Justificación

La remoción de arsénico es el proceso en el que se elimina a este usando diferentes métodos como la oxidación (Wu et al.,2020), filtración por membrana, precipitación y adsorción (Duarte et al., 2009). La remoción de arsénico es necesaria porque es un problema por su alta concentración que afecta a varias regiones del mundo, en Chile 860,00 µg/L (Ferreccio et al., 2013), en Colombia 51,90 µg/L (Alonso et al., 2020), en Estados unidos 87,90 mg/L (Sorg et al., 2014), en India 139,00 µg/L (Khan et al., 2023), en Perú 21,10 µg/L (Custodio et al., 2020). La principal causa de contaminación es la fuente geológica natural, como el lecho rocoso (Giri et al., 2023), sedimentos (Deng et al., 2011), depósitos minerales (Scheiber et al., 2016) y aguas geotermales (Romero et al., 2003). El consumo de agua potable con niveles superiores al estándar permitido de arsénico conduce a una variedad de enfermedades como dermatosis (Mandal & Biswas, 2004), cáncer de riñón (Ferreccio et al., 2013), de pulmón (Issanov et al., 2024), de vesícula biliar (Kumar et al., 2023), de la piel y queratosis (Alam et al., 2023).

Dentro de los diversos métodos para la remoción de arsénico del agua, como la oxidación, coagulación-floculación, filtración por membranas, uno de los más

estudiados es la adsorción usando estructuras metal orgánicas (Ploychompoo et al., 2020) y precipitados férricos biogénicos con la ayuda de bacterias como *Acidithiobacillus ferrooxidans* (Zhou et al., 2021) con resultados favorables.

Sin embargo, cada material usado como adsorbente tiene características diferentes en cada entorno, por ello, es necesario la investigación ya que se ven afectados por el tiempo de contacto (Kamde et al., 2018), concentración del adsorbente (Ahoranta et al., 2016), agitación del medio y pH del medio (Song et al., 2018).

Por ello, persiste la necesidad de desarrollar nuevas alternativas económicas y fáciles de implementar, debido a que algunos métodos actuales no son accesibles debido al costo o por el impacto del uso de reactivos que dañan el medio ambiente.

Este estudio proporciona una comparación de la remoción de arsénico usando tres adsorbentes para elegir el mejor y aplicarlo en futuras investigaciones.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo general

- Comparar adsorbentes orgánicos a base de hierro utilizando un consorcio microbiano oxidante, un precipitado biogénico y una estructura metal orgánica para la remoción de arsénico en solución acuosa

1.4.2. Objetivos específicos

- Caracterizar el consorcio microbiano
- Sintetizar el precipitado biogénico y la estructura metal orgánica.
- Evaluar la capacidad de remoción del consorcio microbiano, precipitado biogénico y la estructura metal orgánica a diferentes concentraciones de arsénico.
- Evaluar la cinética de remoción de arsénico del mejor tratamiento obtenido.

II. MARCO TEÓRICO

2.1. Contaminación del agua por arsénico

La contaminación por arsénico es un problema global debido a que es carcinogénico y produce toxicidad aguda en los humanos, además de causar hiperqueratosis, enfermedades respiratorias, etc. En el ambiente, la movilidad del arsénico se ve favorecida en las corrientes de agua lo que produce su acumulación en la cadena alimentaria y en el cuerpo humano (Rao et al., 2017).

La Organización Mundial de la Salud (OMS, 1993) citada por Frisbie & Mitchell (2022) estableció como límite máximo permisible en el agua potable la concentración de arsénico (As) de 10 μg/L. Se considera al arsénico un contaminante de máxima prioridad por su toxicidad y por ser cancerígeno. Los estudios de muchas regiones del mundo verificaron la exposición al arsénico debido al consumo de agua y alimentos contaminados. Asia mostró el mayor porcentaje de sitios contaminados, seguido de América del Norte, Europa, África, América del Sur y Oceanía. De acuerdo a la literatura la contaminación se atribuye principalmente a las actividades antropogénicas y fuentes naturales, afectando a las aguas subterráneas y las aguas superficiales (Khosravi et al., 2022).

El arsénico se encuentra naturalmente en el medio ambiente, pueden resultar de procesos naturales, fuentes humanas históricas y actividades humanas actuales (Paul et al., 2023). En el agua, los estados trivalente (III) y pentavalente (V) de arsénico son los de mayor interés ambiental debido a la interacción con los seres

humanos (Hughes et at., 2011). Además, los compuestos orgánicos, el ácido dimetilarsínico (DMA), metilarsonato monosódico y disódico usados como pesticidas llegan a ser formas inorgánicas arsénico (III) y arsénico (V) debido a las reacciones bióticas y abióticas, y ser fuentes de contaminación de las aguas superficiales y subterráneas (Bednar et al., 2002).

2.2. Consorcio microbiano

Un consorcio microbiano es un grupo de dos o más poblaciones microbianas de diferentes especies que actúan conjuntamente dentro de una comunidad microbiana. Un ejemplo de un consorcio microbiano es el de dos bacterias oxidantes de hierro donde el crecimiento celular incrementa cuando *Leptospirillum ferriphilum* crece sobre *Ferroplasma acidiphilum* y disminuye cuando *F. acidiphilum* crece sobre *L. ferriphilum.* Sin embargo, *F. acidiphilum* estaría utilizando los exopolisacáridos producidos por *L. ferriphilum* y las células lisadas de este como fuente de carbono orgánico, demostrando tener una interacción sinérgica (Merino et al., 2016). Estas bacterias fueron aisladas en ambientes ácidos como el drenaje acido de minas, donde la comunidad microbiana de un consorcio puede estar constituido por *Acidithiobacillus*, *Gallionella* y *Leptospirillum* spp. (Xiang et al., 2010). La composición de la comunidad depende de factores ambientales tales como el pH y la disponibilidad de nutrientes como Ahoranta et al. (2016) reporta una comunidad microbiana conformada por *Acidithiobacillus ferrooxidans, A. ferrivorans, Leptospirillum ferriphilum* y *L. ferrooxidans*

empleadas en la oxidación de hierro y arsénico para ser removidos mediante coprecipitación.

Aunque hay muchos estudios de los cultivos autotróficos como *Acidithiobacillus* y *Leptospirillum* también se ha estudiado cultivos heterótrofos de *Alicyclobacillus tolerans* y *Acidiphilium cryptum* aplicados en la oxidación, coprecipitación de hierro y arsénico (Demir et al., 2021).

Además, se han reportado comunidades microbianas en una biopelícula que tienen capacidad de oxidar As (III) a As (V), los géneros representativos fueron *Phenylobacterium*, *Hirschia*, *Woodsholea*, *Bradyrhizobium*, *Rhodobacter*, *Roseomonas*, *Limnobacter*, *Leptothrix*, *Noviherbaspirillum*, *Hydrogenophaga*, *Variovorax*, *Azoarcus*, *Acidovorax*, *Pseudoxanthomonas*, *Nitrosomonas* y *Nitrospira* (Crognale et al., 2019).

2.2.1. Oxidación de hierro

El hierro es uno de los elementos de mayor abundancia en la corteza continental (Wedepohl, 1995) y es fundamental para los seres vivos (Andrews et al., 2003). Las bacterias que realizan la oxidación del hierro se pueden subdividir en cuatro grupos principales: oxidadores de hierro aeróbicos y acidófilos (Valdés et al., 2008); oxidadores de hierro aeróbicos y neutrófilos (De Vet et al., 2011); oxidadores de hierro anaeróbicos y neutrófilos dependientes de nitrato (Jamieson et al., 2018); oxidadores de hierro fotosintéticos anaeróbicos (Hegler et al., 2008). Los estudios de estas bacterias en la descontaminación de arsénico se enfocaron en los

acidófilos, Duquesne et al. (2003) estudió a *A. ferrooxidans* en condiciones de laboratorio, donde el arseniato fue coprecipitado con hierro férrico.

2.3. Precipitado biogénico

Los precipitados biogénicos son minerales de hierro como jarosita y schwertmannita, principales minerales secundarios de hierro (III) que se forman naturalmente en ambientes ácidos, ricos en hierro y sulfatos, como el drenaje ácido de minas y los suelos costeros con sulfato ácido (Vithana et al., 2015).

La jarosita es un hidroxisulfato de hierro, su fórmula general es (Na, K, NH_4, H_3O) $Fe_3(SO_4)_2(OH)_6$. Se caracteriza por ser de color naranja oscuro. Este puede obtenerse por síntesis biológica a partir hierro ferroso y pH 3 (Daoud & Karamanev, 2006) y síntesis química (Bigham et al., 2010).

La schwertmannita es un oxihidroxisulfato, mineral de color marrón amarillento, componente principal de la mayoría de los precipitados formados a partir de aguas de mina con pH de 2,5 a 4,5. Su fórmula general es $Fe_{16}O_{16}(OH)_y(SO_4)_z.nH_2O$. Bajo el microscopio electrónico, la schwertmannita tiene una morfología fibrosa y una superficie específica en el rango de 100 a 200 m^2/g por lo que es poco cristalina (Bigham et al., 1994).

Los precipitados férricos de origen biológico han sido usados en la remoción de diferentes concentraciones (10, 20, 50 y 100 mg/L) de arsénico (III) (Ahoranta et al., 2016) así como la schwertmannita que, se ha usado en remoción del arsénico del drenaje ácido de minas (Carlson et al., 2002) y de soluciones acuosas; y su

origen puede ser químico o biológico (Song et al., 2018), donde la eficiencia de remoción depende del pH, tiempo de contacto y carga superficial (Burton et al., 2009).

2.4. Estructura metal orgánica

Las estructuras metal orgánicas (Metal Organic Framework, MOFs), son materiales porosos constituidos por ligantes orgánicos (moléculas orgánicas adecuadas para unirse a los átomos metálicos) y nodos metálicos (iones o cúmulos) estudiados desde hace tres décadas. Su estudio implica diversas aplicaciones como en almacenamiento y separación de gases, conductores, sensores químicos, catálisis, administración de fármacos, creación de nuevos materiales, síntesis de compuestos adsorbentes, recuperación de iones en el tratamiento de aguas residuales y obtención de agua a partir del aire (Villegas-Fernández et al., 2021).

Se han reportado aproximadamente 80 000 estructuras metal orgánicas, esta cantidad es debido a la alta flexibilidad estructural y geometría que poseen estas estructuras que han sido reportadas por la Universidad de Oslo (UiO), Universidad de Ciencia y Tecnología de Hong Kong (HKUST), Material del Instituto de Lavoisier (MIL) y Estructuras de Imidazolato Zeolítico (ZIF) (Khan et al., 2021).

Hay diferentes estructuras metal orgánicas aplicadas en diferentes áreas, éstas destacan debido a la estabilidad química (Chávez et al., 2021), estabilidad térmica (Horcajada et al., 2007) y estructura de poro adaptable (Wang et al., 2017), que los hacen atractivos en el área de la remediación ambiental. De acuerdo a los

estudios de la síntesis de Materiales del Instituto de Lavoisier, éstos han sido sintetizados por diversos métodos como la síntesis hidrotermal (Seo et al., 2012; Han et al., 2017), asistida con microondas (Le et al., 2020), síntesis por reflujo (Tella et al., 2021), método electroquímico (Lestari et al., 2016) y síntesis ultrasónica (Le et al., 2022).

Los investigadores han reportado varias estructuras metal orgánicas aplicadas en la adsorción de arsénico, uno de estos, de la familia de los Materiales del Instituto de Lavoisier (MILs).

De la gran variedad de MILs, en la literatura los MIL-100, MIL-101, MIL-68, y MIL-53 destacan por sus propiedades y aplicaciones específicas para la remediación ambiental (Khan et al., 2021). El Material del Instituto de Lavoisier de hierro (MIL-100(Fe)), es una estructura de carboxilato de hierro en forma de polvo con un área de superficie Langmuir de 2800 m^2/g y una estabilidad térmica de 270° C (Horcajada et al., 2007). Este material poroso usado en la adsorción de arsénico proporciona cavidades de tamaño apropiado para el ingreso de arseniato, y sitios de Fe (III) para capturar el arseniato en una solución acuosa (Cai et al., 2016). Se forma una estructura Fe-O-As en la superficie del adsorbente a través de la sustitución de hidroxilo con la especie de arsénico inorgánico desprotonado (Yang & Yin, 2017). La captación de arsénico se debe a su estado redox de hierro y su estabilidad en el agua, MIL-100(Fe) con grupos de óxido de hierro es superior como

adsorbente de arsénico del agua frente al grafito/óxido de grafito o sus análogos de carbón activado (Georgiou et al., 2018).

2.5. Adsorción

La adsorción consiste en la adherencia a la superficie de un sólido (adsorbente) de una molécula o ión (adsorbato) desde un estado gaseoso o líquido. Hay dos tipos de adsorción, adsorción física, cuando el adsorbato se adhiere a la superficie por las fuerzas físicas y adsorción química, cuando el adsorbato se une químicamente a la superficie del adsorbente (Artioli, 2008).

2.6. Secuenciamiento

El ácido desoxirribonucleico (ADN) es una de las moléculas fundamentales de los seres vivos (Minchin & Lodge, 2019) y fue descubierta en 1953 por Watson y Crick. El estudio del orden de la secuencia de ADN se ha realizado mediante diversas tecnologías. Las tecnologías de la primera generación son representadas por los métodos de Maxam-Gilbert y Sanger. En el primero, las bases nitrogenadas del ADN eran marcadas con P^{32}(forma radiactiva del fosforo) en el extremo y la degradación de estas con agentes químicos para luego determinar la secuencia mediante electroforesis (Maxam & Gilbert, 1977). El segundo método se basa en el uso de la ADN polimerasa, la adición de diferentes nucleósidos trifosfato limitantes y el fraccionamiento de los productos que son leídos en electroforesis (Sanger & Coulson, 1975). Las tecnologías de la segunda generación son

representadas por la tecnología Illumina, que consiste en detectar bases individuales usando colorantes reversibles a medida que se incorporan a las cadenas de ADN, es ampliamente usada en el mundo (Illumina, 2024); la tecnología Ion Torrent basada en chips semiconductores permite la secuenciación masiva en paralelo (ThermoFisher Scientific, 2024). Las tecnologías de la tercera generación como PacBio y Oxford Nanopore Technologies (ONT) producen lecturas largas a diferencia de las lecturas cortas de las anteriores tecnologías. Pacific Bioscience (PacBio) ofrece lecturas largas de alta fidelidad que brindan una precisión del 99,9 % (PacBio, 2024). ONT surgió hace más de 30 años con los primeros reportes de Deamer & Akeson (2000) donde demostraron que las moléculas de ADN y ARN se podían detectar cuando pasaban a través de un nanoporo aplicando un campo eléctrico, este descubrimiento dio inicio a la detección rápida y directa de moléculas de ácidos nucleicos (Kasianowicz et al., 1996).

2.6.1. Secuenciador MinION

El MinION es el secuenciador más pequeño de 90 g. En su núcleo hay una celda de flujo que contiene desde 48 a más de 2000 nanoporos (Jain et al., 2016) incrustados en una membrana electrorresistente, cada nanoporo está dispuesto en un canal y un chip sensor, que mide la corriente eléctrica. Cuando una molécula pasa a través del nanoporo, la corriente se interrumpe para producir una señal única, esta se decodifica utilizando algoritmos de llamadas de base para determinar la secuencia del ácido nucleico (Oxford Nanopore Technologies, 2024).

2.6.2. Codificación de barras

La codificación de barras es usada para la identificación de bacterias a nivel de género. Para ello se necesita ADN de buena calidad, preparación de bibliotecas donde se unen los códigos de barras al ADN genómico mediante amplificación, seguido de la unión de adaptadores a los extremos del ADN, secuenciación utilizando el software MinKNOW, llamadas de bases y análisis en el software EPI2ME (Oxford Nanopore Technologies, 2019) o Guppy (Yeo et al., 2024).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Materiales

3.1.1. Material biológico

Para la ejecución de la presente tesis, se utilizó un cultivo microbiano M1-18 oxidante de hierro parte de los cultivos del Laboratorio de Investigación en Biotecnología Microbiana.

