



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA



**BIOADSORCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUAS DE POZO TUBULAR
DE LA CIUDAD DE JULIACA CON BIOMASA DE WARAQO
(*Echinopsis maximiliana*)**

TESIS

PRESENTADA POR:

Bach. AUGUSTO DAVID HUMPIRI CONDORI

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO QUÍMICO

PUNO – PERÚ

2021



DEDICATORIA

Primeramente a Dios, por otorgarnos la vida, salud, sabiduría y fortaleza a lo largo de estos años para sobrellevar los retos y dificultades que se nos presentan día a día.

A mis seres queridos mi Sr. Padre Sebastián mi Sra. Madre Ángela R. y mi hermana R. Marisol por el apoyo constante de mi superación y crecimiento como personas y a no rendirnos a mitad del camino sino a perseverar hasta alcanzar los objetivos propuestos.

A mi Alma Mater Universidad Nacional del Altiplano Puno. Por haberme brindado la oportunidad de pertenecer a ella y mostrar mi orgullo y agradecimiento aprovechando los conocimientos otorgados para mi formación profesional y personal. A mis maestros. Por incentivar me a seguir adelante en llegar a culminar mi objetivo y siempre los recordare con mucho cariño.

Augusto D. Humpiri Condori



AGRADECIMIENTOS

Primeramente agradecer a la primera casa de estudios de la región de Puno Universidad Nacional del Altiplano, y sobre todo a la Facultad de Ingeniería Química en especial a la plana de docentes de la escuela profesional de Ingeniería Química.

Agradecer en especial al M.Sc. German Quille Calizaya por el apoyo constante en la ejecución de este proyecto de investigación de tesis sin dejarme a lado hasta la culminación de la presente investigación.

También agradecer a un gran amigo Ing. Químico Luis Pineda por el apoyo incondicional por sus consejos q me brindo para hacerlo realidad este proyecto de investigación.

Augusto D. Humpiri Condori



ÍNDICE GENERAL

Pág.

DEDICATORIA

AGRACEDIMIENTOS

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS

ÍNDICE DE FIGURAS

ÍNDICE DE ACRÓNIMOS

RESUMEN 11

ABSTRACT..... 12

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN 15

1.2. OBJETIVO 17

1.2.1. Objetivo general 17

1.2.2. Objetivo específico 17

CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. MARCO TEORICO 18

2.1.1. Arsénico..... 18

2.1.2. Propiedades físicas del arsénico 19

2.1.3. Propiedades químicas del arsénico 20

2.1.4. Compuestos químicos del arsénico 20

2.2. AGUA Y SU DISTRIBUCIÓN EN EL MUNDO..... 22

2.2.1. Metales pesados..... 24

2.2.2. Estados del Arsénico en el Agua 25



2.2.3. Aguas subterráneas	25
2.2.4. Arsénico en las aguas subterráneas.	26
2.3. TOXICIDAD DEL ARSÉNICO Y SU EFECTO EN LA SALUD.....	31
2.3.1. Efectos ambientales del arsénico.....	32
2.3.2. Límites permisibles del Arsénico.	33
2.3.3. Arsénico en el medio	33
2.4. BIOADSORCIÓN	35
2.4.1. Definición.-.....	35
2.5. BIOADSORBENTE.....	38
2.5.1. Definición	38
2.5.2. Características del bioadsorbente	39
2.6. BIOMASA.....	40
2.6.1. Definición	40
2.6.2. Modificaciones de la biomasa	40
2.7. CINÉTICA DE ADSORCIÓN.....	42
2.7.1. Definición	42
2.7.2. Modelo de cinética	42
2.7.3. Modelo de pseudo primer orden.....	43
2.7.4. Modelo de pseudo segundo orden:	44
2.7.5. Modelo de elovich.	45
2.8. WARAQO (Echinópsis maximiliana)	45
2.8.1. Definición	45
2.8.2. Clasificación taxonómica	47

CAPÍTULO III

MATERIALES Y METODOS

3.1. METODOLOGÍA	48
3.1.1. Descripción del muestreo.	48



3.1.2. Variables.....	48
3.2. OBTENCIÓN DEL BIOADSORBENTE	48
3.2.1. Selección, Pelado, Reducción del tamaño y pesado.....	48
3.2.2. Secado y molienda.....	49
3.2.3. Activación de biomasa waraqqo por álcalis y ácidos	49
3.2.4. Fijación con solución de FeCl ₃	49
3.3. PROCESO DE ADSORCIÓN DE ARSÉNICO.....	49
3.3.1. Determinación de cinética de adsorción de arsénico.....	50
3.3.2. Población y muestra	50
3.3.3. Muestra	50
3.4. MATERIALES Y EQUIPOS	51

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. ADSORCIÓN DE ARSÉNICO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS JULIACA TAPARACHI	53
4.1.1. Pruebas experimentales de adsorción	53
4.1.2. Capacidad de adsorción	53
4.2. DETERMINACIÓN DE pH EN PROCESO DE ADSORCIÓN DE ARSÉNICO.....	54
4.3. CINÉTICA DE ADSORCIÓN DE ARSÉNICO	55
4.4. DISEÑO FACTORIAL DE DOS FACTORES CON TRES NIVELES Y DOS RÉPLICAS	56
4.5. ANÁLISIS DE VARIANZA.....	58
4.6. COEFICIENTE DE REGRESIÓN Y MODELO MATEMÁTICO	60
4.6.1. Respuesta de optimización	60
4.6.2. Gráfica de interacciones y efectos principales	62
4.6.3. Diagrama de pareto estandarizado.....	63
4.6.4. Superficie de respuesta	65



4.7. ESTUDIO CINÉTICO DE ADSORCIÓN.....	65
4.7.1. Modelo cinético de pseudo primer orden	65
4.7.2. Modelo de pseudo segundo orden	67
4.7.3. Modelo de elovich	69
4.8. DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	71
V. CONCLUSIONES.....	73
VI. RECOMENDACIONES	74
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	75
ANEXOS.....	79

Área : Tecnología ambiental y recursos naturales.

Tema : Bioadsorción del Arsénico.

FECHA DE SUSTENTACIÓN: 18 de agosto 2021.



ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Propiedades Físicas del Arsénico	19
Tabla 2. Propiedades Químicas del Arsénico	20
Tabla 3. Concentración de Arsénico en algunos de los minerales más comunes.	30
Tabla 4. Resultados de análisis físico-químico de agua subterránea Taparachi Juliaca. 53	
Tabla 5. Determinación de pH óptimo.....	54
Tabla 6. Porcentaje de adsorción en función de tiempo	55
Tabla 7. Diseño factorial de dos factores.....	56
Tabla 8. Resultados del proceso de adsorción	57
Tabla 9. Análisis de Varianza para adsorción de Arsénico	58
Tabla 10. Coeficiente de regresión para adsorción de As.....	60
Tabla 11. Valores óptimos determinados	60
Tabla 12. Resultados estimados para adsorción	61
Tabla 13. Datos calculados para cinética de pseudo primer orden.....	66
Tabla 14. Datos calculados para cinética de segundo orden.....	68
Tabla 15. Datos calculados para ecuación de Elovich.....	69
Tabla 16. Comparación de modelos cinéticos	70



ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Ubicación del Arsénico (As) en la tabla periódica.....	19
Figura 2. Distribución de agua en el mundo	23
Figura 3. Ciclo del Arsénico	35
Figura 4. Bioadsorción de metales pesados	38
Figura 5. Waraqqo (Echinópsis maximiliana)	46
Figura 6. Digrama de flujo de obtención de bioadsorbente del Arsénico (As)	52
Figura 7. Gráfica % adsorción vs tiempo	56
Figura 8. Interacciones y efectos principales.....	62
Figura 9. Residuos predichos de adsorción	63
Figura 10. Diagrama de Pareto estandarizado	63
Figura 11. Diagrama de Pareto con efecto estandarizado.....	64
Figura 12. Superficie de respuesta	65
Figura 13. Gráfica de ecuación de pseudo primer orden	67
Figura 14. Gráfica de ecuación de segundo orden.....	68
Figura 15. Gráfica de ecuación de Elovich.....	70



