

UNIVERSIDAD PERUANA UNION

FACULTAD DE INGENIERIA Y ARQUITECTURA

Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



Una Institución Adventista

Cinética e Isotermas de adsorción de iones de Arsénico (III) mediante nanoporos de carbón activado derivados de lodos orgánicos de aguas residuales

Por:

Richar Antony Cayo Dominguez

Claudia Sonia Montalvo Achic-huamán

Asesor:

PhD Noé Benjamín Pampa Quispe

Lima, 9 de setiembre de 2019

DECLARACIÓN JURADA DE AUTORÍA DEL INFORME DE TESIS

Yo, Ph.D. Noé Benjamin Pampa Quispe,

DECLARO:

Que el presente informe de investigación titulado: **"CINÉTICA E ISOTERMAS DE ADSORCIÓN DE IONES DE ARSÉNICO (III) MEDIANTE NANOPOROS DE CARBÓN ACTIVADO DERIVADOS DE LODOS ORGÁNICOS DE AGUAS RESIDUALES"** constituye la memoria que presentan los **Bachiller (es) Claudia Sonia Montalvo Achic-huamán y Richar Antony Cayo Dominguez** para aspirar al título de Profesional de Ingeniero Ambiental, cuya tesis ha sido realizada en la Universidad Peruana Unión bajo mi dirección.

Las opiniones y declaraciones en este informe son de entera responsabilidad del autor, sin comprometer a la institución

Y estando de acuerdo, firmo la presente declaración en Lima, a los 09 de noviembre del año 2019



Ph.D. Noé Benjamin Pampa Quispe

Cinética e Isotermas de adsorción de iones de Arsénico (III) mediante nanoporos de carbón activado derivados de lodos orgánicos de aguas residuales

TESIS

Presentada para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

JURADO CALIFICADOR


Mg. Iliana Del Carmen Gutiérrez Rodríguez
Presidenta


Mg. Jackson Edgardo Pérez Carpio
Secretario


Mg. Joel Hugo Fernández Rojas
Vocal


Mg. Milda Amparo Cruz Huaranga
Vocal


Dr. Noé Benjamin Pampa Quispe
Asesor

Lima, 09 de setiembre de 2019

DEDICATORIA

A Dios, porque gracias a su cuidado y protección me permitieron llegar hasta este momento. A mis padres Williams Montalvo y Patricia Achic-Huamán, por su perseverancia, esfuerzo y apoyo durante todos estos años para lograr mis objetivos. A mis hermanas, Alysson y Angielina porque son mi fuerza y motivo para seguir adelante. A Ginnie Diaz Ruiz por su amistad y apoyo incondicional durante mi estadía en la universidad. A Josafat La Rosa Varillas por sus enseñanzas, comprensión y consejos como docente, jefe y amigo.

Claudia Montalvo Achic-Huamán

En primer lugar y sobre todo a Dios, el dador de toda la vida y el conocimiento. A mis padres Honorato Cayo Pari y Clarivel Dominguez Ushiñahua y mi hermana Claudia Cayo Dominguez, por sus consejos de perseverancia y por permitirme estudiar en la UPeU. A los docentes de la carrera, que con cada palabra de enseñanza supieron encaminarme durante los 5 años de carrera profesional. A mis compañeros de clases, en especial a Nixso Casas que supo ser un buen amigo y casi hermano. Gracias por apoyarme a cumplir este objetivo.

Richar Antony Cayo Dominguez

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, a Dios, por su cuidado y dirección a cada momento, por ser quien nos da la sabiduría para aportar nuevos conocimientos y por habernos permitido cumplir con un objetivo más en nuestras vidas.

A nuestros padres y familiares por su paciencia, comprensión y apoyo incondicional durante todo este tiempo y por ser quienes nos impulsan día a día a alcanzar nuevos objetivos.

De manera especial, agradecemos al PhD. Noe Benjamin Pampa Quispe, por sus enseñanzas y orientación en cada etapa del desarrollo de la presente investigación, desde la elaboración del proyecto hasta el final. Asimismo, a los docentes Milda Cruz Huaranga y Hugo por su tiempo dedicado y aporte constructivo a la investigación.

Al Ing. Donato Malpartida Aparco y al personal de vigilancia de la PTAR de Manchay, por su permiso y apoyo para la adquisición de los lodos empleados en la investigación.

Un agradecimiento especial a Ginnie Diaz Ruiz, Marita Diaz de Vega Huanca y Katty Camones Campoblanco por sus enseñanzas, consejos y apoyo incondicional durante la etapa de ejecución de la investigación.

A nuestros amigos Nixso Casas, Ariana Galván, Raquel Cabrera, Yoxmara Vásquez, Mirella Barja, Ruth Amones, Rosalinda Palma, Jonathan Leiva, Miguel Lujan, Jorge Rivas y Andres López, con quienes compartimos, trabajos en grupo, amanecidas de estudio, salidas y diversos momentos durante la etapa de la universidad. Asimismo, a todas las personas que creyeron en nosotros, nos apoyaron y brindaron palabras de ánimo y motivación a cada momento.

Tabla de contenidos

SIMBOLOGÍA.....	xv
RESUMEN	xviii
ABSTRACT.....	xix
CAPITULO I.....	1
INTRODUCCION	1
1.1. Objetivos	5
1.1.1. Objetivo General.....	5
1.1.2. Objetivos Específicos.....	5
CAPITULO II	7
REVISION DE LA LITERATURA	7
2.1. Antecedentes de investigación	7
2.1.1 Adsorción de metales pesados con carbón activados de diferentes materiales percusores.....	7
2.1.2 Adsorción de metales pesados con carbón activados de lodos activados de PTAR.....	8
2.2. Marco Teórico.....	10
2.2.1. Toxicidad de arsénico	10
2.2.2. Adsorción.....	12
2.2.3. Tipos de Adsorción	12
2.2.3.1. Adsorción Física.....	12
2.2.3.2. Adsorción Química	12
2.2.3.3. Intercambio Iónico	13
2.2.4. Factores que afectan a la adsorción	13
2.2.4.1. Efecto de la Dosis de Adsorbente	13
2.2.4.2. Efecto del pH	14
2.2.4.3. Efecto del tiempo de contacto.....	14

2.2.4.4.	Efecto de la temperatura	15
2.2.4.5.	Efecto de la velocidad de agitación	15
2.2.5.	Isoterma de adsorción sólido-líquido	15
2.2.5.1.	Isoterma Tipo "C"	16
2.2.5.2.	Isoterma Tipo "L"	16
2.2.5.3.	Isoterma Tipo "H"	17
2.2.5.4.	Isoterma tipo "S"	17
2.2.6.	Modelos de Isotermas	17
2.2.6.1.	Modelo de Langmuir	17
2.2.6.2.	Modelo de Freundlich	18
2.2.6.3.	Modelo de Temkin	19
2.2.6.4.	Modelo de Redlinch-Peterson	20
2.2.7.	Cinética	20
2.2.8.	Modelos Cinéticos	21
2.2.8.1.	Modelo cinético de pseudo - primer orden	21
2.2.8.2.	Modelo cinético de pseudo segundo orden	21
2.2.8.3.	Modelo de difusión intraparticular	22
2.2.9.	Material Precursor: Lodos orgánicos de aguas residuales	22
2.2.10.	Material Adsorbente: Carbón Activado	23
2.2.11.	Activación del carbón	24
2.2.11.1.	Activación Física	24
2.2.11.2.	Activación química	24
2.2.12.	Propiedades del carbón activado	25
2.2.12.1.	Propiedades Físicas	25
2.2.12.2.	Propiedades Químicas	25
2.2.13.	Nanotecnología	26
2.2.13.1.	Importancia de los materiales a nano escala	26

2.2.13.2. Nanopartículas	28
2.2.13.3. Porosidad	28
CAPÍTULO III	30
MATERIAL Y MÉTODOS	30
3.1. Escenario de la investigación	30
3.2. Materiales y Equipos	31
3.3. Metodología	32
3.3.1. Adquisición de Lodos	33
3.3.2. Caracterización de los lodos activos.	34
3.3.3. Elaboración del carbón activado	35
3.3.3.1. Pre tratamiento del Material precursor	36
2.2.3.2. Secado de los lodos activado	36
2.2.3.3. Impregnación con ZnCl ₂	36
2.2.3.4. Activación térmica	37
2.2.3.5. Lavado con HCl y secado.....	37
2.2.3.6. Preservación de la muestra	38
2.2.3.7. Análisis de humedad de los lodos	39
3.3.4. Caracterización del carbón activado	39
3.3.5. Preparación de las soluciones de arsénico	40
3.3.6. Ensayos de adsorción a escala laboratorio	41
3.3.6.1. Efecto de la dosis de carbón activado en el proceso de adsorción.....	41
3.3.6.2. Efecto del tiempo de agitación en el proceso de adsorción.....	42
3.3.6.3. Influencia de la concentración inicial de arsénico en el proceso de adsorción.....	42
3.4. Ecuaciones y modelos de Isotermas a emplear	42
3.4.1. Capacidad de Adsorción	42

3.4.2. Modelos matemáticos de isothermas	43
3.4.2.1. Isoterma de Freundlich.....	43
3.4.2.2. Isoterma de Langmuir	44
3.5. Variables de Estudio	44
3.5.1. Variable independiente	44
3.5.2. Variable dependiente	45
3.6. Método Estadístico.....	45
CAPÍTULO 4	46
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	46
4.1. Análisis de la materia prima: Lodos orgánicos de aguas residuales	46
4.2. Caracterización del Carbón Activado.....	48
4.2.1. Determinación de humedad de carbón activado	48
4.2.2. Análisis morfológico del precursor y de los carbones activados mediante microscopía electrónica de barrido (SEM).....	48
4.2.3. Análisis de la química superficial de los carbones activados mediante Espectroscopía Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR)	
52	
4.3. Determinación de dosis óptima de carbón activado.....	53
4.4. Determinación del Tiempo de contacto mediante ensayos cinéticos	57
4.4.1. Determinación del tiempo óptimo.....	58
4.4.2. Cinética de adsorción.....	62
4.5. Efecto de la concentración de As (III) en la adsorción.....	66
4.6. Correlación de los Datos experimentales con los modelos de Isothermas	69
4.6.1. Isoterma de Langmuir	69
4.6.2. Isoterma de Freundlich	70
4.6.3. Comparación entre la Isoterma de Langmuir y Freundlich	72

CAPÍTULO V	74
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	74
5.1. Conclusiones	74
5.2. Recomendaciones	75
CAPÍTULO VI	76
REFERENCIAS	76
CAPÍTULO VII	97
ANEXOS	97

Índice de Tablas

<i>Tabla 1. Diferencias entre la adsorción física y química.....</i>	<i>13</i>
<i>Tabla 2. Materiales empleados para el desarrollo de la investigación.</i>	<i>31</i>
<i>Tabla 3. Insumos empleados en la investigación.....</i>	<i>32</i>
<i>Tabla 4. Equipos empleados en el desarrollo de la investigación.....</i>	<i>32</i>
<i>Tabla 5. Análisis de humedad del lodo orgánico de aguas residuales.....</i>	<i>46</i>
<i>Tabla 6. Análisis de metales por ICP del lodo orgánico de aguas residuales.....</i>	<i>46</i>
<i>Tabla 7. Composición biológica de lodo orgánico de aguas residuales.....</i>	<i>47</i>
<i>Tabla 8. Análisis de humedad al carbón activado elaborado a partir de lodos orgánicos de aguas residuales.....</i>	<i>48</i>
<i>Tabla 9. Resultados de tamaños medios de nanoporos de una distribución normal. ..</i>	<i>50</i>
<i>Tabla 10. Identificación de grupos funcionales encontrados en el carbón activado.....</i>	<i>52</i>
<i>Tabla 11. Resultados de ensayos de adsorción a diferentes masas de carbón activado.</i>	<i>54</i>
<i>Tabla 12. Adsorción de As (III) en función de la masa de carbón activado empleado .</i>	<i>54</i>
<i>Tabla 13. ANOVA para el % de adsorción</i>	<i>55</i>
<i>Tabla 14. Factorial al azar del parámetro concentración de carbón activado (g/L).....</i>	<i>56</i>
<i>Tabla 15. Resultados de ensayos de adsorción a diferentes tiempos de contacto.</i>	<i>58</i>
<i>Tabla 16. Adsorción de As (III) en función del tiempo de contacto empleado.....</i>	<i>58</i>
<i>Tabla 17. Factorial al azar del parámetro tiempo de contacto (h).....</i>	<i>60</i>
<i>Tabla 18. Valores para la cinética de adsorción de primer orden.....</i>	<i>62</i>
<i>Tabla 19. ANOVA para datos de cinética de pseudo primer orden</i>	<i>63</i>
<i>Tabla 20. Valores para la cinética de adsorción de segundo orden</i>	<i>64</i>
<i>Tabla 21. ANOVA para datos de cinética de pseudo-segundo orden.....</i>	<i>64</i>
<i>Tabla 22. Constantes de las cinéticas de pseudo primery segundo orden para el As(III)</i>	<i>65</i>

<i>Tabla 23. Resultados de ensayos de adsorción a diferentes concentraciones iniciales de As (III).....</i>	<i>66</i>
<i>Tabla 24. ANOVA para remoción de arsénico.....</i>	<i>67</i>
<i>Tabla 25. Valores para la isoterma de Langmuir.....</i>	<i>69</i>
<i>Tabla 26. Parámetro de Langmuir (RL) para el ion metálico As (III).....</i>	<i>70</i>
<i>Tabla 27. Valores para la isoterma de Freundlich</i>	<i>71</i>
<i>Tabla 28. T-test de variables independientes para la capacidad de adsorción de las isotermas de Langmuir y Freundlich</i>	<i>73</i>

Índice de Figuras

<i>Figura 1. Los cuatro tipos principales de isotermas (Giles y Smith, 1974).....</i>	<i>16</i>
<i>Figura 2. Representación esquemática de lodo de agua residual (Urbain, Block y Manem, 1993).....</i>	<i>23</i>
<i>Figura 3. Grupos más importantes presentes en la superficie del carbón activado (Menéndez-Díaz y Martín-Gullón, 2006).</i>	<i>26</i>
<i>Figura 4. Comparación de rangos de tamaño para varias entidades con escalas de tamaño nanométrico. Fuente: (Nasrollahzadeh, Sajadi, y Sajjadi, 2019).....</i>	<i>27</i>
<i>Figura 5. Representación esquemática de la estructura de carbón activado (Fritz Stoeckli, 1990).</i>	<i>29</i>
<i>Figura 6. Instalaciones de la facultad de Ingeniería y Arquitectura de la UPeU.....</i>	<i>30</i>
<i>Figura 7. Diagrama de flujo de la investigación.....</i>	<i>33</i>
<i>Figura 8. Instalaciones de la PTAR de Manchay, Pachacamac, Lima.</i>	<i>34</i>
<i>Figura 9. Muestreo de lodos orgánicos residuales de la PTAR Manchay, Pachacamac, Lima.....</i>	<i>35</i>
<i>Figura 10. Pre tratamiento de lodos activos.</i>	<i>36</i>
<i>Figura 11. Proceso de secado y tamizado de los lodos activos.....</i>	<i>36</i>
<i>Figura 12. Proceso de Impregnación con solución de ZnCl₂.</i>	<i>37</i>
<i>Figura 13. Proceso de Activación térmica de los lodos activados.</i>	<i>37</i>
<i>Figura 14. Proceso de Lavado y secado </i>	<i>38</i>
<i>Figura 15. Carbón activado a base de lodos activo de PTAR.</i>	<i>38</i>
<i>Figura 16. Diagrama de flujo del proceso utilizado para la preparación de carbón activado a base de lodo de PTAR.....</i>	<i>38</i>
<i>Figura 17. Proceso de la determinación de humedad del lodo activado.....</i>	<i>39</i>
<i>Figura 18. Preparación de muestra matriz de trióxido de arsénico.....</i>	<i>41</i>
<i>Figura 19. Proceso de Adsorción de arsénico con carbón activado de lodo activo de PTAR.....</i>	<i>42</i>

<i>Figura 20. Microfotografía del carbón activado mediante la técnica SEM con ampliaciones de (a)60x, (b)60000x, (c)100000x y (d)100000x.</i>	49
<i>Figura 21. Test de distribución de normalidad para el tamaño de poros de carbón activado.</i>	51
<i>Figura 22. Gráfico de Box y Whisker Plot para el tamaño de poros</i>	52
<i>Figura 23. Análisis químico del carbón activado mediante espectroscopia por transformadas de Fourier.</i>	53
<i>Figura 24. Adsorción de As (III) en función de la masa empleada en gr (Concentración inicial: 0.25 mg/L As(III))</i>	55
<i>Figura 25. Gráfica del diseño factorial al azar del parámetro concentración de carbón activado (g/L)</i>	56
<i>Figura 26. Adsorción de As (III) en función del tiempo de contacto (Concentración inicial: 0.56 mg/L)</i>	59
<i>Figura 27. Gráfica del diseño factorial al azar del parámetro tiempo de contacto (h)</i>	61
<i>Figura 28. Cinética de pseudo primer orden para el As (III)</i>	63
<i>Figura 29. Cinética de pseudo segundo orden para el As (III)</i>	64
<i>Figura 30. Comportamiento de la adsorción a distintas concentraciones iniciales de As (III)</i>	67
<i>Figura 31. Isotherma de Langmuir para la adsorción de As (III) con carbón activado.</i>	69
<i>Figura 32. Isotherma de Langmuir para la adsorción de As (III) con carbón activado.</i>	71
<i>Figura 33. Ajuste de los datos experimentales de la adsorción de As (III) en carbón activado a los modelos de Langmuir y Freundlich.</i>	72

Índice de Anexos

<i>Anexo 1. Gráficos de Box y Whisker Plot para la comparación entre grupos de la variable tiempo de contacto</i>	<i>97</i>
<i>Anexo 2. Gráficos de Box y Whisker Plot para la comparación entre grupos de la variable dosis de adsorbente</i>	<i>99</i>
<i>Anexo 3. Resultados de Análisis de arsénico a diferentes pesos de carbón activado</i>	<i>101</i>
<i>Anexo 4. Resultados de Análisis de Arsénico a diferentes tiempos de contacto</i>	<i>105</i>
<i>Anexo 5. Resultados del análisis de la composición de lodos residuales.....</i>	<i>111</i>

SIMBOLOGÍA

A: Constante de enlace correspondiente a la máxima energía de enlace

APHA: Asociación Americana de Salud Pública

Ar, Brp y G: Parámetros de la isoterma de Redlinch-Peterson

As: Arsénico

b: Constante relacionada con el calor

C=C: Grupo funcional metino

Cd: Cadmio

C_e: Concentración de adsorbato presente en la solución

C_o: Concentración inicial del adsorbato en la solución

C-O: Grupo funcional carbonilo

Cr: Cromo

Cu: Cobre

EPA: Agencia de Protección Ambiental

FTIR: Espectroscopia infrarroja con transformadas de Fourier

H₂SO₄: Ácido sulfúrico

H₃PO₄: Ácido fosfórico

HCl: Ácido Clorhídrico

Hg: Mercurio

K₁: Constante de velocidad del modelo de pseudo primer orden

K₂: Constante de velocidad del modelo de pseudo segundo orden

K_F: Constante de Freundlich

K_{int}: Constante de difusión intraparticular

K_L: Constante de Langmuir

KOH: hidróxido de potasio

MINAM: Ministerio del Ambiente

MVCS: Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento

n: Constante de afinidad

NaOH: Hidroxido de sodio

O-H: Grupo funcional hidroxilo

OMS: Organización Mundial de la Salud

Pb: Plomo

pH: Potencial de Hidrogeno

PTAR: Planta de tratamiento de aguas residuales

q_e: Capacidad de adsorción

Q_{max}: Capacidad máxima de adsorción

q_t: Capacidad de adsorción del sólido en tiempo t

R: Constante universal de gases

RPM: Revoluciones por minuto

SEM: Microscopia electrónica de barrido

T: Temperatura absoluta en kelvin

t: Tiempo de adsorción

ZnCl₂: Cloruro de Zinc

RESUMEN

La presente investigación se desarrolló con el objetivo de estudiar el proceso de adsorción de iones de As (III) mediante nanoporos de carbón activado derivado de lodos orgánicos de aguas residuales. La obtención del carbón activado, se realizó mediante una activación química y térmica, utilizando cloruro de zinc como agente activante y sometiendo el material a 650°C. Por otro lado, los ensayos de adsorción se realizaron poniendo en contacto 4 a 20 g/L de carbón activado con concentraciones de 0.25 a 0.8 g/L de solución de As (III) a un tiempo máximo de 24 horas. Todos los ensayos fueron sometidos a una velocidad de agitación de 750 RPM, a temperatura ambiente de 23°C y al pH natural de las muestras.

Los resultados de la caracterización de carbón activado indicaron que este adsorbente presentó una estructura nanoporosa con presencia de grupos funcionales como grupos hidroxilos, carboxilos y alquenos. En cuanto a los ensayos de adsorción, se determinó que la dosis óptima de carbón activado y tiempo óptimo para el proceso de adsorción de iones de As (III) fueron de 16 g/L y 24 horas, respectivamente; logrando reducir la concentración de este metal hasta 0.04 mg/L, valor que se encuentra por debajo del LMP establecido por la OMS para el consumo de agua. Finalmente se concluye que, el carbón activado presentó una eficiencia del 98.4% de adsorción de iones de As (III) y los datos experimentales presentaron un mayor ajuste al modelo de pseudo-segundo orden y a la isoterma de Freundlich, lo cual indica que el proceso de adsorción de iones de As (III) se realiza en centros energéticamente heterogéneos mediante una interacción físico-química entre el metal y el adsorbente.

Palabras Claves: adsorción, cinética, isotermas, arsénico, lodos, carbón activado

ABSTRACT

The present investigation was developed with the objective of studying the adsorption process of As (III) ions by means of activated carbon nanopores derived from organic sewage sludge. The obtaining of activated carbon was carried out by chemical and thermal activation, using zinc chloride as the activating agent and subjecting the material to 650 ° C. On the other hand, adsorption tests were carried out by contacting 4 to 20 g/L of activated carbon with concentrations of 0.25 to 0.8 g/L of As (III) solution at a maximum time of 24 hours. All tests were subjected to a stirring speed of 750 RPM, at room temperature of 23 ° C and at the natural pH of the samples.

The results of the characterization of active carbon indicated that this adsorbent had a nanoporous structure with the presence of functional groups such as hydroxyl, carboxylic and alkene groups. Regarding the adsorption tests, it was determined that the optimal dose of activated carbon and optimal time for the As (III) ion adsorption process were 16 g/L and 24 hours, respectively; managing to reduce the concentration of this metal to 0.04 mg / L, a value that is below the MPL established by the WHO for water consumption. Finally, it is concluded that, activated carbon had an efficiency of 98.4% adsorption of As (III) ions and the experimental data presented a greater adjustment to the pseudo-second order model and to the Freundlich isotherm, which indicates that the process of adsorption of ions of As (III) is performed in strongly heterogeneous centers through a physical-chemical interaction between the metal and the adsorbent.

Key words: adsorption, kinetics, isotherms, arsenic, sludge, activated carbon

CAPITULO I

INTRODUCCION

1.1. Identificación del Problema

En el mundo, se estima que más de 100 millones de habitantes están expuestos a la contaminación del agua y alimentos por arsénico, siendo Bangladesh, China, Taiwán, Estados Unidos y Pakistán, los países que presentan un contenido alarmante de arsénico (Chakraborti, 2016). En América Latina, aproximadamente 4 millones de personas se encuentran expuestas a este contaminante presente en el agua potable, siendo los países más afectados: El Salvador, Nicaragua, México, Argentina, Chile, Perú y Bolivia (Bundsuh, Armienta, Birkle, Bhattacharya, Prosun Matschullat, y Mukherjee, 2008). De la misma manera, en el Perú son aproximadamente más de 250 mil personas expuestas al arsénico debido a la presencia de este contaminante en fuentes de agua naturales superficiales y subterráneas ubicadas en el sur del país (Castro de Esparza, 2006). Asimismo, el estudio del grado de contaminación por arsénico en aguas subterráneas y superficiales en diversos distritos del Perú, evidencia que el 86% de muestras analizadas supera la concentración máxima de 0.01 mg/L de arsénico establecido por la OMS (George et al., 2014).

El arsénico es un metal pesado que se distribuye ampliamente en toda la corteza terrestre (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2003). Este metal se encuentra en el ambiente de forma natural por la combinación de una serie de procesos como reacciones a la intemperie, la actividad biológica y las erupciones volcánicas (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2001). Sin embargo, el hombre ha tenido un impacto adicional importante a través de la actividad minera, la combustión de combustibles fósiles, el uso de pesticidas arsenicales, herbicidas y desecantes de cultivos aumentando la presencia de arsénico en el ambiente (Smedley, 2002).

La principal fuente de exposición humana al arsénico es el agua subterránea contaminada y la ingesta de esta llega a producir efectos crónicos en la salud como algunas estigmas dérmicos que pueden convertirse en cáncer de piel, cáncer de vejiga y cáncer de pulmón (Mandal, 2017). Además de enfermedades cardiovasculares, neurológicas y diabéticas, agravando la salud de las personas (Kadirvel et al., 2007).

En este contexto, para reducir la concentración de este metal y evitar sus efectos dañinos en el ambiente y salud de las personas se han empleado diferentes tecnologías de tratamiento, las cuales son: precipitación química, coagulación-floculación, osmosis inversa, intercambio iónico y adsorción. Sin embargo, de todos estos métodos mencionados, la adsorción es el método más simple y rentable (Bazrafshan, Faridi, Mostafapour y Mahvi, 2013; Gallegos-Garcia, Ramírez-Muñiz y Song, 2012; Shukla, Pai y Shendarkar, 2006; Yao, Liu y Shi, 2014).

La adsorción es un método que consiste en la captación de iones metálicos mediante diferentes materiales denominados adsorbentes, los cuales enlazan o acumulan estos contaminantes por diferentes mecanismos fisicoquímicos (Vijayaraghavan y Yun, 2008). Entre los diversos adsorbentes que existen, la adsorción sobre carbón activado ha demostrado ser una de las metodologías de tratamiento fisicoquímico más efectivo y confiable (Abechi, Gimba, Uzairu y Kagbu, 2011; Tefera et al., 2013; K. Urbain, Aimé, Jacques y Albert, 2013). Debido a su gran área de superficie y estructura porosa, puede adsorber gases dispersos y/o compuestos presentes en líquidos (Ruthven, 1984).

En los últimos años se ha prestado mucha atención a la elaboración de carbones activos a partir de los lodos de aguas residuales municipales para la adsorción de contaminantes gaseosos como el tolueno, sulfuro de hidrógeno, dióxido de nitrógeno, dióxido de azufre y contaminantes líquidos tales como fenol, tinte, etc (Chiang y You, 1987; Lu y Lau, 1996). Estudios realizados por Rozada, Otero, Morán y García (2008)

han demostrado la eficiencia de lodos de aguas residuales como carbones activos para la remoción de mercurio (Hg), plomo (Pb), cobre (Cu) y cromo (Cr) en medios acuosos. De la misma manera, Wongrod, Simon, van Hullebusch, Lens y Guibaud (2018) y Yao et al. (2014), al emplear como adsorbente carbones activados elaborados a partir de lodos residuales, lograron la adsorción del 72% y 89.7% de As, respectivamente.

En el Perú también se han desarrollado este tipo de investigaciones, empleando carbones activados elaborados a partir de otros materiales como cáscara de vegetales y frutas para lograr la remoción de metales como Pb, Cd, Fe, Mn, Hg y Cr (Aguirre Achaquihui, 2017; Blas Corso, 2016; Fiestas Eca & Millones Ñiquen, 2019; Janqui Guzman, 2018; Manrique Pino, 2013; Mudarra Valdivia, 2016; Ruiz Menendez, 2018; Sanchez Bedón, 2017; Soto Parrera, 2017; Yachas Tena, 2019; Yance Sayas & Zárate Salazar, 2008; Zevallos Rojas, 2018). Asimismo, estudios realizados por Mayta Casas (2017) demostraron la capacidad de adsorción de azul de metileno mediante carbón activado proveniente de lodos de aguas residuales. No obstante, hasta el momento, las investigaciones relacionadas a la elaboración de carbón activado a partir de lodos de aguas residuales para la remoción de arsénico son escasas.

Por lo tanto, el propósito de la presente investigación fue evaluar la cinética e isothermas de adsorción de iones de Arsénico (III) en soluciones acuosas mediante nanoporos de carbón activado derivados de lodos orgánicos de aguas residuales

1.2. Justificación

La presente investigación optó por sintetizar nanoporos de carbón activado derivado de aguas residuales para la adsorción de iones de As (III) en un medio acuoso. Puesto que, la presencia de nanoporos en el carbón activado potencia las propiedades adsorbentes de este material debido a un mayor aumento en el área superficial de los poros, garantizando una mayor disponibilidad de sitios intercambiables para la adsorción del metal (Dabbs y Aksay, 2000). Asimismo, se emplearon lodos de aguas

residuales para la elaboración del carbón activado por su eficiencia en la reducción de metales pesados (Utgikar, Chen, Tabak, Bishop, y Govind, 2000), generación excesiva de 70-100 kg/1000 m³ en un sistema de lodos activados (Metcalf & Eddy, 2003) y porque su adquisición no genera un costo alto. Además el empleo de lodos activos en la elaboración de carbón activado, propone una alternativa de solución frente a la preocupación nacional en el sector saneamiento, ya que uno de los objetivos al 2021 del Eje 6 establecido en la Política Nacional de Saneamiento del Perú es: Fomentar el uso de los sub productos generados en una PTAR (lodos) (Ministerio de Vivienda Construcción y Saneamiento [MVCS], 2017)

1.3. Presuposición Filosófica

Dios nos dió la responsabilidad de cuidar el ambiente donde vivimos y administrarlo de manera equilibrada para preservar la tierra (Génesis 1:28). Dentro del ambiente donde vivimos, se encuentran los recursos naturales y uno de ellos es el agua. El agua es un recurso vital para el desarrollo de una población, ya que es utilizada en distintas actividades y sobre todo es de gran importancia para el mantenimiento de nuestro organismo siendo considerada como “El mejor líquido posible para limpiar los tejidos” (Consejos sobre el régimen alimenticio, pág. 355).

No obstante, actualmente este recurso se está contaminando y frente a este problema, el hombre debe de proteger este recurso empleando técnicas que permitan garantizar la buena calidad del agua. Por lo tanto, el presente proyecto no solo permitirá solucionar un problema científicamente, sino que esto traerá consigo la adquisición de nuevos conocimientos y sobre todo la posibilidad de mejorar la calidad de vida de las personas manteniendo un ambiente sano tal como lo desea nuestro Creador. Así como en el día de la creación Dios tuvo cuidado en la separación del recurso agua de la tierra, “Entonces dijo Dios: que las aguas debajo del cielo se junten en un solo lugar, para que aparezca la tierra seca; y eso fue lo que sucedió” (Génesis 1:9). Así también el hombre en la actualidad debe de tener el mismo cuidado de no mezclar estos dos elementos, la

tierra y el agua. Este segundo elemento tiende a estar muy expuesto a variaciones en su composición por la contaminación industrial, uno de sus aprovechamientos es para la extracción de minerales.

1.4. Objetivos

1.1.1. Objetivo General

- Evaluar la cinética e isoterms del proceso de adsorción de iones de Arsénico (III) en soluciones acuosas mediante nanoporos de carbón activado derivados de lodos orgánicos de aguas residuales

1.1.2. Objetivos Específicos

- Obtener nanoporos de carbón activado a partir de lodos orgánicos de aguas residuales mediante una activación química, empleando cloruro de zinc como agente activante.
- Caracterizar las propiedades estructurales y fisicoquímicas del carbón activado mediante las técnicas de microscopía electrónica de barrido (SEM) y espectroscopia infrarroja con transformadas de Fourier (FTIR).
- Determinar la dosis optima de carbón activado y tiempo de contacto óptimo para el proceso de adsorción de iones de As (III) en agua.
- Correlacionar los resultados experimentales con los modelos cinéticos y determinar la cinética de adsorción del As (III) empleando carbón activado a partir de lodos de PTAR
- Correlacionar los resultados experimentales con los modelos de isoterms de adsorción de Langmuir y Freundlich.