3.1.2. Reactivos

- Nitrato de hierro nonahidratado ($Fe(NO_3).9H_2O$)
- Sulfato ferroso heptahidratado ($FeSO_4.7H_2O$)
- Sulfato de amonio ($(NH_4)_2SO_4$)
- Sulfato de magnesio heptahidratado ($MgSO_4.7H_2O$)
- Fosfato dipotásico (K_2HPO_4)
- Hidróxido de sodio (NaOH) 5 M
- Ácido sulfúrico (H_2SO_4) 5 M
- Fluoruro de sodio (NaF)
- Clorhidrato de hidroxilamina ($NH_2OH.HCl$)
- Acetato de sodio trihidratado ($CH_3COONa.3H_2O$)
- Ácido acético glacial (CH_3 COOH)
- Carbonato de calcio ($CaCO_3$)
- Ácido trimesico (H_3BTC)
- Meta-arsenito de sodio ($NaAsO_2$)
- Arseniato de sodio dibásico heptahidratado ($Na_2HAsO_4.7H_2O$)
- 1-10 Fenantrolina
- Etanol 96 º
- Agua desionizada
- Agua destilada
- Citrato de sodio 10 mM
- Buffer TAE 10X
- Agarosa
- Cebador o Primer 27 F y 1492 R
- Kit de códigos de barras 16S 1-24 (SQK-16S024)

- Agua libre de nucleasas
- Perlas SparQ PureMag Beads
- Kit Qubit™ ds DNA HS
- Etanol absoluto
- Marcador de peso de ADN
- Tinte de carga de ADN
- Tinte de gel de ADN SYBR Safe
- Aceite de inmersión

3.1.3. Equipos

- Centrífuga
- Microcentrífuga
- Estufa
- Balanza analítica
- Potenciómetro
- Agitador orbital
- Agitador magnético
- Microscopio óptico
- Difractómetro Panalytical Aeris Research
- Microscopio electrónico de barrido
- Espectrómetro de infrarrojo por Transformada de Fourier
- Espectrofotómetro Epoch™
- Transiluminador-Fotodocumentador
- Fuente de alimentación para electroforesis
- Fluorómetro Qubit
- Vortex
- Equipo de electroforesis
- Termociclador
- Secuenciador MinION MK1B

3.1.4. Material de vidrio y otros

- Vaso de precipitado de 50, 100, 250 mL

- Fiola aforada de 25, 50 y 100 mL
- Tubos de vidrio de 110 y 160 cm de largo
- Probeta de 100 y 1000 mL
- Matraces Kitasato de 250, 500, 1000 y 2000 mL
- Matraz Erlenmeyer de 250 mL
- Embudo de filtración
- Algodón
- Ron de quemar
- Papel aluminio
- Papel Kraft
- Mortero de cerámica
- Tijera
- Gradillas para tubos de microcentrífuga.
- Placa Take 3 (para el espectrofotómetro)
- Rack magnético
- Micropipeta y tips de 1000 uL, 200 uL, 20 uL, 10 uL y 3 uL
- Filtro de membrana de 0,22 µm
- Vaso de teflón 50 mL
- Reactor hidrotermal de 50 mL
- Celda de flujo Flongle R9.4.1 y adaptador
- Tubos de microcentrífuga de 1,5 y 2 mL
- Tubos Qubit™
- Tubos PCR de 0,2 mL

3.2. Diseño de la investigación

Cuasi experimental

3.3. Métodos

3.3.1. Caracterización del consorcio microbiano

- **Cultivo del inóculo del consorcio microbiano**

El cultivo denominado consorcio microbiano M1-18 fue cultivado en medio 9K modificado, el medio contenía $(NH_4)_2SO_4$ 0,5 g/L, K_2HPO_4 0,5 g/L y $MgSO_4.7H_2O$ 0,5 g/L disueltos en agua destilada a pH 2 y esterilizados a 121° C por 15 minutos, la solución de $FeSO_4.7H_2O$ 44,78 g/L se esterilizó en un filtro de membrana de 0,22 µm (Wang et al., 2020). El cultivo fue detenido en la fase de crecimiento exponencial y filtrado para ser centrifugado a 12 000 rpm durante 15 min a 4°C con agua pH 2 para obtener células lavadas (Zhou et al., 2021). Luego se realizó una tinción Gram, para ver su morfología en un microscopio óptico con aumento total de 1000x se usó aceite de inmersión.

- **Cultivo del consorcio microbiano en medio con arsenito**

Las células obtenidas del anterior procedimiento fueron inoculadas en medio 9K modificado, el medio contenía $(NH_4)_2SO_4$ 0,5 g/L, K_2HPO_4 0,5 g/L y $MgSO_4.7H_2O$ 0,5 g/L disueltos en agua destilada a pH 2 y esterilizados a 121° C por 15 minutos, la solución de $FeSO_4.7H_2O$ 19,91 g/L se esterilizó en un filtro de membrana de 0,22 µm (Wang et al., 2020). Cada medio contenía $8{,}75x10^6$ Cel/mL y As (III) de 1 y 5 mg/L. El cultivo fue detenido cuando el hierro se oxidó

completamente. La concentración de hierro se midió por el método de la fenantrolina (Bravo, 2016) y se registró cada 24 horas junto a la concentración celular. Se realizó el mismo procedimiento para el grupo control negativo, en el que no tuvo inóculo del consorcio microbiano. Al final de la oxidación de hierro por el consorcio microbiano, el medio fue filtrado, centrifugado a 12 000 rpm durante 15 min a 4°C con agua pH 2 para obtener células lavadas (Zhou et al., 2021).

- **Extracción de ADN**

El pellet de células lavadas o centrifugadas fue usado para extracción de ADN de acuerdo al kit Soil DNA isolation Plus Kit (Norgen, Cat N°. 64000) donde se obtuvo 100 µl de ADN eluido. La calidad de ADN genómico fue verificada en 1,5% de gel de agarosa a 90 V por 45 minutos. También se realizó la observación de calidad en la proporción 260/280 en un espectrofotómetro Microplaca Epoch2 (Bioteck Instruments, USA) (Castillo et al., 2022).

- **Reacción en cadena de la Polimerasa**

El gen 16S rRNA se amplificó utilizando los cebadores 27F (5′-AGAGTTTGATCMTGGCTCAG-3′) y 1492R (5′-CGGTTACCTTGTTACGACTT-3′) con la mezcla maestra (2 µl de cebadores, 3 µL de ADN, 7,5 µl de agua y 12,5 µl de GoTaq® Colorless Master Mix 2X por 25 µL de volumen de reacción). La amplificación por PCR consistió en 2 min a 95 °C, seguido de 30 ciclos de 30 s a 95 °C, 30 s a 55 °C y 100 s a 72 °C, finalizando con

5 min a 72 °C y enfriamiento a 4 °C. La calidad de los amplicones se verificó por electroforesis (Castillo et al., 2022).

- **Identificación taxonómica del consorcio microbiano mediante secuenciación MinION**

El ADN genómico se amplificó utilizando el kit de codificación de barras 16S SQK-16S024 (Oxford Nanopore Technologies), la mezcla de reacción tuvo 25 µL de LongAmp® Taq DNA Polymerase, 10 µL de barcodes 16S, 10 µL de ADN y 5 µL de Agua Libre de Nucleasas en un microtubo de centrífuga de 1,5 mL. Luego, se realizó un ensayo de PCR, 2 min a 95 °C, seguido de 30 ciclos de 30 s a 95 °C, 30 s a 55 °C y 2 min a 72 °C, finalizando con 5 min a 72 °C y enfriamiento a 4 °C. Los productos PCR fueron observados en un gel de agarosa al 1,5 % (p/v). Los amplicones se purificaron utilizando perlas SparQ PureMag Beads (Quantabio), se cuantificaron utilizando el kit Qubit™ ds DNA HS (Invitrogen™), antes de la secuenciación en celdas de flujo de química R9.4.1 (FLO-FLG001) (Oxford Nanopore Technologies), siguiendo el protocolo del fabricante. La secuenciación fue realizada con el software MinKNOW y la llamada de bases se realizó utilizando Guppy v6.5.7. Los archivos Fast5 aprobados se utilizaron posteriormente (Yeo et al., 2024).

- **Procesamiento y asignación taxonómica**

Los archivos aprobados se subieron a la plataforma Galaxy Australia de acceso abierto (De Coster et al., 2018). Luego se asignaron las etiquetas taxonómicas usando Kraken2 (Galaxy Version 2.1.3+galaxy1) (Wood & Salzberg, 2014) usando la base de datos de referencia SILVA versión 2022–02–02T162959Z (Yeo et al., 2024).

3.3.2. Síntesis del precipitado biogénico y la estructura metal orgánica

- **Síntesis del precipitado biogénico**

El cultivo denominado consorcio microbiano M1-18 se reactivó en medio 9K modificado que contenía $(NH_4)_2SO_4$ 3,5 g/L, KCl 0,119 g/L, K_2HPO_4 0,058g/L, $Ca(NO_3)_2$ 0,0168 g/L y $MgSO_4.7H_2O$ 0,583 g/ disueltos en agua destilada a pH 2 y fueron esterilizados a 121° C por 15 minutos, la solución de $FeSO_4.7H_2O$ 44,48 g/L se esterilizó en un filtro de membrana de 0,22 µm (Song et al., 2018).El cultivo fue incubado a 28° C y 180 rpm y detenido en la fase de crecimiento exponencial, filtrado en papel filtro y centrifugado a 12 000 rpm durante 15 min a 4°C tres veces con agua pH 2. Luego las células fueron resuspendidas en agua pH 2 (Zhou et al., 2021) para la extracción de ADN e identificación taxonómica.

Las células en reposo se inocularon en 250 mL de caldo 9K modificado a pH 3,30 usando NaOH 5M. Se incubó a 28° C y 180 rpm hasta completar la oxidación. La concentración de hierro fue medida cada 24 horas junto a la biomasa microbiana. El pH de mantuvo a 3,30 cada 3 horas durante el día hasta completar

la oxidación de hierro, luego la solución fue filtrada, lavada dos veces con agua pH 2,5 y secada en una estufa a 50 °C durante 48 horas. El precipitado se trituró en un mortero para su posterior caracterización (Zhou et al., 2021)

- **Síntesis de la estructura metal orgánica**

Para la síntesis de una estructura metal orgánica se mezcló 10,1 g de nitrato de hierro nonahidratado ($Fe(NO_3)_3 9H_2 0$) y 3,5 g de ácido trimesico (H_3BTC) en un mortero de porcelana por 30 minutos, y se mezcló en 25 ml de agua a temperatura ambiente en un agitador magnético por 1 hora, luego se introdujo en un vaso de teflón para ser calentado en una estufa a 150°C por 12 horas. Después de obtener el producto se remojó por 3 horas en agua desionizada a 70°C y luego 3 horas en etanol a 65°C. El producto obtenido se secó a 90°C toda la noche y se conservó en un envase cerrado (Ploychompoo et al., 2020).

- **Caracterización física y química del precipitado biogénico y la estructura metal orgánica**

La caracterización del precipitado biogénico y la estructura metal orgánica se realizó en un difractómetro de rayos X PANalitycal modelo AERIS Research (Malvern Panalytical Ltd.a., Almedo, Países Bajos) del laboratorio de Nanotecnología de la Escuela de Ingeniería Mecánica de la Facultad de Ingeniería utilizando radiación CuK $_\alpha$ filtrada con Ni (1,5406 Å) operada a 30 kV y 15 mA. Los patrones de difracción se registraron de 5° a 80° con pasos de 0,022° y 20 s por paso.

Los grupos funcionales presentes en la superficie del PB y MOF se identificaron utilizando un espectrofotómetro infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR, Bruker Invenio R/Platium ATR) del Centro de Energías Renovables de la Escuela de Física de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann.

La morfología de la muestra se observó mediante un microscopio electrónico de barrido por emisión de campo (FE-SEM) modelo Quattro S (Thermo Scientific Co., Eindhoven, Países Bajos), operado a 30 kV y alto vacío.

El área superficial y tamaño de poro del precipitado biogénico fue medido por el método Brunauer-Emmett-Teller (BET) y Barrett-Joyner-Halenda (BJH) por la empresa Sistema de Servicios y análisis químicos S.A.C.

3.3.3. Evaluación de la capacidad de remoción del consorcio microbiano, precipitado biogénico y la estructura metal orgánica a diferentes concentraciones de arsénico

Se usó dos tipos de arsénico, el meta-arsenito de sodio ($NaAsO_2$) como fuente de As (III) y el arseniato de sodio dibásico heptahidratado ($Na_2HAsO_4.7H_2O$) como fuente de As (V) de 1 y 5 mg/L en soluciones de 250 mL.

Para el primero, As (III), se pusieron en contacto con el consorcio microbiano, precipitado biogénico y la estructura metal orgánica.

Para el segundo, As(V), se pusieron solo con el precipitado biogénico y la estructura metal orgánica.

- **Porcentaje y cantidad de arsénico removido**

El consorcio microbiano estuvo en medio de cultivo 9K modificado de acuerdo al punto 3.3.1. con arsénico durante 96 horas. Cada 24 horas se midió la concentración celular y la concentración de hierro fue medida de acuerdo a Bravo (2016) usando el método de la fenantrolina. Luego se tomaron las muestras y se filtraron en un filtro de membrana de 0,22 µm (Kamde et al., 2018).

Se usó 0,25 g/L de precipitado biogénico (Song et al., 2018) en solución de arsénico usando agua destilada, se realizó una mezcla inicial, se midió el pH y se dejó en reposo durante 90 minutos, luego se tomaron las muestras agitando el medio y filtrando en papel filtro.

Se usó 0,5 g/L de la estructura metal orgánica (Yang & Yin, 2017) en solución de arsénico usando agua destilada, se realizó una mezcla inicial, se midió el pH y se dejó en reposo durante 90 minutos, luego se tomaron las muestras agitando el medio y filtrando en papel filtro.

Todas las muestras filtradas se conservaron con ácido nítrico y se enviaron a un laboratorio especializado para determinar la concentración de arsénico final.

Para calcular el porcentaje de remoción y la cantidad de arsénico adsorbido por unidad de peso de adsorbente, se utilizó la siguiente ecuación 1 (Yaman et al., 2023):

Ecuación 1 $$R\% = \frac{(C_o - C_t) * 100}{C_o}$$

Donde, Co y Ct son la concentración inicial y la concentración final del arsénico (adsorbato) (mg/L).

3.3.4. Evaluación de la cinética de remoción de arsénico del mejor tratamiento obtenido

Se realizó la evaluación de la remoción de arsénico en el tiempo usando As (III) y As (V) de 1 y 5 mg/L en el precipitado biogénico. Luego se halló el porcentaje de remoción (Ecuación 1) y la cantidad de adsorción en el tiempo (qt) (Ecuación 2) (Cao et al., 2021).

Ecuación 2 $$qt = \frac{(C_o - C_t) * V}{\mathrm{M}}$$

Después del proceso de remoción, qt es la cantidad de arsénico adsorbido en el tiempo, M es la masa del adsorbente (g) y V es el volumen de la solución (L).

3.3.5. Análisis estadístico

- **Capacidad de remoción del consorcio microbiano, precipitado biogénico y la estructura metal orgánica a diferentes concentraciones de arsénico**

Se verificó la normalidad de los datos con la prueba de Shapiro – Wilks, la prueba de Levene para analizar la igualdad de varianzas (Homocedasticidad). Estas

pruebas sirvieron para cumplir los supuestos requeridos para realizar el ANOVA. Para los datos que no tenían distribución normal se realizó la prueba de Kruskal-Wallis.

- **Cinética de remoción de arsénico del mejor tratamiento obtenido**

Se usó el precipitado biogénico para evaluar la remoción de arsénico (As (III) y As (V)) de 1 y 5 mg/L en el tiempo. El experimento se realizó con tres repeticiones y luego se determinó las medias de cada grupo.

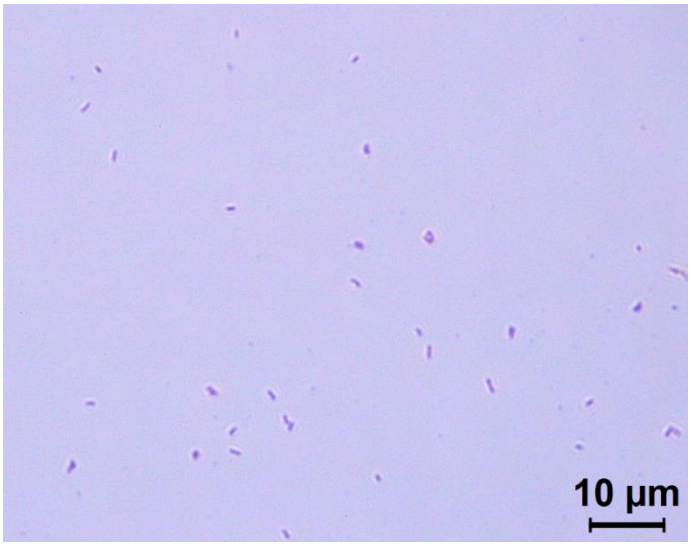
IV. RESULTADOS

4.1. Caracterización del consorcio microbiano

Las células del cultivo del consorcio microbiano fueron observadas mediante la tinción Gram.