ÍNDICE DE ACRÓNIMOS

mg/L	:	Miligramos por litro
OMS	:	Organización mundial de la salud
m.s.n.m.	:	Metros sobre el nivel del mar
mm	:	Milímetros
As⁵, As³	:	Arsenito pentavalente y trivalente
Rpm	:	Revoluciones por minuto
°C	:	Grados celsius
pH	:	Potencial del hidrogeno
mg	:	Miligramos
C_i	:	Concentración inicial
C_e	:	Concentración en equilibrio
C_f	:	Concentración final
q_e	:	Capacidad de adsorción en equilibrio
q_t	:	Capacidad de adsorción
% A	:	Porcentaje de adsorción
L	:	Litro
min	:	Minutos
t	:	Tiempo
LMP	:	Límite máximo permisible
µg/L	:	Microgramos por litro
µg/g	:	Microgramos por gramo de absorbente
Ln (t)	:	Logaritmo natural de tiempo
M	:	Masa de bioabsorbente



RESUMEN

El arsénico (As) es un problema de salud, la principal vía de exposición es el consumo de agua potable contaminada con arsénico (As), según el análisis químico contiene 75 $\mu\text{g/l}$ de As, que excede al 10 $\mu\text{g/L}$ As según la norma de OMS. El presente trabajo de investigación de “Bioadsorción de arsénico en aguas de pozo tubular de la ciudad de Juliaca con biomasa de waraqqo (*echinopsis maximilia*), se pretende desarrollar una nueva tecnología para tratamiento de aguas subterráneas. En este proceso de adsorción se ha logrado reducir la concentración de arsénico de 75 $\mu\text{g/L}$ a 7 $\mu\text{g/L}$ As. La biomasa fue tratada con solución de HNO_3 y solución de NaOH , y una solución de FeCl_3 al 3%, lo que ha permitido mejorar la adsorción. Los ensayos de adsorción fueron realizadas con 0,4 g de adsorbente bajo las condiciones ambientales, como resultado se logró remover al 90% de As. Las variables óptimas son: tiempo y pH se utilizó el diseño factorial de dos factores con tres niveles y dos réplicas. Según resultados de análisis de varianza indica que las variables tiempo y pH son altamente significativos. Se ha estudiado la cinética de adsorción para ello se han utilizado los modelos cinéticos de pseudo primer orden, pseudo segundo orden y modelo Elovich.

Palabras claves: Arsénico, Bioadsorción, Biomasa, agua subterránea, Waraqqo.



ABSTRACT

Arsenic (As) is a health problem, the main route of exposure is the consumption of drinking water contaminated with arsenic (As), according to chemical analysis it contains $75 \mu\text{g} / \text{l}$ of As, which exceeds $10 \mu\text{g} / \text{L}$ As according to the WHO standard. The present research work on "Bioadsorption of arsenic in tubular well waters of the city of Juliaca with biomass of waraqo (*Echinopsis maximilia*), aims to develop a new technology for groundwater treatment. In this adsorption process it has been possible to reduce the arsenic concentration from $75 \mu\text{g} / \text{L}$ to $7 \mu\text{g} / \text{L}$ As. The biomass was treated with HNO_3 solution and NaOH solution, and a 3% FeCl_3 solution, which has allowed to improve adsorption. The adsorption tests were carried out with 0.4 g of adsorbent under environmental conditions, as a result it was possible to remove 90% of As. The optimal variables are: time and pH, the factorial design of two factors with three levels and two replicas. According to the results of the analysis of variance, it indicates that the variables time and pH are highly significant. The adsorption kinetics have been studied for this, the kinetic models of pseudo first order, pseudo second order and Elovich model have been used.

Keywords: Arsenic, Bioadsorption, Biomass, groundwater, Waraqo



CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

El presente proyecto de investigación se ejecutó en el Departamento de Puno, la provincia de San Román en el distrito de Juliaca donde se ejecutó el presente proyecto de investigación teniendo en cuenta que Juliaca es un centro comercial más grande de la región de Puno y a su vez tomando en cuenta que hay gran cantidad de conexiones manuales de pozos tubulares, para consumo de gran cantidad de población de las aguas subterráneas. (Elaboración propia).

La (OMS), la organización mundial de la salud implanto como un máximo de contenido del arsénico en agua para consumo de 0,01 mg/L y las normas de calidad de aguas subterráneas, un máximo es de 0,05 mg/L con un tratamiento adecuado de aguas para consumo ya que a cantidades mayores produce enfermedades como el cáncer y otras malformaciones del organismo del cuerpo humano. (ANA 2016)

La participación de sustancias contaminantes en aguas subterráneas es un peligro mayor para consumir, ya que éstos causan problemas de salud tanto en la humanidad como en el medio ambiente. Tenemos Entre los principales agentes contaminantes de aguas subterráneas con arsénico existen como iones As pentavalente (V) inorgánico insoluble en aguas o moléculas de As trivalente (III) lo cual es un problema grande de las aguas subterráneas de la localidad de Juliaca por lo que se debe de toma una especial importancia, Esto afecta considerablemente en la salud de las personas y el medio ambiente ecológico: Por lo que es necesario el tratamiento de las aguas. (Aguilar k. 2005)

Los métodos utilizados para remoción de metales pesados requieren tecnologías más especializadas esto implica elevados costos de inversión, por lo cual muchos prefieren eliminar sus residuos sin un tratamiento previo.



En la actualidad se ha iniciado la búsqueda de métodos alternativos; como la bioadsorción, que es uno de los métodos de tratamiento de agua que se encuentra en constante estudio, por la variedad de materiales que puede utilizar y la alta eficiencia que ha demostrado en la extracción de metales pesados del agua; su bajo costo y fácil utilización lo convierten en un método ideal para poblaciones que poseen con bajos recursos económicos. (Carro de Diego 2012)

El trabajo de investigación se utilizó como materia prima biomasa de waraqqo natural de la región de puno, el mismo que fue modificado en solución ácidas y alcalinas luego impregnado con solución de cloruro férrico. El producto obtenido mostró capacidad para la adsorción de iones arsénico de aguas subterráneas. Leon (2017)



1.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN

Marie C. et.al. (2012) Los investigadores peruanos y norteamericanos realizaron muestreo, dirigido por la Dra. Christine Marie George de la Escuela de Salud Pública de la Universidad Johns Hopkins, muestreo un total de 151 fuentes de agua (111 de cañerías de agua potable y a su vez 40 de ríos y cañerías municipales), de 12 distritos de Lima, La Oroya, Puno y Juliaca entre agosto y octubre del 2012 pero lo más preocupó es que más del 50% de las Bangladesh por ser el agua más contaminada con arsénico), entre ellos el distrito de Juliaca y Caracoto, el 96% de las muestras de aguas subterráneas presento una concentración de arsénico hasta 5 veces mayor al límite establecido por el Organismo Mundial de la Salud, La OMS estableció 0,01 mg/l de Arsénico como niveles máximos permitidos en el agua potable; este mismo valor es usado como (LMP) límite máximo permisible en nuestro país según ECA-20017(D.S. 004-2017).

Carro y Franco (2013). En su trabajo de “Remoción de arsénico en aguas mediante procesos de coagulación-floculación”, indica que el arsénico en el estado oxidado se tiene mejores respuestas a los ensayos de coagulación-floculación. Además, los niveles de remoción disminuyen de mayores a menores concentraciones iniciales de arsénico en la solución, Se lograron remover del 80 y 95 % con sulfato de aluminio y cloruro férrico para concentraciones iniciales de 0,5 mg/L de As.

Paredes (2012), “La remoción de arsénico del agua para uso y consumo mediante diferentes materiales de adsorción”, ejecuto la remoción de arsénico por los métodos de los tres adsorbentes utilizados, obteniendo los siguientes resultados: con la Goethita 0,015 mg/L, con el DOW 0,015 mg/L y con la pectina ácida 0,020 mg/L, para así cumplir con el límite máximo permisible por la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1994 de 0,025 mg/L.



Aguilar (2005), “Remoción de Arsénico en Agua Subterránea de la Comarca Lagunera”; obtuvo el resultado que a partir de una solución de dosis de 3 mg/L de arsénico removi6 hasta 0,02 mg/L, equivalente a un 60 % de remoci6n y tambi6n considera que un pH 6cido del agua no favoreci6 al obtener un agua con menor nivel de Ars6nico, por lo tanto es innecesario agregar 6cido al agua para obtener una mayor rendimiento de remoci6n. A su vez en un informe presentado en el Bolet6n de la OMS, menciona que la contaminaci6n con Ars6nico, de las aguas subterráneas se dio tambi6n en Argentina, Chile, El Salvador, China, Taiwán, Tailandia, Estados Unidos e India, aunque en Bangladesh la crisis es sin precedente: entre 35 y 77 de los 125 millones de pobladores est6n en riesgo de intoxicaci6n por aguas contaminadas de ars6nico; de hecho ya hay m6s de cien mil casos de infecciones cut6neas peligrosas (Avery, 2002).