- Determinar la eficiencia del carbón activado elaborado a partir de lodos orgánicos de aguas residuales en la adsorción de iones de arsénico en soluciones acuosas.

CAPITULO II

REVISION DE LA LITERATURA

2.1. Antecedentes de investigación

2.1.1 Adsorción de metales pesados con carbón activados de diferentes materiales percusores.

Kord Mostafapour, Bazrafshan, Farzadkia y Amini (2013) realizaron estudios a fin de evaluar el potencial de adsorción de las cenizas de *Salvadora pérsica* para la eliminación de As (V). Para el desarrollo del estudio se secaron los tallos de *S. pérsica* a 300°C y 500°C durante 2 h, luego estos fueron molidos y tamizados para obtener un tamaño de partícula en el rango de 30 a 100 mallas. En la investigación se evaluó el efecto del tiempo de contacto en un rango de 20 a 240 min, pH de 6 a 11, concentración inicial de arsénico entre 50 a 500 $\mu\text{g/L}$ y dosis de adsorbente. Los resultados obtenidos, mostraron que a un pH 6, dosis de adsorbente de 3.5 g/L, concentración inicial de 500 $\mu\text{g/L}$ de As (V) y tiempo de contacto de 80 y 60 min para el carbón activado de *S. pérsica* a 300°C y 500°C, se alcanzó una adsorción máxima del 98.33% y 99.32% de As (V). Asimismo, se determinó que los datos encontrados para la adsorción de As (V) presentaron un alto ajuste con el modelo de isoterma de Freundlich. Por lo tanto, se concluyó que las cenizas del tallo de *S. pérsica* son efectivas para la eliminación del As (V) de un medio acuoso.

Shafique et al. (2012) realizaron estudios con el propósito de evaluar el empleo de hojas de *Pinus roxburghii* como adsorbente para la eliminación de iones de As (V). Las hojas de *Pinus roxburghii* fueron secadas a 70°C durante 8 horas para luego ser molidas y tamizadas obteniendo un tamaño de partículas en un rango de 100 a 150 μm . Para estudiar el efecto de la dosis de adsorbente se colocó en un matraz de 250 ml, una solución de 50 ml de As (V) a una concentración de 10 mg/L con dosis de adsorbente de 4 a 40 g/L y un pH 7 durante 30 min de agitación a una velocidad de 100 RPM. Por

otro lado, para estudiar el efecto del tiempo de contacto, se empleó la dosis de adsorbente y pH óptimo determinados en el ensayo anterior y se sometió a agitación en un intervalo de tiempo de 0 a 50 minutos a una temperatura de 25°C. De la misma manera, se realizaron los siguientes ensayos variando la velocidad de agitación en un rango de 25 a 250 RPM. Los resultados obtenidos en los ensayos determinaron que la adsorción máxima alcanzada fue de 75.8% a un pH 4, dosis de adsorbente de 20 mg/L, tiempo de contacto de 35 min y una velocidad de agitación de 100 RPM. Finalmente, los autores concluyeron que las hojas de *Pinus roxburghi* demostraron ser un excelente adsorbente para eliminar iones de As (V) del agua.

Madhava Rao, Ramesh, Purna Chandra Rao y Seshaiiah (2006), realizaron estudios a fin de determinar la eficacia de los cascos carbonizados de *C. pentandra* en la adsorción de cobre y cadmio en medios acuosos. Este estudio se realizó con residuos de los cascos de frutas secas para luego llevarlas a secado y lavado con agua destilada. Las carbonizaciones de los cascos realizaron en mufla a 200 °C por 2h, luego de esto tamizaron con número de malla de 100 y se dispuso en un desecador para su uso durante el proceso. Los ensayos que realizaron por lotes fue en botellas de 100 ml donde introdujeron dosis de adsorbente que van desde 0.1 gr a 0.9 gr de material adsorbente y los rangos de concentraciones de ambos metales eran de 40 – 240 mg/L. Para la variación de pH utilizaron HCl y NaOH, donde trabajaron en rango de 3 a 9 en valor de pH. Se agitaron las botellas y se trabajó a temperatura ambiente, una vez terminada la agitación se realizó el filtrado. Los resultados de la investigación demostraron que la adsorción tiende a desarrollarse mejor en valores de pH 6 en adelante, la dosis de carbón óptima va desde los 400 mg y el tiempo de contacto en 40 min. Se recomienda este material adsorbente por su bajo costo económico y por ser un desecho.

2.1.2 Adsorción de metales pesados con carbón activados de lodos activados de PTAR

Agrafioti, Kalderis, y Diamadopoulou (2014), estudió la eliminación de As (V), Cr (III) y Cr (VI) del agua utilizando cuatro tipos de adsorbentes, los cuales fueron cáscara de arroz, fracción orgánica de desechos sólidos municipales, suelo franco arenoso y lodos de depuración. Todos los materiales adsorbentes fueron sometidos a pirólisis a 300°C en una mufla durante 60 min. Para el estudio de la cinética de adsorción, se emplearon soluciones de 90 mg/L As (V), 170 mg/L Cr (III) y 160 mg/L Cr (VI). Cada experimento cinético se llevó a cabo mezclando 150 ml de la solución de trabajo con 4 g/L de cada adsorbente y agitando a 200 RPM con la ayuda de un agitador magnético. Por otro lado, para el estudio del equilibrio de adsorción se emplearon concentraciones variables de 90 a 850 mg/L del metal y dosis de adsorbente entre 1 a 16 g/L. Asimismo, cada ensayo de equilibrio fue realizado en 150 ml de solución con cada adsorbente a 200RPM durante el tiempo de contacto determinado en los experimentos cinéticos. Los resultados del estudio cinético demostraron que la adsorción de los metales estuvo descrita por el modelo de pseudo segundo orden, mientras que la simulación de las isothermas de adsorción dio mejor ajuste para el modelo de Freundlich. Los adsorbentes en estudio adsorbieron más del 95% del Cr (III) inicial. Sin embargo, para el As (V) y Cr (VI) el porcentaje de adsorción fue de 89% y 53% al emplear como carbón activado lodos de depuradora.

Wang et al. (2011), realizaron estudios con el propósito de evaluar la viabilidad del uso de adsorbente basados en lodos de depuradora para la eliminación de cobre en soluciones acuosas. El desarrollo de la investigación, consistió en la evaluación de parámetros como pH, temperatura y tiempo de contacto. Los lodos empleados en el estudio, fueron recolectados de una PTAR en Shanghai, China. Asimismo, estos fueron secados, molidos y tamizados para posteriormente ser impregnados con $ZnCl_2$ y sometidos a un reactor de cuarzo a 800 W durante 10 min. Luego, estas muestras fueron lavadas con HCl a 0.5 M y secadas nuevamente a 105°C. Los ensayos de adsorción se llevaron a cabo a concentraciones de 10 a 100 mg/L de Cu en contacto con 0.20 gr de

carbón activado a pH de 1 a 6 unidades y una velocidad de agitación de 120 RPM durante 24 horas a una temperatura de 25°C. Finalmente, los resultados de los ensayos determinaron que el pH óptimo fue de 5 alcanzando una capacidad de adsorción de 8.5 mg/g, el tiempo optimo fue de 60 min obteniendo una capacidad de adsorción de 9.5 mg/g y la temperatura optima fue de 6°C alcanzando una capacidad de adsorción de 10mg/g. Finalmente, se concluyó que el carbón activado proveniente de lodo residual se puede utilizar eficazmente para la remoción de Cu.

F. Zhang, Nriagu y Itoh (2005), investigaron el efecto de H_2SO_4 , H_3PO_4 y $ZnCl_2$ como agentes activantes en la elaboración de carbón activado a partir de lodos residuales para la remoción de mercurio (Hg). Los lodos empleados en la investigación fueron recolectados de la PTAR de Yamazaki en Nagoya, Japón. La conversión de los lodos recolectados a carbones activos se realizó mediante un proceso de activación con H_2SO_4 , H_3PO_4 y $ZnCl_2$ y pirolisis a 650°C. Para el desarrollo de la investigación se realizaron ensayos a concentraciones de 10 a 200 mg/L de Hg en contacto con 0.1 g/L a 10 g/L de carbón activado en un tiempo de contacto de 0 a 700 min. Los resultados de los ensayos determinaron que el tiempo de equilibrio varió según el agente activado empleado, siendo 180 min para el carbón activado sin tratamiento, 300 min para el carbón activado con ácido sulfúrico y carbón activado con ácido fosfórico y 420 min para el carbón activado con cloruro de zinc. Asimismo, se determinó que el pH óptimo para todos los ensayos fue de 5 unidades y que la capacidad de adsorción del Hg fue de 160 mg/Kg, 110 mg/kg, 90 mg/kg y 70 mg/Kg para $ZnCl_2$, HPO_3 , H_2SO_4 y carbón sin activante químico, respectivamente. Finalmente, los autores demostraron que el empleo de agentes químicos para la activación del carbón activado a base de lodos de PTAR logró una adsorción del 100% de Hg.

2.2. Marco Teórico

2.2.1. Toxicidad de arsénico

El arsénico es un metal al que millones de personas están expuestas en todo el mundo, principalmente a través del consumo de agua potable o alimentos contaminados (Bellamri, Morzadec, Fardel, y Vernhet, 2018). Este metal se encuentra presente de forma natural en el ambiente, pero en los últimos años su presencia ha ido en aumento debido a la actividad minera, combustión de combustibles fósiles, el uso de pesticidas y detergentes fosfatados (Ravenscroft, Brammer, y Richards, 2009).

La toxicidad de este metal es ampliamente conocida y se sabe que a bajas concentraciones es utilizado en el tratamiento de enfermedades como sífilis; leucemia, malaria y cólera (Sambu y Wilson, 2008). No obstante, en concentraciones altas el arsénico es tóxico, siendo la arsina (AsH_3) el compuesto más tóxico y le siguen los arsenitos ($As III$), arseniatos ($As V$) y arseniacales metilados (Korte y Fernando, 1991).

Las personas pueden estar expuestas al arsénico a través de la inhalación, ingestión y adsorción a través de la piel. Cuando el arsénico ingresa al organismo, este en su mayoría es eliminado a través de la orina, heces, cabellos, uñas, piel y respiración. La ingestión de concentraciones bajas de arsénico inicialmente produce lesiones en la piel (Argos et al., 2010). Sin embargo, a largo plazo producen trastornos cutáneos, respiratorios, del neurodesarrollo, hepáticos, endocrinos y cardiovasculares (Naujokas y Anderson, 2013). Asimismo, cuando existe una ingesta excesiva, una parte del arsénico es depositado en los tejidos causando así una inhibición de la actividad enzimática celular (Satinder, 2008).

La Internacional The Agency for Research on cancer (2012) ha clasificado a este metal como un compuesto carcinogénico para humanos y los estudios epidemiológicos han demostrado claramente que el arsénico aumenta significativamente la incidencia de cánceres de piel, vejiga y pulmón.

En diversos países existen personas que consumen agua contaminada con concentraciones mayores a $10 \mu g/L$ de arsénico valor establecido por la Organización

Mundial de la Salud (Ravenscroft, 2007). Lo que significa que estamos frente a un problema de salud global y urge la necesidad de encontrar una tecnología limpia y de bajo costo que permita lograr la remoción de este metal.

2.2.2. Adsorción

La adsorción es un proceso mediante el cual una sustancia (líquido o gas) queda fijada sobre la superficie de un sólido. La sustancia que se concentra en la superficie recibe el nombre de adsorbato y la fase que la retiene es llamada adsorbente (García-Rojas, Villanueva-Díaz, Campos-Medina y Velázquez-Rodríguez, 2012).

El mecanismo de la adsorción presenta tres etapas. La primera etapa es denominada difusión externa, ya que el adsorbato se acerca a la superficie del sólido venciendo la resistencia de la capa límite alrededor del adsorbente. La segunda etapa consiste en la difusión interna, donde se realiza una transferencia de masa y el adsorbato viaja a través de la red porosa del sólido. Por último, en la tercera etapa, el adsorbato se adhiere en un sitio adecuado del adsorbente y así se presenta la adsorción (Arslanoglu, Kar y Arslan, 2005).

2.2.3. Tipos de Adsorción

2.2.3.1. Adsorción Física

Consiste en la unión entre la superficie del adsorbente y el metal producido por fuerzas de atracción electrostática o de Van der Waals. Este mecanismo, se presenta en la adsorción de diversos metales con la biomasa microbiana (Waals y Duque, 2015).

2.2.3.2. Adsorción Química

Es el resultado de la interacción química entre el sólido y la sustancia adsorbida. Se lleva a cabo cuando la sustancia se une a la superficie mediante fuerzas covalentes (Hayeeye, Sattar, Tekasakul y Sirichote, 2014).

A continuación, en la Tabla 1 se muestran las diferencias básicas entre la adsorción física y química.

Tabla 1. Diferencias entre la adsorción física y química

Fisorción	Quimisorción
<ul style="list-style-type: none"> • Presenta enlaces débiles. Interacciones de van der Waals 	<ul style="list-style-type: none"> • Presenta enlaces fuertes de corto alcance (verdaderos enlaces químicos)
<ul style="list-style-type: none"> • Entalpia de adsorción entre los 10 y 20 kJ/mol 	<ul style="list-style-type: none"> • Entalpia de adsorción se encuentra entre 40 y 400 kJ/mol
<ul style="list-style-type: none"> • Al incrementar la temperatura se reduce la adsorción. Es un proceso reversible 	<ul style="list-style-type: none"> • Un incremento en la temperatura puede favorecer la adsorción. Es un proceso irreversible
<ul style="list-style-type: none"> • La adsorción toma lugar en cualquier parte del adsorbente. 	<ul style="list-style-type: none"> • La adsorción se lleva a cabo en puntos específicos en la superficie
<ul style="list-style-type: none"> • Se lleva a cabo en la monocapa o en multicapa 	<ul style="list-style-type: none"> • Se realiza la adsorción en la monocapa
<ul style="list-style-type: none"> • No existen reacciones superficiales tales como: neutralización, descomposición, etc. 	<ul style="list-style-type: none"> • Pueden darse reacciones superficiales (disociación, catálisis, reconstrucción, etc.)
<ul style="list-style-type: none"> • El adsorbato mantiene su identidad 	<ul style="list-style-type: none"> • El adsorbato cambia de estructura química respecto al material precursor

Fuente: (Aylas Orejón, 2018)

2.2.3.3. Intercambio Iónico

Este mecanismo se debe a que los adsorbentes contienen en su estructura sales de Na⁺, K⁺, Ca²⁺ y Mg²⁺ y son estos cationes los que pueden ser intercambiados con los iones metálicos quedando unidos al material (He y Chen, 2014).

2.2.4. Factores que afectan a la adsorción

2.2.4.1. Efecto de la Dosis de Adsorbente

La dosis del adsorbente es un parámetro importante porque determina la capacidad de un adsorbente para una concentración inicial dada del adsorbato (Raji y Anirudhan, 1997). Xi y Guo (2013), mencionan que el porcentaje de remoción del contaminante aumenta con el incremento de la dosis del adsorbente debido a la mayor

disponibilidad de sitios de unión para la adsorción de los contaminantes en la superficie del adsorbente, logrando una alta eficiencia de remoción.

No obstante, este fenómeno dependerá del adsorbente ya que en ocasiones una elevada dosis de adsorbente puede disminuir la capacidad de adsorción debido a la saturación de sitios de unión (Merrikhpour y Jalali, 2012). Otra de las razones, es debido a la agregación de partículas o superposición de los sitios de adsorción como consecuencia de la sobrecarga de las partículas adsorbentes (Devi y Saroha, 2017).

2.2.4.2. Efecto del pH

El pH de la solución acuosa es un importante parámetro de control en el proceso de adsorción. A valores de pH más bajos, los iones H_3O^+ compiten con los iones metálicos para los sitios de intercambio en el adsorbente. Asimismo, existe un aumento en la captación de iones metálicos a medida que aumenta el valor del pH en un rango de 2 a 6. Cuando aumenta el pH, la concentración de iones H_3O^+ disminuye y los sitios en la superficie del adsorbente se convierten principalmente en formas disociadas. Y puede intercambiar iones H_3O^+ con iones metálicos en solución. (Taty-costodes, Fauduet, Porte y Delacroix, 2003). Así, mientras que la adsorción de cationes es favorecida en un rango de pH de 3 a 7 (Özer y Özer, 2003), la adsorción de aniones es preferible a un pH bajo, entre 1.5 y 4 (Garcés Jaraba y Coavas Romero, 2012).

2.2.4.3. Efecto del tiempo de contacto

El tiempo de contacto es un parámetro importante en la determinación del tiempo de equilibrio y la cinética del proceso de adsorción. Es bien sabido que la capacidad de adsorción del adsorbente aumenta inicialmente frente a un mayor tiempo de contacto debido a la presencia de sitios de adsorción activa fácilmente disponibles en la superficie del adsorbente (Yang et al., 2010). Sin embargo, a medida que los sitios adsorbentes se agotan, la tasa de adsorción se hace lenta y la difusión se controla. Finalmente, se

alcanza el equilibrio y no se produce adsorción, ya que la tasa de adsorción es igual a la tasa de desorción en equilibrio (Gobi, Mashitah y Vadivelu, 2011)

2.2.4.4. Efecto de la temperatura

La temperatura también se considera un factor importante ya que afecta el proceso de adsorción en la interfaz líquido-sólido. Además, el aumento de la temperatura provoca el efecto de hinchamiento en la estructura interna del adsorbente, lo que facilita la fácil entrada de los iones metálicos que dan como resultado un aumento en la capacidad de adsorción (Attallah, Ahmed y Hamed, 2013). Asimismo, se ha encontrado que, al aumentar la temperatura entre un rango de 25 a 60°C, existe un aumento de la adsorción de iones metálicos (Dundar, Nuhoglu y Nuhoglu, 2008).

2.2.4.5. Efecto de la velocidad de agitación

La velocidad de agitación afecta en gran medida la distribución del adsorbente en la fase global y la formación de la capa límite externa (Geethakarathi y Phanikumar, 2011). La velocidad y grado de adsorción de partículas de un tamaño determinado deberán variar de forma aproximadamente lineal con la dosificación del adsorbente sobre un rango de dosificación que no dé lugar a grandes diferencias en la concentración de soluto que permanece en la masa principal de la disolución (W. Weber, 1979).

2.2.7. Isoterma de adsorción sólido-líquido

Giles y Smith (1974) propusieron un modelo general de isotermas de sorción, en el que cuatro casos particulares ahora son utilizados como las cuatro formas principales de isotermas comúnmente observadas.

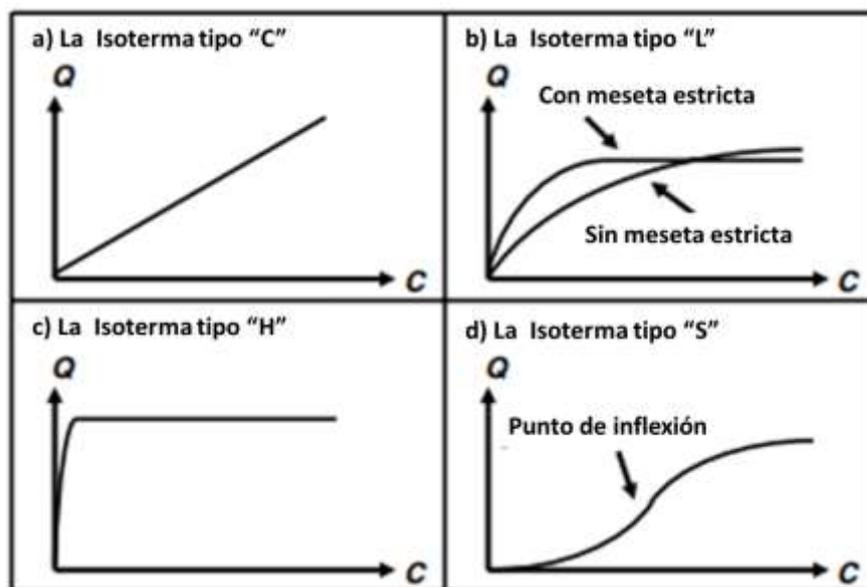


Figura 1. Los cuatro tipos principales de isothermas (Giles y Smith,1974)

2.2.7.1. **Isoterma Tipo "C"**

La curva es una línea de origen cero, significa que la relación entre la concentración del compuesto que permanece en la solución y el adsorbido en el sólido es el mismo en cualquier concentración. Esta relación suele denominarse "coeficiente de distribución" o "coeficiente de partición". La isoterma "C" se usa a menudo como una aproximación fácil de usar. Pero la simplicidad de esta isoterma no debe justificar su uso sin verificación, de lo contrario podría llevar a conclusiones erróneas. Por ejemplo, si el sólido tiene una cantidad limitada de sitios de adsorción, la isoterma podría ser no lineal debido a una posible meseta de saturación.

2.2.7.2. **Isoterma Tipo "L"**

La relación entre la concentración del compuesto que queda en la solución y el adsorbido en el sólido disminuye cuando la concentración de soluto aumenta, lo que proporciona una curva cóncava. Sugiere una saturación progresiva del sólido. Por lo general, se forman dos subgrupos: la curva alcanza una meseta asintótica estricta (el sólido tiene una capacidad de sorción limitada) y (ii) la curva no alcanza ninguna meseta (el sólido no muestra claramente una capacidad de sorción limitada).

2.2.7.3. *Isoterma Tipo "H"*

Este es solo un caso particular de la isoterma " L ", donde la pendiente inicial es muy alta. Este caso se distinguió de los otros porque el compuesto exhibe a veces una afinidad tan alta por el sólido que la pendiente inicial no se puede distinguir del infinito, incluso si no tiene sentido desde un punto de vista termodinámico.

2.2.7.4. *Isoterma tipo "S"*

Este tipo de isoterma es siempre el resultado de al menos dos mecanismos opuestos. Este fenómeno se denomina "adsorción cooperativa" El punto de inflexión ilustra la concentración para la cual la adsorción supera la complejación. Los compuestos orgánicos no polares son un caso típico.

2.2.8. Modelos de Isotermas

En general, una isoterma de adsorción es una curva invaluable que describe el fenómeno que gobierna la retención o la movilidad de una sustancia en los medios porosos acuosos o ambientes acuáticos a fase sólida, a temperatura y pH constantes (Allen, Mckay y Porter, 2004). Por lo general, la correlación matemática, que constituye un papel importante en el análisis del modelado, el diseño operacional y la práctica aplicable de los sistemas de adsorción, es generalmente representado mediante la expresión gráfica de la fase sólida contra su concentración residual (Chaker, 2008). Varias isotermas de adsorción utilizadas originalmente para la adsorción en fase gaseosa son disponible y fácilmente adoptado para correlacionar los equilibrios de adsorción en adsorción de metales pesados (Febrianto, Natasia et al., 2009). A continuación, se presenta los modelos de isotermas más usados.

2.2.8.1. *Modelo de Langmuir*

Langmuir (1918) examinó teóricamente la adsorción de gases en superficies sólidas y consideró la sorción como un fenómeno químico. Isoterma de adsorción de Langmuir, originalmente se ha desarrollado para describir adsorción de gas-fase sólida

sobre carbón activado, ha sido tradicionalmente utilizado para cuantificar y contrastar el rendimiento de diferentes adsorbentes (Langmuir, 1916). En su formulación, este modelo empírico supone una adsorción en monocapa (la capa adsorbida tiene una molécula de espesor), y la adsorción solo puede ocurrir en un número finito (fijo) de sitios localizados definidos (Vijayaraghavan, Padmesh, Palanivelu y Velan, 2006). La ecuación lineal del modelo de Langmuir se representa de la siguiente manera:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L q_{\max}} + \frac{C_e}{q_{\max}} \text{----- (Ecuación 1)}$$

Donde, q_e (mg.g^{-1}) representa la capacidad de adsorción retenido en el adsorbente en el equilibrio; C_e (mg.L^{-1}), es la concentración del adsorbato presente en la solución en el equilibrio; q_{\max} (mg.g^{-1}), es la capacidad máxima de adsorción y K_L (L.mg^{-1}), representa la constante de Langmuir relacionada con el calor de adsorción (Obregón, 2012).

2.2.8.2. Modelo de Freundlich

La Isoterma de Freundlich es la primera relación conocida que describe la adsorción no ideal y reversible, no restringida a la formación de monocapa. Este modelo empírico se puede aplicar a la adsorción multicapa, sin uniformidad (Freundlich, 1907). Este modelo matemático se ha desarrollado para la adsorción de carbón vegetal, lo que demuestra que la proporción del adsorbato en una masa dada de adsorbente al soluto no fue constante a diferentes concentraciones de solución (Ahmaruzzaman, 2008). Los rangos de pendiente entre 0 y 1 son una medida de la intensidad de adsorción o heterogeneidad de la superficie, y se vuelven más heterogéneas a medida que su valor se acerca a cero (Haghseresht y Lu, 1998). A continuación, se presenta la ecuación lineal del modelo de isoterma de Freundlich:

$$\log q_e = \log K_F + n \log C_e \text{ ----- (Ecuación 2)}$$

Donde, q_e es la capacidad de adsorción en el equilibrio (mg.L-1) y C_e es la concentración de soluto presente en la solución en el equilibrio (mg.L-1). La constante K_F (mg¹⁻ⁿ. Ln/g) es un parámetro de la capacidad de adsorción del material y n (adimensional) representa una medida de la intensidad de la adsorción, donde n es la constante referida a la afinidad. El tipo de isoterma depende del valor de n , si dicho valor es mayor o igual a 0,5 la curva de la isoterma es cóncava hacia arriba y la adsorción es desfavorable del tipo III. Si n es menor a 0,5 el tipo de isoterma es similar al tipo II siendo cóncava hacia arriba a altos valores de C/C_0 y la adsorción es favorable (Obregón, 2012).

2.2.8.3. Modelo de Temkin

Se basa en el supuesto de que el calor de adsorción disminuiría linealmente con el aumento de la cobertura del adsorbente (Y. Liu y Liu, 2008). La ecuación de Temkin es excelente para predecir el equilibrio de la fase gaseosa (cuando no es necesaria la organización en una estructura muy compacta con una orientación idéntica) (Kim, Kim y Yi, 2004). Y en otras ocasiones se ha aplicado la ecuación isotérmica para estudiar la adsorción en superficies heterogéneas de níquel en soluciones acuosas mediante algas no encontrando el equilibrio (Vijayaraghavan et al., 2006). Dado que la base de la derivación para la ecuación de Temkin es una suposición simple, el fenómeno complejo involucrado en la adsorción en fase líquida no es tomado en cuenta por esta ecuación. Como resultado, esta ecuación a menudo no es adecuado para la representación de datos experimentales en sistemas complejos (Febrianto et al., 2009). El modelo isotérmico de Temkin se manifiesta de manera lineal de la siguiente manera:

$$q_e = \left(\frac{RT}{b}\right) \ln A + \left(\frac{RT}{b}\right) \ln C_e \text{ ----- (Ecuación 3)}$$

Donde q_e es la capacidad de adsorción en el equilibrio (mg.L^{-1}), C_e es la concentración de soluto presente en la solución en el equilibrio (mg.L^{-1}); T es la temperatura absoluta (Kelvin), R es la constante universal de los gases con valor de $8,314 \text{ J.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$, la constante b está relacionada con el calor de adsorción; A representa la constante de enlace en el equilibrio correspondiente a la máxima energía de enlace (Temkin y Pyzhev, 1940).

2.2.8.4. Modelo de Redlich-Peterson

Se ha propuesto este modelo de isoterma viendo necesario que las de Langmuir y de Freundlich tienen limitaciones cada una indistintamente en su aplicación (Redlich y Peterson, 1958). Redlich-Peterson es otra ecuación empírica, designada como la "ecuación de tres parámetros", que es capaz de representar los equilibrios de adsorción en un amplio rango de concentración y puede ser aplicado sistemas homogéneos como heterogéneos (Tran, You, Hosseini-Bandegharaei, y Chao, 2017). Se presenta la ecuación linealizada del modelo de isoterma:

$$\ln\left(A_{RP} \frac{C_e}{q_e} - 1\right) = G \ln(C_e) + \ln(B_{RP}) \text{ ----- (Ecuación 4)}$$

Donde, q_e es la capacidad de adsorción en el equilibrio (mg.L^{-1}), C_e es la concentración de soluto presente en la solución en el equilibrio (mg.L^{-1}); A_{RP} , B_{RP} y G son los parámetros de Redlich-Peterson. El valor de G varía entre 0 y 1 y determina el grado de heterogeneidad de la superficie siendo más homogéneo al acercarse al 1. De esta manera, la constante G puede caracterizar una isoterma: si G es cercano a 1, la isoterma preferida sería la de Langmuir, mientras que, si G es cercano a 0, la isoterma se aproxima a la de Freundlich (Obregón, 2012).

2.2.9. Cinética

La cinética describe la captación de soluto, que a su vez controla el tiempo de residencia de un adsorbato en la interfaz de una solución sólida (Ho y McKay, 2000). A

través del perfil cinético de adsorción, se puede obtener el tipo de mecanismo de adsorción que controla el proceso de adsorción (Putro, Kurniawan, Ismadji y Ju, 2017).

2.2.10. Modelos Cinéticos

2.2.10.1. Modelo cinético de pseudo - primer orden

A finales del siglo XIX, Lagergren presentó la ecuación de velocidad empírica para la adsorción de ácidos oxálicos y malónicos sobre carbón vegetal (Lagergren, 1898). El modelo cinético de pseudo primer orden o ecuación de Lagergren describe la velocidad de adsorción en los sistemas de fase líquida (Gupta y Bhattacharyya, 2011). Este modelo se representa de manera linealizada:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - k_1 \cdot t \text{ ----- (Ecuación 5)}$$

Donde, q_e ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$) es la concentración de adsorbato en el sólido en condición de equilibrio. El q_t ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$), es la capacidad de adsorción del sólido a un tiempo t , k_1 es la constante de velocidad del modelo de pseudo primer orden que generalmente se determinan aplicando el procedimiento de regresión lineal.

2.2.10.2. Modelo cinético de pseudo segundo orden

Fue descrita por primera vez por Blanchard, Maunaye y Martin (1984) con el fin de describir la cinética de la remoción de metales pesados por zeolitas naturales. Esta cinética de pseudo segundo es usualmente asociada con la situación cuando la tasa de adsorción directa controla la cinética de adsorción general (Plazinski, Rudzinski y Plazinska, 2009). La ecuación se representa linealmente de la siguiente manera:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 \cdot q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \text{ ----- (Ecuación 6)}$$

Donde, q_t ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) es la capacidad de adsorción, t (min) el tiempo de adsorción, q_e ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) es la capacidad de adsorción en el equilibrio y K_2 ($\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$) es la constante de velocidad del modelo de pseudo segundo orden.

2.2.10.3. Modelo de difusión intraparticular

En las etapas de adsorción ya conocidas (difusión externa, difusión interna y adsorción) existe la limitante de velocidad de adsorción que puede hallarse en la etapa de difusión externa o interna (Cheung, Szeto y Mckay, 2007).

Weber, Morris y Sanit, (1963), mencionan que esta limitación puede darse por los factores sistémicos como la temperatura y el pH, la tasa aumentan con la elevación de la temperatura y disminuye con el aumento de pH. La ecuación para determinar la difusión intraparticular se presenta de la siguiente manera:

$$q_t = K_{INT}t^{1/2} + C \text{ ----- (Ecuación 7)}$$

Donde, q_t ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) es la cantidad adsorbato en equilibrio en un tiempo t (min); K_{INT} , constante de difusión intraparticular ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{min}^{-0.5}$). La variable C corresponde cuando se asocia el valor del intercepto con el eje de coordenadas, con el límite de la capa de transferencia de masa de adsorbato-adsorbente (Kannan y Sundaram, 2001).