Figura 1

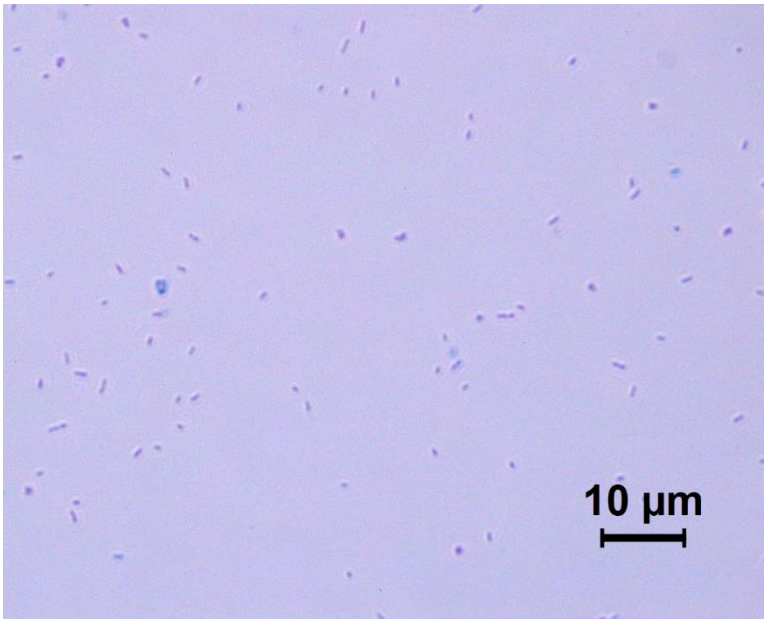
Tinción Gram del consorcio microbiano para evaluar la remoción de arsénico



En la Figura 1 se observa la morfología de las células del consorcio microbiano M1-18 con el objetivo de 100 x, usado como inóculo en el tratamiento con arsénico. Las células fueron Gram negativas y tenían forma bacilar.

Figura 2

Tinción Gram del consorcio microbiano para la síntesis del precipitado biogénico



En la Figura 2 se observa la morfología de las células del consorcio microbiano M1-18 con el objetivo de 100 x usado como inóculo del precipitado biogénico. Las células fueron Gram negativas y tenían forma bacilar.

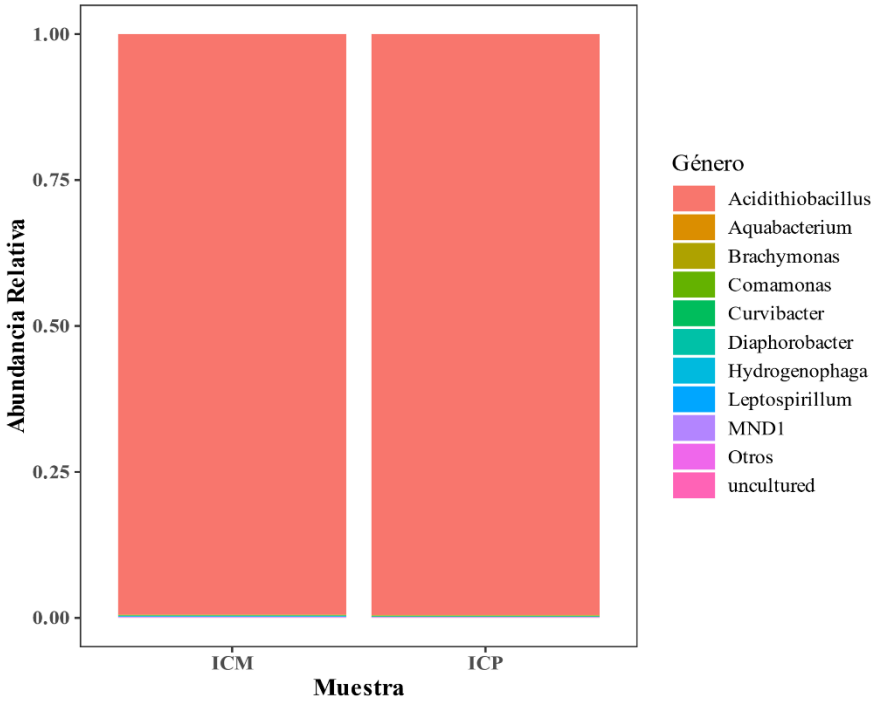
4.1.1. Identificación taxonómica del consorcio microbiano

La identificación taxonómica se realizó mediante la secuenciación del ARNr 16S con codificación de barras (barcoding), para identificar los géneros bacterianos presentes en el cultivo, utilizando un MinION de Oxford Nanopore Technologies.

Las muestras caracterizadas fueron del ICM (inóculo del consorcio microbiano) e ICP (inóculo del precipitado biogénico, debido a que cada muestra estuvo cultivada para diferentes fines.

Figura 3

Abundancia relativa del consorcio microbiano



Nota. ICM (inóculo del consorcio microbiano) e ICP (inóculo del precipitado biogénico).

En la Figura 3 se observa los géneros más predominantes, se detectaron 44 taxones bacterianos a nivel de género para el consorcio M1-18, de los cuales el género *Acidithiobacillus* fue el predominante. A nivel de filo estuvieron dominadas por Proteobacteria (99,92 % y 100 % para ICM y ICP, respectivamente), incluyendo

Nitrospirota y Firmicutes en menores porcentajes. A nivel de género los cultivos fueron dominados por *Acidithiobacillus* (99,46 % y 99,52 % para ICM y ICP respectivamente), y otros géneros menos abundantes como *Comamonas* con un 0,08 y 0,09 %, *Curvibacter* con un 0,08 y 0,06 %, *Hydrogenophaga* con un 0,07 y 0,07 % en ICM y ICP respectivamente; y *Leptospirillum* con un 0,07 % en ICM.

4.2. Síntesis del precipitado biogénico y la estructura metal orgánica

El precipitado biogénico se sintetizó usando el consorcio microbiano en medio 9K modificado de acuerdo a la metodología descrita, durante la síntesis se midió la oxidación de hierro y la concentración celular (ver Anexo F). Se obtuvo 12 g de precipitado biogénico a partir de 750 mL de medio de cultivo de 120 h.

Figura 4

Precipitado biogénico sintetizado

Nota. PB (precipitado biogénico después de ser molido y secado).

En la figura 4, se observa el precipitado biogénico (PB) de color rojizo oscuro.

La estructura metal orgánica se obtuvo usando nitrato de hierro nonahidratado y ácido trimesico de acuerdo a la metodología. Se obtuvo 9 g a partir de 50 mL de solución inicial y en un tiempo de 12 h.

Figura 5

Estructura metal orgánica sintetizada

Nota. MOF (estructura metal orgánica después de ser molida y secada).

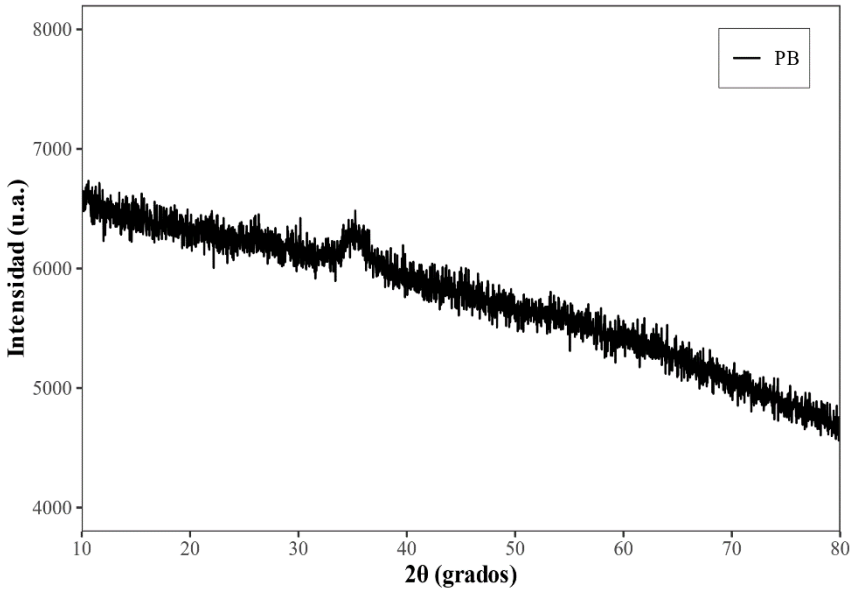
En la figura 5, se observa la estructura metal orgánica (MOF) de coloración rojiza clara.

Ambos materiales se usaron para la caracterización posterior.

Los materiales sintetizados se caracterizaron mediante análisis XRD, FTIR y SEM. Adicionalmente se realizó para el precipitado biogénico el Análisis superficial BET.

Figura 6

Difracción de rayos X (XRD) del precipitado biogénico

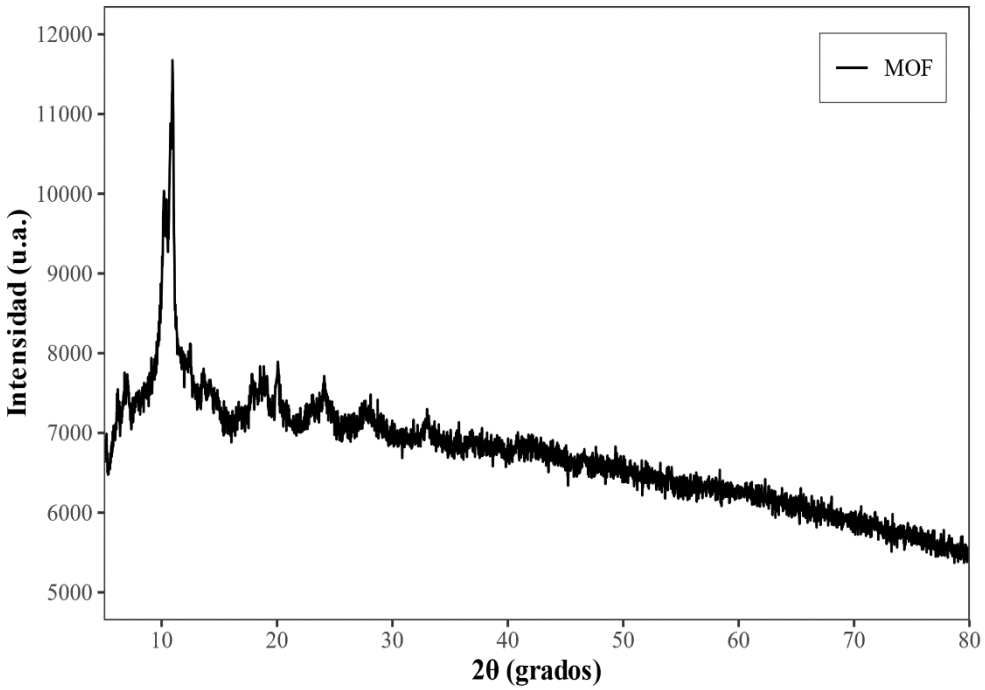


Nota. Patrón de XRD del precipitado biogénico sintetizado por el consorcio microbiano.

En la figura 6, se muestra el patrón de difracción de rayos X del precipitado biogénico donde se observó un patrón amorfo, las posiciones de los picos con mayor intensidad fueron 18,22, 26,33, 35,24, 39,41, 55,28, 61,30 y 63,52°.

Figura 7

Difracción de rayos X (XRD) de la estructura metal orgánica

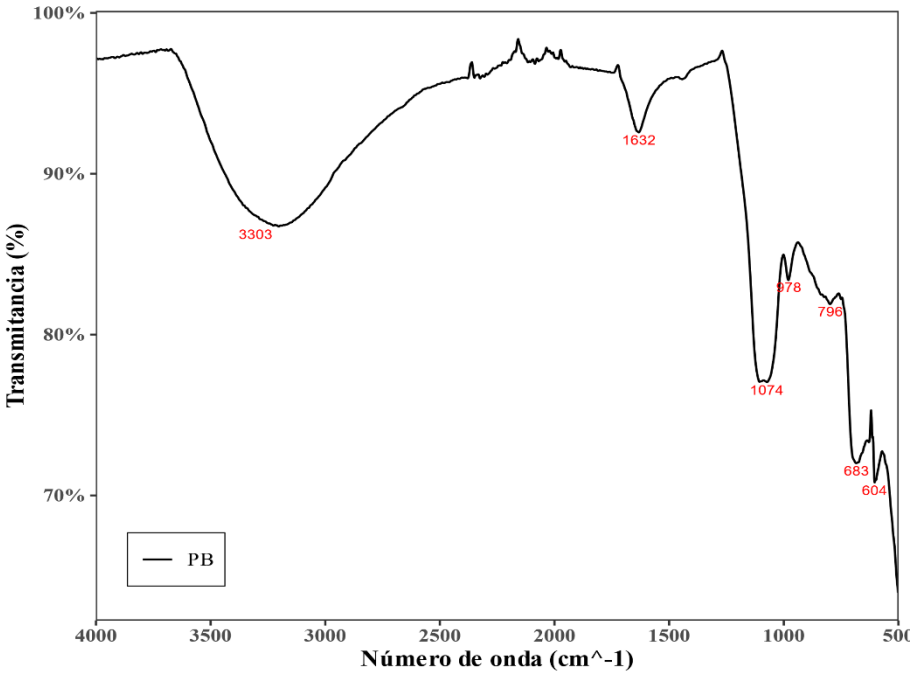


Nota. Patrón de XRD de la estructura metal orgánica sintetizada por reacción hidrotermal.

En la figura 7, se muestra el patrón de difracción de rayos X de la estructura metal orgánica donde se observó una parte cristalina debido a la presencia de picos, las posiciones de los picos del material fueron 6,20, 9,11, 10,20, 10,94, 11,72, 13,63, 17,89, 20,07, 24,11 y 33,00°.

Figura 8

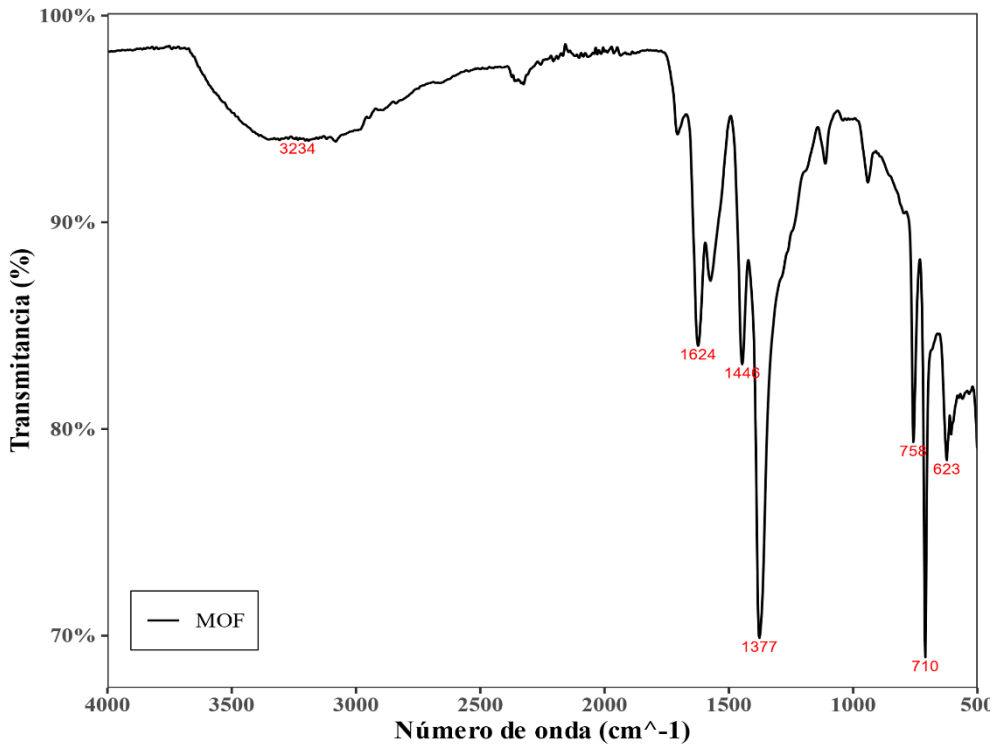
Espectro FTIR del precipitado biogénico



La Figura 8 muestra las bandas de vibraciones del precipitado biogénico en los números de ondas de 3303, 1632, 1074, 978, 796, 683 y 604 cm^{-1}.