Meza (2017). En su trabajo de investigaci6n “Estudio de la adsorci6n de ars6nico presente en soluciones acuosas empleando materiales adsorbentes a base de quitosano modificado”; en sus resultados considera que la evaluaci6n del pH y masa del adsorbente en el estudio de adsorci6n, demostr6 que en general la adsorci6n de As (III) se favorece a pH 7 y con 30 mg de adsorbente y de As (V) a pH 4 y 20 mg. El efecto del pH se pudo explicar por la especiaci6n que sufren los adsorbatos y las modificaciones que este factor causa en la carga superficial de los adsorbentes, siendo la especiaci6n el efecto determinante.

Trelles (2013). En su trabajo de investigaci6n “Biodsorci6n de ars6nico en medio acuoso empleando biomasa vegetal inerte”, trabaj6 con diferentes bioadsorbentes, obteniendo como resultado de porcentajes de remoci6n m6ximos se dieron para las muestras de c6scaras de frijol (78,9%), cascarilla de arroz (77%) y granos de cebada (77%); confirmando experiencias anteriores con estos materiales donde tambi6n se reportaron remociones significativas para otros metales pesados.



Galvan y Rosas (2013). En su trabajo de investigación “Remoción de arsénico de efluentes industriales, mediante bioadsorción con *Chlorella vulgaris* a escala de laboratorio”; obtuvo como resultado que en una reducción de 153,85 mg/m³ presente en el cultivo puro de *Chlorella vulgaris* a 81,52 mg/m³ después de sometida a 20 ml/min en el sistema de flujo por gravedad, velocidad de flujo a la que se obtuvo también la menor concentración de Arsénico residual de efluentes del PIRS con 4,43 mg/L, representando una remoción del 60,05% Arsénico.

León (2017). En su trabajo de investigación Bioadsorción de mercurio (II) en aguas residuales generados por el centro minero informal de lunar de oro, ubicado en el distrito de Ananea con biomasa de Waraqqo (*Echinópsis maximiliana*). Para remover Hg (II) utilizó como bioadsorbente Waraqqo, dando como resultado a partir de una concentración inicial de 17,125 mg/L ha reducido hasta 0,288 mg/L de Hg (II).

1.2. OBJETIVO

1.2.1. Objetivo general

Determinar la Bioadsorción de Arsénico en aguas de pozos subterráneos de la ciudad de Juliaca, con Biomasa de Waraqqo (*Echinopsis maximiliana*)

1.2.2. Objetivo específico

- Obtener el bioadsorbente a partir de Biomasa del Waraqqo (*Echinopsis maximiliana*).
- Evaluar los valores óptimos de los procesos de parámetros de pH y tiempo que permitan la mayor capacidad de adsorción de Arsénico.
- Determinar el modelo cinético que represente el mejor rendimiento del proceso de Bioadsorción del Arsénico.



CAPÍTULO II

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. MARCO TEORICO

2.1.1. Arsénico

Ramírez V. (2013). Indica que El arsénico (As) es un elemento natural ampliamente distribuido en la corteza terrestre, ha sido clasificado químicamente como un metaloide con propiedades tanto de metal como de elemento no metálico; sin embargo, se le refiere frecuentemente como un metal.

El arsénico (As) es un material sólido de color gris acero, aunque en el ambiente se le encuentra combinado con otros elementos como oxígeno, cloro y azufre. La combinación de arsénico con otros elementos se le conoce como arsénico inorgánico y combinado como carbono e hidrógeno, arsénico orgánico. La mayoría de los compuestos inorgánicos y orgánicos de arsénico son polos de color blanco que no se evaporan; no tienen olor o sabor especial por lo que no se puede saber si están presentes o no en el medio. (Ambiental, 2007)

Se oxida fácilmente en contacto con el aire húmedo y produce trióxido. Siempre se le descubre como impureza de otros metales, cobre, plomo, cinc u oro y es raro hallarlo puro en la naturaleza; es muy tóxico, aunque algunas de sus formas orgánicas intervienen en los procesos metabólicos de varias especies. Su nombre deriva del griego arsénicos, que significa 'potente'. (Ramírez V, 2013)

Figura 1. Ubicación del Arsénico (As) en la tabla periódica

Fuente: (Gasque Silva, 2013)

2.1.2. Propiedades físicas del arsénico

Gasque Silva, (2013). Indica que el elemento químico del Arsénico (As) se encuentra ubicada en el quinto grupo principal; el arsénico se presenta raramente sólido, principalmente en forma de sulfuros. Pertenece a los metaloides, ya que muestra propiedades intermedias entre los metales de transición y los no metales.

Tabla 1.

Propiedades Físicas del Arsénico

Propiedad	Valor
Estado	Sólido
Aspecto	Gris metálico
Estructura cristalina	Romboédrica
Masa atómica (g/ml)	74,922
Densidad (g/ml)	5,72
Punto de ebullición (°C)	817
Punto de fusión (°C) a 37°C	613
Solubilidad en agua	Insoluble

Fuente: (Gasque Silva, 2013)

2.1.3. Propiedades químicas del arsénico

Tabla 2.

Propiedades Químicas del Arsénico

Propiedad	Valor
Número atómico	33
Valencia	+3, -3, 5
Serie química	Metaloide
Estado de oxidación	+5
Electronegatividad	2,1
Radio covalente	1,19
Radio iónico	0,47
Radio atómico	1,39
Configuración electrónica	[Ar] 3d ¹⁰ 4s ² 4p ³
Potencial primero de ionización	10,08
Conductividad eléctrica	3,45 × 10 ⁶ S/m

Fuente: (Gasque Silva, 2013).

2.1.4. Compuestos químicos del arsénico

Bournod L. (2010), El Arsénico (As) conocido como un elemento químico no metálico del Grupo V del Sistema Periódico. De color gris y apariencia metálica y brillante, el Arsénico (As) posee escasas propiedades metálicas y se encuentra distribuido en el universo. Su comportamiento químico es complejo y forma numerosos compuestos arsenicales, tanto orgánicos como inorgánicos.

El arsénico se encuentra comúnmente en el agua con los estados de oxidación +5 y +3. El arsenito, o arsénico trivalente (As⁺³) se encuentra en solución como H₃AsO₃, H₂AsO₃⁻, H₂AsO₄⁻ y H₂AsO₄ en aguas naturales con pH entre 5 a 9 y el arsenato, o Arsénico pentavalente (As⁺⁵) se encuentra en forma estable en aguas con altos niveles de oxígeno como H₃AsO₄ en un rango de pH de 2 a 13. Su principal vía de dispersión en el



ambiente es el agua. Aun si se considera la sedimentación, la solubilidad de los arsenatos y arsenitos es suficiente para que este elemento se transporte en los sistemas acuáticos. Bournod L. (2010).

La concentración del arsénico en aguas naturales conocidos como aguas subterráneas frescas es muy variable y probablemente depende de las formas de arsénico en el suelo local. En el agua natural de pH de 5 a 9, el arsénico se encuentra principalmente como arsenito (As_2O_4^-) o arseniato (AsO_4^{3-}). Los compuestos del arsénico como arsenicales metilados se encuentran naturalmente en el ambiente como resultado de la actividad biológica del suelo. El compuesto arsenical de mayor importancia económica es el óxido de arsénico (+3) (As_2O_3). Bournod L. (2010),

La toxicidad de un arsenical se relaciona con su índice de despeje, que es la depuración o eliminación de un elemento en el organismo por unidad de tiempo y por tal, por su grado de acumulación en los tejidos. En general la toxicidad es mayor en la secuencia de los arsenicales orgánicos, es decir: $\text{As}^{+5} < \text{As}^{+3} < \text{As}^{-3}$. Bournod L. (2010),

Los compuestos arsenicales inorgánicos solubles en agua como el arsenito de sodio ($\text{Na}_2\text{As}_2\text{O}_4$) y ácido arsenioso ($\text{H}_2\text{As}_2\text{O}_4$) son compuestos que presentan una conocida y elevada toxicidad de arsénico se encuentra presente en más de 200 especies minerales, siendo: Bournod L. (2010).