2.2.11. Material Precursor: Lodos orgánicos de aguas residuales

Según la Superintendencia Nacional de servicios de Saneamiento [SUNASS], (2014) a nivel nacional existen 145 PTAR que generan lodos residuales a partir de los tratamientos secundarios. Asimismo, en Lima existen 16 PTAR, las cuales generan lodos producto de los procesos como: lagunas facultativas, lagunas aireadas, lagunas anaerobias de lodo y lodos activos (Collacci, 2018).

La composición del lodo está sujeta a la calidad de agua cruda, la tecnología de tratamiento utilizado, la calidad de agua final del tratamiento y la naturaleza de los coagulantes (Ahmad, Ahmad, y Alam, 2016). Algunos de los sistemas de tratamiento a

base de lodo cuentan con un proceso de centrifugado para su aglomeración y es por ello que se utiliza coagulantes químicos. En lo común las PTARs utilizan sales de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), sales de iones férricos ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) y sales de hierro ferrosos (FeCl_2 , $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) (Sales, Rodrigues, Souza y Rosa, 2011). Además, se encuentran como principales constituyentes, fracciones orgánicas de lodos, que están compuestos por proteínas, polisacáridos, ácidos nucleicos, sustancias, húmicas, lípidos, entre otros (Guangyin y Youcai, 2016).

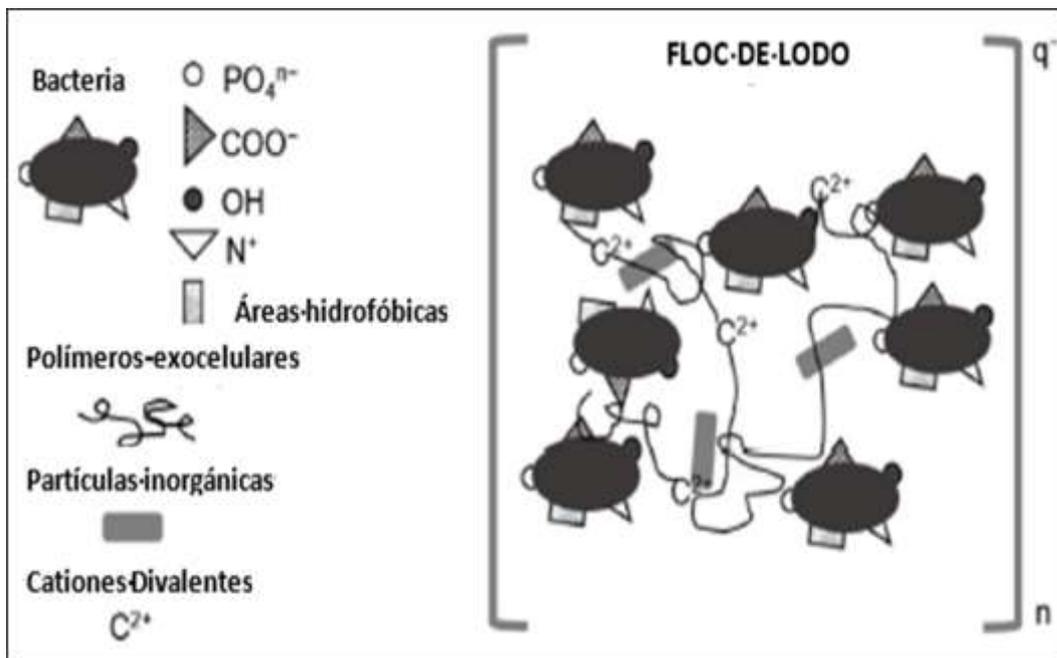


Figura 2. Representación esquemática de lodo de agua residual (Urbain, Block y Manem, 1993)

2.2.12. Material Adsorbente: Carbón Activado

El carbón activado es un sólido amorfo, constituido por capas desordenadas de carbono. Este material es ampliamente usado como adsorbente debido a su gran área superficial y porosidad altamente desarrollada (Marsh y Rodríguez-Reinoso, 2007).

El principal componente del carbón activado es el carbono y está presente en un 85 a 95% (Bansal, Donet y Stoeckli, 1988). Sin embargo, los carbones activos también presentan otros elementos tales como: hidrógeno, nitrógeno, sulfuro y oxígeno (Rojas-

Morales, Gutiérrez-González y Colina-Andrade, 2016). Estos elementos pueden ser provenientes del material precursor o ser introducidos durante las etapas de preparación. Normalmente, estos elementos se encuentran en la superficie del carbón formando complejos o grupos funcionales, los cuales otorgan a la superficie propiedades polares y características ácidos-base.

2.2.13. Activación del carbón

Para que el carbón activado pueda contener altas cantidades de carbono se realiza una activación física o química.

Para la preparación de carbones activados el material es calcinado (carbonización) y luego sometido al proceso de activación, lo cual conduce a aumentar la porosidad y la capacidad de adsorción del material carbonizado mediante tratamientos de oxidación de los grupos funcionales de la superficie del sólido (Guo et al., 2019).

2.2.11.1. Activación Física

Este tipo de activación involucra la carbonización de un material de alto contenido de carbón seguido de la activación del material resultante a una temperatura elevada en presencia de gases oxidantes como el dióxido de carbono, vapor de agua, aire o mezclas de ellos. El rango de temperatura usado para la carbonización es de 400 a 850°C, mientras que el rango de temperaturas de activación es de 600 a 900°C (De Gisi, Lofrano, Grassi, y Notarnicola, 2016).

2.2.13.2. Activación química

Este tipo de activación involucra la carbonización de la materia prima previamente impregnada con un agente químico o también llamado agente activador, los cuales pueden ser: óxido de potasio (KOH), cloruro de zinc (ZnCl₂) y ácido fosfórico (H₃PO₄). La ventaja de la activación química es que esta se puede realizar en una etapa y a una

temperatura menor a la de la activación física siendo el rango de 400 a 600°C (Duman, Onal, Okutucu, Onenc y Yanik, 2009).

2.2.14. Propiedades del carbón activado

2.2.12.1. Propiedades Físicas

Una de las características más importantes del carbón activado es su estructura porosa, ya que esta influye directamente en la capacidad de adsorción. En su mayoría, los carbones activados presentan un área superficial de 800 a 1500 m²/g y un volumen de poro de 0.20 a 0.60 cm³/g (Bansal, Stoeckli y Dekker, 1990).

2.2.12.2. Propiedades Químicas

En la superficie del carbón activado se encuentran ubicados diversos grupos funcionales, los cuales afectan la naturaleza química del carbón ocasionando cambios importantes en la capacidad de adsorción (Menéndez-Díaz y Martín-Gullón, 2006). Estos grupos superficiales, principalmente son los grupos nitrogenados y oxigenados, sin embargo, los grupos oxigenados son los que se presentan en su mayoría en los carbones activados.

Otra característica importante de la química superficial del carbón activado es su naturaleza anfótera, es decir, en la superficie del carbón coexisten grupos superficiales de carácter ácido y de básico. Los grupos ácidos tienden a liberar protones cuando se encuentran en medios básicos, mientras que los grupos básicos tienden a captarlos cuando se encuentran en un medio ácido. De esta manera aparecen cargas positivas o negativas en la superficie del carbón. Si el carbón presenta en su superficie una carga negativa, será preferible para adsorber cationes y si la superficie presenta una carga positiva será preferible para adsorber aniones (Biniak, Świątkowski y Pakuła, 2001).

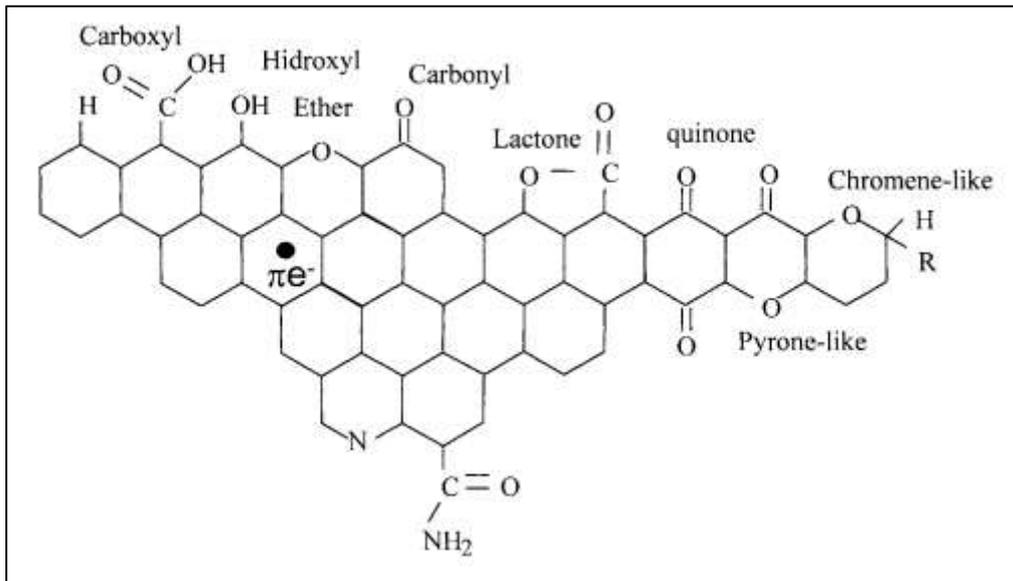


Figura 3. Grupos más importantes presentes en la superficie del carbón activado (Menéndez-Díaz y Martín-Gullón, 2006).

2.2.15. Nanotecnología

La nanotecnología se ocupa de los materiales y sistemas cuyas estructuras y componentes exhiben propiedades físicas, químicas y biológicas novedosas y mejoradas significativamente, fenómenos y procesos debido a su tamaño a nanoescala (National Science and technology Council, 2000).

La nanotecnología se asocia al menos con tres grandes ventajas:

- Existe la posibilidad de crear materiales con novedosas combinaciones.
- Para la fabricación de los materiales se necesitan menos energía u otros consumibles, y la mayoría de sus características pueden mejorar al reducir las dimensiones y llega a tener un rango de accesibilidad más amplio.
- Por último, ofrece una fabricación universal, cuya apoteosis es la nanofabrica personal.

2.2.15.1. Importancia de los materiales a nano escala

El prefijo griego "nano" se deriva de la palabra "enano" y se refiere a una reducción de tamaño, o tiempo, de 10^{-9} , que es 1000 veces más pequeña que una micra (Mirsasaani, Hemati, Dehkord, Yazdi, y Poshtiri, 2019). A continuación, en la Figura 4 se muestra la variación del tamaño de partículas de micras a nanómetros.

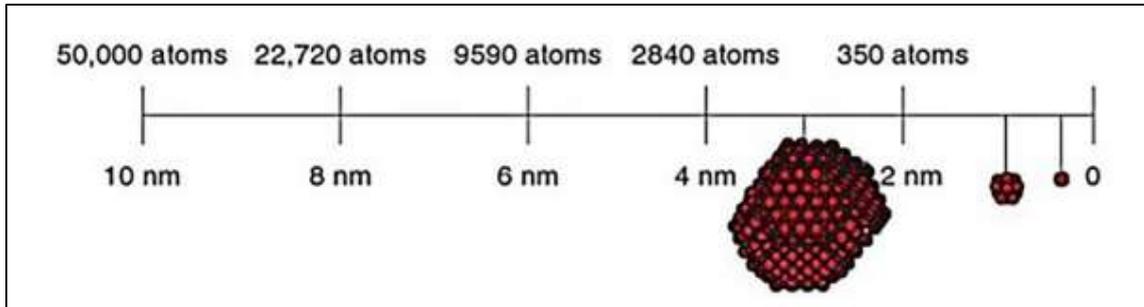


Figura 4. Comparación de rangos de tamaño para varias entidades con escalas de tamaño nanométrico. Fuente: (Nasrollahzadeh, Sajadi, y Sajjadi, 2019)

La capacidad de manipular las nanoestructuras permite explotar nuevas tecnologías físicas, química y biológicas de sistemas de tamaño intermedio, es decir, moléculas, átomos individuales y materiales en masa (Dean, Mansoori, y Fauzi Soelaiman, 2005).

Con el pasar de los tiempos la nanoescala ha llegado a tener una alta importancia ya que ha creado nuevas oportunidades en la ciencia como en la tecnología. A continuación, se mostrará las razones del crecimiento esta ciencia:

- El aumento de área superficial y volumen en la mayoría de componentes que se encuentran en la nanoescala. Esta propiedad otorga nuevos efectos mecánicos cuánticos (Dabbs y Aksay, 2000).
- Las ventajas en las propiedades químicas se muestran en la catálisis que se lleva a cabo por las relaciones de superficie a volumen, también sucede de la misma manera en la química interfacial y de superficie (Nasrollahzadeh, Sajadi y Sajjadi, 2019). En la línea ambiental, nanoestructuras que tienen la función de

catalizadores, materiales de mayor resistencia, se crean para enfrentar desafíos en los campos de la energía solar y tratamiento de agua (Y. Li et al., 2004).

- En la ciencia de los materiales, los sólidos nanoestructurados son utilizados como ensamblaje de objetos hechos a nanoescala en células vivas (Nader y Mansoori, 2014). Este avance permite investigar la microestructura de la materia utilizando un autoensamblaje natural (Xue y Mansoori, 2010).

2.2.15.2. Nanopartículas

Desde el punto de vista teórico, las nanopartículas son agrupaciones que se definen como la combinación de millones de átomos o moléculas. Estas son diseñadas a nivel atómico o molecular, con propiedades físicas novedosas o superiores que no son alcanzables por sólidos a granel convencionales. Las nanopartículas pueden ser de forma amorfa o cristalina y sus superficies pueden actuar como portadores de gotas o gases líquidos (Ferrando, Jellinek y Johnston, 2008).

2.2.15.3. Porosidad

La porosidad se define como la cantidad de espacio que un material mantiene vacío (Perez y Mestres, 2016). Asimismo, dentro del carbón activado existen macroporos, mesoporos, microporos y nanoporos ; de los cuales, los microporos y nanoporos son los responsables de la adsorción porque aportan más área superficial al carbón activado (Lillo-Ródenas, Cazorla-Amorós y Linares-Solano, 2005). A continuación en la Figura 5 se muestra la estructura porosa del carbón activado:

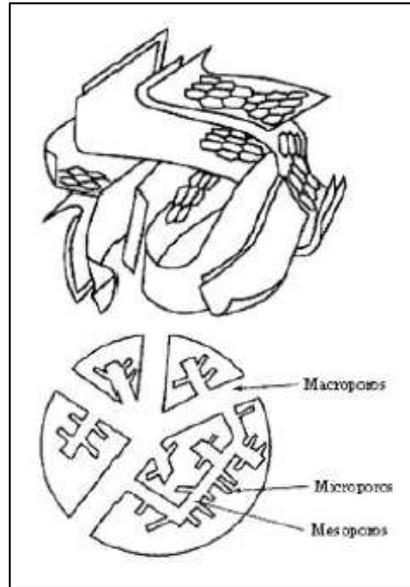


Figura 5. Representación esquemática de la estructura de carbón activado (Fritz Stoeckli, 1990).

CAPÍTULO III

MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Escenario de la investigación

Los ensayos de adsorción de arsénico mediante carbón activado a base de lodos activos se desarrollaron en las instalaciones del laboratorio de Química de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Peruana Unión (UPeU) de la ciudad de Lima, ubicada en el km 19.5 Ñaña, Lurigancho-Chosica. En coordenadas UTM 18L 299461.27 m Este, 8674054.79 m Sur.

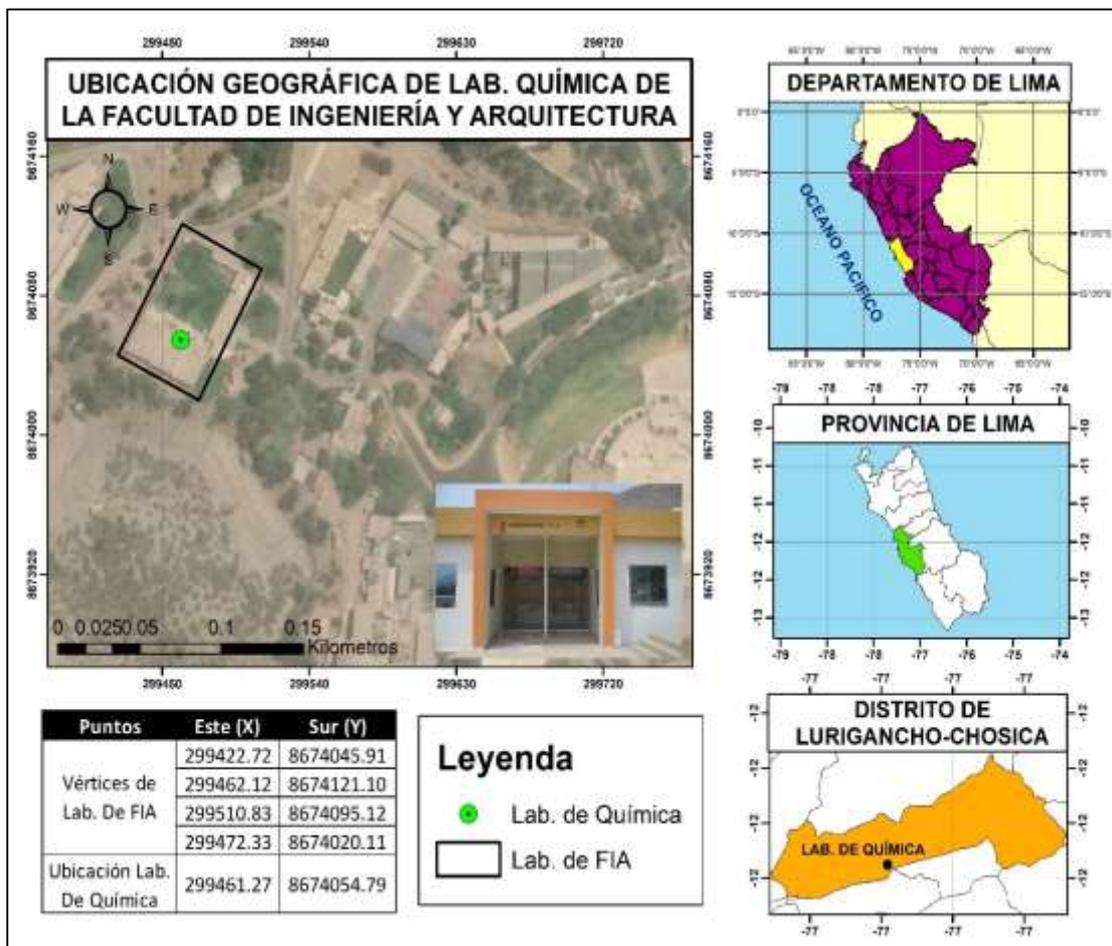


Figura 6. Instalaciones de la facultad de Ingeniería y Arquitectura de la UPeU

Por otro lado, los análisis de caracterización de lodos de aguas residuales y concentración de arsénico de los ensayos fueron realizados en el Laboratorio DELTA LAB S.A.C. La caracterización de carbón activado por microscopía de electrónica de barrido (SEM), en los laboratorios de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Nacional de Ingeniería y el análisis de espectroscopía infrarroja con transformadas de Fourier (FTIR), en el Laboratorio de Investigación y Certificaciones (LABICER) perteneciente a la Universidad Nacional de Ingeniería.

3.2. Materiales y Equipos

Los materiales, insumos químicos y equipos que se emplearon en la investigación fueron los siguientes:

Tabla 2. Materiales empleados para el desarrollo de la investigación.

Materiales	Unidad	Cantidad
Vaso precipitado 1000 mL	Unidad	9
Vaso precipitado 2000 mL	Unidad	4
Matraces de Erlenmeyer de 250 ml	Unidad	4
Matraces de Erlenmeyer de 500 ml	Unidad	4
Fiola de 500 ml	Unidad	1
Fiola de 1000 ml	Unidad	3
Cucharilla	Unidad	1
Pisetas de 500 ml	Unidad	1
Frascos de Polietileno de 500 mL	Unidad	53
Pipetas volumetricas de 10 mL	Unidad	1
Micropipetas de de 100-1000 uL	Unidad	1
Desecador de Vidrio	Unidad	2
Cronómetro	Unidad	1
Embudos de Vidrio	Unidad	10
Papel Filtro N° 42	Paquete	1
Probeta de 1000 mL	Unidad	1
Probeta de 250 mL	Unidad	2
Licuada	Unidad	1
Crisol de Porcelana	Unidad	12
Capsula de Porcelana	Unidad	4
Mortero de Porcelana	Unidad	4
Plastico Film	Rollo	1
Bolsa Siplox	Unidad	50

Papel Craff	Pliegos	3
Fuentes de Metal	Unidad	4
Mallas N° 10	Unidad	1
Mallas N° 16	Unidad	1
Mallas N° 30	Unidad	1

Tabla 3. Insumos empleados en la investigación

Insumos Quimicos	Unidad	Cantidad
Agua Destilada	L	53
Cloruro de Zinc	Gr	1500
Ácido Nitríco	MI	120
Trióxido de Arsénico	Gr	50
Ácido Clorhídrico	MI	210

Tabla 4. Equipos empleados en el desarrollo de la investigación

Equipos	Marca	Serie	Cantidad
Estufa	ECOCEL	D 160041	2
Potenciometro	HANNA		1
	MAXTIR		2
Agitador Magnético	OXFORD		1
	THERMOLYNE		1
Balanza Analítica	AyD COMPANY, LIMITED	6A7703497	1
Mufla	WISD	1007891576001	1
Espectrofotómetro	THERMO SCIENTIFIC	ICE 3000	1
Generador de Hidruros	THERMO SCIENTIFIC	VP 100	1

3.3. Metodología

El desarrollo de la investigación se realizó en cinco etapas: adquisición y caracterización de la materia prima; elaboración del carbón activado; preparación de las soluciones de arsénico; ensayos de adsorción a escala laboratorio; análisis de la morfología del carbón activado mediante microscopía de electrónica de barrido; determinación de grupos funcionales mediante espectroscopía infrarroja con transformadas de Fourier y análisis de la cinética e isothermas de adsorción.

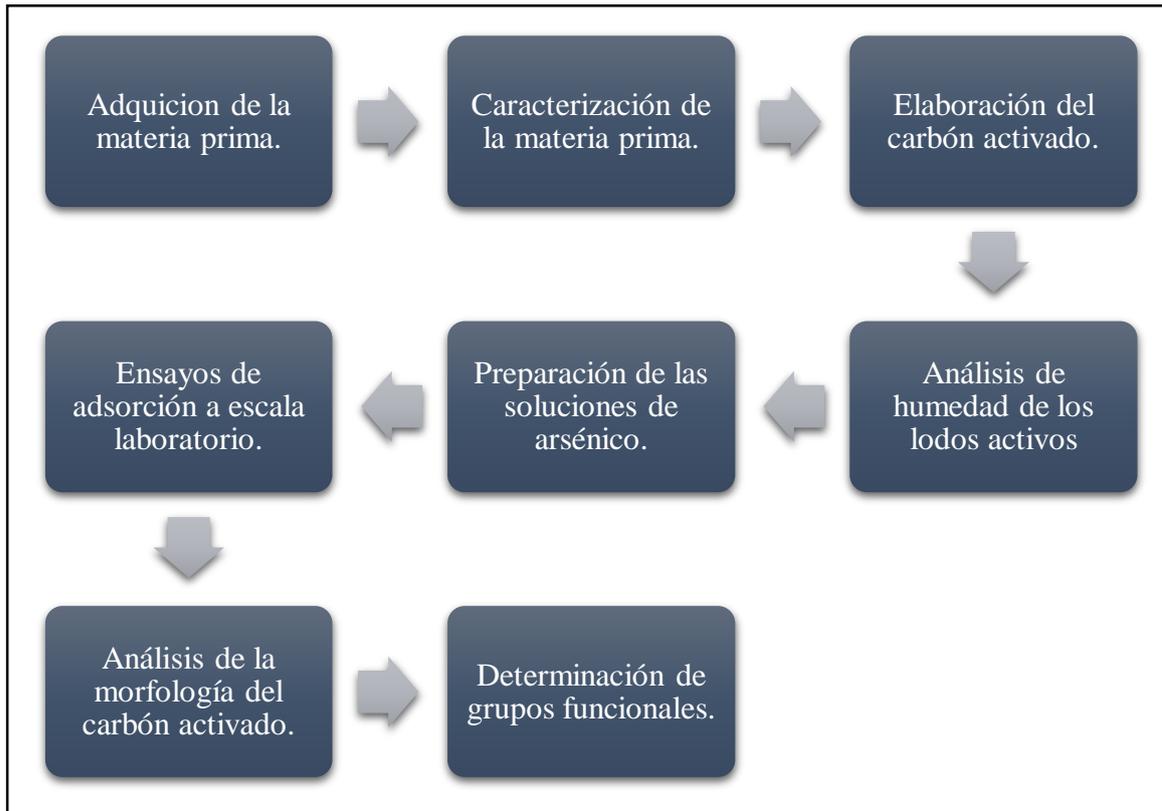


Figura 7. Diagrama de flujo de la investigación

3.3.1. Adquisición de Lodos

Los lodos empleados en la presente investigación, se obtuvieron de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Manchay, Pachacamac, Lima. Ubicada en la carretera central km 15, con coordenadas UTM 18 L 297036.02 m Este, 8654224.40 m Sur.

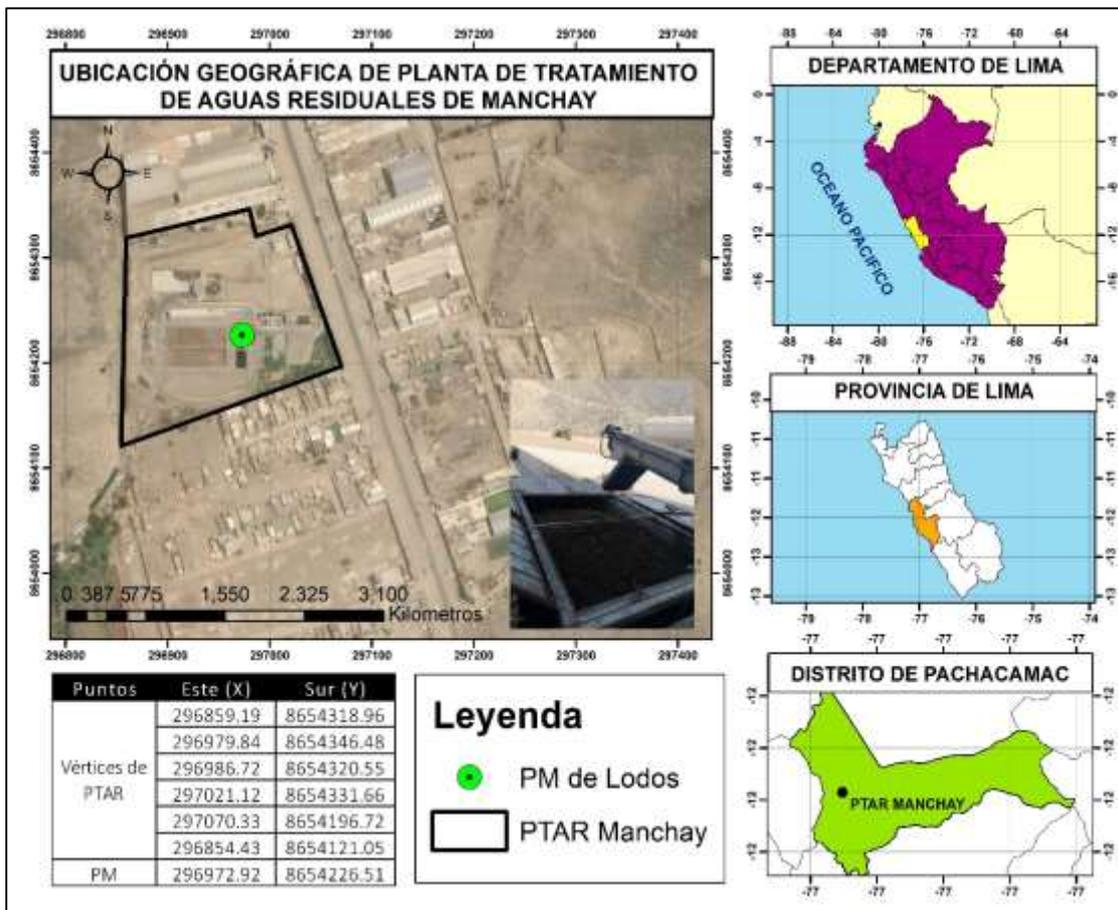


Figura 8. Instalaciones de la PTAR de Manchay, Pachacamac, Lima.

Esta PTAR cuenta con un sistema de pre tratamiento, tratamiento, desinfección y Deshidratación de lodos. El sistema de pre tratamiento consta de rejillas y desarenadores; el sistema de tratamiento está compuesto por Laguna aireadas. Un sistema de desinfección y por ultimo un sistema de deshidratación de lodos que cuenta con un concentrador de lodos, tanque aireado de lodos y una centrifugadora. Asimismo, los lodos empleados para la investigación fueron extraídos después del proceso de centrifugación.

3.3.2. Caracterización de los lodos activos.

Para la caracterización de los lodos activos, se tomaron muestras con ayuda de una pala y siguiendo lo mencionado en la Resolución Ministerial N°093-2018-Ministerio de Vivienda construcción y saneamiento (2018). Las muestras fueron tomadas del contenedor de lodos estableciendo 4 puntos de muestreos tal como lo muestra la Figura

10. Asimismo, para la caracterización química del lodo se tomó una muestra de 2kg, mientras que para la caracterización microbiológica se tomó una muestra de 0.5 kg. Ambas muestras fueron llevadas al laboratorio donde se analizó mediante el método determinación de metales y Elementos traza en el agua y Residuos por acoplamiento inductivo Emisión plasma-atómica Espectrometría (EPA, 1994); coliformes fecales mediante la técnica de Números más Probable (APHA-AWWA-WEF, 2006); protozoarios y helmintos patógenos mediante el Método de Baillenger (Ayres y Mara, 1997).



Figura 9. Muestreo de lodos orgánicos residuales de la PTAR Manchay, Pachacamac, Lima.

3.3.3. Elaboración del carbón activado

Se recolectaron 10 kg de lodos en bolsas herméticas de la salida del proceso de centrifugación. Estas bolsas fueron transportadas haciendo uso de un *cooler*, a fin de que el material precursor no entrara en contacto con algún material u organismo ajeno que pudiese alterar la calidad de los lodos para los ensayos en laboratorio.

3.3.3.1. Pre tratamiento del Material precursor

Los lodos fueron distribuidos de manera homogénea en fuentes metálicas de 60 cm de largo, 40 de ancho y 10 cm de alto para que puedan ser secados a temperatura ambiente (Figura 10). Asimismo, se realizó la separación de materiales ajenos al proceso, como trozos de plásticos y algunos materiales orgánicos como pluma de animales.



Figura 10. Pre tratamiento de lodos activos.

2.2.3.2. Secado de los lodos activado

Los lodos fueron secados a una temperatura de 105 °C durante 24 horas a fin de eliminar toda la humedad posible y agua residual producto del proceso de centrifugación en la planta. Luego estos fueron molidos haciendo uso de una licuadora con jarra metálica para obtener un material de tamaño más fino.



Figura 11. Proceso de secado y tamizado de los lodos activos.

2.2.3.3. Impregnación con $ZnCl_2$

Los lodos secos fueron puestos en contacto con una solución de $ZnCl_2$ a 3M en relación de 1:2; es decir, cada 1 gr de lodo se puso en contacto con 2 mL de solución de $ZnCl_2$ a 3M durante 24 horas. Posteriormente, se filtró la solución de $ZnCl_2$ quedando solo el lodo, el cual fue puesto en bandejas para ser secado nuevamente en la estufa a $105^\circ C$ durante 24 horas (Zhang et al., 2005).