Figura 9

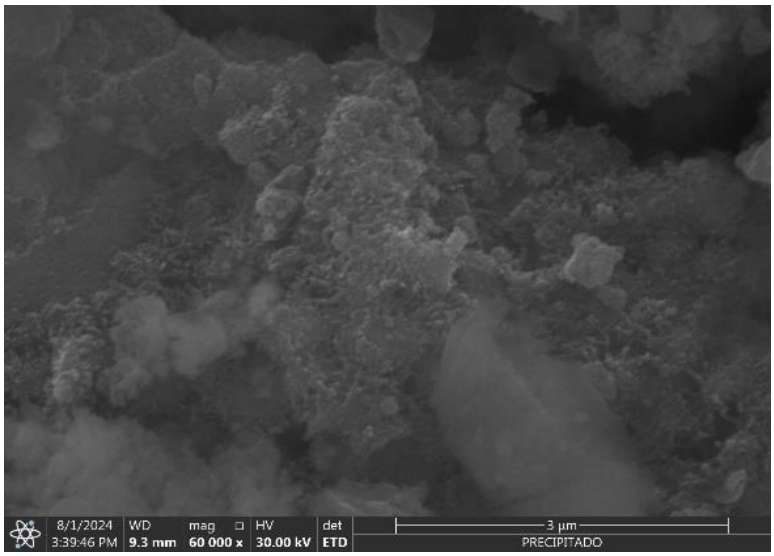
Espectro FTIR de la estructura metal orgánica



En la figura 9, se observa las bandas de vibraciones en los números de ondas de 3082,1624, 1446, 1377, 758, 710, 623 cm^{-1}.

Figura 10

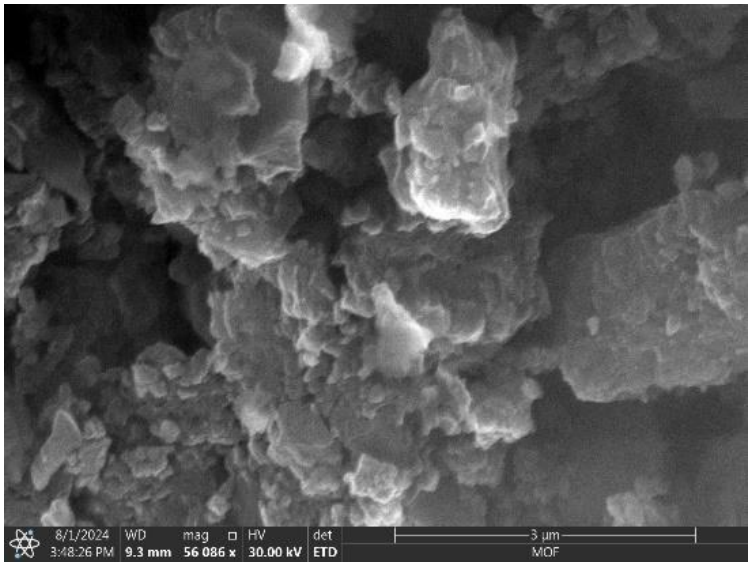
Microscopía electrónica de barrido del precipitado biogénico



En la Figura 10 se observa las partículas del precipitado biogénico, se encuentran aglomeradas, tienen forma irregular, superficie mixta entre lisa y rugosa.

Figura 11

Microscopía electrónica de la estructura metal orgánica



En la figura 11 se observa las partículas de la estructura metal orgánica, se encuentran aglomeradas, tienen forma irregular y superficie lisa.

Tabla 1

Composición de las muestras por espectroscopia de rayos X por dispersión de energía (EDX)

Elemento	Precipitado biogénico	MOF
	Peso %	Peso %
C	10,68	28,45
O	43,26	49,2
S	4,13	-
Fe	41,94	22,35
Total	100	100

Nota. MOF (estructura metal orgánica).

En la tabla 1, se presentan los contenidos químicos elementales de las muestras, ambos tuvieron mayor representación en % Peso de hierro (Fe) y oxígeno (O).

Tabla 2

Análisis superficial del precipitado biogénico

Parámetro	Unidad	Resultado
Superficie específica BET	m^2/g	138,17
Diámetro medio de poro de desorción (BJH)	µm	0,70

Nota. Brunauer-Emmett-Teller (BET) y BJH (Barrett-Joyner-Halenda).

En la Tabla 2, se presenta el resultado del análisis BET y BJH realizado para el precipitado biogénico.

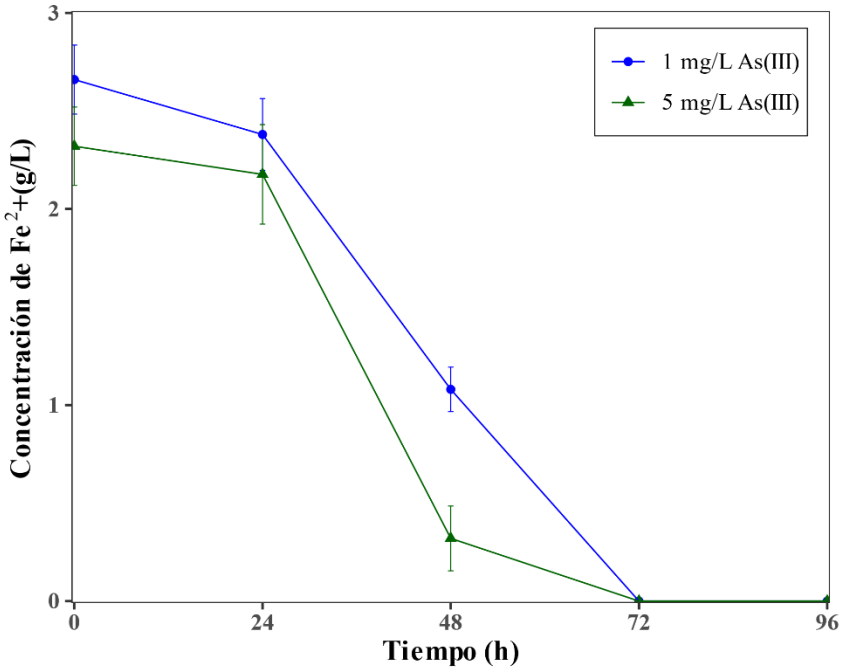
4.3. Evaluación de la capacidad de remoción del consorcio microbiano, precipitado biogénico y la estructura metal orgánica a diferentes concentraciones de arsénico

Se usó el consorcio microbiano, precipitado biogénico y la estructura metal orgánica en soluciones con 1 y 5 mg/L de concentración inicial de As (III).

Para el grupo del consorcio microbiano se evaluó la oxidación de hierro y la concentración celular durante el proceso (ver Anexo H), también se utilizó un control negativo, sin embargo, los resultados de remoción eran iguales al consorcio microbiano, por ello, no se mostró en este resultado.

Figura 12

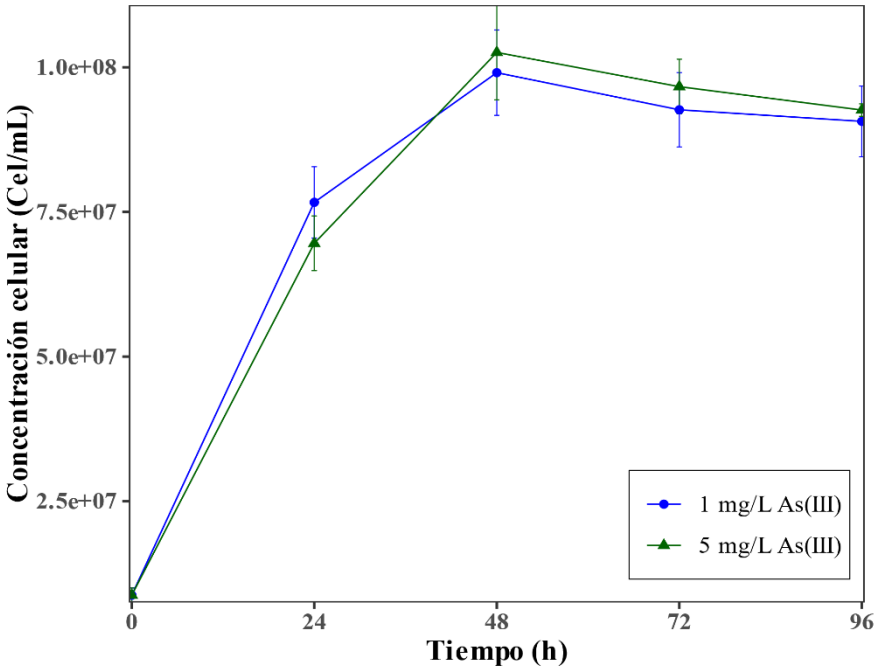
Oxidación de Fe (II) en cultivo con As (III)



En la figura 12 se muestra la oxidación de iones ferrosos en el medio con As (III) de 1 y 5 mg/L a pH 2, realizados por el consorcio microbiano, los iones ferrosos se agotaron a las 72 horas en ambos medios.

Figura 13

Crecimiento celular en cultivo con As (III)

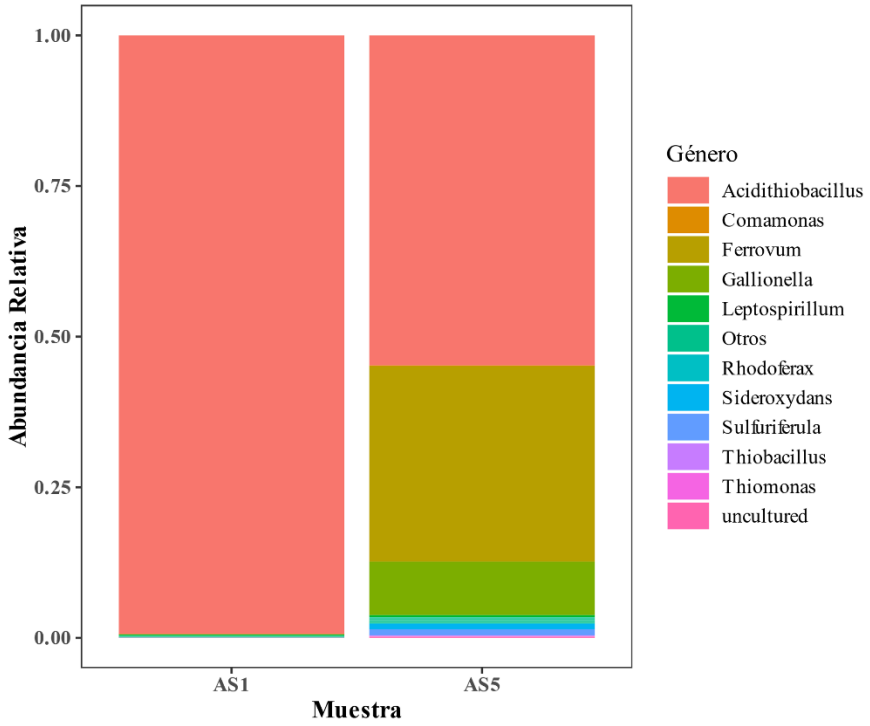


En la figura 13 se muestra el crecimiento celular del consorcio microbiano en el medio con As (III) de 1 y 5 mg/L, el cultivo con 5 mg/L tuvo la concentración celular (1,0e+08 Cel/mL) más alta a las 48 horas, el medio con 1 mg/L también tuvo la mayor concentración celular (9,9e+07 Cel/mL) a las 48 horas. Posteriormente se identificó los géneros bacterianos del consorcio mediante el uso de código de barras.

Las muestras fueron a AS1 (medio con As (III) de 1 mg/L) y AS5 (medio con As (III) de 5 mg/L) (Figura 14).

Figura 14

Abundancia relativa del consorcio microbiano con As (III)



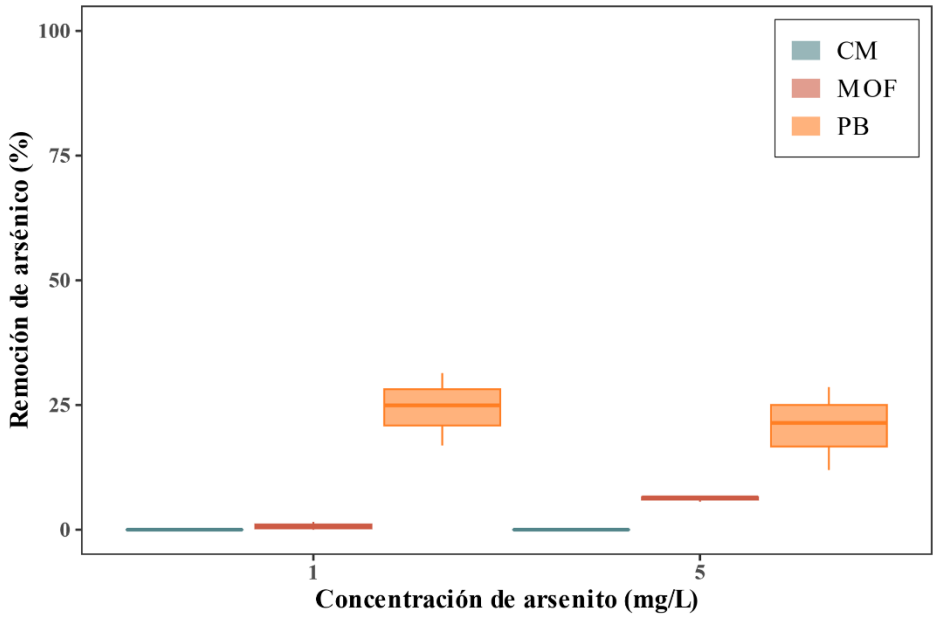
Nota. AS1 y AS5 (cultivo en presencia de 1 y 5 mg/L de As (III)).

En la Figura 14 se observa los géneros más predominantes, se detectaron 44 taxones bacterianos a nivel de género para el consorcio M1-18, de los cuales el género *Acidithiobacillus* fue el dominante. A nivel de filo estuvieron dominadas por Proteobacteria (99,77 % y 99,63 % para AS1 y AS5, respectivamente), incluyendo Nitrospirota y Firmicutes en menores porcentajes. A nivel de género todos los cultivos fueron dominados por *Acidithiobacillus* (99,36 % y 54,78 % para AS1 y AS5, respectivamente), y otros géneros como *Ferrovum*, 32,44%,

Gallionella, 8,88 % y *Sulfuriferula*, 1 %, *Rhodoferax*, 0,13 %, y *Thiomonas*, 0,12 % en AS5, *Comamonas*, 0,07 y 0,12 %, *Leptospirillum* 0,22 y 0,33 % en AS1 y AS5 respectivamente.

Figura 15

Porcentaje de remoción de arsénico de los diferentes adsorbentes



Nota. CM (Consorcio microbiano), MOF (estructura metal orgánica) y PB (precipitado biogénico).

En la Figura 15, se observa el porcentaje de remoción de As (III) usando el consorcio microbiano, precipitado biogénico y la estructura metal orgánica. EL pH del medio de cultivo del consorcio microbiano fue 2, el pH después del contacto con la estructura metal orgánica fue de 3,8 y 3,77 y el precipitado biogénico fue de 4,41 y 4,10 en las soluciones de 1 y 5 mg/L de As (III).

Debido a que el grupo del Consorcio microbiano no removió el As (III) (Figura 15), no presentó variabilidad, por ello solo se incluyó en el ANOVA del precipitado biogénico y la estructura metal orgánica.

Tabla 3

ANOVA de dos factores (Adsorbentes y Concentración inicial de arsénico)

Fuente	Grados de Libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Valor F	Valor p
Adsorbente	1	1091,2	1091,2	31,31	0,000
Concentración inicial de As (III)	1	2,4	2,4	0,08	0,788
Interacción	1	64,4	64,4	2,01	0,186
Error	8	247,3	30,9		
Totales	11	1405,3			

Nota. Análisis de varianza de dos factores

En la Tabla 3, el valor de F y el valor p < 0,001 del ANOVA de dos factores indicaron que existe diferencia significativa entre los adsorbentes. En el caso de Concentración inicial de As (III) no tuvo efecto significativo en la remoción, y en la Interacción de ambos factores no tuvo un efecto significativo en la remoción. Posteriormente se realizó la prueba HSD de Tukey para determinar si existe diferencias significativas entre los adsorbentes usados en la remoción de arsénico.

Tabla 4

Porcentaje de remoción de As (III)

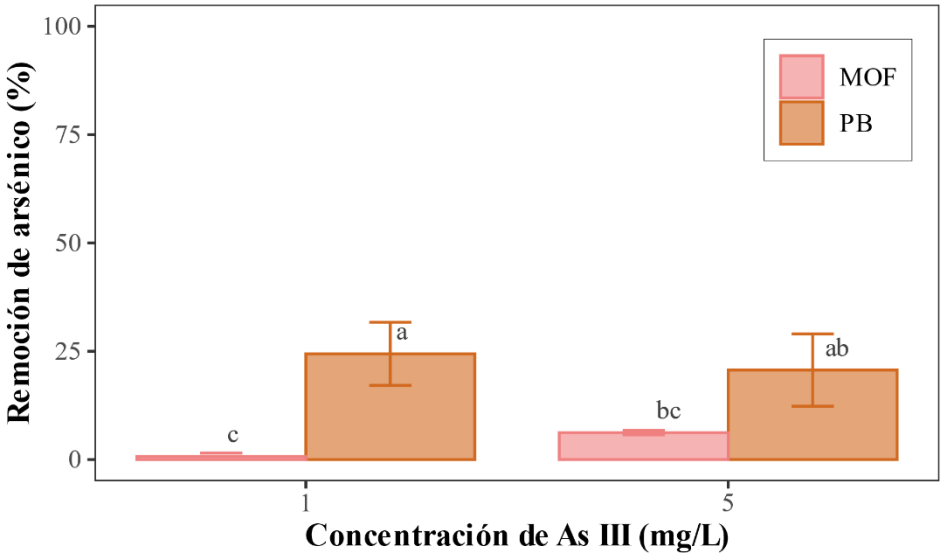
Adsorbente	Concentración inicial de As III (mg/L)	Remoción de arsénico (%)
PB	1	24,41 ± (7,27)a
PB	5	20,66 ± (8,35)ab
MOF	5	6,22 ± (0,53)bc
MOF	1	0,70 ± (0,79)c

Nota. Precipitado biogénico (PB) y estructura metal orgánica (MOF), las letras "a, b y c" indican si hay diferencia significativa.