La arsenopirita (FeAsS).

La enargita (Cu_3AsS_4).

La tennantita ($\text{Cu}_{12}\text{As}_4\text{S}_{13}$) las más comunes.



2.2. AGUA Y SU DISTRIBUCIÓN EN EL MUNDO

El agua (del latín aqua) es una sustancia cuya molécula está formada por dos átomos de hidrógeno y uno de oxígeno (H₂O). El agua se encuentra, en su estado líquido; aunque la también puede hallarse en su forma sólida, conocido como hielo, y en su forma gaseosa, conocida como vapor de agua. Es una sustancia bastante común en la tierra y el sistema solar, donde encontramos principalmente en forma de vapor o de hielo.

El agua es la fuente de toda la vida en la Tierra, esencial e imprescindible para el origen y la supervivencia de la gran mayoría de todas las formas conocidas de vida; su distribución es muy variable: en algunas regiones es muy abundante, mientras que en otras escasea. Sin embargo, contrario a lo que muchas personas creen, la cantidad total de agua en el planeta no cambia.

El agua recubre el 71 % de la superficie de la corteza terrestre; se localiza principalmente en los océanos, donde se concentra el 96,5 % del agua total; los glaciares y casquetes polares les corresponde el 1,74 %; los depósitos subterráneos (acuíferos), los permafrost y los glaciares continentales concentran el 1,72 %; el restante 0,04 % se reparte en orden decreciente entre lagos, humedad del suelo, atmósfera, embalses, ríos y seres vivos. (Survey, 2007)

Se estima que aproximadamente el 70 % del agua dulce se destina a la agricultura; el agua en la industria absorbe una media del 20 % del consumo mundial, empleándose en tareas de refrigeración, transporte y como disolvente en una gran variedad de procesos industriales; el consumo doméstico absorbe el 10 % restante. (FAO, 2009)

Es por ello, que el acceso al agua potable se ha incrementado durante las últimas décadas en prácticamente todos los países (OMS, 2016). Sin embargo, estudios de la FAO estiman que uno de cada cinco países en vías de desarrollo tendrá problemas de escasez

de agua antes de 2030; en esos países es vital un menor gasto de agua en la agricultura, modernizando los sistemas de riego. (FAO, 2009)

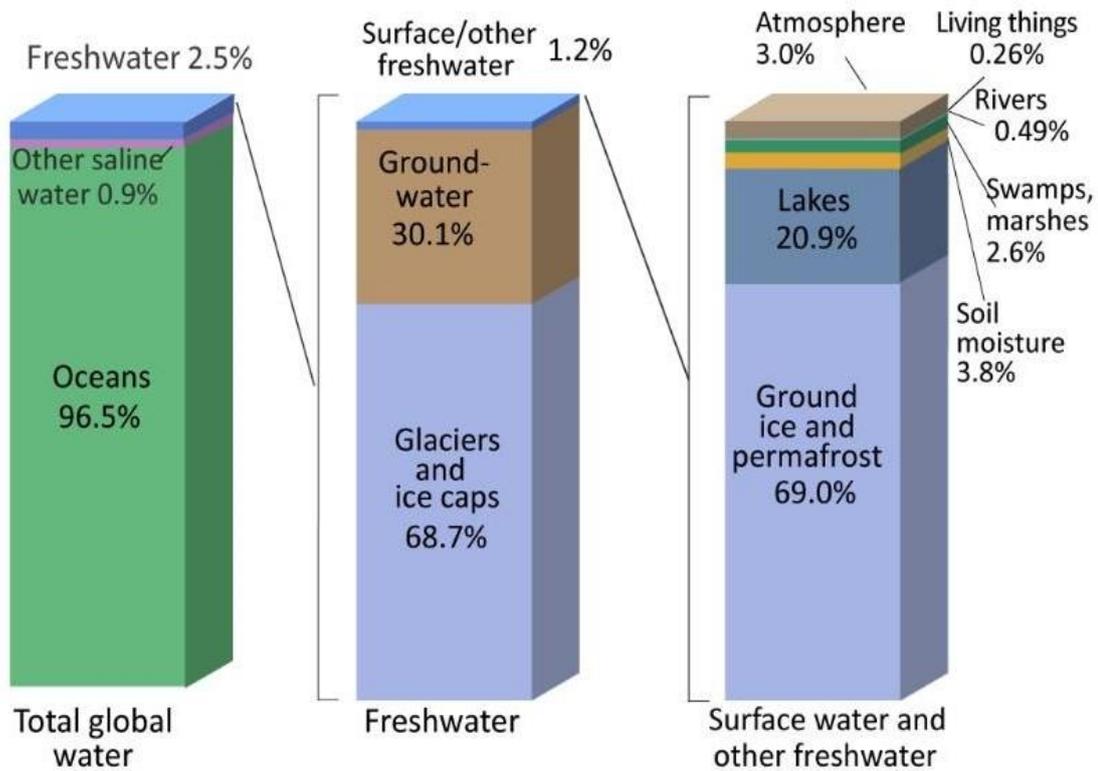


Figura 2. Distribución de agua en el mundo

Fuente: (Gleik & Shiklomanov, 1993)



2.2.1. Metales pesados

Los metales pesados son sustancias propias de la naturaleza de peso molecular alto, muy difundidos y en muchos casos muy útiles; como por ejemplo, el plomo, se utiliza en su mayoría para cañerías; haciendo referencia a la contaminación, los metales pesados tienen efectos adversos en la salud afectando diferentes órganos. Un metal pesado es un miembro de un grupo de elementos químicos no muy bien definidos que exhiben propiedades metálicas. (Revilla, 2009).

Según Duffus (2002), Los metal pesados son considerados como una mala denominación de un informe técnico de la IUPAC debido a su descripción contradictoria y su falta de coherencia científica; sin embargo, hay una serie de elementos que en alguna de sus formas pueden representar un serio problema medio ambiental y es común decir a ellos con el término “metales pesados”. Por el contrario, también existe el término “metales tóxicos” para el cual menos existe consenso de su exacta definición; entre los más conocidos son el mercurio, plomo, cadmio y arsénico y en ocasiones el no metal, selenio y otros como el berilio o aluminio.

La toxicidad de los metales pesados reside en que no pueden ser degradados (ni química, ni biológicamente) además, tienden a bioacumularse y a biomagnificarse (que significa que se acumulan en los organismos vivos alcanzando concentraciones mayores que la que alcanzan en los alimentos o medioambiente y que estas concentraciones aumentan a medida que ascendemos en la cadena trófica), provocando efectos tóxicos de muy diverso carácter. En el ser humano se han detectado infinidad de efectos físicos (dolores crónicos, problemas sanguíneos, etc.) y efectos psíquicos (ansiedad, pasividad, etc.) (España, s.f.)



2.2.2. Estados del Arsénico en el Agua

Según (Bournod L. 2010), El Arsénico (As) se da en cuatro estados de oxidación bajo condiciones normales siendo los más normales sus estados trivalentes As^{+3} (arsenitos) y pentavalente As^{+5} (arsenatos), en las aguas naturales se presenta en forma inorgánica.

En condiciones aeróbicas presentan aguas superficiales, es normal encontrar el arsénico en estado pentavalente mientras que en aguas profundas o de pozo de aguas subterráneas, en condición de anaerobiosis es más común encontrarlo en estado trivalente. Cuando el pH es de 4 a 10 el Arsénico (As) (pentavalente) se encuentra cargado negativamente, lo que explica su mayor eficiencia en los sistemas de remoción, en cambio el As (III) a un pH de 4 a 10 no posee carga. Bournod L. (2010),

Las condiciones que favorecen la oxidación química y biológica inducen el cambio a especies pentavalentes y a la inversa, aquellas que favorecen la reducción cambian el equilibrio al estado trivalente. Bournod L. (2010),

La ionización de arsénico está expresada por la constante de disociación, pKa, cuyos valores para el arsenato y arsenito son:

Arsenato: H_3AsO_4 pK1 = 2,2 pK2 = 6,94 pK3 = 11,5

Arsenito: H_3AsO_3 pK1 = 9,2 pK2 = 14,22* pK3 = 19,22

2.2.3. Aguas subterráneas

Berg M. (2006), El Arsénico (As) es muy normal al encontrarlo en aguas subterráneas, en rocas y suelos, en la hidrosfera y la biosfera a su vez se desplaza con facilidad al medio ambiente a través de combinaciones de procesos que fluyen tanto procesos naturales (meteorización, actividad biológica, emisiones volcánicas), así como sucesiones antropogénicos (aguas residuales, actividad minera, uso de combustibles

fósiles, uso de pesticidas y herbicidas). Es así que ha llevado a la (OMS), Organización Mundial de la Salud a implantación de la reducción del límite mínimo y máximo del contenido de Arsénico (As) en aguas de consumo humano de 0,05 a 0,01 mg/L.