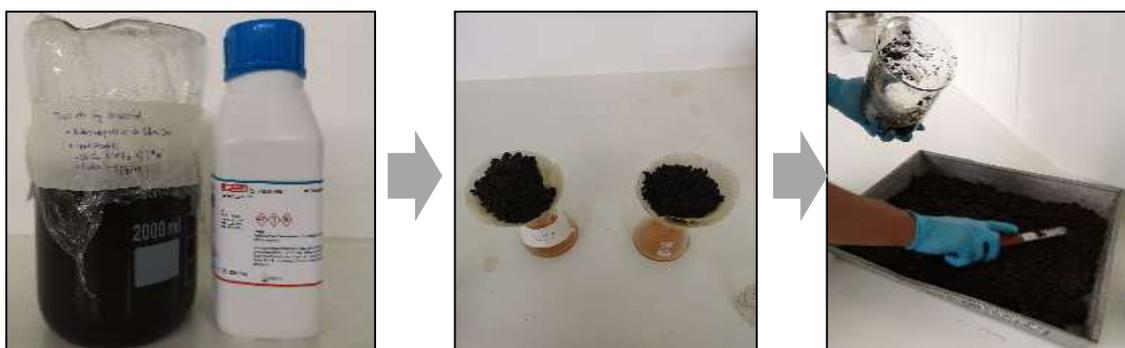


Figura 12. Proceso de Impregnación con solución de $ZnCl_2$.

2.2.3.4. **Activación térmica**

El material impregnado con $ZnCl_2$ fue colocado en crisoles de porcelana para ser sometidos a $650^\circ C$ durante 1 hora en la mufla.



Figura 13. Proceso de Activación térmica de los lodos activados.

2.2.3.5. **Lavado con HCl y secado**

El material carbonizado fue lavado con 250 ml de HCl a una concentración de 1M para luego ser secado en la estufa a $105^\circ C$ durante 24 horas.



Figura 14. Proceso de Lavado y secado

2.2.3.6. **Preservación de la muestra**

El carbón activado fue molido empleando un mortero de porcelana y tamizado en un tamiz de tamaño de malla N°16 para obtener partículas del tamaño de 1.18 mm. Una vez obtenida las muestras de carbón activado, estas fueron colocadas en bolsas siplox y conservadas en un desecador con gel sílica para evitar la captación de humedad.



Figura 15. Carbón activado a base de lodos activo de PTAR.

En la Figura se muestra el resumen sobre el proceso de elaboración de carbón activado con lodos activados de PTAR como materia prima o material precursor.

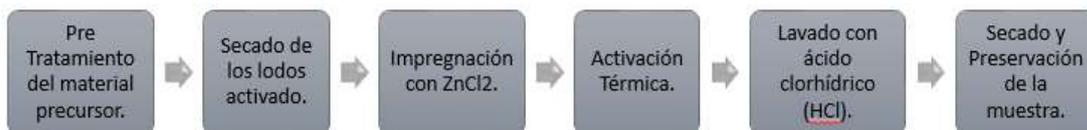


Figura 16. Diagrama de flujo del proceso utilizado para la preparación de carbón activado a base de lodo de PTAR.

2.2.3.7. Análisis de humedad de los lodos

El análisis de la humedad del material precursor y carbón activado, se realizó mediante el método de diferencia de pesos. Este método consistió en secar las muestras de lodo y carbón activado en la estufa a 105°C durante 24 horas para luego determinar el % de humedad por diferencia de pesos mediante la siguiente formula:

$$\text{Humedad \%} = [(A-B)/C] \times 100 \text{ ----- (Ecuación 8)}$$

Dónde:

A = peso del crisol con muestra (gr)

B = peso del crisol con muestra seca a 105°C (gr)

C = peso del crisol solo (gr)

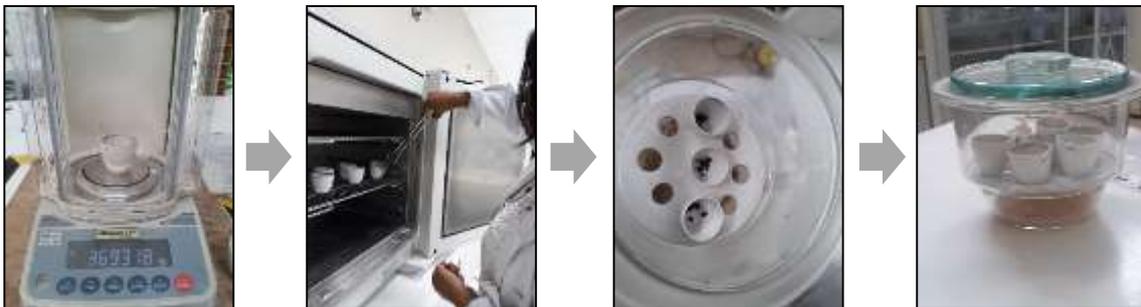


Figura 17. Proceso de la determinación de humedad del lodo activado.

3.3.4. Caracterización del carbón activado

Para determinar el tamaño de poros presente en el carbón activado, se realizó el análisis de Microscopia de Barrido Electrónico en los laboratorios de la Facultad de Ciencias perteneciente a la Universidad Nacional de Ingeniería. Asimismo, para determinar la existencia de grupos funcionales en la superficie del carbón activado se realizó el análisis de Espectroscopia Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR) en

el Laboratorio de Investigación y Certificaciones (LABICER) perteneciente a la Universidad Nacional de Ingeniería.

3.3.5. Preparación de las soluciones de arsénico

Para el desarrollo de los ensayos, se preparó una solución madre de 1 mg/L de As (III). A partir de esta solución se obtuvieron concentraciones decrecientes de 0.80, 0.68, 0.56, 0.41 y 0.25 mg/L de As (III).

Para la preparación de la solución madre se empleó 1.3337 gr de As_2O_3 en 1 litro de agua destilada y se sometió a agitación usando un agitador magnético a 2000 RPM durante 4 horas a una temperatura de 60°C para garantizar la completa dilución del compuesto. Los cálculos empleados en la preparación de la solución se muestran a continuación:

$$As_2O_3 \text{ peso atómico} = 197.84 \text{ u} \text{ ----- (Ecuación 9)}$$

$$(As_2O_2) 197.84 \rightarrow (As)149.84 \text{ ----- (Ecuación 10)}$$

$$x \rightarrow 1 \text{ gr}$$

$$x = 1.3203 \text{ gr al } 99 \% \text{ y al } 100 \% \text{ es } 1.3337 \text{ gr de } As_2O_3 \text{ --- (Ecuación 11)}$$



Figura 18. Preparación de muestra matriz de trióxido de arsénico.

3.3.6. Ensayos de adsorción a escala laboratorio

Para el desarrollo de la investigación se puso en contacto una cantidad determinada de carbón activado entre 4 gr y 20 gr con soluciones de As (III) en vasos precipitados de 1L. Luego, se sometió toda la solución a agitación utilizando un agitador magnético a 720 RPM durante un tiempo máximo de 24 horas. Cabe recalcar que todos los experimentos se realizaron a una temperatura de 28 °C +- 0.5 y un pH ácido de 3.

Luego de la corrida del experimento, se procedió a filtrar las muestras con papel de filtro Whatman. Estas muestras fueron preservadas con HNO₄ y llevadas inmediatamente a un laboratorio para determinar la concentración final de As (III) mediante el método SMEWW – APHA-AWWA-WEF Part. 3114 B y C, 23rd Ed. 2017 - Arsénico y Selenio por Generación de Hidruro/ Espectrometría de Absorción Atómica (APHA-AWWA-WEF, 2017).

3.3.6.1. Efecto de la dosis de carbón activado en el proceso de adsorción.

Este ensayo se realizó por duplicado empleando dosis de 4, 8, 12, 16 y 20 g/L, las cuales fueron puestas en contacto con una solución de 0.25 mg/L de As (III) a una

temperatura ambiente. Luego se procedió a filtrar la muestra y analizar la concentración del metal.

3.3.6.2. Efecto del tiempo de agitación en el proceso de adsorción.

Este ensayo se realizó por duplicado empleando 16 g/L de carbón activado en una solución de 0.564 mg/L de As (III) a tiempos de contacto de 4, 8, 12, 16, 20 y 24 horas. Luego se procedió a filtrar la muestra y analizar la concentración del metal.

3.3.6.3. Influencia de la concentración inicial de arsénico en el proceso de adsorción.

Para determinar la capacidad de adsorción, se sometió una dosis de 16 g/L de carbón activado en una solución de As (III) con concentraciones variables de 0.247 mg/L a 0.801 mg/L durante un tiempo de 24 horas.

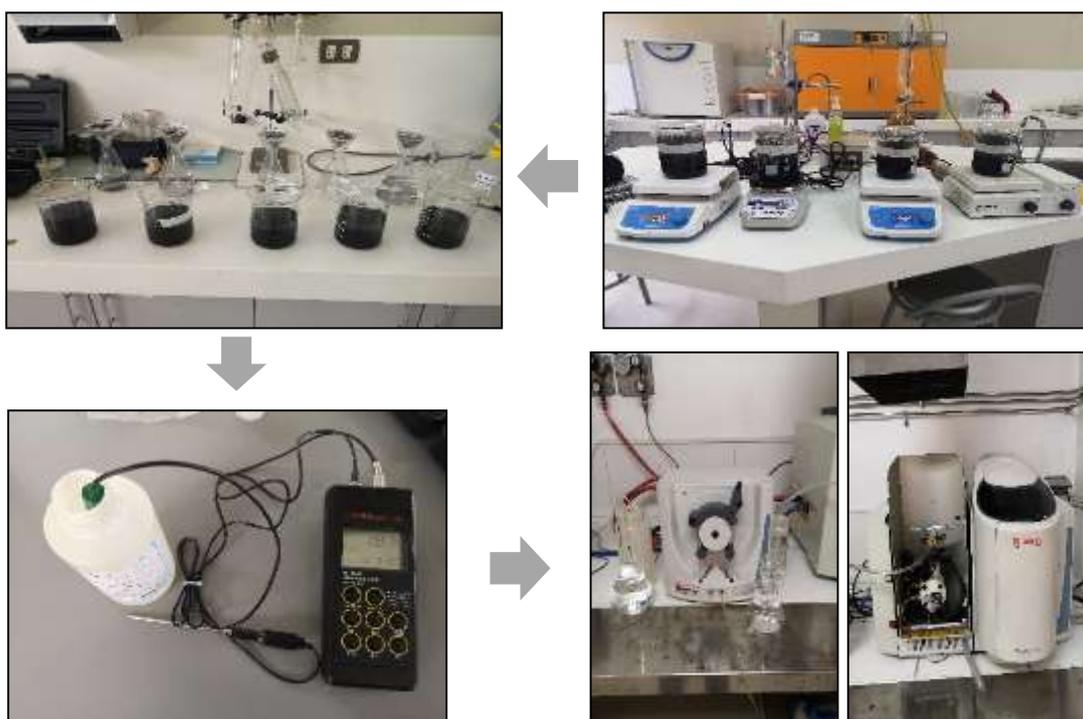


Figura 19. Proceso de Adsorción de arsénico con carbón activado de lodo activo de PTAR.

3.4. Ecuaciones y modelos de Isotermas a emplear

3.4.1. Capacidad de Adsorción

La capacidad de adsorción se representa mediante la cantidad de metal adsorbido (arsénico) por gramo de adsorbente y se representa mediante la siguiente ecuación:

$$q_e = (C_o - C_f) \times \frac{V}{m} \text{----- (Ecuación 12)}$$

Donde:

q_e = capacidad de adsorción (mg de metal/g de adsorbente)

C_o = concentración inicial de metal en la solución (mg/L)

C_f = concentración final de metal en la solución (mg/L)

V = volumen de la solución (L)

m = masa del adsorbente (g)

Por otro lado, se determinó el porcentaje de adsorción que representa el porcentaje de metal extraído de la solución y esta se calculó desarrollando la siguiente ecuación:

$$\% \text{ adsorción} = \frac{(C_o - C_f)}{C_o} \times 100 \text{----- (Ecuación 13)}$$

Donde:

C_o = concentración inicial de metal en la solución (mg/L)

C_f = concentración final de metal en la solución (mg/L)

3.4.2. Modelos matemáticos de isotermas

Los resultados obtenidos de los diferentes ensayos fueron ajustados al tipo de isoterma correspondiente ya sea a la Isoterma de Freundlich o Isoterma de Langmir

3.4.2.1. Isoterma de Freundlich

$$q_e = K_f \cdot C_e^{1/n} \text{----- (Ecuación 14)}$$

Donde:

q_e = Valor de Extracción de metal por parte del material adsorbente (mg del metal/g adsorbente)

K_f = Constante de equilibrio

n = constante indicador de la intensidad de adsorción

C_e = concentración final del metal.

3.4.2.2. Isoterma de Langmuir

$$q_e = \frac{q_{\max} \cdot b \cdot C_e}{1 + b \cdot C_e} \text{----- (Ecuación 14)}$$

q_e = capacidad de adsorción metálica

q_{\max} = cantidad máxima adsorción de metal/peso de adsorbente

b = Energía de captura de adsorción o afinidad

C_e = concentración del metal en equilibrio en el soluto

3.5. Variables de Estudio

3.5.1. Variable independiente

- Concentración inicial del Arsénico
- Concentración de lodos

- Tiempo de Contacto

3.5.2. Variable dependiente

- % de adsorción de arsénico

3.6. Diseño y Análisis Estadístico

Se empleó el diseño factorial al azar de un parámetro y diseño de regresión para la comparación entre tratamientos utilizando diferentes dosis de material de nanoporos de carbones y tiempos de contacto. Asimismo, se empleó el diseño de regresión para los modelos matemáticos de cinética e isothermas.

Por otro lado, la distribución de los tamaños de nanoporos fueron evaluados por distribución normal. Todos los tratamientos estadísticos fueron analizados por ANOVA al 95% de confianza empleando Statistica 13.3.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Análisis de la materia prima: Lodos orgánicos de aguas residuales

En la Tabla 5 se muestran los resultados del análisis de humedad de la materia prima.

Tabla 5. Análisis de humedad del lodo orgánico de aguas residuales.

Muestra	Repeticiones	Humedad (%)	Media Humedad (%)	Desv. Estándar
Lodo fresco	1	81	80.1	0.014
	2	79		
	3	81		

Según Zaker, Chen, Wang y Zhang (2019), indican que los lodos de aguas residuales presentan un alto contenido de humedad entre un 70 a 80%. Estos valores son similarmente iguales con los resultados de humedad encontrados en el lodo empleado para la presente investigación, el cual contiene un promedio de 80% de humedad.

En cuanto a la composición de lodos, según Rulkens (2008) menciona que estos presentan material orgánico como proteínas, carbohidratos, grasas y aceites; material inorgánico como metales y a la vez una amplia selección de organismos vivos y muertos. Por ello, en la Tabla 6 y 7 se muestra la composición inorgánica y biológica del lodo empleado en la presente investigación.

Tabla 6. Análisis de metales por ICP del lodo orgánico de aguas residuales

Metales	Resultado (mg/kg PS)	Metales	Resultado (mg/kg PS)	Metales	Resultado (mg/kg PS)
Aluminio	4 410	Cromo	< 0,03	Plomo	< 0,87
Antimonio	< 0,54	Estaño	< 0,73	Potasio	4 298
Arsénico	< 2,21	Estroncio	> 100,0	Selenio	< 0,82
Bario	88,76	Fósforo	> 20 000	Silicio	100,8

Berilio	< 0,03	Hierro	4 840	Sodio	1 068
Boro	< 1,99	Litio	< 1,21	Talio	< 0,74
Cadmio	< 0,04	Magnesio	6 328	Titanio	37,60
Calcio	31 210	Manganeso	133,3	Vanadio	29,03
Cerio	< 0,25	Molibdeno	< 0,06	Zinc	550,7
Cobalto	< 0,10	Níquel	< 0,05		
Cobre	109,2	Plata	< 0,16		

Los resultados mostrados en la Tabla 6 evidencian que algunos metales presentes en el lodo se encuentran en elevadas concentraciones. Estos valores, podrían causar una preocupación a la hora de emplear los lodos como material adsorbente. No obstante, el proceso de conversión de este material a carbón activado mediante el proceso de pirolisis permitirá concentrar los metales en el carbón activado evitando su posterior lixiviación en el proceso de adsorción (Caballero, Front, Marcilla y Conesa, 1997; Park, Kang y Kim, 2008; Stambach, Kraaz, Hagenbucher y Richarz, 1989).

Por otro lado, la concentración de los diferentes organismos microbiológicos mostrados en la Tabla 7 evidencian la presencia de coliformes fecales, *Strongyloides stercoralis* y *Taenia sp.* En el lodo a usar como material adsorbente. La presencia de estos microorganismos indica que es necesario realizar un tratamiento al lodo antes de usarlo como material adsorbente. Según Cota-Espericueta y Ponce-Corral (2008), los coliformes fecales pueden ser eliminados a una temperatura de 50°C y en el caso de los helmintos, estos pueden eliminarse a una temperatura de 70 a 78°C (Maya, Torner-Morales, Lucario, Hernández, y Jiménez, 2012). Por ello, la conversión del lodo a carbón activado mediante el proceso de pirolisis también permitirá la eliminación total de microorganismos patógenos (Rojas-Morales et al., 2016).

Tabla 7. Composición biológica de lodo orgánico de aguas residuales

	Organismos	Unidad	Resultado
Coliformes	<i>Coliformes Fecales</i>	NMP/g	4,6 x 10 ⁹
Protozoarios	<i>Entamoeba coli</i>	N°Org/g	0
	<i>Endolimax nana</i>		0

	<i>Blastocystis hominis</i>		0
	<i>Entamoeba hyltolitica</i>		0
	<i>Giardia duodenalis</i>		0
	<i>Balantidium coli</i>		0
	<i>Cryptosporidium sp.</i>		0
	<i>Trichomonas hominis</i>		0
	<i>Ascaris lumbricoides</i>		0
	<i>Strongyloides stercoralis</i>		50
Helmintos	<i>Trichuris trichiura</i>	N° Org/g	0
	<i>Taenia sp</i>	ó	50
	<i>Hymenolepis nana</i>	Huevos /g	0
	<i>Fasciola hepatica</i>		0

4.2. Caracterización del Carbón Activado

4.2.1. Determinación de humedad de carbón activado

En la Tabla 8 se muestran los resultados del análisis de humedad del carbón activado elaborado a partir de lodos orgánicos de aguas residuales. La humedad promedio del carbón activado es de 1.05%.

Tabla 8. Análisis de humedad al carbón activado elaborado a partir de lodos orgánicos de aguas residuales

Muestra	Repeticiones	Humedad (%)	Media Humedad (%)	Desv. Estándar
Carbón activado	1	1.59	1.05	0.005
	2	1.08		
	3	0.5		

4.2.2. Análisis morfológico del precursor y de los carbones activados mediante microscopía electrónica de barrido (SEM)

La caracterización de la porosidad del carbón activado se realizó mediante el Análisis de Microscopía de Barrido, mostrado en la Figura 17.

En la Figura 20, se observa la presencia de poros en la superficie del carbón activado, lo cual evidencia el efecto del agente activante ($ZnCl_2$) en la estructura del material. Esto confirma lo mencionado por Alvarez, Lopez, Amutio, Bilbao y Olazar (2016), quienes declaran que el proceso de lavado de la materia prima con algún tipo

de activante químico ayuda a crear nuevas cavidades o cráteres que aportan a la estructura porosa del carbón activado y por ende garantiza una mayor remoción de metales. Asimismo, Rio, Faur-Brasquet, Coq, Courcoux y Cloirec (2005) afirma la importancia del empleo de algún agente activante, ya que ensayos realizados por estos autores demostraron que el empleo de lodo como material adsorbente sin un proceso de activación presenta una menor eficiencia en la remoción de metales debido a la estructura lisa del material.

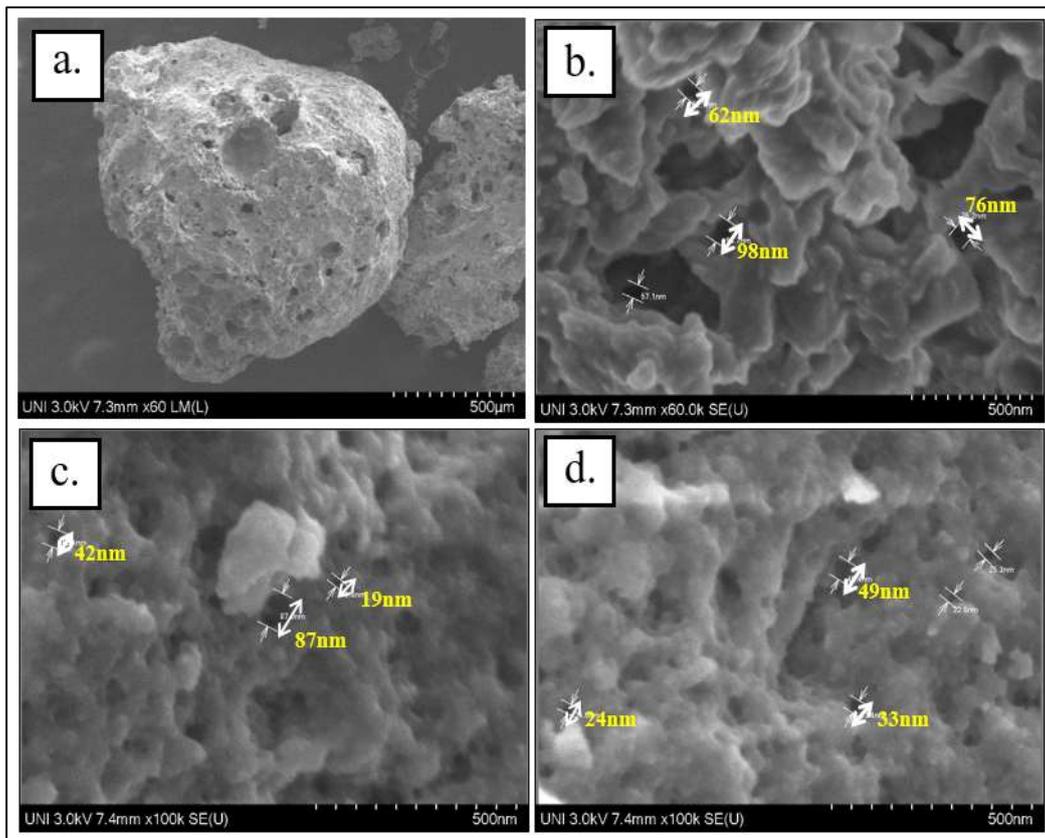


Figura 20. Microfotografía del carbón activado mediante la técnica SEM con ampliaciones de (a)60x, (b)60000x, (c)100000x y (d)100000x.

En la Figura 20a con un aumento de 60x se puede observar la presencia de algunos poros en la superficie del carbón activado. La ampliación a 60000x en la Figura 20b permite observar la presencia de poros del tamaño de 57 a 98 nm. Con un aumento de 100000x se aprecia claramente en las Figuras 20c y 20d la formación de poros de

19, 24, 49 y 87 nm. Por lo tanto, el análisis de microscopia de barrido evidencia que los nanoporos encontrados en la superficie son tamaño menor a 100 nm.

La formación de poros en la superficie del material no sólo depende del efecto que ejerce el agente activante, sino que también existe otro factor que induce la formación de poros en la superficie y este es la temperatura. Estudios realizados por Monsalvo, Mohedano y Rodriguez, (2011) demostraron que a una temperatura de activación de 450°C lograron una mayor formación de poros en la superficie del carbón activado. Asimismo, Liu, Zheng, Wang y Guo (2010) y J. Li et al. (2018) obtuvieron una mayor porosidad en la superficie del carbón activado al someter el material precursor a elevadas temperaturas.

Por otro lado, las imágenes obtenidas a partir del análisis de Microscopia de Barrido fueron sometidas al programa IMAGE J para calcular el tamaño de poros de una determinada área y determinar si el tamaño de los mismos sigue una distribución normal.

Tabla 9. Resultados de tamaños medios de nanoporos de una distribución normal.

Variable	Valid N	Media	Minimo	Maximo	Des. Est.	Nivel de confianza -95%	Nivel de confianza +95%
Tamaño de poros (nm)	100	86.70	59.38	118.65	12.41	10.90	14.42

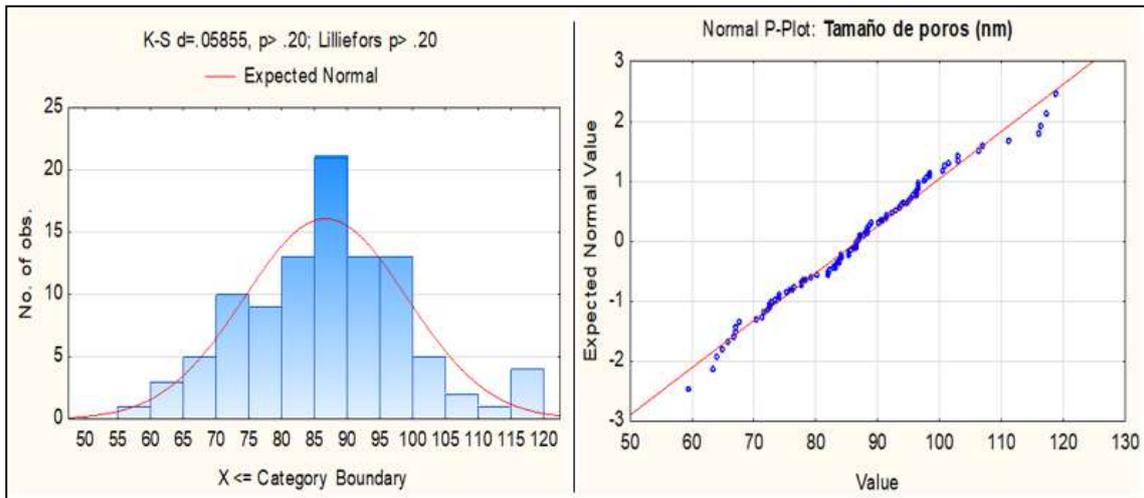


Figura 21. Test de distribución de normalidad para el tamaño de poros de carbón activado.

La Tabla 9 y Figura 21 evidencian que los tamaños de poros presentes en la superficie del carbón activado siguen una distribución normal. Asimismo, el tamaño promedio de poros según la distribución Gaussiana es de 86.7 nm. Además, el tamaño mínimo de poros encontrados es de 59.38 nm, mientras que el tamaño máximo de poros es de 118.65 nm

De la misma manera, el gráfico Box y Whisker Plot mostrado en la Figura 22 evidencia que el tamaño de los poros en su mayoría está entre los 77 y 95 nm. Por lo tanto, con estos datos se afirma que el carbón activado elaborado a partir de lodos de una PTAR presenta nanoporos.

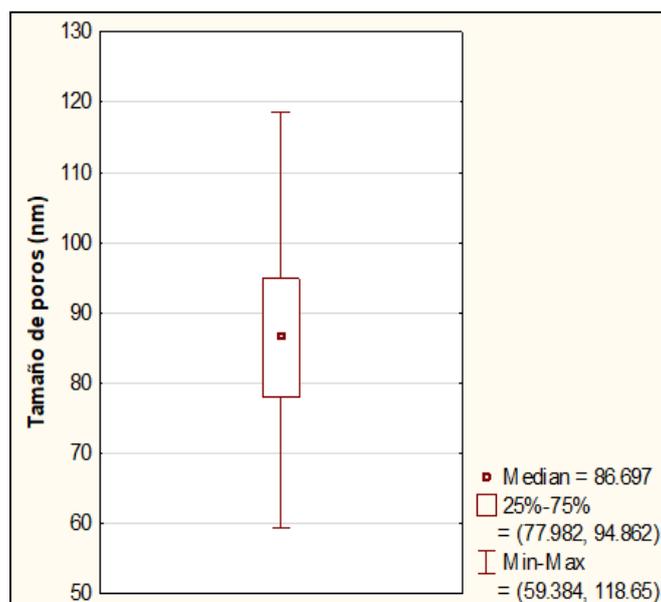


Figura 22. Gráfico de Box y Whisker Plot para el tamaño de poros

4.2.3. Análisis de la química superficial de los carbones activados mediante Espectroscopía Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR)

Los resultados del análisis químico superficial del carbón activado a base de lodos orgánicos de aguas residuales se muestran en la Tabla 10 y Figura 23.

Tabla 10. Identificación de grupos funcionales encontrados en el carbón activado.

Pico característico de la muestra (cm ⁻¹)	Grupo funcional	Modo vibracional	Rango de absorción teórico (cm ⁻¹)
3368.7	O-H	Tensión	3700-3200
2927	O-H	Tensión	3200-2700
1611.2	C=C	Tensión	1620-1610
1401.4	O-H	Flexión	1440-1395
1031.6	C-O	Tensión	1050-1000
873.3	C-H	Flexión	900-860

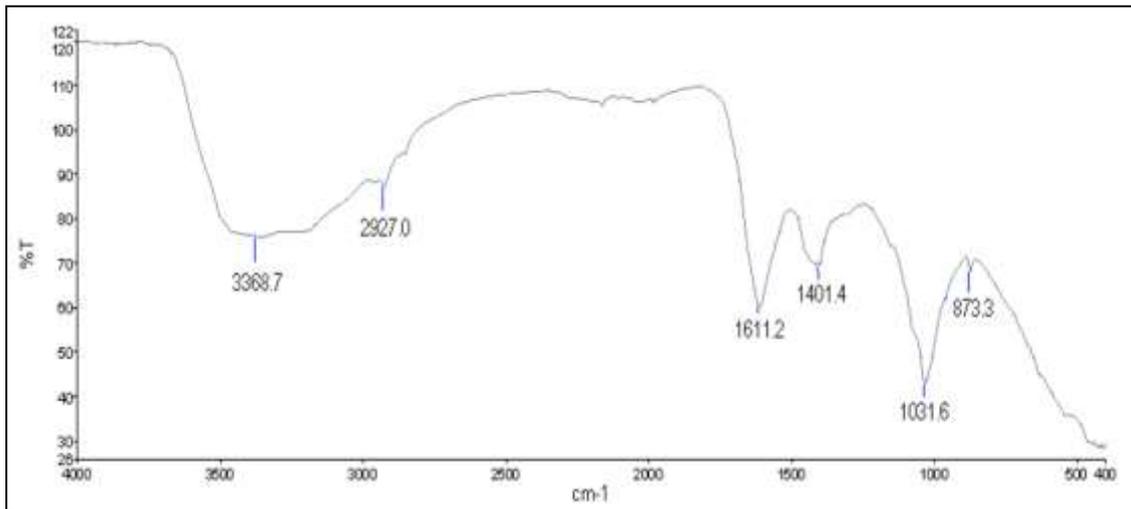


Figura 23. Análisis químico del carbón activado mediante espectroscopia por transformadas de Fourier.

En la Figura 23 se observa la presencia de picos en el espectro electromagnético IR, siendo los picos a 3368.7 cm^{-1} , 1611.2 cm^{-1} y 1031.6 cm^{-1} los más pronunciados. Asimismo, estos picos indican la existencia de grupos funcionales como: hidroxilo, carboxilo y alquenos., los cuales tendrán un papel crucial en la adsorción de metales pesados, en este caso As (III) (Krishnani, Meng, Christodoulatos y Boddu, 2008). Por ende, estos resultados afirman que el carbón activado elaborado a partir de lodos de una PTAR posee propiedades de adsorción.

Por otro lado, la señal emitida a 1611.2 cm^{-1} indica la presencia de enlaces covalentes (C=C), lo cual demuestra que la adsorción de metales pesados se debe principalmente a un proceso químico, ya que estos se unirán a la superficie del material adsorbente mediante fuerzas covalentes (Hayeeye, Sattar, Tekasakul y Sirichote, 2014).

4.3. Determinación de dosis óptima de carbón activado

Para determinar la dosis óptima de carbón activado se realizaron ensayos por duplicado a una temperatura ambiente de 23°C y agitación durante 24 horas. Los resultados de estos ensayos se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. Resultados de ensayos de adsorción a diferentes masas de carbón activado.