La tabla 4 muestra que el mayor porcentaje de remoción de As (III) fue realizado por el precipitado biogénico expuesto a 1 mg/L de As (III) con un porcentaje de remoción de 24,41 %, seguido de precipitado biogénico expuesto a 5 mg/L, removió el 20,66 %, seguido de MOF expuesto a 5 mg/L con un porcentaje de remoción de 6,22 % y por último MOF expuesto a 1 mg/L, removió el 0,70 %. Las medias etiquetadas con la misma letra indican que no son significativamente diferentes, mientras que las medias que presentan letras distintas fueron significativamente diferentes.

Figura 16

Porcentaje de remoción de arsénico del precipitado biogénico y la estructura metal orgánica



Nota. PB (Precipitado biogénico), MOF (estructura metal orgánica). Las letras encima de cada barra indican los grupos de significación.

La Figura 16 muestra que según la prueba HSD de Tukey (valor de $p < 0,01$), PB-5 y MOF-1 fueron significativamente diferentes, al igual que PB-1 y MOF-1. Mientras que, PB expuesto a 1 y 5 mg/L no mostró diferencias significativas; se obtuvieron resultados similares en las comparaciones entre PB-5 y MOF-5, así como entre MOF-5 y MOF-1.

Para el grupo del As (V) se agrupó el precipitado biogénico y la estructura metal orgánica como Adsorbentes, se expuso en soluciones de 1 y 5 mg/L de

concentración inicial y se evaluó el porcentaje de remoción. Los datos no mostraron una distribución normal, se optó por utilizar la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para comparar las medianas de la variable de respuesta Remoción entre los factores Adsorbente, Concentración inicial de As (V) y la interacción.

Tabla 5

Porcentaje de remoción de As (V)

Adsorbente	Concentración inicial de As V (mg/L)	Remoción de arsénico (%)
PB	1	71,76 ±(24,29)
PB	5	64,27±(3,92)
MOF	5	51,90±(2,08)
MOF	1	78,95±(5,53)

Nota. Precipitado biogénico (PB) y estructura metal orgánica (MOF)

Tabla 6

Pruebas de Kruskal Wallis de las medianas de la variable remoción entre los factores

Factor	Chi-cuadrado de Kruskal-Wallis	G.L.	Valor p
Adsorbente	0,23	1	0,631
Concentración inicial de As (V)	3,69	1	0,055
Interacción	7,62	3	0,055

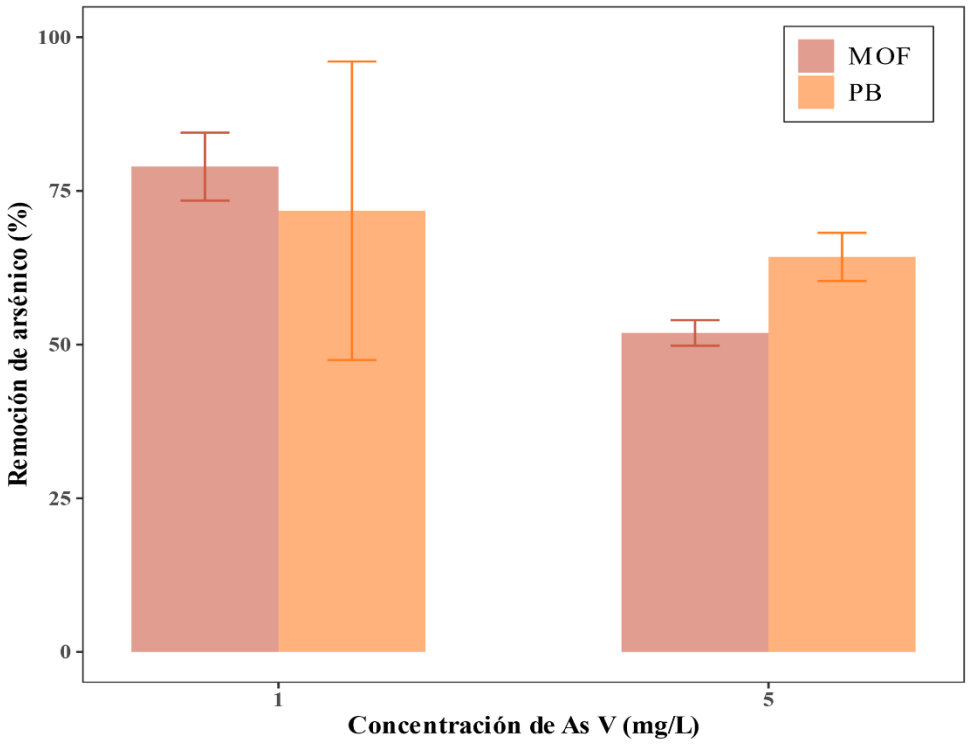
Nota. G.L (grados de libertad). El valor de p es mayor a 0,05.

La tabla indica que para el factor Adsorbente con un valor p de 0,631, no hay un efecto significativo en la remoción de As (V). En el caso de la Concentración

inicial de As (V), con un valor de p de 0,055 aunque se acerca al umbral no hay un efecto significativo en la remoción de As (V) al igual que en la interacción de ambos factores.

Figura 17

Promedio de remoción de As (V)



Nota. Remoción de a As (V) usando adsorbentes MOF (0,5g/L) y PB (0,25 g/L), el pH después del contacto de la solución con la estructura metal orgánica fue 3,89 y 3,80 y el precipitado biogénico fue 4,43 y 4,15 en las soluciones de 1 y 5 mg/L de As (V).

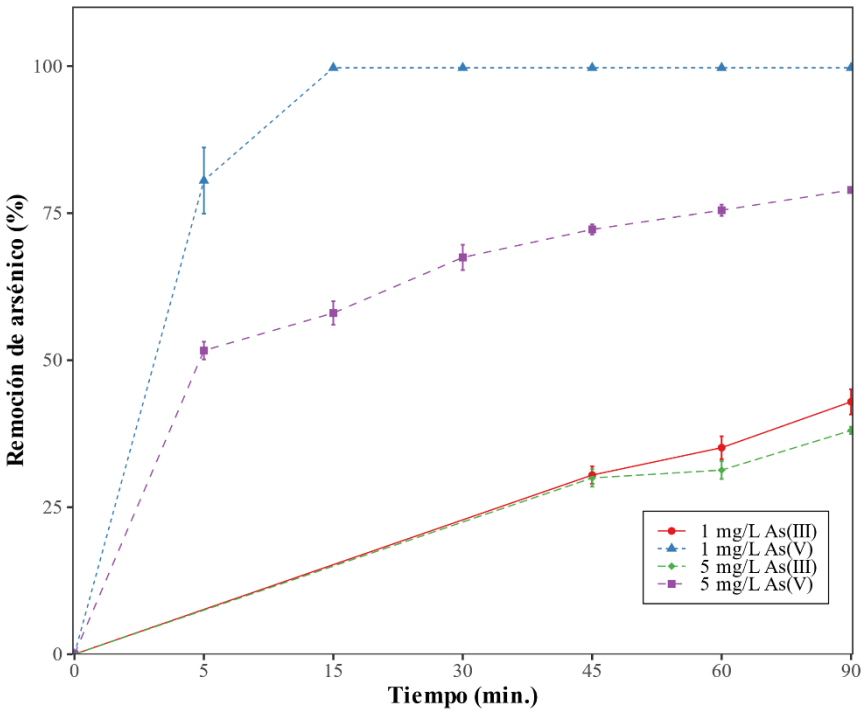
En la figura 17 se muestra el promedio del porcentaje de remoción de As (V) de 1 y 5 mg/L de concentración inicial. El mayor porcentaje de remoción de 1 mg/L fue realizado por la estructura metal orgánica con un porcentaje de remoción de 78,95 %, seguido de precipitado biogénico con un porcentaje de remoción de 71,76 %. En la solución de 5 mg/L el mayor porcentaje de remoción fue del precipitado biogénico, con un 64,27 % y por último la estructura metal orgánica con un porcentaje de remoción de 51,90 %.

4.4. Evaluación de la cinética de remoción de arsénico del mejor tratamiento obtenido

Se evaluó el porcentaje de remoción de arsénico a los 5, 15, 30, 45, 60 y 90 minutos usando el precipitado biogénico en solución de As (III) y As (V) de 1 y 5 mg/L. Durante el experimento, solo se agitó el medio al inicio y al momento de tomar las muestras, con el fin de mantener la concentración inicial del precipitado biogénico.

Figura 18

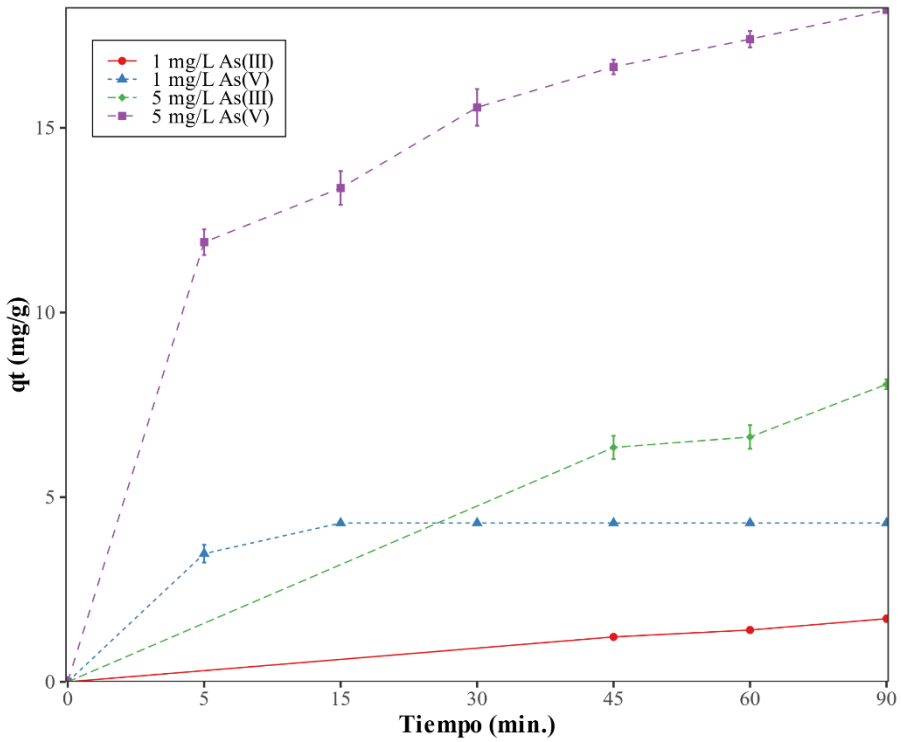
Remoción de arsénico en diferentes tiempos



En la figura 18 se muestra la remoción de arsénico en diferentes tiempos, para el caso de As (III) de concentración inicial de 1 y 5 mg/L, se removió el 30,47 y 42,92 % a los 90 minutos, probablemente necesita mayor tiempo para alcanzar el equilibrio. En el caso de As (V) de 5 mg/L inicial, se removió el 78,94 % a los 90 minutos, muestra ligera tendencia al equilibrio, y por último para el caso del As (V) de 1 mg/L inicial, con un porcentaje de remoción de 99,72 %, muestra que llegó a la concentración de equilibrio a los 15 minutos.

Figura 19

Cantidad de arsénico adsorbido por el precipitado biogénico



Nota. Cinética de adsorción de As (III) y As (V) en el precipitado biogénico.

En la figura 19, se describe la cinética de adsorción de As (III) y As (V) mediante la cantidad de adsorción (qt) en el precipitado biogénico. La cantidad de As (III) adsorbido fue de 1,70 mg/g y 8,00 mg/g de 1 y 5 mg/L de concentración inicial. En contraste, la cantidad del As (V) adsorbido fue de 4,30 mg/g y 18,21 mg/g de 1 y 5 mg/L de concentración inicial.

V. DISCUSIÓN

En la caracterización del consorcio microbiano, el uso del código de barras (Yeo et al., 2024) y la secuenciación de longitudes largas de ADN permitió describir hasta el nivel de género (Jain et al., 2016). El consorcio microbiano fue dominado por *Acidithiobacillus* con más del 99,50 % en ICM (inóculo del consorcio microbiano), demostrando su capacidad de crecer en ambientes ácidos (Kamde et al., 2018).

El patrón de difracción de rayos X del precipitado biogénico tuvo una estructura cristalina débil, las posiciones de los picos con mayor intensidad fueron 18,22, 26,33, 35,24, 39,41, 55,28, 61,30 y 63,52° similares a los patrones de schwertmannita en Song et al. (2018) y Zhou et al. (2021). La presencia del pico 21,00° fue similar al de la goethita, por lo que, parte del precipitado pudo transformarse en goethita, aunque el material dominante fue la schwertmannita ya que predomina a pH entre 2,50 a 4,00 (Burgos et al., 2012). En el caso de la estructura metal orgánica, tuvo una parte cristalina, las posiciones de los picos del material fueron 6,20, 9,11, 10,20, 10,94, 11,72, 13,63, 17,89, 20,07, 24,11 y 33,00°, similares al patrón de difracción de MIL100(Fe) (Le et al., 2022; Yang & Yin, 2017).

Los espectros FTIR del precipitado biogénico mostró una amplia banda de estiramiento de OH en la banda 3303 cm^{-1}, la banda a 1632 cm^{-1} podría asignarse a la deformación por flexión de OH-H (Qian et al., 2024). La vibración a 1074 cm^{-1}

se podría asignar a la molécula de sulfato v3(SO_4^{2-}), a 604 cm^{-1}, la vibración v4(SO_4^{2-}) correspondería a la molécula de SO_4 en la estructura túnel de la schwetmannita; y a 978 cm^{-1}, v1(SO_4^{2-}), la vibración de estiramiento de la molécula de SO_4 (Bigham et al., 1994). La vibración a 683 cm^{-1} podría asignarse al estiramiento de Fe-O (Zhao et al., 2021). La banda a 796 cm^{-1} podría atribuirse a la vibración de flexión de Fe–O–H, característico de α-FeOOH (Krehula & Music, 2006). Mientras que el espectro de la estructura metal orgánica, revela vibración de estiramiento a 3234 cm^{-1} debido al grupo de estiramiento O−H de la humedad del ambiente. La banda de vibración en el número de onda de 1624 cm^{-1} podría asignarse al estiramiento asimétrico de los grupos carboxilato (Ploychompoo et al., 2020). Los picos característicos en 1446 y 1377 cm^{-1} se asignaron a las vibraciones simétricas y asimétricas del grupo COO− (Le et al., 2022). El enlace C−H del anillo de benceno se muestra en las bandas de vibración 758 y 710 cm^{-1} (Lestari et al., 2021). Además, la banda a 623 cm^{-1} se podría atribuir a las vibraciones de estiramiento de Fe−O (Leclerc et al., 2011). Los otros picos de interferencia con menos absorción de radiación se atribuyen a la pequeña cantidad de ácido trimesico residual que quedó en el material (Maiti et al., 2015).

En la caracterización por SEM, el precipitado biogénico presentó forma rugosa e irregular, similar al trabajo de Nizam et al. (2018). El ratio molar de Fe/S de análisis elemental fue de 5,83, dentro del rango 4,7 a 8,3 para el mineral Schwertmannita de acuerdo a Bigham et al. (1994). También tuvo un área

superficial de 138,17 m^2/g mayor a 90,67 m^2/g de Zhou et al. (2021) debido a la elevación del pH durante la síntesis del precipitado biogénico. En contraste la estructura metal orgánica presentó partículas aglomeradas con forma irregular y superficie lisa similar al trabajo de Ploychompoo et al. (2020).

En la remoción de As (III), el consorcio microbiano no presentó remoción, pero fue capaz de crecer en el medio como se reportó en el estudio de Kamde et al. (2018). En el medio con 1 mg/L de As (III), *Acidithiobacillus* dominó con un 99,36 %, mientras que, en el medio con 5 mg/L de As (III), se redujo a casi la mitad con un 54,78 %, esto sugiere que la presencia del agente tóxico puede modificar la composición bacteriana (Diaz et al., 2023), también estuvieron presentes los géneros *Gallionella*, con un 8,88 % y *Leptospirillum* con un 0,33 % que pueden oxidar el hierro en medio ácido (Fabisch et al., 2013; Khachatryan et al., 2021) y otros géneros con porcentajes de abundancia menores.