Auge M. (2006), Indica que Las Aguas de pozos Subterráneas son aquella que encontramos dentro del subsuelo, incluyendo los acuíferos. La parte principal es el agua de lluvia, mediante el método de infiltración. Otras formas de ingreso directo pueden ser los canales de los ríos, arroyos, lagos y lagunas. Las aguas subterráneas se encuentran por debajo del nivel de corriente de agua q está saturando por completo los poros y/o fisuras del terreno q brota a la superficie de forma normal a través de pendientes o manantiales o cauces fluviales.

2.2.4. Arsénico en las aguas subterráneas.

Considerando generalmente, los valores de fondo de concentración de Arsénico (As) de aguas subterráneas son, para la mayoría de los casos, inferiores a 0,01 mg/L. Las concentraciones altas no se restringen a determinadas condiciones o ámbitos, apareciendo en acuíferos en condiciones oxidantes y de pH alto, acuíferos en condiciones reductoras, acuíferos con circulación geotermal, acuíferos afectados por procesos unidos a la actividad minera o relacionados con depósitos minerales, y acuíferos ligados a otros procesos antropogénicos (la actividad industrial, en los asentamientos urbanos, actividad agropecuaria, etc.). Sin embargo, la mayor parte de los acuíferos con contenidos altos de arsénico tienen un origen ligado a procesos geoquímicos naturales. A diferencia de la contaminación antropogénica, la cual genera una afección de carácter más local, la ocurrencia de concentraciones altas de arsénico de origen natural afecta a grandes áreas. Los numerosos casos de “contaminación” natural de aguas subterráneas por arsénico que existen en el mundo están relacionados con ambientes geológicos muy diferentes meta



sedimentos con filones mineralizados, formaciones volcánicas, formaciones volcano - sedimentarias, distritos mineros, sistemas hidrotermales actuales, cuencas aluviales terciarias y cuaternarias, etc. (Welch A. 2000)

Según (Boyle 2002), Se han identificado un gran número de áreas con aguas subterráneas que presentan contenidos de Arsénico (As) superiores a 0,05 mg/l, en distintos lugares del planeta. Los problemas más importantes considerados en la literatura se sitúan en Argentina, Bangladesh, Nepal, Chile, China, Hungría, India (Bengala Oeste), México, Rumania, Taiwán, Vietnam y EE.UU., siendo entre los últimos país y en Bangladesh donde han sido objeto de estudios más profundos. Áreas con problemas de arsénico en relación a depósitos minerales y minería han sido reconocidas en numerosas partes del mundo, siendo los casos más sobresalientes los de Ghana, Grecia, Tailandia, Chile y EE.UU.

Según (Boyle 2002).Dice que una de las acciones más notables del problema del Arsénico (As) de origen natural en las aguas subterráneas, es que no siempre hay una acción directa entre un alto contenido en arsénico en el agua y un alto contenido en arsénico en los materiales que constituyen el acuífero. Entonces, como a continuación se expondrá, no existe un método geológico/hidrogeológico común para todas las ocurrencias presentadas. Encontrándose aguas con arsénico en situaciones muy variadas, tanto en condiciones reductoras como en condiciones oxidantes, o en acuíferos sobreexplotados, tanto en zonas áridas como en zonas húmedas, o tanto en acuíferos superficiales libres como en acuíferos profundos confinados. Esta variedad de situaciones viene definida por la peculiaridad de las circunstancias y procesos que concurren en cada uno de los casos, o en otras palabras, la presencia de arsénico en cada caso es la consecuencia de un ambiente geoquímico y condiciones hidrogeológicas.



A) Tipo de acuífero/geología: Acuífero moderadamente profunda (100-150 m). Sedimentos fluviales y deltaicos de edad Holocena, procedentes de la denudación de las elevaciones del Himalaya y de rocas del basamento. Presentan contenidos en arsénico en el rango de <2 a 20 ppm. Están formados por arenas micáceas, limos y arcillas con materia orgánica abundante. A techo, estos materiales están sellados por un nivel de arcillas.

Condiciones hidrogeológicas: Los altos contenidos de arsénico se restringen generalmente al acuífero poco profundo Holoceno, con aguas jóvenes (~ 2000 años), de flujo lento (tiempo de residencia largo). El acuífero más profundo, formado por sedimentos de edad Plio-Pleistocena y aguas con un periodo de residencia mayor presenta contenidos en arsénico bajos.

Hidrogeoquímica/Geoquímica: Las Condiciones fuertemente reductoras, de pH ~ neutro a normalmente superior a 7, rangos muy amplios de proporción arsenito/arsenato, aunque suele ser de 50 a 60 % de arsenito sobre el total de arsénico. Distribución a real del contenido de arsénico en zonas discretas. No existe una correlación clara entre los contenidos de arsénico y los metales o especies disueltas, aunque con generalmente hay una correlación negativa de arsénico con $SO_4^{=4}$ y NO_3^{-3} . Los contenidos de arsénico presentan una acusada correlación con carbono orgánico disuelto. En el caso de los sedimentos, el contenido de arsénico se correlaciona bien con el contenido en Fe, Mn y Al en la fracción fina de los sedimentos, mientras que en la fracción más gruesa, los contenidos de arsénico muestran una correlación buena con los contenidos de Carbono Orgánico. (Boyle,2002).

B) Minerales de arsénico más frecuentes. Aunque no como componente mayoritario, el arsénico también se encuentra en concentraciones variables formando parte de un gran número de minerales, tanto primarios como secundarios. Las mayores concentraciones de arsénico aparecen en sulfuros como pirita, calcopirita, galena y marcasita (tabla 3),



donde el arsénico se encuentra sustituyendo al azufre en la estructura. En estos minerales, el contenido de arsénico puede superar el 10% en peso del mineral. (Baur 1969).

Según Baur (1969). La pirita es el sulfuro más frecuente en la naturaleza, ya que además de formarse en ambientes hidrotermales, también se forma en medios sedimentarios de baja temperatura en condiciones reductoras. Un importante papel en el ciclo geoquímico del arsénico, al encontrarse en una gran variedad de ambientes, incluyendo ríos, lagos, fondos marinos, y acuíferos, donde al formarse puede incorporar arsénico en su estructura, y donde, al variar las condiciones del medio, puede oxidarse y liberar ese arsénico. Otros minerales donde puede encontrarse arsénico en concentraciones apreciables son los óxidos y oxi-hidróxidos, sobre todo los de hierro, y en menor proporción los de manganeso y aluminio, fases minerales donde puede estar formando parte de la estructura o adsorbido en su superficie. La adsorción de As (V) en oxi-hidróxidos de hierro, como plantearemos más adelante, es el mecanismo más efectivo de retención de arsénico en la fase sólida. Los fosfatos son otro grupo de minerales que pueden tener contenidos relativamente altos de arsénico. El arsénico puede sustituir a Si^{4+} , Al^{3+} , Fe^{3+} y Ti^{4+} en muchas estructuras minerales, encontrándose de esta manera en muchos minerales formadores de rocas, si bien en concentraciones muy bajas. Por ejemplo, la mayoría de los silicatos contienen alrededor de 1 ppm o menos.

Los carbonatos (calcita, dolomita y siderita) normalmente tienen menos de 10 ppm (Boyle 2002).



Tabla 3.

Concentración de Arsénico en algunos de los minerales más comunes.