Masa (g)	Repeticiones	Co As(III) (mg/L)	Ce As(III) (mg/L)	Promedio	Desv. Estándar
4	1	0.247	0.009	0.013	0.005
	2		0.016		
8	1		0.009	0.009	0.000
	2		0.009		
12	1		0.006	0.008	0.002
	2		0.009		
16	1		0.004	0.006	0.002
	2		0.007		
20	1		0.005	0.006	0.001
	2		0.006		

En la Tabla 12 se observa que la capacidad de adsorción (q_e) disminuye con el incremento de la dosis de adsorbente, esto se debe a que, a una mayor dosis de lodo, existe una mayor disponibilidad de sitios intercambiables y por ende los iones del metal estarán distribuidos en el material adsorbente sin colmatarse. Caso contrario sucede cuando existe una menor dosis de adsorbente, ya que existe una menor cantidad de sitios intercambiables, por lo que el metal al adherirse a la superficie del adsorbente termina por ocupar los poros del carbón activado, elevando la capacidad de adsorción que está en función a $mg.$ de ion metálico por g de carbón activado (Devi y Saroha, 2017).

Tabla 12. Adsorción de As (III) en función de la masa de carbón activado empleado

Masa de adsorbente (g)	Co As(III)	Ce As(III)	q_e (mg As/g adsorbente)	Adsorción de As (%)
4	0.25	0.01	0.00059	95.4
8	0.25	0.01	0.00030	96.1
12	0.25	0.01	0.00020	97.2
16	0.25	0.01	0.00015	98.3
20	0.25	0.01	0.00012	98.4

En el gráfico de la Figura 24 se puede observar que la adsorción de As (III) es directamente proporcional al incremento de la dosis de carbón activado. Asimismo, el incremento de la dosis de adsorbente de 4 a 20 g/L. generó el aumento de la adsorción

(%) de As (III) del 95% a 98%. Estos resultados concuerdan con lo mencionado por Yao et al. (2014) quien también evidenció un aumento en el % de adsorción de As (III) al aumentar la dosis de carbón activado logrando una adsorción máxima del 89.7%. Asimismo, la Tabla 13 muestra que la regresión es estadísticamente significativa ($p < 0.05$), indicando que a mayor concentración de dosis de adsorbente la remoción relativamente es mejor hasta 15 y 20 g de adsorbente.

Además, se observa que la adsorción (%) de As (III) alcanza el equilibrio a partir del empleo de 16 g/L de carbón activado. Es decir, a partir de esta dosis el % de adsorción de As (III) se mantiene en un 98% sin presentar variación alguna.

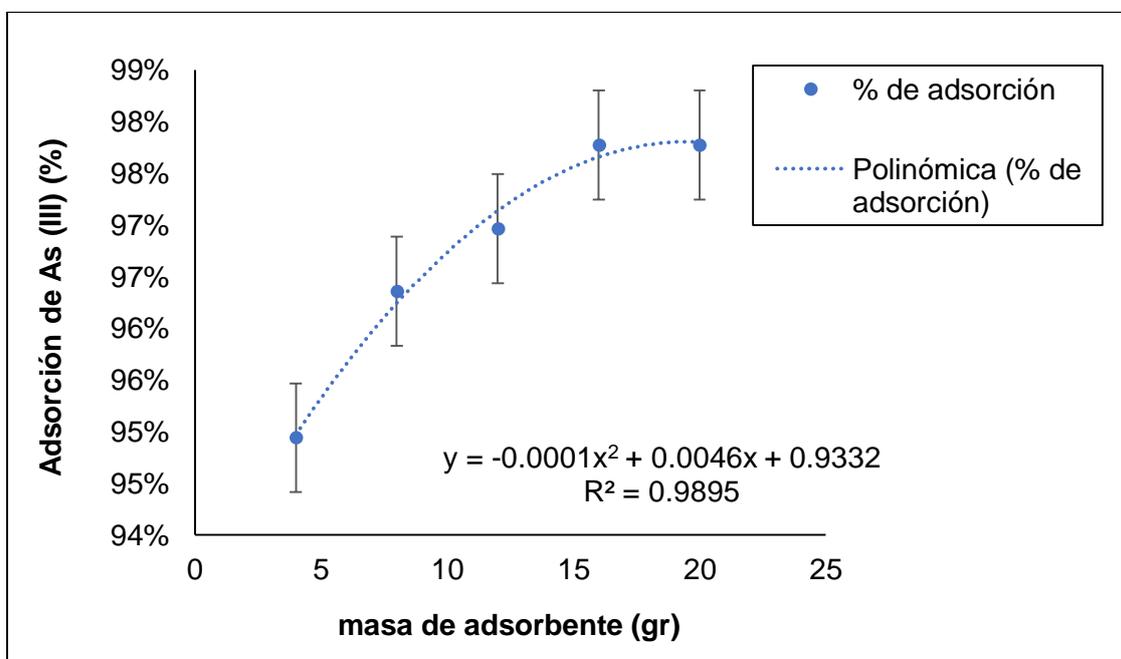


Figura 24. Adsorción de As (III) en función de la masa empleada en gr (Concentración inicial: 0.25 mg/L As(III))

Tabla 13. ANOVA para el % de adsorción

Efecto	Suma de cuadrados	df	Cuadrados Medios	F	p-valor
Regresión	0.000502	1	0.000502	27.22222	0.01369
Residual	0.000055	3	0.000018		
Total	0.000557				

La dosis óptima de carbón activado se determinó sometiendo los resultados obtenidos en los ensayos mediante el diseño factorial al azar de un parámetro. Los resultados de la prueba se muestran en la Tabla 14 y Figura 25.

Tabla 14. Factorial al azar del parámetro concentración de carbón activado (g/L)

Efecto	SS	Degr. Of Freedom	MS	F	p
Intercepto	0.0064	1	0.00064	94.11765	0.000198
Concentración de Lodo (g/L)	0.000068	4	0.000017	2.50000	0.171067
Error	0.00034	5	0.000007		

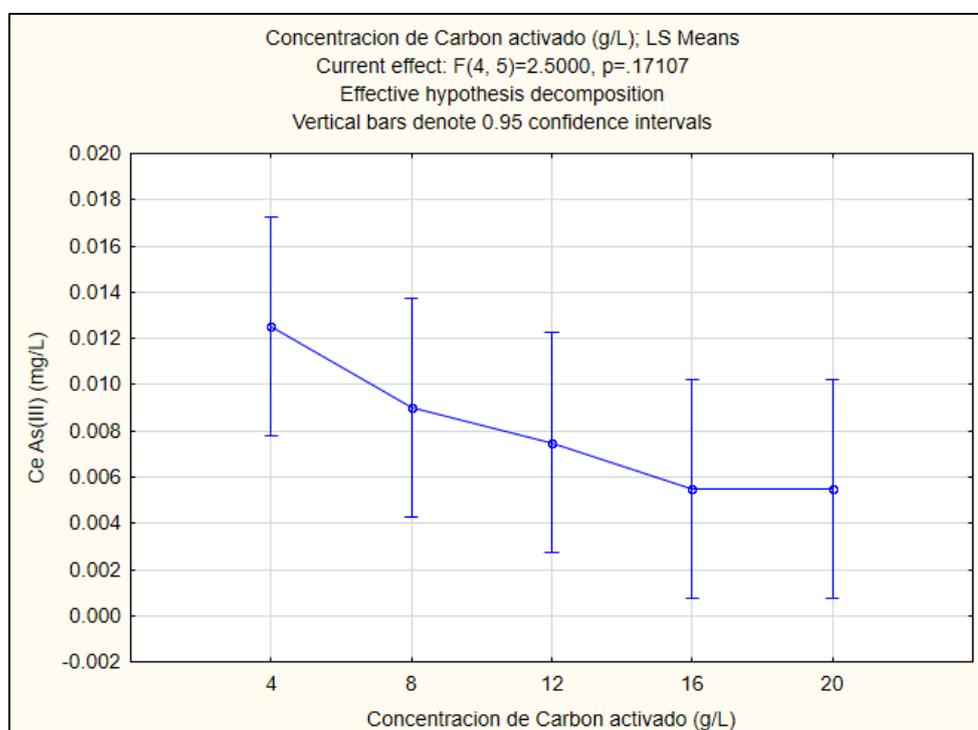


Figura 25. Gráfica del diseño factorial al azar del parámetro concentración de carbón activado (g/L)

La Tabla 14 muestra, que no existe una diferencia significativa ($p > 0.05$) entre la concentración final del As (III) después del proceso de adsorción al emplear una dosis de 4, 8, 12, 16 y 20 g/L de carbón activado, lo cual demuestra que no hay una dosis óptima significativa. Sin embargo, la Figura 25 muestra que las concentraciones de 12,

16 y 20 g/L alcanzaron una concentración final de As (III) por debajo de 0.01 mg/L valor establecido por la OMS. Asimismo, se observa que al emplear 16 y 20 gr/L de carbón activado se obtuvo la menor concentración de As (III). Por ello, teniendo en cuenta los resultados del análisis estadístico se determinó que la mejor concentración de carbón activado para realizar los ensayos posteriores fue de 16 g/L.

La mejor dosis de carbón activado determinada en el presente estudio (16 g/L) alcanzó un % de adsorción de As (III) del 98%. Este resultado supera lo encontrado por Agrafioti, Kalderis, y Diamadopoulos (2014), quien también determinó en estudios una dosis óptima de 16 g/L de carbón activado a partir de lodos. Sin embargo, solo obtuvo una adsorción del 53% de As (V), porcentaje menor al encontrado por la presente investigación. Esto puede deberse a que los autores no emplearon agentes activantes al convertir el lodo en carbón activado.

El % de adsorción obtenido en la presente investigación a partir del empleo de una dosis de 16 g/L de carbón activado, logró niveles altos de adsorción. Esto se atribuye a que en el proceso de conversión de lodo a carbón activado se activó la superficie del adsorbente mediante $ZnCl_2$, incrementando la disponibilidad de poros en la superficie del carbón activado, los cuales permitieron adsorber una mayor cantidad de iones de As (III). Es por ello que F. Zhang et al. (2005) resaltó la importancia del empleo de agentes activantes a los materiales adsorbentes, ya que en su estudio demostró que el empleo de activantes químicos como H_2SO_4 , H_3PO_4 y $ZnCl_2$ aumentó la capacidad de adsorción de los lodos de una PTAR al ser convertidos en carbón activado logrando la remoción del 100% de Hg a una dosis de 4, 6 y 8 g/L. Caso contrario paso con Santos (2013), quien obtuvo % de adsorción relativamente bajos para Cu (62.5%) debido a que el lodo empleado como adsorbente en sus ensayos no pasó un proceso de activación.

4.4. Determinación del Tiempo de contacto mediante ensayos cinéticos

4.4.1. Determinación del tiempo óptimo

Para determinar el tiempo óptimo de adsorción se realizaron ensayos por duplicado a una temperatura ambiente de 23°C y utilizando 16 gr de carbón activado agitación durante 24 horas. Los resultados de estos ensayos se muestran en la Tabla 15

Tabla 15. Resultados de ensayos de adsorción a diferentes tiempos de contacto.

Tiempo (h)	Repeticiones	C _o As(III) (mg/L)	C _e As(III) (mg/L)	Promedio	Desv. Estándar
4	1	0.564	0.347	0.3655	0.026163
	2		0.384		
8	1		0.128	0.24	0.1583919
	2		0.352		
12	1		0.135	0.1375	0.0035355
	2		0.14		
16	1		0.074	0.0715	0.0035355
	2		0.069		
20	1		0.055	0.058	0.0042426
	2		0.061		
24	1		0.038	0.035	0.0042426
	2		0.032		

La Tabla 16 muestra la capacidad de adsorción del carbón activado y el % de adsorción alcanzado según el tiempo de contacto. Asimismo, la Figura 26 y Tabla 17 muestran que la regresión realizada a los datos obtenidos en el laboratorio es significativa ($p < 0.05$) por ende se puede decir que la adsorción de As (III) es directamente proporcional al tiempo de contacto entre el adsorbente y la solución con el metal.

Tabla 16. Adsorción de As (III) en función del tiempo de contacto empleado

Tiempo (h)	C _o As(III) (mg/L)	C _e As(III) (mg/L)	q _e (mg As III/g adsorbente)	Adsorción de As (III) (%)
4	0.56	0.37	0.012	35

8	0.56	0.24	0.020	57
12	0.56	0.14	0.027	76
16	0.56	0.07	0.031	87
20	0.56	0.06	0.032	90
24	0.56	0.04	0.033	94

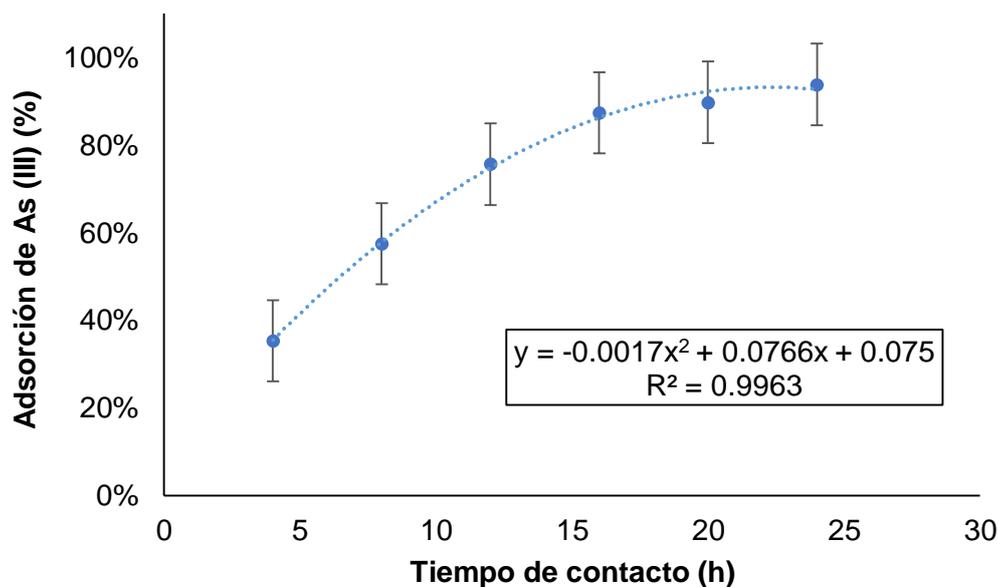


Figura 26. Adsorción de As (III) en función del tiempo de contacto (Concentración inicial: 0.56 mg/L)

Tabla 17. ANOVA para el tiempo de contacto

Effect	Sum of Squares	df	Mean Squares	F	p-value
Regresión	0.229789	1	0.229789	31.67910	0.004901
Residual	0.029015	4	0.007254		
Total	0.258803				

En la Tabla 16 se observa que la capacidad de adsorción (q_e) aumenta con el incremento del tiempo de contacto, ya que conforme avanza el tiempo de 4 a 24 horas, los sitios intercambiables presentes en el carbón activado van siendo ocupados por el metal y por ende la concentración de As (III) presente en la solución disminuye de 0.56 mg/L a 0.04 mg/L después de 24 horas. Estos resultados concuerdan con lo mencionado

por Tavares et al. (2012), quien también obtuvo mayores % de adsorción de As ante un aumento en el tiempo de contacto de 8 a 48 horas.

Asimismo, en el gráfico de la Figura 26 se evidencia que el porcentaje de adsorción aumenta conforme avanza el tiempo. Sin embargo, a partir de las 20 horas el porcentaje de adsorción de As (III) comienza a estabilizarse y al llegar a las 24 horas este alcanza una adsorción máxima del 94%.

Por otro lado, la dosis óptima de carbón activado se determinó sometiendo los resultados obtenidos en los ensayos mediante el diseño factorial al azar de un parámetro. Los resultados de la prueba se muestran en Tabla 18 y Figura 27.

Tabla 18. Factorial al azar del parámetro tiempo de contacto (h)

Effect	SS	Degr. Of Freedom	MS	F	p
Intercepto	0.274519	1	0.274519	63.75878	0.000206
Tiempo (h)	0.165077	5	0.033015	7.66803	0.013853
Error	0.025833	6	0.004306		

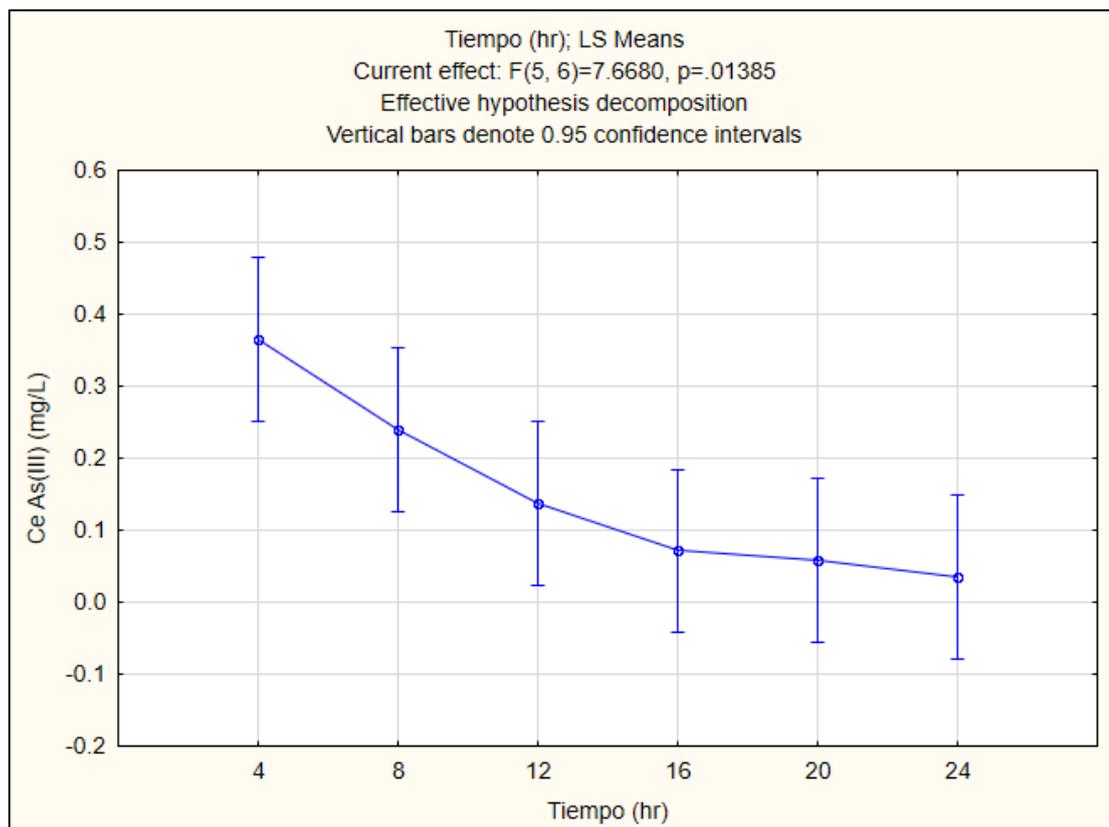


Figura 27. Gráfica del diseño factorial al azar del parámetro tiempo de contacto (h)

En la Tabla 18, se evidencia que existe una diferencia significativa entre la concentración final del As (III) después de un determinado tiempo de contacto entre los siguientes grupos: 4, 8, 12, 16, 20 y 24 h. Asimismo, los ensayos realizados con un tiempo de contacto de 24 h. presentaron menores concentraciones de As (III) tal como lo muestra la Figura 27. Por lo tanto, se determinó que el tiempo de contacto óptimo para realizar los ensayos posteriores fue de 24 h.

El tiempo de contacto óptimo determinado en el presente estudio fue de 24 horas alcanzando un porcentaje de adsorción de As (III) del 94%. Este resultado supera lo encontrado por Agrafioti, Kalderis, y Diamadopoulos (2014), quien al usar carbón activado a partir de lodos de una PTAR y a un tiempo de contacto de 24 horas, solo obtuvo el 30% de adsorción de As. De la misma manera, los resultados de la presente investigación superan la adsorción (%) obtenida por Wongrod, Simon, van Hullebusch,

Lens y Guibaud (2018), quien al usar carbón activado a base de lodos como material adsorbente obtuvo un 72% de adsorción de As después de 24 horas.

4.4.2. Cinética de adsorción

La aplicación de los modelos cinéticos a los datos experimentales de la adsorción de As (III) en función al tiempo, se realizaron a fin de evaluar cuál de los modelos propuestos es el que mejor describe la cinética y el paso limitante en la adsorción del ión metálico en el adsorbente.

En la Tabla 19 se muestra los valores calculados para el modelo de cinética de adsorción de primer orden a partir de los ensayos mostrados en la Tabla 16.

Tabla 19. Valores para la cinética de adsorción de primer orden

t (h)	q_e (mg As III/g adsorbente)	q_t (mg As III/g adsorbente)	$\log(q_e - q_t)$
4	0.012	-1.906	0.283
8	0.020	-1.694	0.234
12	0.027	-1.574	0.204
16	0.031	-1.512	0.188
20	0.032	-1.500	0.185
24	0.033	-1.481	0.180

El gráfico mostrado en la Figura 28 detalla la aplicación del modelo de pseudo-primer orden a los datos experimentales de la cinética de adsorción del As (III). Asimismo, de la Tabla 20 se puede afirmar que la regresión realizada a los datos calculados para la cinética de pseudo-primer orden del As (III) es significativa ($p < 0.05$).

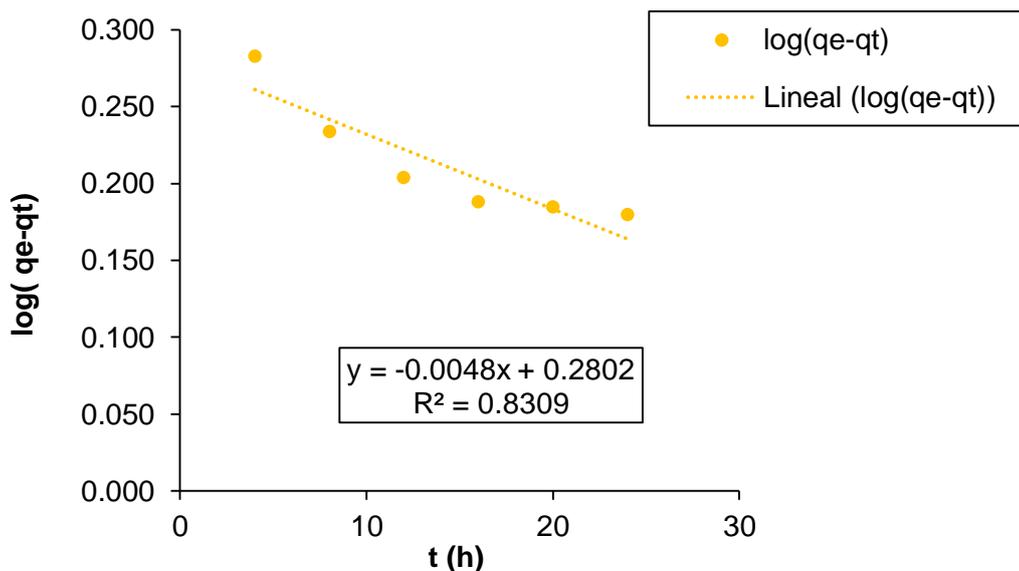


Figura 28. Cinética de pseudo primer orden para el As (III)

Tabla 20. ANOVA para datos de cinética de pseudo primer orden

Efecto	Suma de cuadrados	df	Cuadrados Medios	F	p-valor
Regresión.	0.006557	1	0.006557	19.64897	0.011398
Residual	0.001335	4	0.000334		
Total	0.007891				

De la Figura 28 se puede obtener la ecuación lineal de pseudo-primer orden, la cual es:

$$\text{Log}(q_e - q_t) = 0.2802 - 0.0048 t \text{ ----- (Ecuación 15)}$$

De donde se deduce que la constante de pseudo primer orden (K_1) es de 0.01 h^{-1} y la capacidad de adsorción en el equilibrio y para un tiempo t (q_1) es de 1.91.

Por otro lado, en la Tabla 21 se muestra los valores calculados para el modelo de cinética de adsorción de segundo orden a partir de los ensayos mostrados en la Tabla 16.

Tabla 21. Valores para la cinética de adsorción de segundo orden

t (h)	q _e (mg As III/g adsorbente)	t/q _e
4	0.01240625	322.418136
8	0.02025	395.061728
12	0.02665625	450.17585
16	0.03078125	519.796954
20	0.031625	632.411067
24	0.0330625	725.897921

En la Figura 29 se muestra la aplicación del modelo de pseudo-segundo orden a los datos experimentales de la cinética de adsorción del As (III). Asimismo, de la Tabla 22 se puede afirmar que la regresión realizada a los datos calculados para la cinética de pseudo-segundo orden del As (III) es significativa ($p < 0.05$).

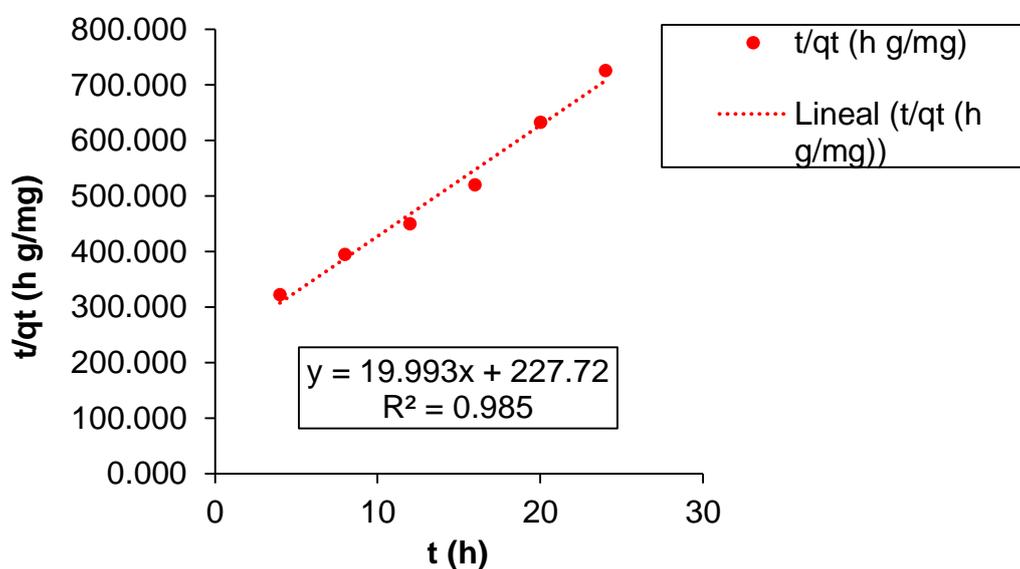


Figura 29. Cinética de pseudo segundo orden para el As (III)

Tabla 22. ANOVA para datos de cinética de pseudo-segundo orden

Efecto	Suma de cuadrados	df	Cuadrados Medios	F	p-valor
--------	-------------------	----	------------------	---	---------

Regresión.	111925.5	1	111925.5	261.8433	0.000085
Residual	1709.8	4	427.5		
Total	113635.3				

De la Figura 29 se puede obtener la ecuación lineal de pseudo-segundo orden, la cual es:

$$\frac{t}{qt} = 227.72 + 19.993 t \text{ ----- (Ecuación 16)}$$

De donde se deduce que la constante de pseudo segundo orden (K_2) es de 0.05 g/mg.h y la capacidad de adsorción en el equilibrio (q_2) es de 1.91

Tabla 23. Constantes de las cinéticas de pseudo primery segundo orden para el As(III)

Metal	Pseudo primer orden			Pseudo segundo orden		
	q_1	k_1	R^2	q_2	k_2	R^2
As (III)	1.91	0.01	0.83	0.05	1.76	0.99

La Tabla 23 presenta las constantes de las cinéticas de adsorción de pseudo-primer y pseudo-segundo orden obtenidas para el As (III). Asimismo, se observa que los resultados presentan un alto ajuste con respecto al modelo de pseudo-segundo orden ($R^2 > 0.99$), lo cual indica que el mecanismo de adsorción del As (III) está determinado por un fenómeno químico, donde interviene el intercambio de iones entre el adsorbente y adsorbato (Agrafioti, Kalderis y Diamadopoulos, 2014; Björklund y Li, 2017; Gong, Li, Zhang, Fan, y Zhang, 2015; Xia et al., 2016; Yao, Liu y Shi, 2014)

La cinética obtenida para el proceso de adsorción de la presente investigación es similar a la cinética de adsorción de As hallada por (Wongrod, Simon, van Hullebusch, Lens y Guibaud, 2018), ya que al usar KOH como activante para la transformación de lodo de agua residual a carbón activado, lograron determinar que la cinética de adsorción que más se ajustaba al proceso era la de pseudo-segundo orden con un R^2

de 0.96. Asimismo, el valor de la constante de velocidad (k_2) encontrada por estos autores fue de 1.91 g/mg.h, valor similar al hallado en la presente investigación.

De la misma manera, los resultados del presente estudio concuerdan con lo encontrado por Tavares et al. (2012) quien también determinó que la cinética de adsorción de As (III) seguía el modelo de pseudo-segundo orden obteniendo un R^2 de 0.96.

4.5. Efecto de la concentración de As (III) en la adsorción

La adsorción de As (III) mediante carbón activado a partir de lodos fue estudiada en el intervalo de concentraciones de 0.247 mg/L a 0.801 mg/L a una temperatura de 28 °C y agitando el sólido con las soluciones de As (III) durante 24 horas. Los resultados de estos ensayos se muestran en la Tabla 24 y Figura 30. Asimismo, de la Tabla 25 se afirma que la regresión realizada a los datos de los ensayos de adsorción a diferentes concentraciones de As (III) es estadísticamente significativa ($p < 0.05$).

Tabla 24. Resultados de ensayos de adsorción a diferentes concentraciones iniciales de As (III)

C_o As (mg/L)	C_e As (mg/L)	Adsorción de As(III) (%)	q_e (mg/g)
0.247	0.004	98.4	0.02
0.406	0.007	98.3	0.02
0.564	0.038	93.3	0.03
0.683	0.05	92.6	0.04
0.801	0.063	92.1	0.05

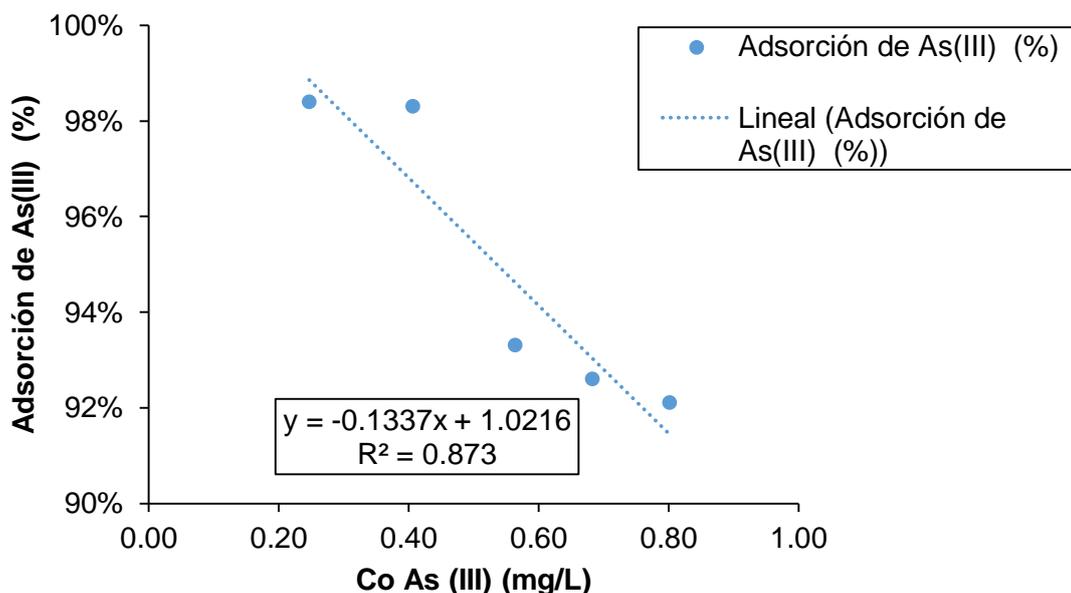


Figura 30. Comportamiento de la adsorción a distintas concentraciones iniciales de As (III)

Tabla 25. ANOVA para remoción de arsénico

Efecto	Suma de cuadrados	df	Cuadrados Medios	F	p-valor
Regresión	0.003403	1	0.003403	20.09208	0.020707
Residual	0.000508	3	0.000169		
Total	0.003911				

La Tabla 24 y Figura 30 muestran que el porcentaje de adsorción de As (III) disminuye cuando la concentración aumenta debido a la limitada disponibilidad de sitios de adsorción sobre la superficie del carbón activado ante una mayor concentración del metal (Devi y Saroha, 2017). Mientras que a menores concentraciones de As (III), el porcentaje de adsorción aumenta por la existencia de un mayor número de sitios activos por gramo del adsorbente disponibles para la deposición de iones metálicos a menores concentraciones (Granados y Jiménez-Becerril, 2004).