Hubo diferencias significativas en el porcentaje de remoción sin el uso de agitación constante de 1 mg/L inicial de As (III) para el precipitado biogénico con un 24,41 % y la estructura metal orgánica con un 0,70 %, estos resultados fueron menores a estudios donde usan agitación mecánica (Song et al., 2018). A una concentración inicial de 5 mg/L de As (III) no hubo diferencias significativas entre ambos adsorbentes, el precipitado removió el 20,66 %, la estructura metal orgánica removió el 6,22%, lo que difiere con el trabajo de Yang & Yin (2017). En la remoción de As (V), no hubo diferencias significativas entre los adsorbente, a 1

mg/L inicial de As (V), la estructura metal orgánica removió el 78,95% pero a 5 mg/L de As (V), el precipitado biogénico removió el 64, 27%, los resultados fueron cercanos a los estudios que usan la agitación (Song et al., 2014; Poychompoo et al., 2020).

La schwertmannita tiene carga positiva a pH < 7,2 debido al punto de carga cero (Jönsson et al.,2005; Khamphila et al., 2017) por ello, el As (III) puedo haberse incorporado en la estructura del material mediante reacciones de intercambio con el SO_4^{2-} (Burton et al., 2009), así como el As (V) presente en forma de $H_2AsO_4^-$ pudo haber intercambiado la adsorción (Cao et al., 2021). Lee et al. (2023) señala que también puede ocurrir una complejación superficial de la esfera interna con grupos funcionales superficiales de hidroxilo de hierro, y que As (III) puede ser oxidado parcialmente a As (V) aunque otro estudio reciente señala que el As (III) no fue oxidado por la schwertmannita (Li et al., 2024).

En la estructura metal orgánica el As (V) pudo haberse coordinado con el Fe^{3+} (Cai et al., 2016), los grupos -OH en la superficie del material podrían haber sido sustituidos por el As (V) desprotonado (Yang & Yin, 2017), mientras que una pequeña parte del As (III) pudo haber sido captado por sitios del FeOH (Georgiou et al., 2018), donde el As (III) actuaría como base de Lewis e interactuaría con el Fe^{3+} (Inam et al., 2021).

En la cinética de remoción, el precipitado biogénico removió el 30,47 y 42,92 % de 1 y 5 mg/L de As (III) inicial. Para el As(V), removió el 78,94 % y

99,72 % de 1 y 5 mg/L iniciales, sin embargo, solo el último llegó a la concentración de equilibrio a los 15 minutos. Se observó mayores porcentajes de remoción debido a mayores contactos entre el adsorbente y el arsénico (Song et al., 2014; Nizam et al., 2018).

Es importante señalar que la cantidad de adsorción del As (III) realizado por el precipitado biogénico fue de 1,70 mg/g y 8,00 mg/g, que difieren del estudio de Song et al. (2018), ya que en dicho estudio usaron agitación a 180 rpm por 4 horas, adsorbió aproximadamente 70 mg/g a partir de 5 mg/L. Mientras que, la cantidad de adsorción del As(V) fue de 4,30 mg/g y 18,21 mg/g, valores que se deberían a que el experimento estuvo en reposo y en menor tiempo de contacto a diferencia del estudio de Cao et al. (2021) que usó una schwertmannita sintetizada químicamente, tuvo agitación del medio a 180 rpm, 12 horas de contacto, concentración inicial de 10 mg/L de As(V) adsorbió 60 mg/g.

La evaluación de la capacidad de remoción de arsénico en solución acuosa utilizando un precipitado biogénico y una estructura metal orgánica sin usar la agitación constante, se realizó con el fin de buscar una forma práctica y accesible a diferencia del uso de la agitación constante que permite mayores porcentajes de remoción. Este trabajo aporta al campo al presentar una forma donde el proceso de remoción no dependa del uso constante de la energía eléctrica (Kyzas et al., 2020).

VI. CONCLUSIONES

- Se caracterizó el consorcio microbiano mediante codificación de barras hasta el nivel de género mediante la base de datos de Silva. El consorcio microbiano estuvo dominado por el género *Acidithiobacillus* con un 99,46 %.
- Se realizó la síntesis de 12 g de precipitado biogénico usando el consorcio microbiano y 9 g de la estructura metal orgánica usando reactores hidrotermales. Luego de la caracterización por XRD, FTIR y SEM, el precipitado biogénico fue similar al mineral Schwertmannita y la estructura metal orgánica parecida al nanomaterial MIL-100(Fe).
- En la remoción de arsénico, para el As (III), se comprobó que el consorcio microbiano no removió el agente tóxico, mientras que, el precipitado biogénico tuvo los mayores porcentajes de remoción de 24,41 y 20,66 % frente a la estructura metal orgánica con 0,70 y 6,22 % de 1 y 5 mg/L de arsénico inicial. En contraste, en la remoción de As (V) no hubo diferencias significativas entre los adsorbentes, con un 71,76 y 64,27 % por el precipitado biogénico y 78,95 y 51,90 % para la estructura metal orgánica a partir de 1 y 5 mg/L de arsénico inicial.
- Se evaluó la cinética de remoción de arsénico mediante la concentración de arsénico final y la cantidad de adsorción en diferentes tiempos usando el precipitado biogénico, donde los valores fueron mayores debido al mayor contacto con el adsorbente.

RECOMENDACIONES

- En futuros estudios usar mayores concentraciones de adsorbente (Precipitado biogénico o estructura metal orgánica).
- En posteriores trabajos realizar más lavados del precipitado biogénico y la estructura metal orgánica.
- Determinar el punto de carga de carga cero del precipitado biogénico y la estructura metal orgánica en futuras investigaciones.
- Determinar la concentración de sulfato cuando se use el precipitado biogénico.
- Evaluar la remoción de arsénico a diferentes temperaturas y pH.
- Usar mayor concentración de adsorbente para realizar la caracterización posterior a la remoción mediante FTIR, XRD, Espectroscopia fotoelectrónica de rayos X para comprender con precisión el mecanismo de adsorción del arsénico.
- Realizar la cinética de adsorción en condiciones de reposo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahoranta, S., Kokko, M., Papirio, S., Özkaya, B. & Puhakka, J. (2016). Arsenic removal from acidic solutions with biogenic precipitates. *Journal of Hazardous Materials, 306,* 124-132. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.12.012

Alam, M., Hazari, S., Alam, A., Alam, S., Chowdhury, K., Nahar, T. & Selim, A. (2023). Prevalence of Skin Cancer in Chronic Arsenicosis in Chittagong Medical College Hospital, Bangladesh. *Scholars Journal of Applied Medical Sciences, 11*(10), 1824-1833. 10.36347/sjams.2023.v11i10.011

Alamdar, A., Eqani, S., Hanif, N., Ali, S., Fasola, M., Bokhari, H., Katsoyiannis, H. & Shen, S. (2017). Human exposure to trace metals and arsenic via consumption of fish from river Chenab, Pakistan and associated health risks. *Chemosphere*, *168*, 1004-1012. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.110

Ale, D., Villa, G. & Gastañaga, M. (2018). Concentraciones de arsénico urinario en pobladores de dos distritos de la región Tacna, Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, *35*(2), 183-9. 10.17843/rpmesp.2018.352.3693

Alonso, D., Pérez, R., Okio, C. & Castillo, E. (2020). Assessment of mining activity on arsenic contamination in surface water and sediments in southwestern

area of Santurbán paramo, Colombia. *Journal of Environmental Management*, *264*, 110478. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110478

ALSamman, M. & Sánchez, J. (2023). Adsorption of Copper and Arsenic from Water Using a Semi-Interpenetrating Polymer Network Based on Alginate and Chitosan. *Polymers*, *15*(9), 2192. https://doi.org/10.3390/polym15092192

Andrews, S., Robinson, A. & Rodríguez-Quiñones, F. (2003). Bacterial iron homeostasis, *FEMS Microbiology Reviews*, *27*, 215–237. https://doi.org/10.1016/S0168-6445(03)00055-X

Artioli, Y. (2008). Adsorption. En S. E. Jorgensen & B. D. Fath (Eds.), *Encyclopedia of ecology* (pp. 60-65). Elsevier

Autoridad Nacional del Agua. (2022). Reporte de resultados de parámetros de la Cuenca Caplina, Maure, Tacna, Perú.

Baig, J., Kazi, T., Shah, A., Kandhro, G., Afridi, H., Arain, M., Jamali, M. & Jalbani, N. (2010). Speciation and evaluation of Arsenic in surface water and groundwater samples: a multivariate case study. *Ecotoxicological Environmental Safety*, *73*(5), 914-23. 10.1016/j.ecoenv.2010.01.002

Bednar, A., Garbarino, J., Ranville, J. & Wildeman, R. (2002). Presence of Organoarsenicals Used in Cotton Production in Agricultural Water and Soil of the Southern United States. *Journal of Agricultural and Food*

Chemistry, 50(25), 7340–7344. 10.1021/jf025672i

Bigham, J., Carlson, L. & Murad, E. (1994). Schwertmannite, a new iron oxyhydroxysulphate from Pyhäsalmi, Finland, and other localities. *Mineralogical Magazine, 58*(393), 641-648. 10.1180/minmag.1994.058.393.14

Bigham, J., Jones, F., Özkaya, B., Sahinkaya, E., Puhakka, J. & Tuovinen, O. (2010). Characterization of jarosites produced by chemical synthesis over a temperature gradient from 2 to 40°C. *International Journal of Mineral Processing, 94*(3-4), 121-128. https://doi.org/10.1016/j.minpro.2010.01.005

Bravo, D. (2016). Biolixiviación de calcopirita por *Sulfobacillus acidophilus.* [Tesis para obtener el título, Universidad de Chile]. Repositorio Académico de la Universidad de Chile. https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/138434

Burgos, W., Borch, T., Troyer, L., Luan, F., Larson, L., Brown, J., Lambson, J. & Shimizu, M. (2012). Schwertmannite and Fe oxides formed by biological low-pH Fe(II) oxidation versus abiotic neutralization: Impact on trace metal sequestration. *Geochimica et Cosmochimica Acta,* 76, 29-44. https://doi.org/10.1016/j.gca.2011.10.015

Burton, E., Bush, R., Johnston, S., Watling, K., Hocking, R., Sullivan, L. & Parker, G. (2009). Sorption of Arsenic(V) and Arsenic(III) to Schwertmannite.

Environmental Science & Technology, *43*(24), 9202–9207. 10.1021/es902461x

Cai, J., Wang, X., Zhou, Y., Jiang, L. & Wang, C. (2016). Selective adsorption of arsenate and the reversible structure transformation of the mesoporous metal-organic framework MIL- 100(Fe). *Physical Chemistry Chemical Physics*, *18*(16), 10864-10867. https://doi.org/10.1039/C6CP00249H

Cao, Q., Chen, C., Li, K., Sun, T., Shen, Z. & Jia, J. (2021). Arsenic(V) removal behavior of schwertmannite synthesized by KMnO4 rapid oxidation with high adsorption capacity and Fe utilization. *Chemosphere, 264*(1), 128398. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128398

Carlson, L., Bigham, J., Schwertmann, U., Kyek, A. & Wagner, F. (2002). Scavenging of As from Acid Mine Drainage by Schwertmannite and Ferrihydrite: A Comparison with Synthetic Analogues. *Environmental Science & Technology*, *36*(8), 1712-1719. 10.1021/es0110271

Castillo, D., Medina, J., Gamarra, G., Delgado, S., Chipana, V., Clavijo, C., Ccorahua-Santo, R. & Peceros-Melchor, M. (2022). Metagenomic Influential Insights in the Formation of Biogenic Iron Hydroxysulfate Precipitates by Ferrous Oxidative Microbial Consortia. *Geomicrobiology Journal, 40(2), 183-192*. https://doi.org/10.1080/01490451.2022.2137602

Chávez, A. M., Rey, A., López, J., Álvarez, P. M. & Beltrán, F. J. (2021). Critical Aspects of the Stability and Catalytic Activity of MIL-100(Fe) in Different Advanced Oxidation Processes. *Separation and Purification Technology, 255,* 117660. 10.1016/j.seppur.2020.117660

Chia, R., Lau, W., Yusof, N. & Ismail, A. (2023). Synthesis of Novel Benzoic Acid Modified Metal Organic Framework for Adsorptive Removal of Arsenate. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11, 110688. http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4427998

Chowdhury, W., Tisha, A., Akter, S., Zahur, S., Zahur, M., Hasan, N., Mahadi,A., Rabby, F., Mohib, M., Sagor, M. & Mohiuddinet, S. (2017). The Role of Arsenic on Skin Diseases, Hair Fall and Inflammation: An Immunological Review and Case Studies. *Journal of Clinical & Experimental Dermatology Research*, *8*, 384. doi:10.4172/2155-9554.1000384

Crognale, S., Casentini, B., Amalfitano, S., Fazi, S., Petruccioli, M. & Rossetti, M. (2019). Biological As(III) oxidation in biofilters by using native groundwater microorganisms. *Science of The Total Environment*, *651,* 93–102. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.176

Custodio, M., Cuadrado, W., Peñaloza, R., Montalvo, R., Ochoa, S. & Quispe, J. (2020). Human Risk from Exposure to Heavy Metals and Arsenic in Water

from Rivers with Mining Influence in the Central Andes of Peru. *Water*, *12*(7), 1946. https://doi.org/10.3390/w12071946

Daoud, J. & Karamanev, D. (2006). Formation of jarosite during Fe^{2+} oxidation by *Acidithiobacillus ferrooxidans*. *Minerals Engineering, 19*(9), 960–967. 10.1016/j.mineng.2005.10.024

De Coster, W., D'Hert, S., Schultz, D. T., Cruts, M. & Van Broeckhoven, C. (2018). NanoPack: visualizing and processing long-read sequencing data. *Bioinformatics*, *34*(15), 2666–2669. https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty149

De Vet, W., Dinkla, I., Rietveld, L. & Van, M. (2011) Biological iron oxidation by *Gallionella sp*. in drinking water production under fully aerated conditions. *Water Research*, *45*(17), 5389–5398. https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.07.028

Deamer, D. & Akeson, M. (2000). Nanopores and nucleic acids: prospects for ultrarapid sequencing. *Trends in Biotechnology, 18*(4), 147 – 151. https://doi.org/10.1016/S0167-7799(00)01426-8

Demir, E., Yaman, B., Çelik, P., Puhakka, J. & Sahinkaya, E. (2021). Simulated acid mine drainage treatment in iron oxidizing ceramic membrane bioreactor with subsequent co-precipitation of iron and arsenic. *Water Research*, *201*, 117297. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117297

Deng, Y., Wang, Y., Ma, T., Yang, H. & He, J. (2011). Arsenic associations in sediments from shallow aquifers of northwestern Hetao Basin, Inner Mongolia. *Environmental Earth Sciences, 64*, 2001–2011. https://doi.org/10.1007/s12665-011-1020-1

Diaz, C., Héry, M., Desoeuvre, A., Bruneel, O., Joulian, C., Jacob, J., Battaglia-Brunet, F. & Casiot, C. (2023). Towards an understanding of the factors controlling bacterial diversity and activity in semi-passive Fe- and As-oxidizing bioreactors treating arsenic-rich acid mine drainage, *FEMS Microbiology Ecology*, *99*(9), 1-14. https://doi.org/10.1093/femsec/fiad089

Duarte, A., Cardoso, S. & Alçada, A. (2009). Emerging and Innovative Techniques for Arsenic Removal Applied to a Small Water Supply System. *Sustainability*, *1*(4), 1288-1304. https://doi.org/10.3390/su1041288

Duquesne, K., Lebrun, S., Casiot, C., Bruneel, O., Personné, J., Leblanc, M., Elbaz-Poulichet, F., Morin, G. & Bonnefoy, V. (2003). Immobilization of arsenite and ferric iron by *Acidithiobacillus ferrooxidans* and its relevance to acid mine drainage. *Applied and Environmental Microbiology, 69*(10), 6165–6173. https://doi.org/10.1128/AEM.69.10.6165-6173.2003

Fabisch, M., Beulig, F., Akob, D. & Küsel, K. (2013). Surprising abundance of *Gallionella*-related iron oxidizers in creek sediments at pH 4.4 or at high

heavy metal concentrations. *Frontiers in microbiology*, *4*, 390. https://doi.org/10.3389/fmicb.2013.00390

Ferguson, J. & Gavis, J. (1972). A review of the arsenic cycle in natural waters. *Water Research*, *6*(11), 1259-1274. https://doi.org/10.1016/0043-1354(72)90052-8