Mineral	Concentración de As (ppm)	Referencia
Sulfuros		
Pirita	100 – 77000	(a)
Pirrotina	5 – 100	(b)
Galena	5 – 10000	(a)
Calcopirita	10 – 5000	
Óxidos		
Hematitas	Hasta 160	(a)
Óxidos de Hierro	Hasta 2000	(b)
Oxihidróxido de Fe(III)	Hasta 76000	(c)
Magnetita	2,7 – 41	(a)
Silicatos		
Cuarzo	0,4 – 1,3	(a)
Feldespatos	<0,1 – 2,1	(a)
Biotita	1,4	(a)
Anfibol	1,1 – 2,3	(a)
Olivino	0,08 – 0,17	(a)
Piroxeno	0,05 – 0,8	(a)
Carbonatos		
Calcita	1 – 8	(b)
Dolomita	<3	(b)
Siderita	<3	(b)
Sulfatos		
Yeso/Anhidrita	<1 – 6	(b)
Barita	<1 – 12	(b)
Jarosita	34 – 1000	(b)
Fosfatos		
Apatito	<1 – 1000	(a), (b)

Fuente: a) Baur y Onishi, 1969, b) Boyle y Jonasson, 1973, c) Pichler., 1999.

2.3. TOXICIDAD DEL ARSÉNICO Y SU EFECTO EN LA SALUD.

El Arsénico (As) interfiere con numerosas actividades fisiológicas esenciales (Adsorción de elementos esenciales, Actividad enzimática, Transcripción celular).

Según Baur (1969). Alteraciones cardíacas, vasculares y neurológicas, lesiones hepáticas y renales, repercusiones en el aparato respiratorio y lesiones cutáneas que avanzan progresivamente hasta las neoplasias: estos son los riesgos a los que se expone quien consume agua con excesivo contenido de arsénico durante un tiempo prolongado. A pesar de ser absorbido por las plantas no pasa a la carne vacuna en cantidades apreciables. Por otra parte, cuando los animales beben aguas arsenicales, pueden acumularse en sus distintos tejidos, incluyendo los que servirán posteriormente como alimento para el ser humano, como por ejemplo hígado y riñón. Pueden aparecer o acumularse arsénico o metabolitos producidos por el organismo, lo que significa un riesgo para el consumidor.

El arsénico se combina con los grupos sulfhidrilo de los tejidos queratinizados, acumulándose en ellos (pelos). Hay especialistas que sugieren que la ingesta de aguas con concentraciones de 0,050 a 0,100 mg/L durante apenas un año sería suficiente como para que una persona, incluso mucho tiempo después de haber dejado de consumirlas, pueda padecer alguna enfermedad maligna.

El Hidro-arsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE) es una enfermedad producto de la exposición de la población a la ingestión prolongada (crónico) de aguas que contenga sales de arsénico (hidro-arsenicismo), que afecta a en su mayoría parte de la población (endémico) de una región (regional) lo cual constituye un ejemplo interesante de analizar como complejo eco-patógeno. (Berg M. 2001).

- Progresivamente la enfermedad evoluciona en cuatro periodos:



- Hiperhidrosis palmoplantar con prurito y descamación, conjuntivitis, vómitos o diarreas.
- Hiperqueratosis palmoplantarm con lesiones dolorosas que impiden caminar y realizar tareas manuales.
- Melanodermiadel tronco y parte superior de los miembros y Cancerización (cáncer de Hutchinson, epitelioma de Bowen).

El HACRE es un síndrome tóxico órgano-endémico adquirido que se presenta en individuos de 1 a 15 años debido al consumo prolongada de agua con concentraciones de arsénico superiores a los 0,05 miligramos/litro. La piel engrosada, rugosa y más oscura es un síntoma en quienes padecen esta enfermedad. Puede confundir el hecho de que los agricultores, que son trabajadores manuales, poseen por lo general esta característica, pero: “le aseguro que con sólo estrecharle la mano a una persona afectada se le puede hacer el diagnóstico, precisó el médico Carlos Padiá”, quien atiende a pacientes con esta patología en una zona cercana a la ciudad de La Banda, en la provincia de Santiago del Estero.

El arsénico se aloja también en los huesos y en los dientes, e impacta escuchar que el veneno atraviesa con facilidad la barrera placentaria y que su potencial queratogénico produce daño fetal, es decir, no sólo afecta al bebé ya nacido sino incluso al que está en gestación. (Berg M. 2001).

2.3.1. Efectos ambientales del arsénico.

Según Berg M. (2001). El arsénico es un elemento ampliamente distribuido en el ambiente. Suele ser detectable en casi todos sus compartimentos y generalmente aparece en la litosfera en concentraciones entre 1,5 y 2 ppm, ocupando el puesto 52 en abundancia.



Forma parte de más de 245 minerales en forma de arseniatos (60%), sulfuros y sulfosales (20%) y otras formas como arseniuros, arsenitos, óxidos y silicatos (20%). (Kumar M. 2002).

Los mayores depósitos de As de la corteza terrestre se encuentran en forma de pirita, galena, calcopirita, y esfalerita. Existen altas concentraciones en depósitos de azufre como por ejemplo As_2S_3 , AsS , $FeAsS$, $FeAs_2$, razón por la que la arsenopirita ha sido utilizada para la obtención de arsénico a lo largo de la historia, al ser el mineral de As más abundante en la naturaleza. (Smedley 2002).

2.3.2. Límites permisibles del Arsénico.

El arsénico es un elemento muy común en aguas naturales, en rocas y suelos, en la hidrosfera y la biosfera. Es movilizado al medio ambiente a través de una combinación de procesos que incluyen tanto procesos naturales (meteorización, actividad biológica, emisiones volcánicas), así como procesos antropogénicos (aguas residuales, actividad minera, uso de combustibles fósiles, uso de pesticidas y herbicidas). Ello es así, que ha llevado a organismos como la Organización Mundial de la Salud (OMS), a establecer la reducción del límite del contenido de arsénico en agua de consumo de 0,01 mg/L. (Ministerio del ambiente. 2008).

2.3.3. Arsénico en el medio

El arsénico se origina naturalmente en el suelo y en minerales; por lo tanto, puede entrar al aire, al agua y al suelo en polvo que levanta el viento; también puede entrar al agua en agua de escorrentía o en agua que se filtra a través del suelo. Las erupciones volcánicas constituyen otra fuente de arsénico, el arsénico está asociado con minerales que se minan para extraer metales; por ejemplo, cobre y plomo y puede entrar al ambiente cuando se extraen o funden estos minerales, se pueden liberar a la atmósfera cantidades



pequeñas de arsénico desde plantas de carbón a incineradores ya que, el carbón y los productos de desecho contienen arsénico. (Ambiental, 2007)

El arsénico no puede ser destruido en el ambiente, aunque puede cambiar de forma, adherirse o separarse de partículas; por ejemplo, puede cambiar de forma al reaccionar con oxígeno o con otras moléculas presentes en el aire, el agua o el suelo o por la acción de bacterias que viven en el suelo o sedimento. (Ambiental, 2007)

El arsénico que generalmente liberan plantas de energía y otros procesos de combustión está adherido a partículas muy pequeñas; cuando está contenido en polvo que levanta el viento se encuentra generalmente en partículas más grandes, estas partículas se depositan en el suelo o son removidas del aire por la lluvia; cuando está adherido a partículas muy pequeñas puede permanecer en el aire varios días y puede movilizarse largas distancias, muchos compuestos comunes de arsénico pueden disolverse en agua; por lo tanto, el arsénico puede pasar a lagos, ríos o al agua subterránea disolviéndose en el agua de lluvia, la nieve o en desagües industriales. (Ambiental, 2007)

Cierta cantidad de arsénico se adherirá a partículas en el agua o a sedimento del fondo de lagos o ríos, mientras que otra porción será arrastrada por el agua. (Ambiental, 2007)

Al final, la mayor parte del arsénico termina en el suelo o en el sedimento, aunque algunos peces y mariscos incorporan arsénico que puede acumularse en los tejidos, la mayor parte de este arsénico se encuentra en una forma orgánica llamada arsenobetaína (llamada comúnmente arsénico de pez) que es mucho menos peligrosa. (Ambiental, 2007)

El arsénico es fuertemente absorbido por el suelo; es por eso, que las plantas responden a su concentración en la solución del suelo, al igual que la mayoría de los elementos trazas. La adición de arsénico al suelo en relativamente altas concentraciones, por cortos periodos de tiempo puede no provocar reducción en el crecimiento de los

cultivos o su acumulación en partes de la planta a concentraciones perjudiciales a humanos o animales; sin embargo, una aplicación continua de arsénico, en periodos extendidos de tiempo, se acumula en la capa superficial del suelo. (Frost, 1967)