La Tabla 24 también demuestra la eficiencia del carbón activado a partir de lodos orgánicos de aguas residuales, ya que este adsorbente logró reducir la concentración de As (III) hasta 0.004 mg/L, valor que se encuentra por debajo del LMP de As (III) establecido por la OMS (2006) Y DIGESA (2009). Caso contrario pasó con el estudio realizado por Agrafioti, Kalderis, y Diamadopoulos (2014), quien tuvo como resultado una concentración final de 0.042 mg/L de As (III) superando la concentración máxima establecida por la OMS (2006) para este metal.

Estudios realizados por Wongrod, Simon, van Hullebusch, Lens y Guibaud (2018), también demostraron la eficiencia de adsorción de los lodos de PTAR como carbón activado obteniendo un % de adsorción de 72% para As (III). Sin embargo, este porcentaje fue menor al encontrado por la presente investigación, donde se obtuvo una eficiencia máxima del 98.4% (Tabla 20).

Los resultados encontrados también respaldan la eficiencia de los lodos orgánicos de aguas residuales como carbón activado frente a otros carbones elaborados a partir de otros materiales como vegetales. Tal es el caso de estudios realizados por Shafique et al. (2012) quienes obtuvieron un menor porcentaje de adsorción de As (75.8%) con respecto al encontrado en la presente investigación (98.4%), quedando demostrado que para este caso el carbón activado a partir de lodos de una PTAR fue más eficiente que el carbón activado de hojas de *P.roxburghii* empleado en la investigación de dicho autor. No obstante, los resultados de la presente investigación fueron similares (98.4%) con respecto a los resultados hallados en la investigación realizada por Kord Mostafapour, Bazrafshan, Farzadkia y Amini (2013), donde demostraron una eficiencia de adsorción del 98.57% de As (III) mediante *Salvadora Pérsica*.

Por otro lado, existen estudios similares que muestran la eficiencia de lodos como carbones activos alcanzando porcentajes altos de adsorción en otros metales. Tal es el caso de Rozada, Otero, Morán y García (2008), quienes lograron adsorber metales

como Hg, Pb, Cu y Cd. Asimismo Zhai, Wei, Zeng, Zhang y Chu (2004), obtuvieron una adsorción de 65% de Cu y 68% para Ni. Además de estudios realizados por Yang et al. (2010) quienes demostraron que los lodos activos tienen una eficiencia de adsorción del 89% para Zn (II).

4.6. Correlación de los Datos experimentales con los modelos de Isotermas

4.6.6. Isoterma de Langmuir

En la Tabla 26 se muestra los valores calculados para la construcción de la isoterma de Langmuir a partir de los ensayos mostrados en la Tabla 24.

Tabla 26. Valores para la isoterma de Langmuir

Co As (mg/L)	Ce As (mg/L)	q_e (mg/g)	C_e/q_e
0.25	0.004	0.015	0.263
0.41	0.007	0.025	0.281
0.56	0.038	0.033	1.156
0.68	0.05	0.040	0.996
0.80	0.063	0.046	1.366

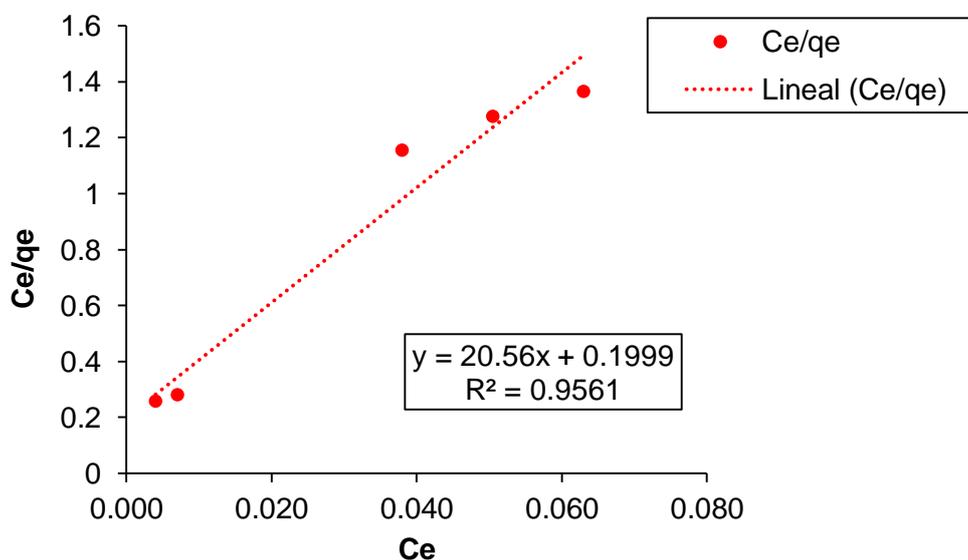


Figura 31. Isoterma de Langmuir para la adsorción de As (III) con carbón activado.

En la Figura 31 se presenta el gráfico de los valores experimentales de la adsorción específica (C_e/q_e) en función de la concentración del As (III) en equilibrio (C_{eq}), obteniendo la forma lineal de la ecuación de Langmuir, la cual es:

$$\frac{C_e}{q_e} = 20.56 C_e + 0.1999 \quad R^2=0.95 \text{ -----(Ecuación 17)}$$

De la Figura 31 y la ecuación lineal de Langmuir se determina que la capacidad máxima de adsorción ($q_{e \text{ max}}$) es de 0.05 mg/g y la constante de equilibrio de adsorción (K_L) es de 101.46 L/mg. Asimismo, estos resultados muestran que la adsorción de As (III) en carbón activado se ajusta al modelo de Langmuir debido a que el valor de R^2 es de 0.95.

Por otro lado, para evaluar la adsorción según la forma de la isoterma se utiliza el Parámetro de equilibrio o Parámetro de Langmuir (RL), el cual es calculado en la amplitud de las concentraciones iniciales (C_o) del proceso (Flores, Ly, Tapia, y Maldonado, 2001).

Tabla 27. Parámetro de Langmuir (RL) para el ion metálico As (III)

C_o As (III) (mg/L)	RL
0.247	0.04
0.4055	0.02
0.564	0.02
0.6825	0.01
0.801	0.01

La Tabla 27 muestra que todos los valores de RL en el rango de concentración inicial (C_o) utilizado en el estudio del equilibrio de la adsorción, están entre 0 y 1 lo que indica un caso muy favorable. Por lo tanto, este parámetro corrobora que los datos de los ensayos se ajustan a la isoterma de Langmuir (Gadd, 2009).

4.6.2. Isoterma de Freundlich

En la Tabla 28 se muestra los valores calculados para la construcción de la isoterma de Freundlich a partir de los ensayos mostrados en la Tabla 24.

Tabla 28. Valores para la isoterma de Freundlich

C_o As (mg/L)	C_e As (mg/L)	q_e (mg/g)	$\log C_e$	$\log q_e$
0.25	0.004	0.015	-2.398	-1.819
0.41	0.007	0.025	-2.155	-1.604
0.56	0.038	0.033	-1.420	-1.483
0.68	0.050	0.040	-1.297	-1.403
0.80	0.063	0.046	-1.201	-1.336

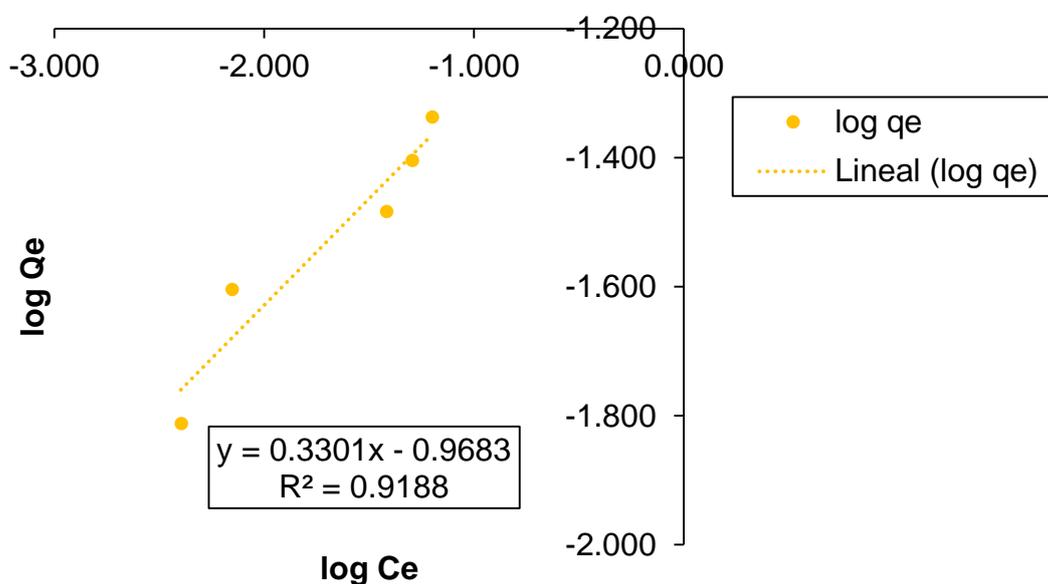


Figura 32. Isotherma de Langmuir para la adsorción de As (III) con carbón activado.

En la Figura 32 se muestra el gráfico del $\log q_e$ en función del $\log C_e$, obteniendo la forma lineal de la Ecuación de Freundlich, la cual es:

$$\log q_e = 0.3301 C_e - 0.9683 \quad R^2=0.918 \text{ ---- (Ecuación 18)}$$

De la Figura 32 y la ecuación lineal de Freundlich se determina que la constante de Freundlich (K_F) es de 0.11 ($\text{mg}^{1-n} \cdot \text{Ln/g}$) y el exponente de Freundlich (n) es de 0.313. Asimismo, el valor de $n < 1$ demuestra la validez de la isoterma de Freundlich sobre el

intervalo de concentración de As (III) estudiado (Gerente, Lee, Le Cloirec y McKay, 2007). Este valor de n obtenido es atribuido a la naturaleza heterogénea de la superficie del adsorbente con una distribución exponencial de la energía de los sitios de adsorción (Granados y Jiménez-Becerril, 2004). Asimismo, estos resultados muestran que la adsorción de As (III) en carbón activado se ajusta al modelo de Freundlich debido a que el valor de R^2 es de 0.918.

4.6.3. Comparación entre la Isoterma de Langmuir y Freundlich

En el gráfico de la Figura 33 se muestra el ajuste de los datos experimentales con los modelos de isotermas de Langmuir y Freundlich. Observándose un mejor ajuste del modelo de Freundlich con los datos experimentales ($R^2=0.97$).

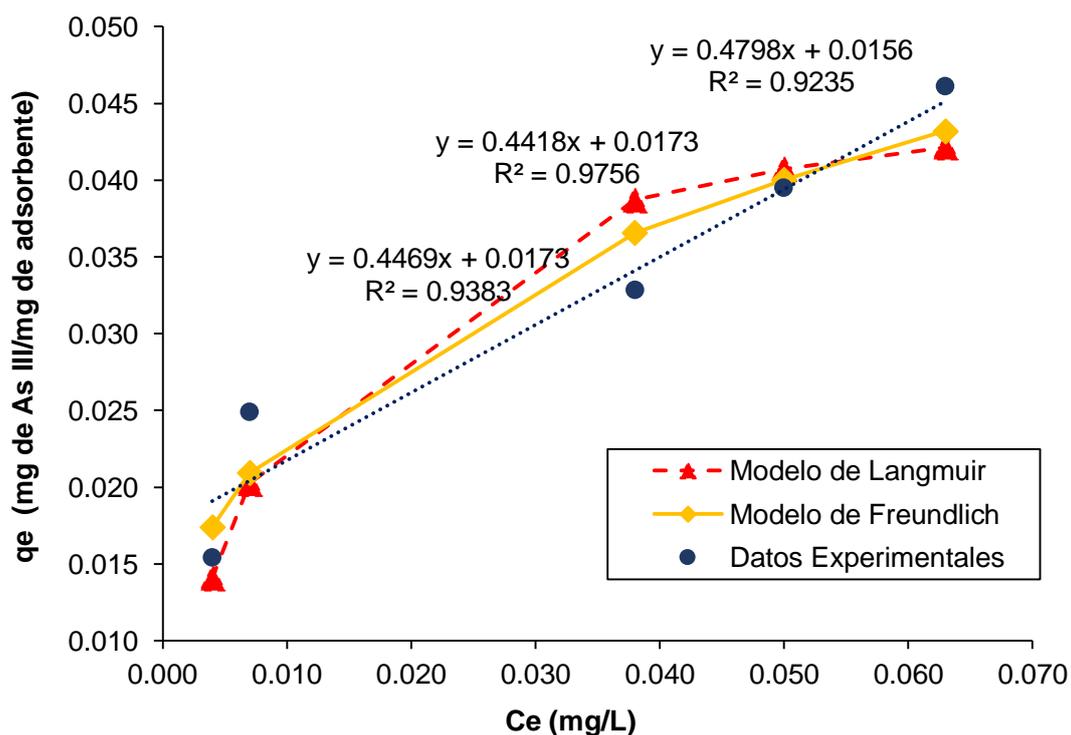


Figura 33. Ajuste de los datos experimentales de la adsorción de As (III) en carbón activado a los modelos de Langmuir y Freundlich

Tabla 29. T-test de variables independientes para la capacidad de adsorción de las isothermas de Langmuir y Freundlich

Grupo 1 vs Grupo 2	Media Grupo 1	Media Grupo 2	t-valor	df	P
E vs. L	0.031850	0.047715	-2.89470	8	0.020054
E vs. F	0.031850	0.023244	0.77484	8	0.460722

Asimismo, la Tabla 29 muestra que existe diferencia significativa ($p < 0.05$) entre las capacidades de adsorción de As (III) (q_e) de los datos experimentales e Isotherma de Langmuir. Sin embargo, no existe diferencia significativa ($p > 0.05$) entre los datos experimentales entre las capacidades de adsorción de As (III) (q_e) de los datos experimentales e Isotherma de Freundlich. Por lo tanto, esto afirma que el modelo de Freundlich presenta un mejor ajuste a los datos experimentales. Es decir, la adsorción de As (III) puede ser por multicapa.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

- El modelo cinético de pseudo segundo orden y la isoterma de Freundlich presentan un alto grado de ajuste a los datos experimentales de la presente investigación; lo cual indica que el proceso de adsorción de iones de As (III) mediante nanoporos de carbón activado es controlado por mecanismos fisicoquímicos llevados a cabo en los diferentes sitios de adsorción presentes en la superficie del carbón activado.
- La activación de los lodos orgánicos de aguas residuales con cloruro de zinc permitió obtener la formación de nanoporos con un tamaño promedio de 86.7 ± 12.41 nm sobre la superficie del carbón activado, incrementando de esta manera la capacidad de adsorción de los iones de As (III) debido al aumento del área superficial de la partícula del adsorbente.
- El carbón activado sintetizado tiene una superficie nanoporosa con presencia de grupos funcionales como hidroxilo, carboxilo y alquenos. Además, contiene enlaces covalentes, los cuales demuestran que la adsorción de iones de As (III) en agua son adsorbidos mediante un proceso químico.
- Mediante los ensayos cinéticos y los diseños estadísticos se determinó que la dosis óptima de carbón activado y el tiempo de contacto óptimo para la adsorción de iones de As (III) fueron de 16 g/L y 24 horas, respectivamente
- Del estudio cinético se determinó que el proceso de adsorción se ajusta al modelo de pseudo-segundo orden, lo cual permite establecer que la adsorción

de iones de As (III) es el resultado de la interacción física y química del metal sobre la superficie del carbón activado.

- De acuerdo a la correlación de los datos experimentales con los modelos de Langmuir y Freundlich, se evidenció que los datos experimentales se ajustan a ambos modelos. No obstante, el mejor ajuste de datos se logró con el modelo de Freundlich, esto indicaría que el proceso de adsorción de As (III) se lleva a cabo en centros energéticamente heterogéneos, donde los sitios de adsorción con la misma energía de interacción entre adsorbato y adsorbente se encuentran agrupados en diferentes capas.
- El carbón activado elaborado a partir de lodos orgánicos de aguas residuales presentó una eficiencia del 98.4% en la adsorción de iones de As (III) logrando reducir la concentración de este metal hasta 0.04 mg/L, valor que se encuentra por debajo del LMP establecido por la OMS para el consumo de agua.

5.2. Recomendaciones

- Estudiar la capacidad de adsorción de As (III) de carbones activados elaborados a partir de lodos orgánicos de aguas residuales con diferentes tipos de agentes químicos activantes.
- Estudiar la influencia del pH, temperatura y tamaño de partícula en el proceso de adsorción de iones de As (III) mediante carbones activados derivados de lodos orgánicos.
- Ampliar el estudio de la caracterización fisicoquímica de los carbones mediante el análisis de método Boehm y el modelo de Brunauer Emmett Telle (BET) para poder comprender mejor las interacciones adsorbato-adsorbente involucradas en los procesos.

CAPÍTULO VI

REFERENCIAS

- Abechi, E. S., Gimba, C. E., Uzairu, A., & Kagbu, J. A. (2011). Kinetics of adsorption of methylene blue onto activated carbon prepared from palm kernel shell. *Scholars Research Library*, 3(1), 154–164. Retrieved from www.scholarsresearchlibrary.com
- Agrafioti, E., Kalderis, D., & Diamadopoulos, E. (2014). Arsenic and chromium removal from water using biochars derived from rice husk, organic solid wastes and sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, 133, 309–314. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.007>
- Aguirre Achaquihui, N. Y. (2017). *Adsorción de metales pesados (Pb y As) con carbon activado a partir de semillas de eucalipto (Eucalyptus globulus)*. Universidad Nacional del Altiplano. https://doi.org/10.1007/8904_2014_350
- Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M. (2016). Sustainable management of water treatment sludge through 3 “R” concept. *Journal of Cleaner Production*, 124, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.073>
- Ahmaruzzaman, M. (2008). Adsorption of phenolic compounds on low-cost adsorbents : A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 143, 48–67. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2008.07.002>
- Allen, S. J., McKay, G., & Porter, J. F. (2004). Adsorption isotherm models for basic dye adsorption by peat in single and binary component systems, 280, 322–333. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.08.078>
- Alvarez, J., Lopez, G., Amutio, M., Bilbao, J., & Olazar, M. (2016). Preparation of adsorbents from sewage sludge pyrolytic char by carbon dioxide activation. *Process Safety and Environmental Protection*, 103, 76–86.

<https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.06.035>

APHA-AWWA-WEF. (2006). *Part 9221 B. Multiple-tube Fermentation Technique For Members Of The Coliform Group. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd Edition.*

APHA-AWWA-WEF. (2017). *SMEWW – APHA-AWWA-WEF Part. 3114 B y C, 23rd Ed. 2017. Arsenic and Selenium by Hydride Generation / Atomic Absorption Spectrometry; Continuous Hydride Generation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd Edition.*

Argos, M., Kalra, T., Rathouz, P. J., Chen, Y., Pierce, B., Parvez, F., ... Ahsan, H. (2010). Arsenic exposure from drinking water, and all-cause and chronic-disease mortalities in Bangladesh (HEALS): A prospective cohort study. *The Lancet*, 376(9737), 252–258. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(10\)60481-3](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(10)60481-3)

Arslanoglu, F. N., Kar, F., & Arslan, N. (2005). Adsorption of dark coloured compounds from peach pulp by using powdered-activated carbon. *Journal of Food Engineering*, 71, 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2004.10.029>

Attallah, M. F., Ahmed, I. M., & Hamed, M. M. (2013). Treatment of industrial wastewater containing Congo Red and Naphthol Green B using low-cost adsorbent, 1106–1116. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0947-4>

Aylas Orejón, E. J. (2018). *Estudio de la adsorción de fenol, 4-nitrofenol y 4-clorofenol utilizando carbón activado modificado con cobre. Pontificia Universidad Católica del Perú.* Pontificia Universidad Católica del Perú. Retrieved from <http://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/123456789/11521>

Ayres, R., & Mara, D. (1997). *Análisis de agua residuales para su uso en la agricultura.*

Bansal, R. C., Donet, J. B., & Stoeckli, F. (1988). A review of: "Active Carbon." *Journal*

of Dispersion Science and Technology, 11(3), 1.

Bansal, R. C., Stoeckli, J. B. D. and F., & Dekker, M. (1990). A review of: "Active Carbon."

Journal of Dispersion Science and Technology, 11(3), 323–325.

<https://doi.org/10.1080/01932699008943255>

Bazrafshan, E., Faridi, H., Mostafapour, F. K., & Mahvi, A. H. (2013). Removal of arsenic from aqueous environments using moringa peregrina seed extract as a natural coagulant. *Asian Journal of Chemistry*, 25(7), 3557–3561.

Bellamri, N., Morzadec, C., Fardel, O., & Vernhet, L. (2018). Arsenic and the immune system. *Current Opinion in Toxicology*, 10, 60–68.

<https://doi.org/10.1016/j.cotox.2018.01.003>

Biniak, S., Świątkowski, A., & Pakuła, M. (2001). Electrochemical Studies of Phenomena at Active Carbon- Electrolyte Solution Interfaces. *Chemistry and Physics of Carbon, a Series of Advances*, 27(January 2001), 126–216.

Björklund, K., & Li, L. Y. (2017). Adsorption of organic stormwater pollutants onto activated carbon from sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, 197, 490–497. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.011>

Blanchard, G., Maunaye, M., & Martin, G. (1984). Removal of heavy metals from waters by means of natural zeolites, 18(12), 1501–1507.

Blas Corso, H. Y. (2016). *Aplicación del carbón activado de la cáscara de coco para adsorber hierro y manganeso en las aguas del río San Luís- Prov. Carlos Fermín Fitzcarrald – Ancash 2016*. Universidad Cesar Vallejo.

Bundschuh, J., Armienta, M. A., Birkle, P., Bhattacharya, Prosun Matschullat, J., & Mukherjee, A. B. (2008). *Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America*. (A. B. Bundschuh, Jochen; Armienta, M. A.; Birkle, Peter; Bhattacharya, Prosun;

Matschullat, Jörg; Mukherjee, Ed.) (CRC Press/). London: CRC Press/Balkeman.

Caballero, J. A., Front, R., Marcilla, A., & Conesa, J. A. (1997). Characterization of sewage sludges by primary and secondary pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 40–41, 433–450. [https://doi.org/10.1016/S0165-2370\(97\)00045-4](https://doi.org/10.1016/S0165-2370(97)00045-4)

Castro de Esparza, M. (2006). The presence of arsenic in drinking water in Latin America and its effect on public health. In *Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America* (pp. 17–29). Ciudad de Mexico. Retrieved from <http://bvspers.paho.org/bvsacd/cd51/arsenic-presence.pdf>

Chaker, M. (2008). Applicability of some statistical tools to predict optimum adsorption isotherm after linear and non-linear regression analysis, 153, 207–212. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.08.038>

Chakraborti, D. (2016). *Is WHO guideline value of arsenic in drinking water 10 ppb in the developing countries safe to drink?* (Vol. 1). Bengala Occidental. <https://doi.org/10.4103/2456-1975.183289>

Cheung, W. H., Szeto, Y. S., & McKay, G. (2007). Intraparticle diffusion processes during acid dye adsorption onto chitosan, 98, 2897–2904. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.09.045>

Chiang, P. C., & You, J. H. (1987). Use of sewage sludge for manufacturing adsorbents. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 65(6), 922–927. <https://doi.org/10.1002/cjce.5450650606>

Collacci, A. (2018). La situación de aguas residuales en Lima.

Cota-Espericueta, A. D., & Ponce-Corral, C. (2008). Eliminación de bacterias patógenas en lodos residuales durante el secado solar. *Revista Internacional Contaminación*

Ambiental, 26(1), 161–170.

Dabbs, D. M., & Aksay, I. A. (2000). Self-assembled ceramics produced by complex-fluid templation.

De Gisi, S., Lofrano, G., Grassi, M., & Notarnicola, M. (2016). Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. *Sustainable Materials and Technologies*, 9, 10–40. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2016.06.002>

Dean, S., Mansoori, G., & Fauzi Soelaiman, T. (2005). Nanotechnology — An Introduction for the Standards Community. *Journal of ASTM International*, 2(6), 13110. <https://doi.org/10.1520/jai13110>

Devi, P., & Saroha, A. K. (2017a). Science of the Total Environment Utilization of sludge based adsorbents for the removal of various pollutants: A review. *Science of the Total Environment*, 578, 16–33. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.220>

Devi, P., & Saroha, A. K. (2017b). Utilization of sludge based adsorbents for the removal of various pollutants: A review. *Science of the Total Environment*, 578, 16–33. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.220>

DIGESA. (2009). Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano. *Dirección General de Salud Ambiental Del Ministerio de Salud*. Retrieved from http://www.digesa.minsa.gob.pe/publicaciones/descargas/reglamento_calidad_agua.pdf

Duman, G., Onal, Y., Okutucu, C., Onenc, S., & Yanik, J. (2009). Production of activated carbon from pine cone and evaluation of its physical, chemical, and adsorption properties. *Energy and Fuels*, 23(4), 2197–2204. <https://doi.org/10.1021/ef800510m>

- Dundar, M., Nuhoglu, C., & Nuhoglu, Y. (2008). Biosorption of Cu(II) ions onto the litter of natural trembling poplar forest. *Journal of Hazardous Materials*, 151(1), 86–95. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.05.055>
- Duque, P., & Gracia-Fadrique, J. (2015). Van der Waals, más que una ecuación cúbica de estado. *Educación Química*, 26(3), 187–194. <https://doi.org/10.1016/j.eq.2015.05.003>
- EPA. (1994). *Method 200.7, Revision 4.4: Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry*. *Deutsche Medizinische Wochenschrift* (Vol. 126). <https://doi.org/10.1055/s-2001-15700>
- Febrianto, J., Natasia, A., Sunarso, J., Ju, Y., Indraswati, N., & Ismadji, S. (2009). Equilibrium and kinetic studies in adsorption of heavy metals using biosorbent: A summary of recent studies, 162, 616–645. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.042>
- Ferrando, R., Jellinek, J., & Johnston, R. L. (2008). Nanoalloys: From Theory to Applications of Alloy Clusters and Nanoparticles, 108(3).
- Fiestas Eca, M. S., & Millones Ñiquen, A. L. (2019). *Influencia de la concentración y el tiempo de contacto del carbon activado de cascara de coco en la remoción de arsenico de aguas subterráneas de Morrope*. Universidad Nacional Pedro Ruiz Gallo.
- Flores, J., Ly, M., Tapia, N., & Maldonado, H. (2001). Biosorción con quitosano: estudios de equilibrio. *Revista de Química*, 15.
- Freundlich, H. (1907). Über die adsorption in Lösungen. *Zeitschrift Für Physikalische Chemie*, 57(1), 385–470. <https://doi.org/10.1515/zpch-1907-5723>

- Fritz Stoeckli, H. (1990). *Microporous carbons and their characterization: The present state of the art. Carbon.*
- Gadd, G. M. (2009). Biosorption: Critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 84(1), 13–28. <https://doi.org/10.1002/jctb.1999>
- Gallegos-Garcia, M., Ramírez-Muñiz, K., & Song, S. (2012). Arsenic removal from water by adsorption using iron oxide minerals as adsorbents: A review. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review*, 33(5), 301–315. <https://doi.org/10.1080/08827508.2011.584219>
- Garcés Jaraba, L. E., & Coavas Romero, S. C. (2012). *Evaluación de la capacidad de adsorción (Citrus sinensis) modificada con quitosano para la remoción de Cr (VI) en aguas residuales. Universidad de Cartagena Facultad de Ingenierías. Universidad de Cartagena.* <https://doi.org/10.1590/S0101-20612006000400017>
- García-Rojas, N., Villanueva-Díaz, P., Campos-Medina, E., & Velázquez-Rodríguez, A. (2012). Análisis de la adsorción como método de pulimento en el tratamiento de aguas residuales. *Quivera*, 14, 109–129.
- Geethakarthy, A., & Phanikumar, B. R. (2011). Adsorption of reactive dyes from aqueous solutions by tannery sludge developed activated carbon : Kinetic and equilibrium studies, 8(3), 561–570.
- George, C. M., Sima, L., Arias, M. H. J., Mihalic, J., Cabrera, L. Z., Danz, D., ... Gilman, R. H. (2014). Arsenic exposure in drinking water: an unrecognized health threat in Peru. *Bulletin of the World Health Organization*, 92(8), 565–572. <https://doi.org/10.2471/BLT.13.128496>
- Gerente, C., Lee, V. K. C., Le Cloirec, P., & McKay, G. (2007). Application of chitosan

- for the removal of metals from wastewaters by adsorption - Mechanisms and models review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(1), 41–127. <https://doi.org/10.1080/10643380600729089>
- Giles, C. H., & Smith, D. (1974). A General Treatment and Classification of the Solute Adsorption Isotherm. *Journal of Colloid and Interface Science*, 47(3), 755–765.
- Gobi, K., Mashitah, M. D., & Vadivelu, V. M. (2011). Adsorptive removal of Methylene Blue using novel adsorbent from palm oil mill effluent waste activated sludge: Equilibrium, thermodynamics and kinetic studies. *Chemical Engineering Journal*, 171(3), 1246–1252. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.036>
- Gong, X. J., Li, W. G., Zhang, D. Y., Fan, W. B., & Zhang, X. R. (2015). Adsorption of arsenic from micro-polluted water by an innovative coal-based mesoporous activated carbon in the presence of co-existing ions. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 102, 256–264. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.01.007>
- Granados, F., & Jiménez-Becerril, J. (2004). Adsorption of Co^{2+} on hydrous manganese oxide powder from aqueous solution. *Radiochimica Acta*, 92(2), 105–109. <https://doi.org/10.1524/ract.92.2.105.27459>
- Guangyin, Z., & Youcai, Z. (2016). Sewage Sludge Generation and Characteristics. *Pollution Control and Resource Recovery*, 1–11. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-811639-5.00001-2>
- Guo, J., Song, Y., Ji, X., Ji, L., Cai, L., Wang, Y., ... Song, W. (2019). Preparation and characterization of nanoporous activated carbon derived from prawn shell and its application for removal of heavy metal ions. *Materials*, 12(2). <https://doi.org/10.3390/ma12020241>
- Gupta, S. Sen, & Bhattacharyya, K. G. (2011). Kinetics of adsorption of metal ions on

- inorganic materials : A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 162(1–2), 39–58. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.12.004>
- Haghseresht, F., & Lu, G. Q. (1998). Adsorption Characteristics of Phenolic Compounds onto Coal-Reject-Derived Adsorbents, (6), 1100–1107.
- Hayeeye, F., Sattar, M., Tekasakul, S., & Sirichote, O. (2014). Adsorption of Rhodamine B on activated carbon obtained from pericarp of rubber fruit in comparison with the commercial activated carbon. *Songklanakarin Journal of Science and Technology*, 36(2), 177–187.
- He, J., & Chen, J. P. (2014). A comprehensive review on biosorption of heavy metals by algal biomass : materials , performances , chemistry , and modelling simulation tools. *Bioresource Technology*, 160, 67–78. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.068>
- Ho, Y. S., & McKay, G. (2000). The kinetics of sorption of divalent metal ions onto sphagnum moss peat, 34(3).
- Internacional The Agency for Research on cancer, I. (2012). *Arsenic, Metals, Fibres and Duts* (Vol. 100). Lyon.
- Janqui Guzman, G. (2018). *Remocion de molibdeno del agua del rio challhuahuacho de cotabambas-apurimac con carbon activado de tusa de maiz (zea mays)*. Universidad Nacional del Altiplano.
- Kadirvel, R., Sundaram, K., Mani, S., Samuel, S., Elango, N., & Panneerselvam, C. (2007). Supplementation of ascorbic acid and α -tocopherol prevents arsenic-induced protein oxidation and DNA damage induced by arsenic in rats. *Human and Experimental Toxicology*, 26(12), 939–946. <https://doi.org/10.1177/0960327107087909>

- Kannan, N., & Sundaram, M. M. (2001). Kinetics and mechanism of removal of methylene blue by adsorption on various carbons — a comparative study, *51*, 25–40.
- Kim, Y., Kim, C., & Yi, J. (2004). Arsenic Removal Using Mesoporous Alumina Prepared via a Templating Method. *Environmental Science and Technology*, *38*(3), 924–931.
- Kord Mostafapour, F., Bazrafshan, E., Farzadkia, M., & Amini, S. (2013). Arsenic removal from aqueous solutions by salvadora persica stem ash. *Journal of Chemistry*, *2013*(Mcl). <https://doi.org/10.1155/2013/740847>
- Korte, N. E., & Fernando, Q. (1991). A Review of Arsenic (III) in Groundwater. *Critical Reviews in Environmental Control*, *21*(1), 1–39. <https://doi.org/10.1080/10643389109388408>
- Krishnani, K. K., Meng, X., Christodoulatos, C., & Boddu, V. M. (2008). Biosorption mechanism of nine different heavy metals onto biomatrix from rice husk. *Journal of Hazardous Materials*, *153*(3), 1222–1234. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.113>
- Lagergren, S. (1898). Zur theorie der sogenannten adsorption geloster stoffe. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens*, *24*, 1–39.
- Langmuir, I. (1916). The constitution and fundamental properties of solids and liquids. *Research Laboratory of the General Electric*, *252*.
- Langmuir, I. (1918). The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Research Laboratory of the General Electric*, *345*.
- Li, J., Xing, X., Li, J., Shi, M., Lin, A., Xu, C., ... Li, R. (2018). Preparation of thiol-functionalized activated carbon from sewage sludge with coal blending for heavy metal removal from contaminated water. *Environmental Pollution*, *234*, 677–683.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.102>

Li, Y., Lee, N., Hwang, D., Song, J. S., Lee, E. G., & Kim, S. (2004). Synthesis and Characterization of Nano Titania Powder with High Photoactivity for Gas-Phase Photo-oxidation of Benzene from TiOCl_2 Aqueous Solution at Low Temperatures, (11), 10838–10844.