Ferreccio, C., Smith, A., Durán, V., Barlaro, T., Benítez, H., Valdés, R., Aguirre, J., Moore, L., Acevedo, J., Vásquez, M., Pérez, L., Yuan, Y., Liaw, J., Cantor, K. & Steinmaus, C. (2013). Case-Control Study of Arsenic in Drinking Water and Kidney Cancer in Uniquely Exposed Northern Chile, *American Journal of Epidemiology*, *178*(5), 813–818. https://doi.org/10.1093/aje/kwt059

Frisbie, S. & Mitchell, E. (2022). Arsenic in drinking water: An analysis of global drinking water regulations and recommendations for updates to protect public health. *PLoS ONE*, *17*(4), 1-42. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0263505

Georgiou, Y., Perman, J., Bourlinos, A. & Deligiannakis, Y. (2018). Highly Efficient Arsenite [As(III)] Adsorption by an [MIL-100(Fe)] Metal-Organic Framework: Structural and Mechanistic Insights. *Journal of Physical Chemistry C, 122*(9), 4859-4869. 10.1021/acs.jpcc.7b11247

Giri, S., Kang, Y., MacDonald, K., Tippett, M., Qiu, Z., Lathrop, R. & Obropta, C. (2023). Revealing the sources of arsenic in private well water using Random

Forest Classification and Regression. *Science of The Total Environment, 857*, 159360. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159360

Han, L., Qi, H., Zhang, D., Ye, G., Zhou, W., Hou, C., Xu, W. & Sun, Y. (2017). A facile and green synthesis of MIL-100(Fe) with high-yield and its catalytic performance. *New Journal of Chemistry, 41*(22), 13504-13509. 10.1039/C7NJ02975F

Hegler, F., Posth, N., Jiang, J. & Kappler, A. (2008). Physiology of phototrophic iron(II)-oxidizing bacteria: implications for modern and ancient environments. *FEMS Microbiology Ecology*, *66*, 250–260. https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2008.00592.x

Horcajada, P., Surblé, S., Serre, C., Hong, D., Seo, Y., Chang, J., Grenèche, M., Margiolaki, I. & Férey, G. (2007). Synthesis and catalytic properties of MIL-100(Fe), an iron(III) carboxylate with large pores. *Chemical Communications*, 2820-2822. 10.1039/b704325b

Hu, Y., Zhang, W., Cheng, H. & Tao, S. (2017). Public Health Risk of Arsenic Species in Chicken Tissues from Live Poultry Markets of Guangdong Province, China. *Environmental Science & Technology, 51*(6), 3508-3517. https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06258

Hughes, M., Beck, B., Chen, Y., Lewis, A. & Thomas, D. (2011). Arsenic Exposure and Toxicology: A Historical Perspective. *Toxicological Sciences, 123*(2), 305-32. 10.1093/toxsci/kfr184.

Illumina. (2024). Explore Illumina sequencing technology. https://www.illumina.com/science/technology/next-generation-sequencing/sequencing-technology.html

Inam, M., Khan, R., Lee, K., Akram, M., Ahmed, Z., Lee, K. & Wie, Y. (2021). Adsorption Capacities of Iron Hydroxide for Arsenate and Arsenite Removal from Water by Chemical Coagulation: Kinetics, Thermodynamics and Equilibrium Studies. *Molecules, 26,* 7046. https://doi.org/10.3390/molecules26227046

Issanov, A., Adewusi, B., Saint-Jacques, N. & Dummer, T. (2024). Arsenic in drinking water and lung cancer: A systematic review of 35 years of evidence. *Toxicology and Applied Pharmacology*, *483*, 116808. https://doi.org/10.1016/j.taap.2024.116808

Jain, M., Olsen, HE, Paten, B. & Akeson, M. (2016). The Oxford Nanopore MinION: delivery of nanopore sequencing to the genomics community. *Genome Biology, 17*, 239. https://doi.org/10.1186/s13059-016-1103-0

Jamieson, J., Prommer, H., Kaksonen, A., Sun, J., Siade, A., Yusov, A. & Bostick, B. (2018) Identifying and quantifying the intermediate processes during nitrate-dependent iron (II) oxidation. *Environmental Science & Technology* , *52*(10), 5771–5781. 10.1021/acs.est.8b01122

Jönsson, J., Persson, P., Sjöberg, S. & Lövgren, L. (2005). Schwertmannite precipitated from acid mine drainage: phase transformation, sulphate release and surface properties. *Applied Geochemistry, 20*(1), 179–191. doi:10.1016/j.apgeochem.2004.04.0

Khachatryan, A., Vardanyan, N., Vardanyan, A., Zhang, R. & Castro, L. (2021). The Effect of Metal Ions on the Growth and Ferrous IronOxidation by *Leptospirillum ferriphilum* CC Isolated from Armenia Mine Sites. *Metals*, *11*(3), 425. https://doi.org/10.3390/met11030425

Kaise, T., Ogura, M., Nozaki, T., Saitoh, K., Sakurai, T., Matsubara, C., Chuichi Watanabe, C. & Hanaoka, K. (1998). Biomethylation of Arsenic in an Arsenic-rich Freshwater Environment. *Applied Organometallic Chemistry*, *11*(4), 297-304. https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0739(199704)11:4%3C297::AID-AOC584%3E3.0.CO;2-0

Kamde, K., Pandey, R., Thul, S., Dahake, R., Shinde, V. & Bansiwal, A. (2018). Microbially assisted arsenic removal using *Acidothiobacillus ferrooxidans* mediated by iron oxidation. *Environmental Technology & Innovation, 10*, 78-90. https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.01.010

Kasianowicz, J., Brandin, E., Branton, D. & Deamer, D. (1996). Characterization of individual polynucleotide molecules using a membrane channel. *Biophysics and Computational Biology, 93* (24), 13770-13773. https://doi.org/10.1073/pnas.93.24.13770

Khamphila, K., Kodama, R., Sato, T. & Otake, T. (2017). Adsorption and Post Adsorption Behavior of Schwertmannite with Various Oxyanions. *Journal of Minerals and Materials Characterization and Engineering*, 5, 90-106. https://doi.org/10.4236/jmmce.2017.52008

Khan, K., Guan, Q., Liu, Q., Qin, Z., Rasheed, B., Liang, X. & Yang, X. (2021). Synthesis, modifications and applications of MILs Metal-organic frameworks for environmental remediation: The cutting-edge review. *Science of the Total Environment*, *810*, 152279. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152279

Khan, M., Musahib, M., Vishwakarma, R., Rai, N. & Jahan, A. (2023). Hydrochemical characterization, mechanism of mobilization, and natural background level evaluation of arsenic in the aquifers of upper Gangetic plain, India. *Geochemistry, 83(*2), 125952. https://doi.org/10.1016/j.chemer.2023.125952

Khosravi, K., Rehman, Y., Katsoyiannis, I., Kokkinos, E. & Zouboulis, A. (2022). Arsenic Exposure via Contaminated Water and Food Sources. *Water*, *14*(1884.). https://doi.org/10.3390/w14121884

Krehula, S. & Music, S. (2006). Influence of Ruthenium Ions on the Precipitation of α-FeOOH, α-Fe_2O_3 and Fe_3O_4 in Highly Alkaline Media. *Journal of Alloys and Compounds*, *416*, 284-290. http://dx.doi.org/10.1016/j.jallcom.2005.09.016

Kumar, A., Ali, M., Raj, V., Kumari, A., Rachamalla, M., Niyogi, S., Kumar. D., Sharma, A., Saxena, A., Panjawani, G., Jain, P., Vidyarthi, A., Kumar, N., Kumar, M., Niraj, P., Rahman, Md., Bishwapriya, A., Kumar, R., Sakamoto, M.,…Ghosh, A. (2023). Arsenic causing gallbladder cancer disease in Bihar. *Scientific Reports, 13,* 4259. https://doi.org/10.1038/s41598-023-30898-0

Kyzas, G., Favvas, E., Kostoglou, M. & Mitropoulos, A. (2020). Effect of agitation on batch adsorption process facilitated by using nanobubbles. *Colloids and Surfaces A, 607*, 125. https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2020.125440

Le, B., La, D. & Nguyen, P. (2022). Ultrasonic-Assisted Fabrication of MIL-100(Fe) Metal– Organic Frameworks as a Carrier for the Controlled Delivery of the Chloroquine Drug. *American Chemical Society Omega*, *8*(1), 1262–1270. https://doi.org/10.1021/acsomega.2c06676

Le, V. N., Kwon, H. T., Vo, T. K., Kim, J.-H., Kim, W. & Kim, J. (2020). Microwave-assisted continuous flow synthesis of mesoporous metal-organic framework MIL-100 (Fe) and its application to Cu(I)-loaded adsorbent for CO/CO_2 separation. *Materials Chemistry and Physics*, *253*, 123278. 10.1016/j.matchemphys.2020.12

Leclerc, H., Vimont, A., Lavalley, J., Daturi, M., Wiersum, A., Llwellyn, P., Horcajada, P., Férey, G. & Serre, C. (2011). Infrared study of the influence of reducible iron(III) metal sites on the adsorption of CO, CO_2, propane,

propene and propyne in the mesoporous metal–organic framework MIL-100. *Physical Chemistry Chemical Physics*, *13*(24), 11748. https://doi.org/10.1039/C1CP20502A

Lee, S., Kim, Y., Kang, S., Chang, B., Hur, H. & Lee, Y. (2023). Characterization of Arsenic (III and V) Adsorption on Natural Schwertmannite Formed in Acid Coal Mine Drainage: Batch Studies and Spectroscopic Observations. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *11*, 109170. 10.1016/j.jece.2022.109170

Lestari, W., Hartono, J., Adreane, M., Nugrahaningtyas, K., Purnawan, C. & Rahardjo, S. (2016). Electro-Synthetic Optimization of Host Material based on MIL-100(Fe*).* *Molekul*, *11*(1), 61-70. http://dx.doi.org/10.20884/1.jm.2016.11.1.195

Lestari, W., Meilani, R., Nurcahyo, I. & Larasati, L. (2021). In Situ Green Synthesis of Mil-100(Fe) Modified Edta as an Enhanced Candidate Detoxifying Agent of Lead Heavy Metal (Pb) and Its Adsorption Characteristics, PREPRINT (Version 1), *Research Square*. https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-810297/v1

Li, H., Song, W., Li, Z., Wang, W., He, J. & Lü, C. (2024). Adsorption characteristics of As(III) by schwertmannite: new findings in mineral-phase transformation and microbial effects. *Frontier Environmental Science, 12*, 1482113. 10.3389/fenvs.2024.1482113

Machaca, A., Pizarro, J., Cornejo, L., Morales, D. & Avendaño, E. (2022). Remoción de arsénico del agua del río Locumba (distrito de Ite, región de Tacna-Perú), utilizando cloruro férrico. *Revista de la Sociedad Química del Perú, 88*(4). 10.37761/rsqp.v88i4.410

Maeda, S., Wada, H., Kumeda, K., Onoue, M., Ohki, A., Higashi, S. & Takeshita, T. (1987). Methylation of inorganic arsenic by arsenic-tolerant freshwater algae. *Applied Organometallic Chemistry*, *1*(5), 465-472. https://doi.org/10.1002/aoc.590010512

Maiti, S., Pramanik, A., Manju, U. & Mahanty, S. (2015). Reversible Lithium Storage in Manganese 1,3,5-Benzenetricarboxylate Metal–Organic Framework with High Capacity and Rate Performance. *Applied Materials & Interfaces, 7*(30), 16357–16363. doi:10.1021/acsami.5b03414

Mandal, N. & Biswas, R. (2004). A study on arsenical dermatosis in rural community of West Bengal. *Indian Journal of Public Health, 48*(1), 30-3. https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/15704724/

Maxam, A. & Gilbert, W. (1977). A new method for sequencing DNA. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 74*(2), 560–564. https://doi.org/10.1073/pnas.74.2.560

Meharg, A. & Hartley-Whitaker, J. (2002). Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and nonresistant plant species. *New Phytologist, 145*(1), 29-43. https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00363.x

Merino, M., Andrews, B., Parada, P. & Asenjo, J. (2016). Characterization of *Ferroplasma acidiphilum* growing in pure and mixed culture with *Leptospirillum ferriphilum*. *Biotechnology Progress, 32*(6), 1390-1396. https://doi.org/10.1002/btpr.2340

Minchin, S. & Lodge, J. (2019). Understanding biochemistry: structure and function of nucleic acids. *Essays in Biochemistry*, *63*(4), 433–456. https://doi.org/10.1042/EBC20180038

Nicomel, N., Leus, K., Folens, K., Van Der Voort, P. & Du-Laing, G. (2015). Technologies for arsenic removal from water: Current status and future perspectives. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *13*(62), 1-24. 10.3390/ijerph13010062

Nizam, K., Baharun, N., Remy, M., Ismail, S., Andika, T. & Abdul, S. (2018). Adsorption isotherm study in the removal of As (V) by Schwertmannite. *AIP Conferences Procedings, 2030,* 010001. https://doi.org/10.1063/1.5066641

Oxford Nanopore Technologies. (2019). Rapid sequencing amplicons - 16S barcoding (SQK-16S024). https://nanoporetech.com/es/document/16S-barcoding-1-24

Oxford Nanopore Technologies. (2024). How nanopore sequencing works. https://nanoporetech.com/es/platform/technology

PacBio. (2024). Explore a new paradigm in Sequencing with Hifi reads. https://www.pacb.com/technology/hifi-sequencing/

Patel, K., Shrivas, K., Brandt, R., Jakubowski, N., Corns, W. & Hoffmann, P. (2005). Arsenic contamination in water, soil, sediment and rice of central India. *Environ Geochem Health,* 27, 131–145. https://doi.org/10.1007/s10653-005-0120-9

Paul, N., Galván, A., Yoshinaga, K., Rosen, B. & Yoshinaga, M. (2023). Arsenic in medicine: past, present and future. *Biometals, 36*(2), 283–301. https://doi.org/10.1007/s10534-022-00371-y

Ploychompoo, S., Chen, J., Luo, H. & Liang, Q. (2020). Fast and efficient aqueous arsenic removal by functionalized MIL-100(Fe)/rGO/δ-MnO_2 ternary composites: Adsorption performance and mechanism. *Journal of Environmental Sciences*, 91, 22-34. https://doi.org/10.1016/

Qian, L., Li, Q., Zeng, Z., Huang, L., Zhao, S., Zhao, S., Yan, J., Zhao, X., Zhao, X., Chen, Z. & Zhang, H. (2024). Depth analysis of the mechanism for fluoride removal by adsorption of schwertmannite: Experiments and theoretical calculations. Journal of Molecular Liquids, 401, 124658. https://doi.org/10.1016/j.molliq.2024.124658

Rao, C., Pal, S., Mohammed, A., Farooqui, M., Doescher, M., Asch, A. & Yamada, H. (2017). Biological effects and epidemiological consequences of arsenic exposure, and reagents that can ameliorate arsenic damage *in vivo*.

Oncotarget, *8*(34), 57605–57621. https://doi.org/10.18632/oncotarget.17745

Romero, L., Alonso, H., Campano, P., Fanfani, L., Cidu, R., Dadea, C., Keegan, T., Thornton, I. & Farago, M. (2003). Arsenic enrichment in waters and sediments of the Rio Loa (Second Region, Chile). *Applied Geochemistry, 18*(9), 1399-1416. https://doi.org/10.1016/S0883-2927(03)00059-3

Sanger, F. & Coulson, A. (1975). A rapid method for determining sequences in DNA by primed synthesis with DNA polymerase. Journal of Molecular Biology, 94(3), 441-448. https://doi.org/10.1016/0022-2836(75)90213-2

Santra, A., Maiti, A., Das, S., Lahiri, S., Charkaborty, S., Guha Mazumder, D. & Guha, D. (2000). Hepatic Damage Caused by Chronic Arsenic Toxicity in Experimental Animals. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology, 38*(4), 395–405. https://doi.org/10.1081/CLT-100100949

Scheiber, L., Ayora, C., Vázquez-Suñé, E., Cendón, D., Soler, A. & Baquero, J. (2016). Origin of high ammonium, arsenic and boron concentrations in the proximity of a mine: Natural vs. anthropogenic processes. *Science of The Total Environment, 541*, 655-666. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.098

Seo, Y., Yoon, J., Lee, J., Lee, U., Hwang, Y., Jun, C., Horcajada, P., Serre, C. & Chang, J. (2012). Large scale fluorine-free synthesis of hierarchically porous iron(III) trimesate MIL- 100(Fe) with a zeolite MTN topology.