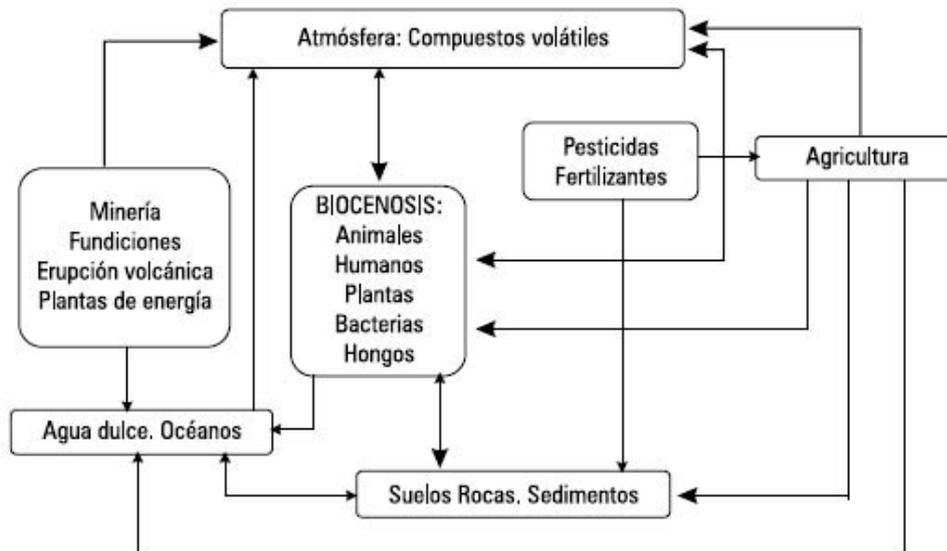


Figura 3. Ciclo del Arsénico

Fuente: (Frost, 1967)

2.4. BIOADSORCIÓN

2.4.1. Definición.

Chojnacka (2010). Indica que se entiende por Bioadsorción, que es el método de eliminación de sustancias en disolución aplicando diferentes tipos de biomasa muerta que actúa mediante métodos no metabólicos. Esta denominación hace referencia a un tipo de adsorción tomada en la aplicación de un proceso sólido, el adsorbente, que puede ser cualquier tipo de biomaterial o biomasa. El prefijo “bio” significa que el adsorbente es de origen biológico, es decir, la superficie de contacto con el contaminante será una matriz biológica.



La bioadsorción es un fenómeno físico mediante el cual, el sólido se adhiere a la superficie de materiales orgánicos vivos o inertes, este proceso se caracteriza, por la unión rápida y reversible de ciertos iones a la superficie del bioadsorbente. Es una tecnología alternativa, eficiente y de bajo costo para la remoción de metales pesados en efluentes acuosos, permitiendo la reutilización de residuos procedentes de procesos industriales o agrícolas, entre estos, la materia seca vegetal llamada biomasa, la cual es el conjunto de materia vegetal compuesta de lignina en un 25%, hemicelulosa en un 25%, celulosa en un 35% y un 15% de otros compuestos. La lignocelulosa se encuentra en las paredes celulares de las plantas, su porcentaje y composición varía respecto a la especie de las mismas (Cuervo et al., 2009).

La adsorción es un proceso de separación mediante el cual ciertos componentes de una fase fluida (líquida o gaseosa) son transferidos hacia un sustrato sólido, quedando física o químicamente enlazados en la superficie del adsorbente (Babel y Kumiawan, 2003).

La adsorción es un método efectivo de eliminación con bajos niveles de iones metálicos. Sin embargo, la viabilidad económica de este proceso depende de la existencia de un medio eficaz de regeneración del sólido una vez agotada su capacidad de adsorción (Quintelas y Tavares, 2001).

El adsorbente se caracteriza por su alta porosidad, con poros de tamaño extremadamente pequeño que dan lugar a que la superficie interna del adsorbente sea mucho mayor que la externa. Diferencias en el peso molecular o polaridad hacen que unas moléculas sean retenidas más frecuentemente que otras, lo que hace que el proceso de adsorción sea selectivo (Treybal, 1980); (Martínez y Rus, 2004).



La adsorción física, o adsorción de “Van der Waals”, fenómeno fácilmente reversible, es el resultado de las fuerzas intermoleculares de atracción entre las moléculas del sólido y la sustancia adsorbida (Treybal, 1980).

La molécula adsorbida no está fija en un lugar específico de la superficie, sino más bien está libre de trasladarse dentro de la interface; la adsorción física, en general predomina a temperatura baja, el adsorbato no está adherido fuertemente al adsorbente como en la adsorción química (Weber, 1979).

Las fuerzas que atraen a las moléculas del fluido a la superficie sólida generalmente son débiles, y el calor desprendido durante el proceso de adsorción es del mismo orden de magnitud que el calor de condensación (Smith, 1991), sin embargo (Gonzales, 2001) indica que dicha energía puede adsorberse en forma de vibración de la red y posteriormente disiparse como energía térmica. La molécula que rebota una y otra vez en la superficie pierde gradualmente su energía térmica y termina acomodándose Adsorción química.

La adsorción química (AQ), quimisorción o adsorción activa, es el resultado de la interacción química entre el sólido y la sustancia adsorbida (Treybal, 1980). Este tipo de adsorción es específico e involucra fuerzas mucho más potentes que la adsorción física (Smith, 1991). La adsorción química se caracteriza por una compartición de electrones entre el adsorbente y el adsorbato que da por resultado la liberación de una cantidad de calor, a causa de la compartición de electrones con la superficie, los materiales químicamente adsorbidos se restringen a la formación de una monocapa (Hinnes y Maddox, 1987).

Según (Hinnes y Maddox, 1987), la principal diferencia entre adsorción física y la de tipo químico es la naturaleza del enlace que se forma entre la molécula adsorbida y la

superficie del adsorbente. Para (Gonzales, 2001), la diferencia de la adsorción química es la distancia adsorbente-adsorbato es mucho más pequeña que en la adsorción física.

La bioadsorción es un proceso físico-químico que incluye los fenómenos de adsorción y absorción de moléculas e iones. Este método poco convencional busca principalmente la remoción de metales pesados en aguas residuales provenientes del sector industrial, usando como bioadsorbente diferentes materiales de origen biológico (vivo o muerto), tales como: algas, hongos, bacterias, cáscaras de frutas, productos agrícolas y algunos tipos de biopolímeros. Estos materiales son de bajo costo y se encuentran en gran abundancia en la naturaleza, además, su transformación a bioadsorbente no es un proceso costoso (Cañizares, 2000).

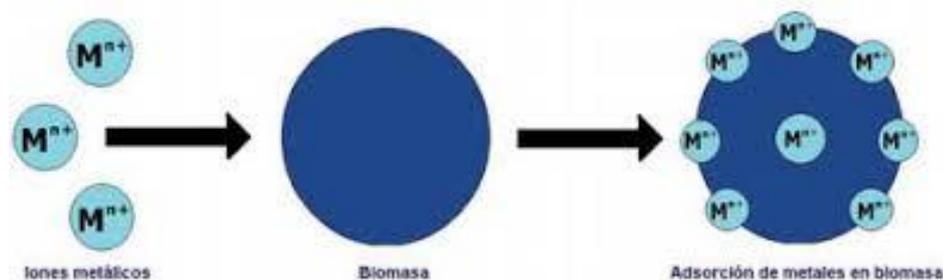


Figura 4. Bioadsorción de metales pesados

Fuente: Cañizares, (2000)

2.5. BIOADSORBENTE

2.5.1. Definición

Los bioadsorbente son materiales provenientes de la flora microbiana, algas, plantas, biomasas residuales, productos agroindustriales o algunos biopolímeros, estos deben ser capaces de adsorber directamente el metal de forma iónica de la solución. Los biomateriales son sometidos a tratamientos fisicoquímicos sencillos y de bajo costo; con el fin de mejorar su capacidad de adsorción en los procesos de aplicación como remoción de metales pesados o recuperación de especies metálicas en solución (Muñoz, 2017).



Se ha comprobado que la capacidad para la eliminación de contaminantes de los biomateriales se relaciona con la gran variedad de grupos funcionales presentes en su estructura. La composición de estos grupos no varía significativamente entre especies diferentes de la misma familia (Farooq et al., 2010 y Gadd 2009). Entre los materiales más utilizados en procesos de adsorción se encuentran las algas, lignina, materiales con taninos, quitosano y quitina, xantato, zeolitas, musgo, madera, hojas de árbol, hongos, etc. (Agarwal et al., 2010).