Lillo-Ródenas, M. A., Cazorla-Amorós, D., & Linares-Solano, A. (2005). Behaviour of activated carbons with different pore size distributions and surface oxygen groups for benzene and toluene adsorption at low concentrations. *CARBON*, 43, 1758–1767. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2005.02.023>

Liu, Q. S., Zheng, T., Wang, P., & Guo, L. (2010). Preparation and characterization of activated carbon from bamboo by microwave-induced phosphoric acid activation. *Industrial Crops and Products*, 31(2), 233–238. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2009.10.011>

Liu, Y., & Liu, Y. J. (2008). Biosorption isotherms, kinetics and thermodynamics. *Separation and Purification Technology*, 61(3), 229–242. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.10.002>

Lu, G. Q., & Lau, D. D. (1996). Characterisation of sewage sludge-derived adsorbents for H_2S removal. Part 2: Surface and pore structural evolution in chemical activation. *Gas Separation and Purification*, 10(2), 103–111. [https://doi.org/10.1016/0950-4214\(96\)00011-4](https://doi.org/10.1016/0950-4214(96)00011-4)

Madhava Rao, M., Ramesh, A., Purna Chandra Rao, G., & Sessaiah, K. (2006). Removal of copper and cadmium from the aqueous solutions by activated carbon derived from *Ceiba pentandra* hulls. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1–3), 123–129. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.018>

- Mandal, P. (2017). An insight of environmental contamination of arsenic on animal health. *Emerging Contaminants*, 3(1), 17–22. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2017.01.004>
- Manrique Pino, P. L. (2013). *Optimizacion de la produccion de carbon activado a partir de cascarilla de arroz y uso en la adsorcion*. Universidad católica de santa maría.
- Marsh, H., & Rodríguez-Reinoso, F. (2007). Characterization of Activated Carbon. In *Activated Carbon* (pp. 143–242). <https://doi.org/10.1016/b978-008044463-5/50018-2>
- Maya, C., Torner-Morales, F. J., Lucario, E. S., Hernández, E., & Jiménez, B. (2012). Viability of six species of larval and non-larval helminth eggs for different conditions of temperature, pH and dryness. *Water Research*, 46(15), 4770–4782. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.06.014>
- Mayta Casas, C. M. (2017). *Elaboracion de carbon activado a partir de lodos residuales*. Universidad Nacional Tecnológica de Lima Sur. Universidad Nacional Tecnológica de Lima Sur. Retrieved from <http://repositorio.untels.edu.pe/handle/UNTELS/166>
- Menéndez-Díaz, J. ., & Martín-Gullón, I. (2006). Types of Carbon Adsorbents and their Properties. *Interface Science and Technology*, 7, 1–47.
- Merrikhpour, H., & Jalali, M. (2012). Waste calcite sludge as an adsorbent for the removal of cadmium , copper , lead , and zinc from aqueous solutions, 14, 845–855. <https://doi.org/10.1007/s10098-012-0450-0>
- Metcalf, & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*. New York: McGraw-Hill.
- Ministerio de Vivienda construccion y saneamiento. (2018). Protocolo de monitoreo de biosólidos.

- Ministerio de Vivienda Construcción y Saneamiento [MVCS]. (2017). Política Nacional de Saneamiento. *Diario Oficial El Peruano*.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Mirsasaani, S. S., Hemati, M., Dehkord, E. S., Yazdi, G. T., & Poshtiri, D. A. (2019). *Nanotechnology and nanobiomaterials in dentistry. Nanobiomaterials in Clinical Dentistry*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-815886-9.00002-4>
- Monsalvo, V. M., Mohedano, A. F., & Rodriguez, J. J. (2011). Activated carbons from sewage sludge. Application to aqueous-phase adsorption of 4-chlorophenol. *Desalination*, 277(1–3), 377–382. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.04.059>
- Mudarra Valdivia, J. D. (2016). *Efecto del carbón activado de la cáscara de coco, reforzado con iones cúpricos, en la remoción de soluciones cianuradas*. Universidad Cesar Vallejo.
- Nader, E., & Mansoori, G. A. (2014). Reliability for Drug Targeting In Cancer Treatment through (A Psychometric Approach). *International Journal of Medical Nano Research*, 1, 1–5.
- Nasrollahzadeh, M., Sajadi, S. M., & Sajjadi, M. (2019). *An Introduction to Nanotechnology. An Introduction to Green Nanotechnology* (1st ed., Vol. 28). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813586-0.00001-8>
- National Science and technology Council. (2000). *National nanotechnology Initiative: the initiative and its implementation plan*. Washington DC.
- Naujokas, M., & Anderson, B. (2013). The broad scope of health effects from chronic arsenic exposure: update on a worldwide public health problem. *Environmental Health ...*, 121(3), 295–303. <https://doi.org/10.1289/ehp.1205875>
- Obregón, D. (2012). *Estudio comparativo de la capacidad de adsorción de cadmio*

utilizando carbones activados preparados a partir de semillas de aguaje y de aceituna. Pontificia universidad catolica del Perú.

OMS. (2006). *Guidelines for Drinking-water Quality*. OMS (Vol. 23).
[https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(00\)00006-6](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00006-6)

Özer, A., & Özer, D. (2003). Comparative study of the biosorption of Pb(II), Ni(II) and Cr(VI) ions onto *S. cerevisiae*: Determination of biosorption heats. *Journal of Hazardous Materials*, 100(1–3), 219–229. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(03\)00109-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(03)00109-2)

Park, E. S., Kang, B. S., & Kim, J. S. (2008). Recovery of oils with high caloric value and low contaminant content by pyrolysis of digested and dried sewage sludge containing polymer flocculants. *Energy and Fuels*, 22(2), 1335–1340.
<https://doi.org/10.1021/ef700586d>

Perez, R. A., & Mestres, G. (2016). Role of pore size and morphology in musculo-skeletal tissue regeneration. *Materials Science & Engineering C*, 61, 922–939.
<https://doi.org/10.1016/j.msec.2015.12.087>

Plazinski, W., Rudzinski, W., & Plazinska, A. (2009). Theoretical models of sorption kinetics including a surface reaction mechanism : A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 152(1–2), 2–13. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2009.07.009>

Putro, J. N., Kurniawan, A., Ismadji, S., & Ju, Y. (2017). Nanocellulose based biosorbents for wastewater treatment: Study of isotherm, kinetic, thermodynamic and reusability. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*.
<https://doi.org/10.1016/j.enmm.2017.07.002>

Raji, C., & Anirudhan, T. S. (1997). Kinetics of Pb (II) adsorption by polyacrylamide grafted sawdust. *Indian Journal of Chemical Technology*, 4, 157–162.

- Ravenscroft, P. (2007). *Predicting the global extent of arsenic pollution of groundwater and its potential impact on human health*. United Nations Children's Fund. New York. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:predicting+the+global+extent+of+arsenic+pollution+of+groundwater+and+its+potential+impact+on+human#0>
- Ravenscroft, P., Brammer, H., & Richards, K. (2009). *Arsenic Pollution: A Global Synthesis*. (P. Ravenscroft, H. Brammer, & K. Richards, Eds.). Pondicherry: Blackwell.
- Redlich, O., & Peterson, D. (1958). A useful adsorption isotherm. *Shell Development Company*, 63, 1958.
- Rio, S., Faur-Brasquet, C., Coq, L. Le, Courcoux, P., & Cloirec, P. Le. (2005). Experimental design methodology for the preparation of carbonaceous sorbents from sewage sludge by chemical activation - Application to air and water treatments. *Chemosphere*, 58(4), 423–437. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.06.003>
- Rojas-Morales, J. L., Gutiérrez-González, E. C., & Colina-Andrade, G. de J. (2016). Obtención y caracterización de carbón activado obtenido de lodos de plantas de tratamiento de agua residual de una industria avícola. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 17(4), 453–462. <https://doi.org/10.1016/j.riit.2016.11.005>
- Rozada, F., Otero, M., Morán, A., & García, A. I. (2008). Adsorption of heavy metals onto sewage sludge-derived materials. *Bioresource Technology*, 99(14), 6332–6338. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.015>
- Ruiz Menendez, A. P. (2018). *Obtencion de carbon activado a partir de cascara de naranja (Citrus sinensis L. Obseck) y su aplicacion como adsorbente de plomo (II)*

en disolucion acuosa. Universidad Nacional Agraria la Molina.

Rulkens, W. (2008). Sewage sludge as a biomass resource for the production of energy: Overview and assessment of the various options. *Energy and Fuels*, 22(1), 9–15. <https://doi.org/10.1021/ef700267m>

Ruthven, D. M. (1984). *Principles of Adsorption and Adsorption Processes* (Wiley). New York.

Sales, A., Rodrigues, F., Souza, D., & Rosa, C. (2011). Mechanical properties of concrete produced with a composite of water treatment sludge and sawdust. *Construction and Building Materials*, 25(6), 2793–2798. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2010.12.057>

Sambu, S., & Wilson, R. (2008). Arsenic in food and water – a brief history. *Toxicology and Industrial Health*. <https://doi.org/10.1177/0748233708094096>

Sanchez Bed'pon, S. (2017). *Adsorción de Arsenico de efluente textil con carbon activado obtenido a partir de residuos de tela de algodón en la industria textil Corporacion Wama S.A.C*. Universidad Cesar Vallejo.

Santos, K. (2013). *Biosorción de metales pesados empleando lodos activados*. Universidad Nacional de Ingeniería.

Satinder, A. (2008). The problem of arsenic contamination of groundwater. In S. Ahuja (Ed.), *Arsenic Contamination of Groundwater: Mechanism, Analysis and Remediation* (Vol. 1, pp. 5–6). A JOHN WILEY & SONS, INC. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2044.1987.tb05343.x>

Shafique, U., Ijaz, A., Salman, M., Zaman, W. uz, Jamil, N., Rehman, R., & Javaid, A. (2012). Removal of arsenic from water using pine leaves. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 43(2), 256–263.

<https://doi.org/10.1016/j.jtice.2011.10.006>

Shukla, S. R., Pai, R. S., & Shendarkar, A. D. (2006). Adsorption of Ni(II), Zn(II) and Fe(II) on modified coir fibres. *Separation and Purification Technology*, 47(3), 141–147. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.06.014>

Soto Parrera, K. A. (2017). *Efecto del carbón activado de la theobroma cacao en la adsorción de hierro del agua del río Moche, 2017*. Universidad César Vallejo.

Stammbach, M. R., Kraaz, B., Hagenbucher, R., & Richarz, W. (1989). Pyrolysis of Sewage Sludge in a Fluidized Bed. *Energy and Fuels*, 3(2), 255–259. <https://doi.org/10.1021/ef00014a022>

SUNASS. (2014). *Diagnostico de las plantas de tratamiento de aguas residuales en el ambito de las operación de las entidades prestadoras de servicios de saneamiento*. Lima.

Taty-costodes, V. C., Fauduet, H., Porte, C., & Delacroix, A. (2003). Removal of Cd (II) and Pb (II) ions , from aqueous solutions , by adsorption onto sawdust of Pinus sylvestris, 105, 121–142. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2003.07.009>

Tavares, D. S., Lopes, C. B., Coelho, J. P., Sánchez, M. E., Garcia, A. I., Duarte, A. C., ... Pereira, E. (2012). Removal of arsenic from aqueous solutions by sorption onto sewage sludge-based sorbent. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223(5), 2311–2321. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-1025-0>

Tefera, D. T., Jahandar Lashaki, M., Fayaz, M., Hashisho, Z., Philips, J. H., Anderson, J. E., & Nichols, M. (2013). Two-dimensional modeling of volatile organic compounds adsorption onto beaded activated carbon. *Environmental Science and Technology*, 47(20), 11700–11710. <https://doi.org/10.1021/es402369u>

Temkin, M., & Pyzhev, V. (1940). Kinetics of Ammonia Synthesis on Promoted Iron

Catalysts. *Acta Physicochimica URSS*, 12, 217–222.

Tran, H. N., You, S. J., Hosseini-Bandegharai, A., & Chao, H. P. (2017). Mistakes and inconsistencies regarding adsorption of contaminants from aqueous solutions: A critical review. *Water Research*, 120, 88–116. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.014>

Urbain, K., Aimé, S., Jacques, A., & Albert, T. (2013). Adsorption of iron and zinc on commercial activated carbon. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 5(6), 168–171. <https://doi.org/10.5897/JECE2013.0264>

Urbain, V., Block, J. C., & Manem, J. (1993). Bioflocculation in activated sludge: an analytic approach. *Water Research*, 27(5), 829–838.

Utgikar, V., Chen, B. Y., Tabak, H. H., Bishop, D. F., & Govind, R. (2000). Treatment of acid mine drainage: I. Equilibrium biosorption of zinc and copper on non-viable activated sludge. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 46(1), 19–28. [https://doi.org/10.1016/S0964-8305\(00\)00053-6](https://doi.org/10.1016/S0964-8305(00)00053-6)

Vijayaraghavan, K., Padmesh, T. V. N., Palanivelu, K., & Velan, M. (2006). Biosorption of nickel (II) ions onto *Sargassum wightii* : Application of two-parameter and three-parameter isotherm models, 133, 304–308. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.10.016>

Vijayaraghavan, K., & Yun, Y.-S. (2008). Bacterial biosorbents and biosorption. *Biotechnology Advances*, 26(3), 266–291. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.02.002>

Wang, X. J., Xu, X. M., Liang, X., Wang, Y., Liu, M., Wang, X., ... Zhang, Y. L. (2011). Adsorption of copper(II) onto sewage sludge-derived materials via microwave irradiation. *Journal of Hazardous Materials*, 192(3), 1226–1233.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.06.030>

Weber, J., Morris, J., & Sanit, J. (1963). Kinetics of Adsorption on Carbon from Solution. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 89, 31–38.

Weber, W. (1979). *Control de la calidad del agua: procesos fisicoquímicos* (Editorial). Barcelona.

WHO, W. H. O. (2001). *Arsenic and Arsenic Compunds*. Chennai. <https://doi.org/NLM>
Classification: QV 294

WHO, W. H. O. (2003). *Arsenic in Drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization. Geneva.

Wongrod, S., Simon, S., van Hullebusch, E. D., Lens, P. N. L., & Guibaud, G. (2018). Changes of sewage sludge digestate-derived biochar properties after chemical treatments and influence on As(III and V) and Cd(II) sorption. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 135(August), 96–102.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2018.10.001>

Xi, X., & Guo, X. (2013). Preparation of bio-charcoal from sewage sludge and its performance on removal of Cr (VI) from aqueous solutions. *Journal of Molecular Liquids*, 183(100), 26–30. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2013.03.020>

Xia, D., Tan, F., Zhang, C., Jiang, X., Chen, Z., Li, H., ... Wang, Y. (2016). ZnCl₂ - activated biochar from biogas residue facilitates aqueous As(III) removal. *Applied Surface Science*, 377, 361–369. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2016.03.109>

Xue, Y., & Mansoori, G. A. (2010). Self-Assembly of Diamondoid Molecules and Derivatives (MD Simulations and DFT Calculations), 288–303.
<https://doi.org/10.3390/ijms11010288>

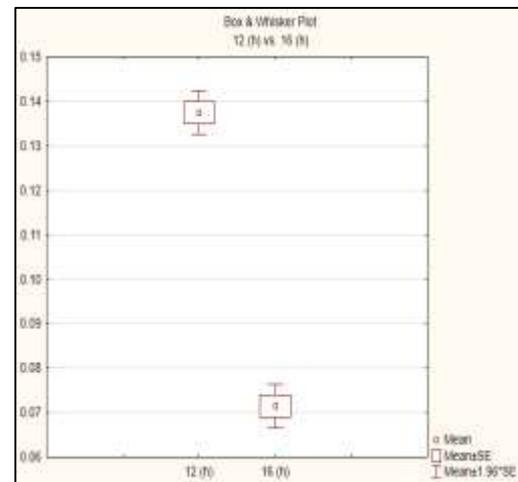
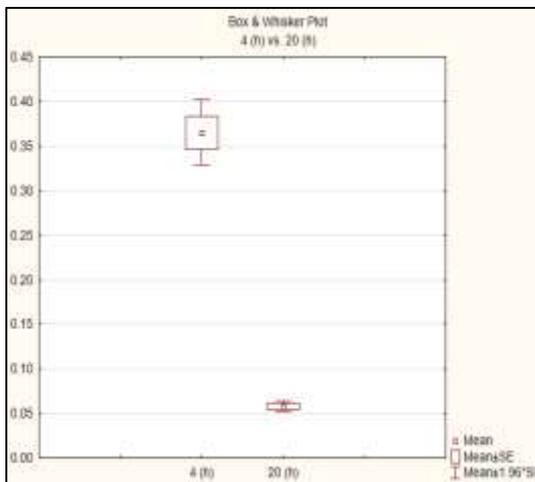
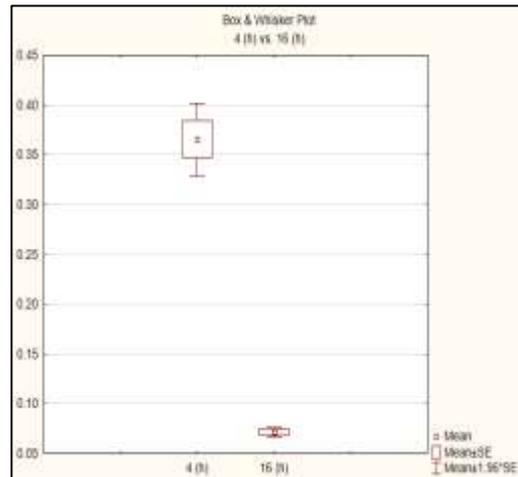
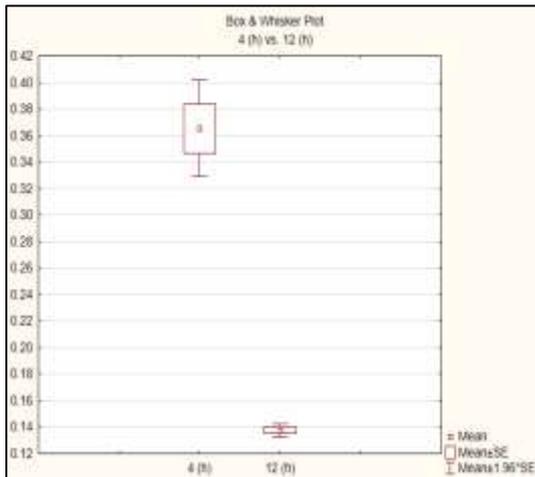
- Yachas Tena, E. J. (2019). *Grado de eficacia del carbón activado de la cáscara de coco, en la absorción del hierro y plomo del agua de consumos de los estudiantes de la I.E. San Andrés de Paragsha - Simón Bolívar 2018*. Universidad Nacional Daniel Alcides Carrión.
- Yance Sayas, O., & Zárate Salazar, A. C. (2008). *Carbones activados de cascaras de coco: sintesis, caracterizacion y aplicacion en la adsrocion de plomo y mercurio desde soluciones acuosas*. Universidad Nacional del Centro del Perú.
- Yang, C., Wang, J., Lei, M., Xie, G., Zeng, G., & Luo, S. (2010). Biosorption of zinc (II) from aqueous solution by dried activated sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 22(5), 675–680. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60162-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60162-5)
- Yao, S., Liu, Z., & Shi, Z. (2014). Arsenic removal from aqueous solutions by adsorption onto iron oxide/activated carbon magnetic composite. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12(1), 6–13. <https://doi.org/10.1186/2052-336X-12-58>
- Zaker, A., Chen, Z., Wang, X., & Zhang, Q. (2019). Microwave-assisted pyrolysis of sewage sludge: A review. *Fuel Processing Technology*, 187(August 2018), 84–104. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2018.12.011>
- Zevallos Rojas, C. A. (2018). *Obtencion de carbon activado a partir de residuos organicos de Gypsophila elegans (ilusion) del distrito de cayma y su evaluacion como adsorbente de plomo (II) en solucion acuosa*. Universidad Nacional de San Agustin.
- Zhai, Y., Wei, X., Zeng, G., Zhang, D., & Chu, K. (2004). Study of adsorbent derived from sewage sludge for the removal of Cd²⁺, Ni²⁺ in aqueous solutions. *Separation and Purification Technology*, 38(2), 191–196. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.11.007>

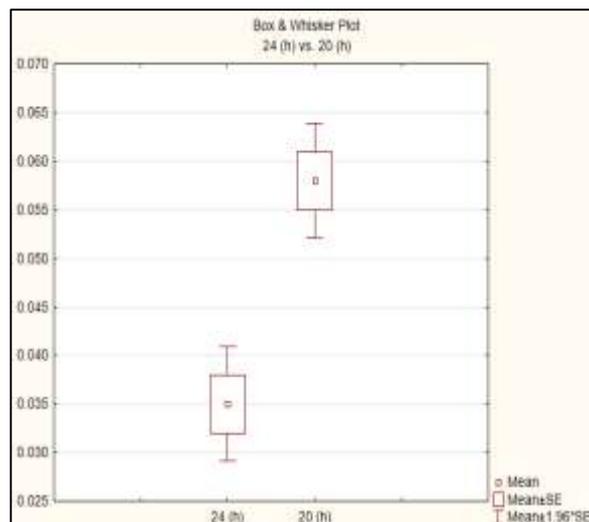
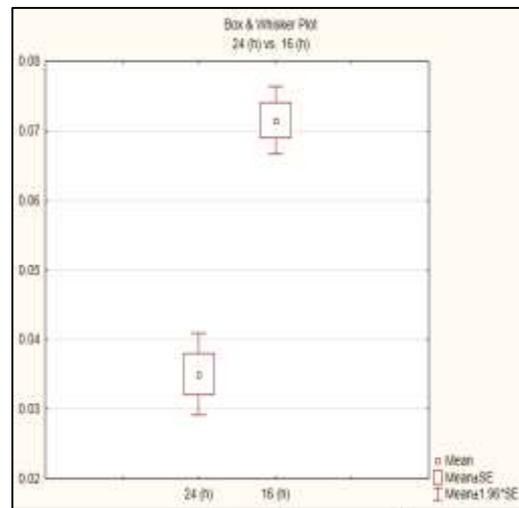
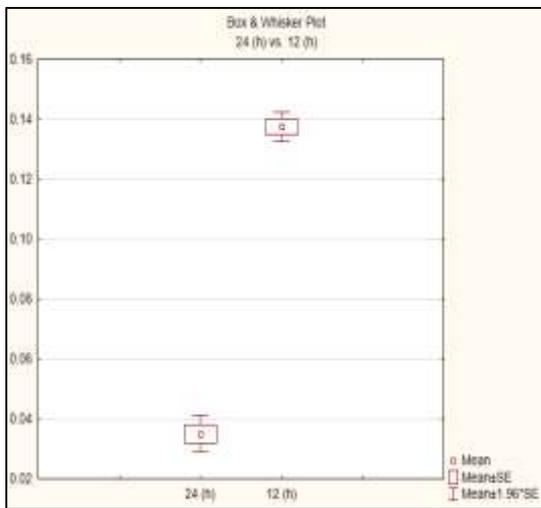
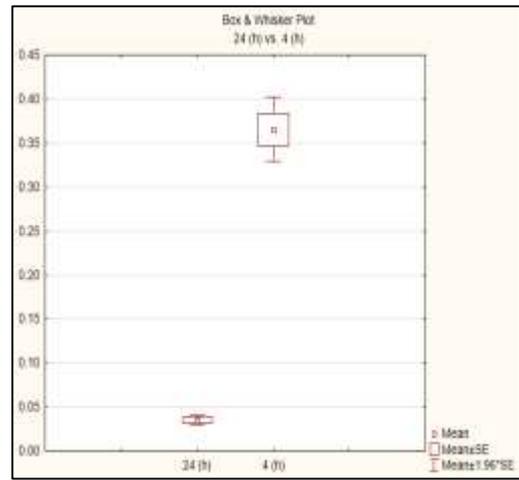
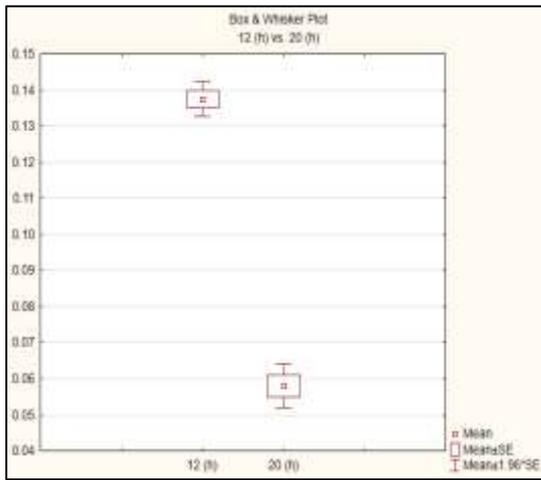
Zhang, F., Nriagu, J. O., & Itoh, H. (2005). Mercury removal from water using activated carbons derived from organic sewage sludge, 39, 389–395.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.09.027>

CAPÍTULO VII

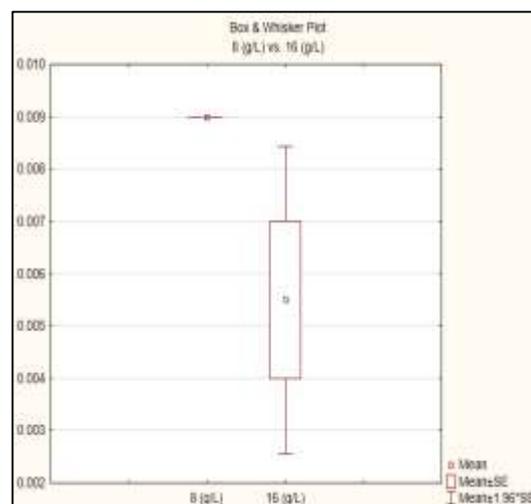
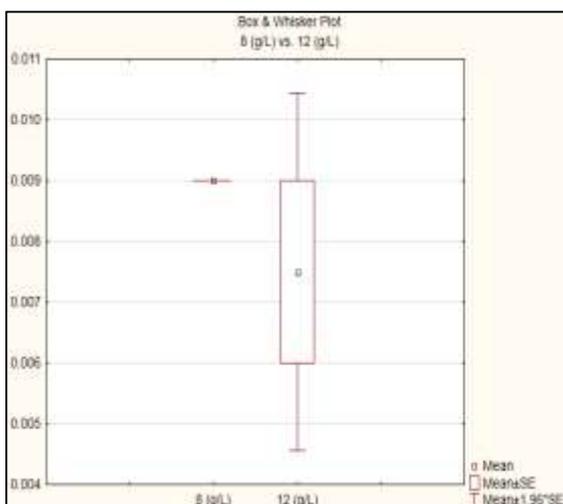
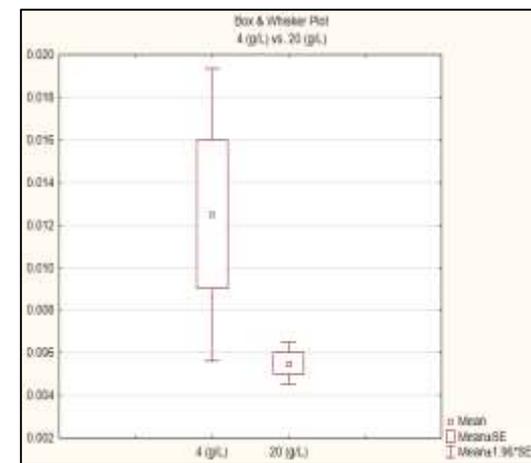
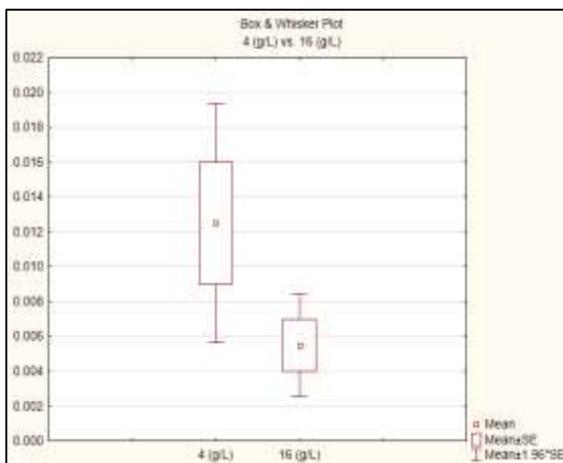
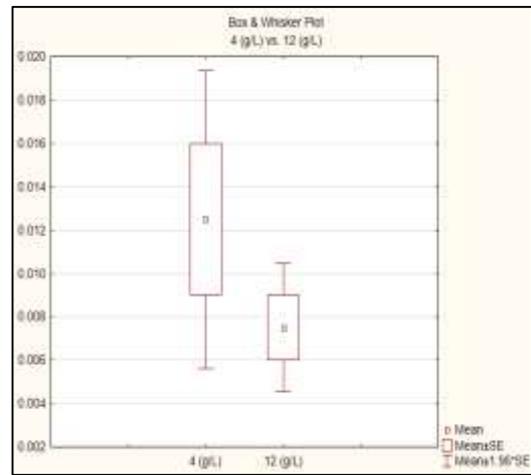
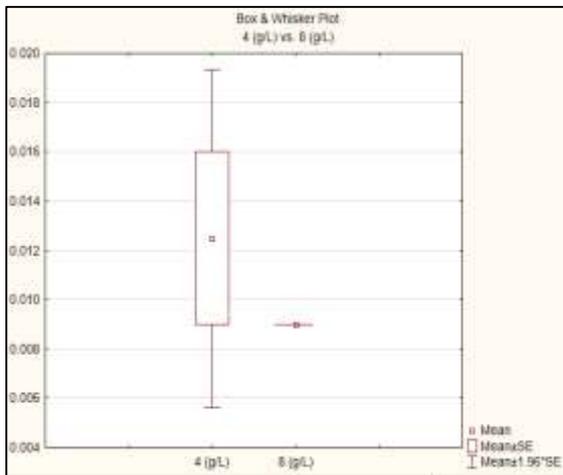
ANEXOS