Microporous and Mesoporous Materials, 157, 137-145. http://dx.doi.org/10.1016/j.micromeso.2012.02.027

Song, J., Jia, S., Ren, H., Wu, S. & Han, S. (2014). Application of a high-surface-area schwertmannite in the removal of arsenate and arsenite. *International. Journal Environmental Science and Technology*, *12*, 1559–1568. https://doi.org/10.1007/s13762-014-0528-9

Song, Y., Liu, Y. & Wang, H. (2018). Comparison of the Biological and Chemical Synthesis of Schwertmannite at a Consistent Fe^{2+} Oxidation Efficiency and the Effect of Extracellular Polymeric Substances of *Acidithiobacillus ferrooxidans* on Biomineralization. *Materials 11*(9), 1739. https://doi.org/10.3390/ma11091739

Sorg, T., Chen, A. & Wang, L. (2014). Arsenic species in drinking water wells in the USA with high arsenic concentrations. *Water Research*, *48,* 156-169. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.016

Tacora-Villegas, P. (2016). Efecto de las características ambientales y geológicas sobre la calidad del agua en la Cuenca del río Caplina, Tacna, Perú. [Tesis para obtener el título, Universidad Nacional Jorge Basadre Grohamann]. Repositorio Académico de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohamann. http://repositorio.unjbg.edu.pe/handle/UNJBG/3058

Tella, A., Bamgbose, J., Adimula, V., Omotoso, M., Elaigwu, S., Olayemi, V.

& Odunola, O. (2021). Synthesis of metal–organic frameworks (MOFs) MIL- 100(Fe) functionalized with thioglycolic acid and ethylenediamine for removal of eosin B dye from aqueous solution. *Springer Nature Applied Sciences, 3*(136). https://doi.org/10.1007/s42452-021-04163-w

ThermoFisher Scientific. (2024). Ion Torrent. https://www.thermofisher.com/pe/en/home/brands/ion-torrent.html

Valdés, J., Pedroso, I., Quatrini, R., Dodson, R., Tettelin, H., Blake II, R., Eisen, J., & Holmes, D. (2008). *Acidithiobacillus ferrooxidans* metabolism: from genome sequence to industrial applications. *BMC Genomics, 9,* 597. https://doi.org/10.1186/1471-2164-9-597

Villegas-Fernández, M., Carpio-Granillo, M., Vargas-Hernández, E., Zuno-Cruz, F., & Sánchez-Cabrera, G. (2021). Una revisión general de las estructuras metal-orgánicas (MOF) dentro de la química inorgánica. *Pädi Boletín Científico de Ciencias Básicas e Ingenierías del ICBI, 8*(16), 18-29.

Vithana, C., Sullivan, L., Burton, E. & Bush, R. (2015). Stability of schwertmannite and jarosite in an acidic landscape: Prolonged field incubation. *Geoderma, 239–240,* 47-57. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.09.022

Wang, C., Luan, J. & Changxu, W. (2019). Metal-organic frameworks for aquatic arsenic removal. *Water Research, 158*, 370-382. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.043

Wang, X., Li, L., Liang, J., Huang, Y. & Cao, R. (2017). Boosting Oxidative Desulfurization of Model and Real Gasoline over Phosphotungstic Acid Encapsulated in Metal–Organic Frameworks: The Window Size Matters. *ChemCatChem, 9*, 971–979. 10.1002/cctc.201601450

Wang, X., Li, Q., Liao, Q., Yan, Y., Xia, J., Lin, Q., Wang, Q. & Liang, Y. (2020). Arsenic(III) biotransformation to tooeleite associated with the oxidation of Fe(II) via *Acidithiobacillus ferrooxidans*. *Chemosphere, 248*, 126080. 10.1016/j.chemosphere.2020.126080

Waypa, J., Elimelech, M. & Hering, J. (1997). Arsenic removal by RO and NF membranes. *Journal American Water Works Association, 89*(10), 102-114. https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1997.tb08309.x

Wedepohl, H. (1995) The composition of the continental crust. *Geochim Cosmochim Acta, 59*(7), 1217–1232. https://doi.org/10.1016/0016-7037(95)00038-2

Wood, D. & Salzberg, S. (2014). Kraken: ultrafast metagenomic sequence classification using exact alignments. *Genome Biology, 15*(3). https://doi.org/10.1186/gb-2014-15-3-r46

Wu, C., Mahandra, H., Radzinski, R. & Ghahreman, A. (2020). Green catalytic

process for in situ oxidation of Arsenic(III) in concentrated streams using activated carbon and oxygen gas. *Chemosphere, 261*, 127688. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127688

Xiang, Y., Wu, P., Zhu, N., Zhang, T., Liu, W., Wu, J. & Li, P. (2010) Bioleaching of copper from waste printed circuit boards by bacterial consortium enriched from acid mine drainage. *Journal of Hazardous Materials, 184*, 812-818. 10.1016/j.jhazmat.2010.08.113

Yaman, B., Vatansever, Ö., Demir, E., Çelik, P., Puhakka, J. & Sahinkaya, E. (2023). Removal of arsenic from acidic liquors using chemical and autotrophic and mixed heterotrophic bacteria-produced biogenic schwertmannites. *Journal of Microbiological Methods, 211*, 10677. https://doi.org/10.1016/j.mimet.2023.106775

Yang, J. & Yin, X. (2017). $CoFe_2O_4$@MIL-100(Fe) hybrid magnetic nanoparticles exhibit fast and selective adsorption of arsenic with high adsorption capacity. *Scientific Reports, 7*, 1-15. 10.1038/srep40955

Yeo, K., Connell, J., Bouras, G., Smith, E., Murphy, W., Hodge, J., Krishnan, S., Wormald, P., Valentine, R., Psaltis, A., Vreugde, S. & Fenix, K. (2024). A comparison between full-length 16S rRNA Oxford nanopore sequencing and Illumina V3-V4 16S rRNA sequencing in head and neck cancer tissues. *Archives of microbiology*, *206*(6), 248. https://doi.org/10.1007/s00203-024-03985-7

Zhao, X., Li, Y., Carroll, K., Li, F., Qiu, L. & Huo, Z. (2021). Mesoporous goethite for rapid and high-capacity fluoride removal from drinking water. *Journal of Environmental Chemical Engineering, 9,* 105278. https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105278

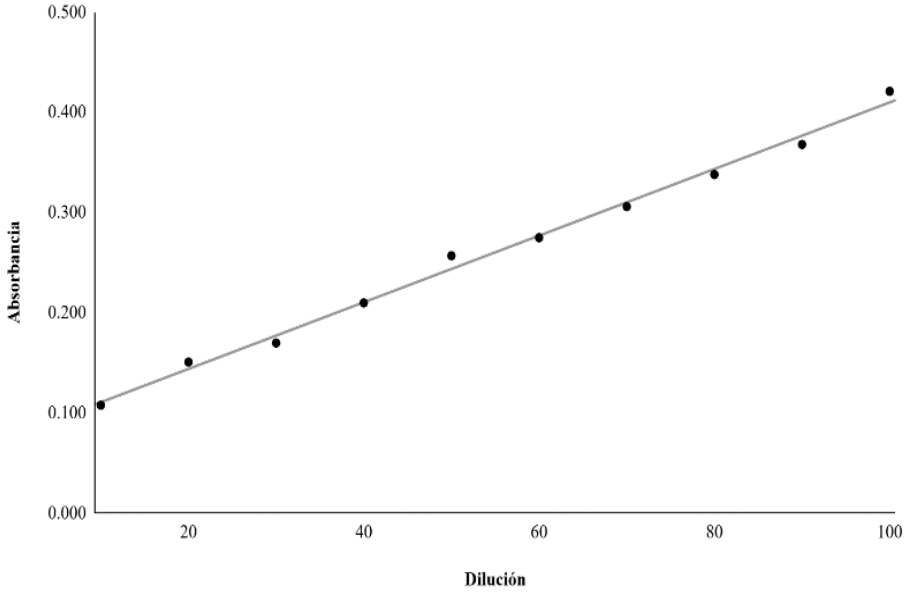
Zhou, J., Zhou, Y., Zhang, J., Dong, Y., Liu, F., Wu, Z., Hui, Z., Long, W. & Qin, J. (2021). Effect of pH regulation on the formation of biogenic schwertmannite driven by *Acidithiobacillus ferrooxidans* and its arsenic removal ability. *Environmental Technology*, *43*(24), 3706–3718. https://doi.org/10.1080/09593330.2021.1933200

ANEXOS

Anexo A. Protocolo de identificación molecular del consorcio microbiano

Nota. Creado en BioRender.com

Anexo B. Curva de calibración de hierro



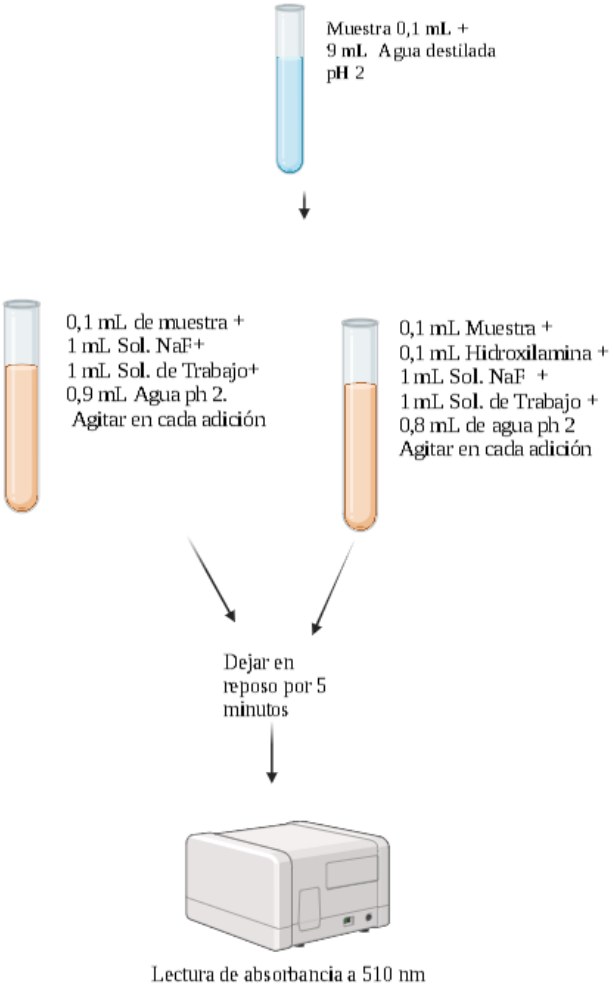
Nota. La dilución se realizó en agua destilada pH 2. La ecuación de la recta fue: Y= 0,0033*x + 0,0759. Creado en Hoja de cálculo de Google.

Anexo C. Valores de la concentración de hierro a partir de la curva de la calibración

Dilución de hierro	Absorbancia	Concentración de hierro (mg/L)
0	0,072	-
10	0,108	9,18
20	0,151	22,21
30	0,170	27,97
40	0,210	40,09
50	0,257	54,33
60	0,275	59,79
70	0,306	69,18
80	0,338	78,88
90	0,368	87,97
100	0,421	104,03

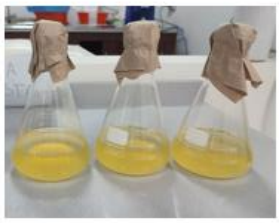
Nota. La concentración de hierro (mg/L) se determinó usando la ecuación del anexo B.

Anexo D. Determinación de hierro ferroso y hierro total



Nota. Creado en Biorender.com

Anexo E. Protocolo de síntesis de precipitado biogénico



Inicio de la oxidación de hierro

Final de la oxidación e hierro

Lavado y filtrado

Secado y molido

Anexo F. Oxidación de hierro ferroso y concentración celular durante la síntesis del precipitado biogénico

Horas	Concentración Fe^{2+} (g/L)	Concentración Fe Total (g/L)	Promedio de concentración de células (Cel/mL)
0	3,09 ± 1,32	5,35 ± 0,26	1,21E+07
24	2,70 ± 0,61	3,28 ± 0,86	3,04E+07
48	0,02 ± 0,14	0,15 ± 0,05	1,45E+08
72	0,01 ± 0,02	0,23 ± 0,04	2,39E+08
96	1,79 ± 0,47	3,23 ± 1,11	1,81E+08
120	0	0,08 ± 0,14	1,60E+08

Anexo G. Protocolo de síntesis de la estructura metal orgánica

Molienda

Reacción hidrotermal

Lavado y secado

Molido

Anexo H. Cultivo del consorcio microbiano en medio con As (III)

Figura H1

Oxidación de hierro del consorcio microbiano

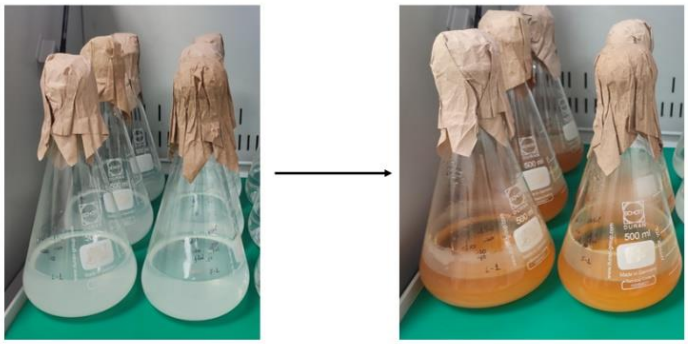
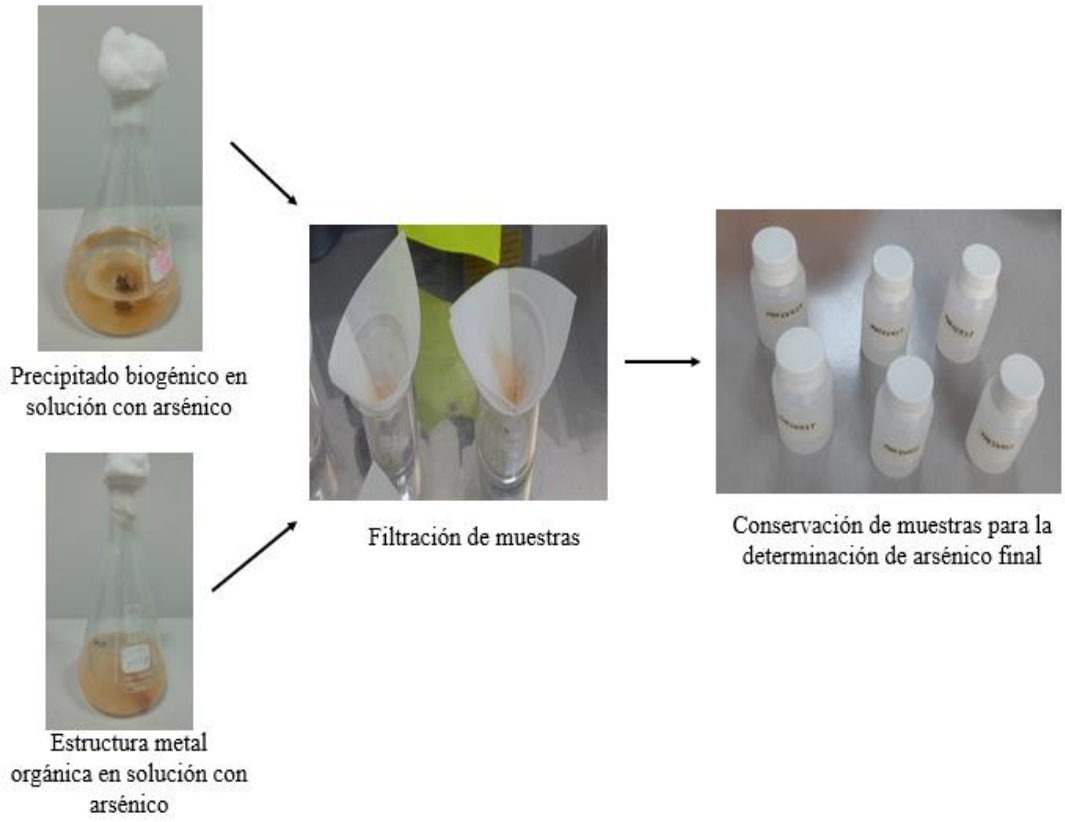


Tabla H1

Concentración celular en medio con As (III)

Horas	Concentración de As (mg/L)	Concentración Fe 2+ (g/L)	Concentración Fe Total (g/L)	Promedio de Concentración de células (Cel/mL)
0	1	2,85 ± 0,18	1,67 ± 0,28	8,75E+06
	5	2,38 ± 0,20	2,29 ± 0,68	8,75E+06
24	1	2,44 ±0,19	1,55 ± 0,49	7,67E+07
	5	2,24 ± 0,25	1,37 ± 0,63	6,96E+07
48	1	1,13 ± 0,11	1,18 ± 0,15	9,91E+07
	5	0,38 ± 0,17	1,18 ± 0,15	1,03E+08
72	1	0	0	9,27E+07
	5	0	0	9,67E+07
96	1	0	0	9,07E+07
	5	0	0	9,26E+07

Anexo I. Remoción de arsénico con el precipitado biogénico y la estructura metal orgánica