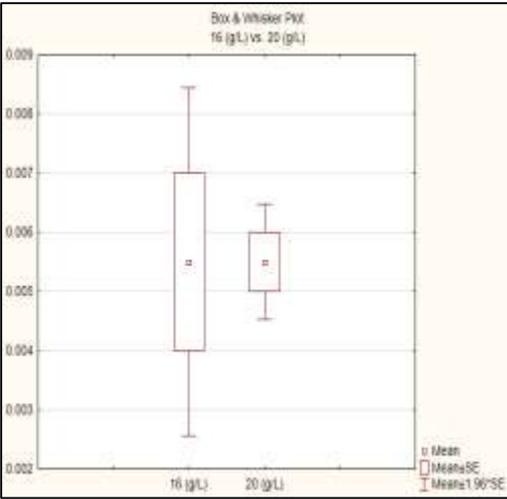
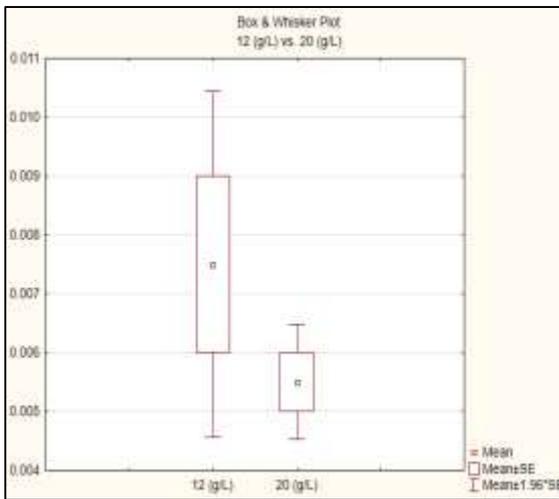
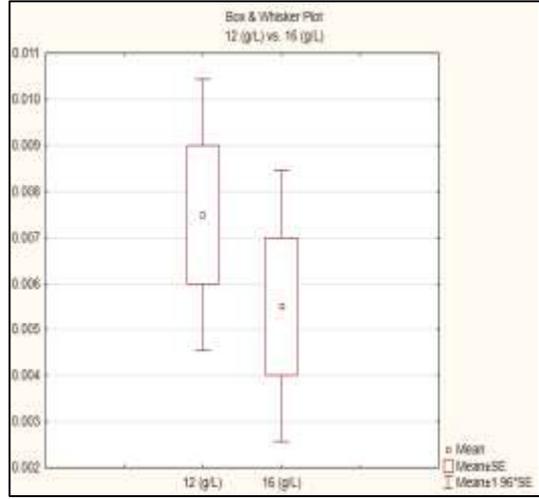
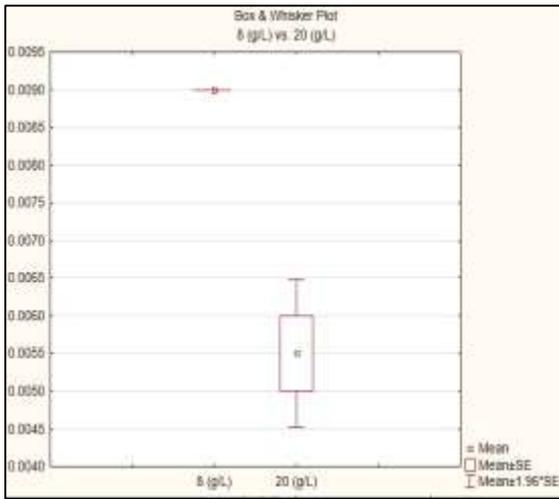
Anexo 1. Gráficos de Box y Whisker Plot para la comparación entre grupos de la variable tiempo de contacto





Anexo 2. Gráficos de Box y Whisker Plot para la comparación entre grupos de la variable dosis de adsorbente





Anexo 3. Resultados de Análisis de arsénico a diferentes pesos de carbón activado



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA CON REGISTRO N° LE-077

Pág. 1/1

INFORME DE ENSAYO N° 1903092

Cliente : RICHAR ANTONY CAYO DOMINGUEZ
 Domicilio legal : Carretera Central Km. 19.500, Lurigancho – Lima – Lima.
 Producto : Agua Natural
 Referencia del cliente : Proyecto "No Indica"
 Procedencia de las muestras : Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: Laboratorio de la Universidad Peruana Unión.
 Referencia del plan de muestreo : No Aplica
 Procedimiento de muestreo : No Aplica
 Fecha de recepción de las muestras : 2019/03/27
 Fecha de inicio del ensayo : 2019/03/27
 Fecha de término del ensayo : 2019/03/29

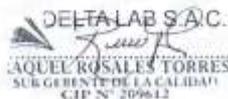
Método de Referencia : APHA 3114 B,C		Ensayo: Arsénico total (As)			Tipo de muestra: Agua Superficial		
Código de Laboratorio	Estación de muestreo	Fecha de Muestreo	Hora de Muestreo	Límite de Detección del Método	Límite de Cuantificación del Método	Resultado	Unidad
1903092-1	PB-0,25	2019/03/26	14:29	0,001	0,003	> 0,200	mg/L
1903092-2	PC-4	2019/03/27	13:59	0,001	0,003	0,009	mg/L
1903092-3	PC-8	2019/03/27	14:07	0,001	0,003	0,009	mg/L
1903092-4	PC-12	2019/03/27	14:13	0,001	0,003	0,006	mg/L
1903092-5	PC-16	2019/03/27	14:23	0,001	0,003	0,004	mg/L
1903092-6	PC-20	2019/03/27	14:46	0,001	0,003	0,005	mg/L

Ensayo: Descripción del Método de Referencia:
 Arsénico: SMEWW – APHA-AWWA-WEF Part. 3114 B y C, 23rd Ed. 2017. Arsenic and Selenium by Hydride Generation / Atomic Absorption Spectrometry; Continuous Hydride Generation.

- Notas:
- Condición y estado de la muestra ensayada: Las muestras llegaron refrigeradas y preservadas.
 - Las muestras llegaron en frascos de polietileno.
 - Las muestras se mantendrán por un periodo de 10 días luego entregado el informe de ensayo a excepción de las muestras perecibles.
 - Toda corrección o enmienda física al presente informe de ensayo será emitido con la Declaración "Suplemento al informe de Ensayo"
 - Estos resultados no deben ser utilizados como certificación de conformidad con normas del producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.
 - Resultados por debajo del límite de cuantificación del método son referenciales.
 - El informe de control de calidad le será proporcionado a su solicitud.

Lima, 29 de marzo del 2019.


 WILDER COMPAÑERO PERESKO
 JEFE DEL LABORATORIO DE FÍSICO QUÍMICA

DELTA LAB S.A.C.

 AQUEL ROSALES TORRES
 SUB GERENTE DE LA CALIDAD
 CIP N° 20996-12

Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C. Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERU
 Telefax: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

ANEXO DEL INFORME DE ENSAYO N° 1903092

Cliente	: RICHAR ANTONY CAYO DOMINGUEZ
Domicilio legal	: Carretera Central Km. 19.500, Lurigancho - Lima - Lima.
Producto	: Agua Natural
Referencia del cliente	: Proyecto "No Indica"
Procedencia de las muestras	: Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: Laboratorio de la Universidad Pernam Unión.
Referencia del plan de muestreo	: No Aplica
Procedimiento de muestreo	: No Aplica
Fecha de recepción de las muestras	: 2019/03/27

DATOS DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Estación	Hora	Fecha	COORDENADAS			pH Unidad de pH	Arsénico total (As)* mg/L
			ESTE	NORTE	ALTITUD		
PB-025	14:29	2019/03/26	299484.91	8674072.08	18	1,87	0,247
PC-4	13:59	2019/03/27	299484.91	867472.08	18	1,91	---
PC-8	14:07	2019/03/27	299484.91	8674072.08	18	1,68	---
PC-12	14:13	2019/03/27	299484.91	867472.08	18	1,92	---
PC-16	14:23	2019/03/27	299484.91	8674072.08	18	1,88	---
PC-20	14:46	2019/03/27	299484.91	867472.08	18	1,94	---

- Nota:
- Datos proporcionados por el cliente.
 - (*) Valor reportado fuera del alcance del método.



Lima, 29 de marzo del 2019.

Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada.

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
Teléfono: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

INFORME DE ENSAYO N° 1903093

Cliente : RICHAR ANTONY CAYO DOMINGUEZ
 Domicilio legal : Carretera Central Km. 19.500, Lurigancho - Lima - Lima.
 Producto : Agua Natural
 Referencia del cliente : Proyecto "No Indica"
 Procedencia de las muestras : Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: Laboratorio de la Universidad Peruana Unión.
 Referencia del plan de muestreo : No Aplica
 Procedimiento de muestreo : No Aplica
 Fecha de recepción de las muestras : 2019/03/29
 Fecha de inicio del ensayo : 2019/03/29
 Fecha de término del ensayo : 2019/04/01

Método de Referencia : APHA 3114 B,C		Ensayo: Arsénico total (As)		Tipo de muestra: Agua Superficial			
Código de Laboratorio	Estación de muestreo	Fecha de Muestreo	Hora de Muestreo	Límite de Detección del Método	Límite de Cuantificación del Método	Resultado	Unidad
1903093-1	PC-4(2)	2019/03/28	15:01	0,001	0,003	0,016	mg/L
1903093-2	PC-8(2)	2019/03/28	15:08	0,001	0,003	0,009	mg/L
1903093-3	PC-12(2)	2019/03/28	15:13	0,001	0,003	0,009	mg/L
1903093-4	PC-16(2)	2019/03/28	15:19	0,001	0,003	0,007	mg/L
1903093-5	PC-20(2)	2019/03/28	15:26	0,001	0,003	0,006	mg/L

Ensayo: Descripción del Método de Referencia:
 Arsénico: SMEWW - APHA-AWWA-WEF Part. 3114 B y C, 23rd Ed. 2017. Arsenic and Selenium by Hydride Generation / Atomic Absorption Spectrometry; Continuous Hydride Generation.

Notas:

- Condición y estado de la muestra ensayada: Las muestras llegaron refrigeradas y preservadas.
- Las muestras llegaron en frascos de polietileno.
- Las muestras se mantendrán por un periodo de 10 días luego entregado el informe de ensayo a excepción de las muestras perecibles.
- Toda corrección o emienda física al presente informe de ensayo será emitido con la Declaración "Suplemento al informe de Ensayo"
- Estos resultados no deben ser utilizados como certificación de conformidad con normas del producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.
- Resultados por debajo del límite de cuantificación del método son referenciales.
- El informe de control de calidad se será proporcionado a su solicitud.

Lima, 02 de abril del 2019.



WILDER CONDICH CASTRO
 JEFE DEL SERVICIO DE QUÍMICA



DELTA LAB S.A.C.
 RAQUEL ROSALES TORRES
 SUB GERENTE DE LA CALIDAD
 CIP N° 209613

Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
 Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de Lu Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
 Telefex: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

ANEXO DEL INFORME DE ENSAYO N° 1903093

Cliente	: RICHAR ANTONY CAYO DOMINGUEZ
Domicilio legal	: Carretera Central Km. 19.500, Lurigancho – Lima – Lima.
Producto	: Agua Natural
Referencia del cliente	: Proyecto "No Indica"
Procedencia de las muestras	: Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: Laboratorio de la Universidad Peruana Unión.
Referencia del plan de muestreo	: No Aplica
Procedimiento de muestreo	: No Aplica
Fecha de recepción de las muestras	: 2019/03/29

DATOS DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Estación	Hora	Fecha	COORDENADAS			pH Unidad de pH
			ESTE	NORTE	ALTITUD	
PC-4(2)	15:01	2019/03/28	299484.91	8674072.08	18	1,77
PC-8(2)	15:08	2019/03/28	299484.91	867472.08	18	1,95
PC-12(2)	15:13	2019/03/28	299484.91	8674072.08	18	1,86
PC-16(2)	15:19	2019/03/28	299484.91	867472.08	18	1,75
PC-20(2)	15:26	2019/03/28	299484.91	867472.08	18	1,91

Nota:

- Datos proporcionados por el cliente.

Lima, 02 de abril del 2019.

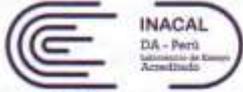


Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
Teléfono: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

Anexo 4. Resultados de Análisis de Arsénico a diferentes tiempos de contacto





INACAL
DA - Perú
Laboratorio de Control
Acreditado

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA CON REGISTRO N° LE-077

Pág. 1/1

INFORME DE ENSAYO N° 1904009-II

Cliente Domicilio legal Producto Referencia del cliente Procedencia de las muestras Referencia del plan de muestreo Procedimiento de muestreo Fecha de recepción de las muestras Fecha de inicio del ensayo Fecha de término del ensayo	: RICHAR ANTONY CAYO DOMINGUEZ : Carretera Central Km. 19.500, Lurigancho – Lima – Lima. : Agua Natural : Proyecto "No Indica" : Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: Laboratorio de la Universidad Peruana Unión. : No Aplica : No Aplica : 2019/04/09 : 2019/04/09 : 2019/04/12
--	--

Método de Referencia : APHA 3114 B,C	Ensayo: Arsénico total (As)	Tipo de muestra: Agua Superficial
--------------------------------------	-----------------------------	-----------------------------------

Código de Laboratorio	Estación de muestreo	Fecha de Muestreo	Hora de Muestreo	Límite de Detección del Método	Límite de Cuantificación del Método	Resultado	Unidad
1904009-3	PC-4H (2)	2019/04/08	13:24	0,001	0,003	> 0,200	mg/L
1904009-4	PC-4H (3)	2019/04/08	13:31	0,001	0,003	> 0,200	mg/L
1904009-5	PC-8H (1)	2019/04/08	17:30	0,001	0,003	> 0,200	mg/L
1904009-6	PC-8H (2)	2019/04/08	17:35	0,001	0,003	0,128	mg/L

Ensayo: Descripción del Método de Referencia:
 Arsénico: SMEWW – APHA-AWWA-WEF Part. 3114 B y C, 23rd Ed. 2017. Arsenic and Selenium by Hydride Generation / Atomic Absorption Spectrometry; Continuous Hydride Generation.

Notas:

- Condición y estado de la muestra ensayada: Las muestras llegaron refrigeradas y preservadas.
- Las muestras llegaron en frascos de polietileno.
- Las muestras se mantendrán por un periodo de 10 días luego entregado el informe de ensayo a excepción de las muestras perecibles.
- Toda corrección o emienda física al presente informe de ensayo será emitido con la Declaración "Suplemento al informe de Ensayo"
- Estos resultados no deben ser utilizados como certificación de conformidad con normas del producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.
- Resultados por debajo del límite de cuantificación del método son referenciales.
- El informe de control de calidad le será proporcionado a su solicitud.

Lima, 12 de abril del 2019.



DELTA LAB S.A.C.
WILBER C. RODRÍGUEZ
JEFE DE LABORATORIO DE FÍSICO QUÍMICA



DELTA LAB S.A.C.
RAQUEL ROSALES TORRES
SUB GERENTE DE LA CALIDAD
CIP N° 209612

Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
Teléfax: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

ANEXO DEL INFORME DE ENSAYO N° 1904009-II

Cliente	: RICHAR ANTONY CAYO DOMINGUEZ
Domicilio legal	: Carretera Central Km. 19.500, Lurigancho - Lima - Lima.
Producto	: Agua Natural
Referencia del cliente	: Proyecto "No Indica"
Procedencia de las muestras	: Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: Laboratorio de la Universidad Peruana Unión.
Referencia del plan de muestreo	: No Aplica
Procedimiento de muestreo	: No Aplica
Fecha de recepción de las muestras	: 2019/04/09

DATOS DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Estación	Hora	Fecha	COORDENADAS			pH Unidad de pH	Arsénico total (As)* mg/l.
			ESTE	NORTE	ALTITUD		
PC-4H (2)	13:24	2019/04/08	299484.91	8674072.08	18	1,96	0,347
PC-4H (3)	13:31	2019/04/08	299484.91	8674072.08	18	1,93	0,384
PC-4H (1)	17:30	2019/04/08	299484.91	8674072.08	18	1,80	0,352
PC-4H (2)	17:35	2019/04/08	299484.91	867472.08	18	1,93	—

Nota:

- Datos proporcionados por el cliente.
- (*) Valor reportado fuera del alcance del método.

Lima, 12 de abril del 2019.



Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
Telefax: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

INFORME DE ENSAYO N° 1904010-I

Cliete : RICHAR ANTONY CAYO DOMINGUEZ
Domicilio legal : Carretera Central Km. 19.500, Lurigancho - Lima - Lima.
Producto : Agua Natural
Referencia del cliente : Proyecto "No Indica"
Procedencia de las muestras : Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: Laboratorio de la Universidad Peruana Unión.
Referencia del plan de muestreo : No Aplica
Procedimiento de muestreo : No Aplica
Fecha de recepción de las muestras : 2019/04/09
Fecha de inicio del ensayo : 2019/04/09
Fecha de término del ensayo : 2019/04/12

Método de Referencia : APHA 3114 B,C		Ensayo: Arsénico total (As)		Tipo de muestra: Agua Superficial			
Código de Laboratorio	Estación de muestreo	Fecha de Muestreo	Hora de Muestreo	Límite de Detección del Método	Límite de Cuantificación del Método	Resultado	Unidad
1904010-1	PC-16H (1)	2019/04/09	08:37	0,001	0,003	0,074	mg/L
1904010-3	PC-20H (1)	2019/04/09	08:54	0,001	0,003	0,055	mg/L
1904010-4	PC-20H (2)	2019/04/09	08:59	0,001	0,003	0,061	mg/L

Ensayo: Descripción del Método de Referencia:
 Arsénico: SM/WW - APHA-AWWA-WEF Part. 3114 B y C, 23rd Ed. 2017. Arsenic and Selenium by Hydride Generation / Atomic Absorption Spectrometry; Continuous Hydride Generation.

Notas:

- Condición y estado de la muestra ensayada: Las muestras llegaron refrigeradas y preservadas.
- Las muestras llegaron en frascos de polietileno.
- Las muestras se mantendrán por un periodo de 10 días luego entregado el informe de ensayo a excepción de las muestras perecibles.
- Toda corrección o emienda física al presente informe de ensayo será emitido con la Declaración "Suplemento al informe de ensayo"
- Estos resultados no deben ser utilizados como certificación de conformidad con normas del producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.
- Resultados por debajo del límite de cuantificación del método son referenciales.
- El informe de control de calidad le será proporcionado a su solicitud.

Lima, 12 de abril del 2019.



DELTA LAB S.A.C.
 GERARDO ROSALES TORRES
 SUB GERENTE DE LA CALIDAD
 CEP N° 209612

Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C. Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERU
 Teléfono: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

ANEXO DEL INFORME DE ENSAYO N° 1904010-I

Cliente	: RICHAR ANTONY CAYO DOMINGUEZ
Domicilio legal	: Carretera Central Km. 19.500, Lurigancho – Lima – Lima.
Producto	: Agua Natural
Referencia del cliente	: Proyecto "No Indica"
Procedencia de las muestras	: Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: Laboratorio de la Universidad Peruana Unión.
Referencia del plan de muestreo	: No Aplica
Procedimiento de muestreo	: No Aplica
Fecha de recepción de las muestras	: 2019/04/09

DATOS DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO						
Estación	Hora	Fecha	COORDENADAS			pH Unidad de pH
			ESTE	NORTE	ALTITUD	
PC-16H (1)	08:57	2019/04/09	299484.91	8674072.08	18	1,97
PC-20H (1)	08:54	2019/04/09	299484.91	8674072.08	18	1,96
PC-20H (2)	08:59	2019/04/09	299484.91	8674072.08	18	1,89

Nota:

- Datos proporcionados por el cliente.

Lima, 12 de abril del 2019.



Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
 Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntn. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
 Telefax: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA CON REGISTRO N° LE-077

Pág. 1/1

INFORME DE ENSAYO N° 1904027-I

Cliente	: RICHAR ANTONY CAYO DOMINGUEZ
Domicilio legal	: Carretera Central Km. 19.500, Larigancho - Lima - Lima.
Producto	: Agua Natural
Referencia del cliente	: Proyecto "No Indica"
Procedencia de las muestras	: Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: Laboratorio de la Universidad Peruana Unión.
Referencia del plan de muestreo	: No Aplica
Procedimiento de muestreo	: No Aplica
Fecha de recepción de las muestras	: 2019/04/10
Fecha de inicio del ensayo	: 2019/04/10
Fecha de término del ensayo	: 2019/04/12

Método de Referencia : APHA 3114 B,C

Ensayo: Arsénico total (As)

Tipo de muestra: Agua Superficial

Código de Laboratorio	Estación de muestreo	Fecha de Muestreo	Hora de Muestreo	Límite de Detección del Método	Límite de Cuantificación del Método	Resultado	Unidad
1904027-2	PC-12H (1)	2019/04/09	20:33	0,001	0,003	0,135	mg/L
1904027-3	PC-12H (2)	2019/04/09	20:57	0,001	0,003	0,140	mg/L
1904027-5	PC-16H (3)	2019/04/09	10:24	0,001	0,003	0,069	mg/L

Ensayo: Descripción del Método de Referencia:

Arsénico: SMEWW - APHA-AWWA-WEF Part. 3114 B y C, 23rd Ed. 2017. Arsenic and Selenium by Hydride Generation / Atomic Absorption Spectrometry, Continuous Hydride Generation.

Notas:

- Condición y estado de la muestra ensayada: Las muestras llegaron refrigeradas y preservadas.
- Las muestras llegaron en frascos de polietileno.
- Las muestras se mantendrán por un periodo de 10 días luego entregado el informe de ensayo a excepción de las muestras perecibles.
- Toda corrección o emienda física al presente informe de ensayo será emitido con la Declaración "Suplemento al informe de Ensayo"
- Estos resultados no deben ser utilizados como certificación de conformidad con normas del producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.
- Resultados por debajo del límite de cuantificación del método son referenciales.
- El informe de control de calidad le será proporcionado a su solicitud.

Lima, 12 de abril del 2019.


DELTA LAB S.A.C.
 WILFREDO TORRES
 JEFE DE LABORATORIO DE QUÍMICA


DELTA LAB S.A.C.
 GABRIEL ROSALES TORRES
 SUB GERENTE DE LA CALIDAD
 CIP N° 209612

 Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
 Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada

 Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
 Telefonos: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

ANEXO DEL INFORME DE ENSAYO N° 1904027-I

Cliente	: RICHAR ANTONY CAYO DOMINGUEZ
Domicilio legal	: Carretera Central Km. 19,500, Lurigancho – Lima – Lima.
Producto	: Agua Natural
Referencia del cliente	: Proyecto "No Indica"
Procedencia de las muestras	: Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: Laboratorio de la Universidad Peruana Unión.
Referencia del plan de muestreo	: No Aplica
Procedimiento de muestreo	: No Aplica
Fecha de recepción de las muestras	: 2019/04/10

DATOS DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Estación	Hora	Fecha	COORDENADAS			pH Unidad de pH	Arsénico total (As)* mg/L
			ESTE	NORTE	ALTITUD		
PC-12H (1)	20:53	2019/04/09	299484.91	867472.08	18	1,90	—
PC-12H (2)	20:57	2019/04/09	299484.91	8674072.08	18	1,91	—
PC-16H (3)	10:24	2019/04/09	299484.91	867472.08	18	1,94	—

- Nota:**
- Datos proporcionados por el cliente.
 - (*) Valor reportado fuera del alcance del método.

Lima, 12 de abril del 2019.



Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9,3 Mz. "A" Ll. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
Telefax: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: serviciocliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

Anexo 5. Resultados del análisis de la composición de lodos residuales



Pág. 1/3

INFORME DE ENSAYO N° 1902017

Cliente : **RICAR ANTONY CAYO DOMINGUEZ**
 Domicilio legal : No Indica.
 Producto : Lodos
 Referencia del cliente : Proyecto "Capacidad de Remoción de Iones de Arsenito Mediante el Proceso de Biosorción utilizando Lodos Activos de PTAR"
 Procedencia de las muestras : Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: PTAR MANCHAY, Pachacamac - Lima.
 Referencia del plan de muestreo : No Aplica
 Procedimiento de muestreo : No Aplica
 Fecha de recepción de las muestras : 2019/02/08
 Fecha de inicio del ensayo : 2019/02/08
 Fecha de término del ensayo : 2019/02/18

Código de Laboratorio: 1902017-1		Estación de Muestreo: PTAR-01		Fecha de Muestreo: 2019/02/08	
				Hora: 10:17	
				Tipo de muestra: Lodos	
Método de Referencia	Ensayo	Límite de Detección del Método	Límite de Cuantificación del Método	Resultado	Unidad
Metales Totales (ICP-AES) (Peso Seco)					
	Aluminio	---	0,10	4 410	mg/Kg PS
	Antimonio	---	0,54	< 0,54	mg/Kg PS
	Arsénico	---	2,21	< 2,21	mg/Kg PS
	Bario	---	0,34	88,76	mg/Kg PS
	Berilio	---	0,03	< 0,03	mg/Kg PS
	Boro	---	1,99	< 1,99	mg/Kg PS
	Cadmio	---	0,04	< 0,04	mg/Kg PS
	Calcio	---	1,49	31 210	mg/Kg PS
	Cerio	---	0,25	< 0,25	mg/Kg PS
	Cobalto	---	0,10	< 0,10	mg/Kg PS
	Cobre	---	0,04	109,2	mg/Kg PS
	Cromo	---	0,03	< 0,03	mg/Kg PS
	Estaño	---	0,73	< 0,73	mg/Kg PS
EPA 3050-B Rev. 02 (1996)	Estroncio	---	0,12	> 100,0	mg/Kg PS
EPA 200.7 Rev. 4.4 (1994)	Fósforo	---	0,69	> 20 000	mg/Kg PS
(¹)	Hierro	---	0,05	4 840	mg/Kg PS
	Litio	---	1,21	< 1,21	mg/Kg PS
	Magnesio	---	0,32	6 328	mg/Kg PS
	Manganeso	---	0,04	133,3	mg/Kg PS
	Molibdeno	---	0,06	< 0,06	mg/Kg PS
	Níquel	---	0,05	< 0,05	mg/Kg PS
	Plata	---	0,16	< 0,16	mg/Kg PS
	Plomo	---	0,87	< 0,87	mg/Kg PS
	Potasio	---	0,31	4 298	mg/Kg PS
	Selenio	---	0,82	< 0,82	mg/Kg PS
	Silicio	---	0,62	100,8	mg/Kg PS
	Sodio	---	0,94	1 068	mg/Kg PS
	Talio	---	0,74	< 0,74	mg/Kg PS
	Titanio	---	0,08	37,60	mg/Kg PS
	Vanadio	---	0,03	29,03	mg/Kg PS
	Zinc	---	0,19	550,7	mg/Kg PS

Leyenda: < - Menor que el L.C.M. o L.D.M. indicado, > - Mayor al rango de trabajo.

Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
 Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
 Telefax: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

INFORME DE ENSAYO N° 1902017

Código de Laboratorio: 1902017-1		Estación de Muestreo: PTAR-01		Fecha de Muestreo: 2019/02/08	
				Hora: 10:17	
				Tipo de muestra: Lodos	
Método de Referencia	Ensayo	Límite de Detección del Método	Límite de Cuantificación del Método	Resultado	Unidad
APHA 9221 E-1	Numeración de Coliformes fecales	—	1,8	4,6 x 10 ⁷	NMP/g

Códigos de Laboratorio: 1902017-1	ORGANISMOS (Género y especie)	CUANTITATIVO				RESULTADO (N° Org/g)	
		ESTADIO		Conteo			
		Quiste	Ooquiste	Quiste	Ooquiste		
Estación de Muestreo: PTAR-01	Protozoarios (*)	<i>Entamoeba coli</i>	-	-	0	0	0
		<i>Entolimax nana</i>	-	-	0	0	0
		<i>Blasotocystis hominis</i>	-	-	0	0	0
		<i>Entamoeba histolytica</i>	-	-	0	0	0
		<i>Giardia duodenalis</i>	-	-	0	0	0
		<i>Balantidium coli</i>	-	-	0	0	0
		<i>Cryptosporidium sp.</i>	-	-	0	0	0
		<i>Trichomonax hominis</i>	-	-	0	0	0
SUB TOTAL						0	
Fecha de Muestreo: 2019/02/08	ORGANISMOS (Género y especie)	ESTADIO		Conteo		RESULTADO (N° Org/g) ó (Huevos /g)	
		Larva	Huevo	Larva	Huevo		
		Helminths (*)	<i>Ascaris lumbricoides</i>	-	-		0
<i>Strongyloides stercoralis</i>	x		-	50	0	50	
<i>Trichuris trichiura</i>	-		-	0	0	0	
<i>Taenia sp.</i>	-		x	0	50	50	
<i>Hymenolepis nana</i>	-		-	0	0	0	
<i>Fasciola hepatica</i>	-		-	0	0	0	
SUB TOTAL						100	
TOTAL						100	
Tipo de Muestra: Lodos							

Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
Telefax: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

INFORME DE ENSAYO N° 1902017

Ensayo: Descripción del Método de Referencia:

Metales (Ag, Al, As, B, Ba, Be, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Se, Si, Sn, Sr, Ti, Tl, V and Zn):	EPA Method 3050B Rev. 02 Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils. EPA Method 200.7; Rev. 4.4., 1994. Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry ICP-AES.
Numeración de Coliformos Fecales (NMP):	SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 9221.E-1, 23rd Edition 2017. Multiple - Tube Fermentation Technique for Members of the Coliform Group. Fecal Coliform Procedure. Thermotolerant Coliform Test (EC Medium)
Determinación de Protozoos y Helmintos patógenos:	Método de Baillenger modificado. Manual de técnicas parasitológicas y bacteriológicas de laboratorio. Análisis de aguas residuales para su uso en agricultura. Rachel M. Ayres y D. Duncan Marx. OMS. Ginebra.

Notas:

- Condición y estado de la muestra ensayada: Las muestras llegaron refrigeradas.
- Las muestras llegaron en bolsas de polietileno.
- Las muestras se mantendrán por un periodo de 10 días luego entregado el informe de ensayo a excepción de las muestras perecibles.
- Toda corrección o enmienda física al presente informe de ensayo será emitido con la Declaración "Suplemento al informe de Ensayo"
- Estos resultados no deben ser utilizados como certificación de conformidad con normas del producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.
- (*) Los Métodos indicados han sido acreditados por el INACAL-DA, para el Laboratorio Subcontratado.
- Resultados por debajo del límite de cuantificación del método son referenciales.

Lima, 18 de febrero del 2019.



DELTA LAB S.A.C.
JESSICA ANDREA FUJI KOHATSU
JEFE DE LAB DE HISTORIOLOGIA Y MICROBIOLOGIA



DELTA LAB S.A.C.
RAQUEL ROSALES TORRES
S.E. GERENTE DE LA CALIDAD
CIE N° 209612

Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
Teléfono: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: serviciocliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

ANEXO DEL INFORME DE ENSAYO N° 1902017

Cliente	: RICHAR ANTONY CAYO DOMINGUEZ
Domicilio legal	: No Indica.
Producto	: Lodos
Referencia del cliente	: Proyecto "Capacidad de Remoción de Iones de Arsenito Mediante el Proceso de Biosorción utilizando Lodos Activos de PTAR"
Procedencia de las muestras	: Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: PTAR MANCHAY, Pachacamac - Lima.
Referencia del plan de muestreo	: No Aplica
Procedimiento de muestreo	: No Aplica
Fecha de recepción de las muestras	: 2019/02/08

DATOS DE LA ESTACIÓN DE MUESTREO					
Estación	Hora	Fecha	COORDENADAS		
			ESTE	NORTE	ALTITUD
PTAR-01	10:17	2019/02/08	296972.92	8654226.51	18

Nota:

- Datos proporcionados por el cliente.

Lima, 18 de febrero del 2019.



DELTA LAB S.A.C.
 RAQUEL ROSALES TORRES
 ABOGADA EN LA CALIDAD
 CIP N° 209612

Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
 Los resultados presentados corresponden sólo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
 Telefax: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com