2.5.2. Características del bioadsorbente

Callata (2013), indica en su trabajo de investigación de Bioadsorción de Ion Pb (II) con biomasa Muerta de pseudomonas, referente a las características de los diferentes sólidos bioadsorbentes se han podido identificar numerosos grupos químicos que podrían contribuir al proceso de retención de metales. Entre estos grupos funcionales se pueden citar los siguientes: hidroxilo, carbonilo, carboxilo, sulfhídrico, tioéter, sulfonato, amina, imina, amida, imidazol, fosfonato y fosfodiéster. Para que un determinado grupo funcional tenga importancia en la bioadsorción de cierto metal por una determinada biomasa, deben tener en cuenta los siguientes factores:

- Cantidad de ligandos en el material bioadsorbente.
- Accesibilidad al ligando.
- Estado químico del ligando, es decir, disponibilidad.
- Afinidad entre el ligando y el metal, es decir, fuerza de unión.

Para la unión covalente de un metal con un ligando, hay que tener en cuenta si éste está ocupado, las fuerzas de enlace y su concentración, comparada con la del metal que



ya ocupa el ligando de unión. Para uniones de metal de tipo electrostático, un ligando sólo está disponible si es ionizado.

La mayoría de los grupos activos de enlace implicados en la bioadsorción son ácidos, esto es, son neutros cuando se protonan y se cargan negativamente cuando se desprotonan. Por tanto, cuando el pH de la solución sobrepasa su pKa los grupos se hacen mucho más disponibles para la atracción del catión. Por el contrario, los grupos básicos como los grupo amina, imina emimidazol, son neutros cuando se desprotonan y se cargan positivamente cuando se protonan. Por lo tanto, atraerán aniones si el pH del medio descende hasta valores que hagan que los grupos se protonen (Lara, 2008).

2.6. BIOMASA

2.6.1. Definición

Es el resultado de transformación que sufre la materia orgánica de origen animal o vegetal, por medio de este proceso, que puede hacerse en forma natural o artificial, se generan subproductos que no tienen valor para la cadena nutritiva o no sirven para la fabricación de productos de mercado pero pueden utilizarse como bioadsorbente y combustible (Flores, 1982).

2.6.2. Modificaciones de la biomasa

La biomasa que no se somete a ningún pre tratamiento ni modificación, generalmente es mecánicamente inestable, por lo que se dificulta su utilización en procesos de bioadsorción, principalmente en columna. Debido a esto, el principal objetivo de las modificaciones del material es mejorar la estabilidad y las propiedades mecánicas, así como disminuir las pérdidas de masa durante el proceso de adsorción, obteniendo un material más adecuado para su aplicación en sistemas a gran escala. Los procesos de pre



tratamiento y de modificación no están claramente diferenciados, se puede asumir que un pre tratamiento con un ácido es de bajo coste mientras que una modificación química de la biomasa implica un proceso relativamente más caro (Volesky, B., 2003). Es importante tener en cuenta esta diferencia a la hora de aplicarlos y saber si la capacidad de adsorción de contaminantes registrada tras llevar a cabo estos procesos compensa los costes adicionales de la técnica, frente a la utilización de la biomasa nativa (Zhou et al., 2009).

Los tratamientos físicos de la biomasa incluyen calentamiento, ebullición, congelación, descongelación, secado o liofilización. Mientras que los tratamientos químicos son variados y abarcan desde la protonación de los grupos funcionales con ácidos fuertes (HCl, HNO₃), hasta el lavado con disolventes orgánicos que favorezcan la eliminación de la fase lipídica del material (etanol, metanol, acetona), las reacciones de entrecruzamiento (cross-linking) o reacciones específicas controladas que incorporan un grupo funcional para eliminación selectiva de un determinado contaminante (ej. eliminación de mercurio mediante materiales modificados con tiourea (Zhou et al., 2009).

Los iones fuertes tienen un poder de polarización débil y retienen sus electrones fuertemente. Mientras que los iones débiles participan más en uniones covalentes, donde la energía libre es mayormente entálpica. Los iones fuertes, tales como Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, pueden formar uniones estables con F⁻ y con ligandos que contienen oxígeno como OH, CO₃²⁻, RCOO⁻ y C=O. Por el contrario, los iones débiles, por ejemplo metales tales como, Hg²⁺ y Pb²⁺ pueden formar uniones fuertes con grupos que contienen átomos de nitrógeno y azufre como CN⁻, R-S-, -SH-, NH₂ (Plaza,2012).

Por lo tanto se considera Biomasa, a un producto energético y materia que se origina a partir de materia orgánica, por formación biológica, es decir, se pueden obtener a partir de diferente materia orgánica.



2.7. CINETICA DE ADSORCIÓN

2.7.1. Definición

La cinética de adsorción es absolutamente significativo en el tratamiento de las aguas, pues indica que la velocidad de adsorción del soluto, que alternadamente controla el tiempo de residencia del adsorbato, los indicadores cinéticos son útiles para predecir el grado de adsorción e indica una importante información para el diseño y modelamiento del proceso (lavado et. al., 2010).

La velocidad de adsorción depende de dos factores como son: La velocidad con la que el soluto es transferido desde el estado líquido al estado sólido de acuerdo a los mecanismos de transferencia de masa y la velocidad de reacción de la verdadera adsorción o un proceso de acoplamiento.

2.7.2. Modelo de cinética

La cinética de adsorción indica como la velocidad de adsorción del adsorbato en el que controla el tiempo de residencia del adsorbato en el que se controla el tiempo (t) de residencia del adsorbato en la interface liquida sólida. Se tienen diferentes modelos cinéticos tales como, modelo de Pseudo primer orden, modelo de pseudo segundo orden, Elovich y transferencia de mas, también entre ellos tenemos los modelos teóricos más utilizados y que ajustan con mayor precisión los datos experimentales derivados de un estudio cinético de adsorción que están en modelo de pseudo primer orden y el pseudo segundo orden (Aharoni y Sparks, 1991).

En lo general el modelo pseudo segundo orden se considera más apropiada para representar los datos de un proceso de bioadsorción asumiendo que la etapa limitante del control de velocidad viene dado por una interacción química adsorbato /adsorbente (Febrianto, et. al. 2009).



La contraposición en la reacción química se puede considerar que el paso limitante es la difusión adsorbente, aplicándose modelos de difusión como el de Weber Morris (Weber y Chakravo, 1974).

El modelo cinético se aplica con el propósito de investigar el mecanismo que tiene lugar y determinar la etapa que controla la velocidad del proceso, que puede implicar un transporte de masa o una reacción química; se considera que hay esencialmente tres etapas consecutivas en la adsorción de contaminantes en disolución; guiado del adsorbato hasta la superficie exterior del adsorbente en la superficie interior del adsorbente. Bajo las condiciones adecuadas, el movimiento del adsorbente podría ser el paso limitante, pero con una buena agitación y mezcla puede dar lugar a que la etapa limitante de la velocidad de reacción ya sea la difusión del adsorbato en los poros del adsorbente, lo que se denomina difusión intrapartícula; o considerarse que la etapa determinante en el proceso sea la propia interacción adsorbente/adsorbato. Por lo tanto, se debe de conocer cuál es la etapa de reacción adecuada y sus factores más importantes del proceso (Carro de Diego 2012).

2.7.3. Modelo de pseudo primer orden

Largergren (1898), propuso el modelo cinético de primer orden. El que tiene por principio, la capacidad de adsorción del sólido, donde a cada ion metálico se le asigna un sitio de adsorción del material adsorbente (Kaiser et. al, 2009).

El modelo de Largergren de primer orden esta expresado por la siguiente ecuación:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 * t$$

Dónde:

k_1 = Es la constante de adsorción de Largergren (min^{-1})

q_e = Es la cantidad de metal adsorbido en el equilibrio (mg/g)



q_t = Es la cantidad de metal adsorbido en el tiempo (mg/g)

t = Tiempo

Para hallar la constante k_1 se grafica el Log ($q_e - q_t$) versus tiempo. El valor se obtiene por el intercepto.

2.7.4. Modelo de pseudo segundo orden:

El modelo de pseudo segundo orden fue desarrollado por Ho y McKay y dado a conocer en 1999. En él se supone que el adsorbato se adsorbe en dos sitios activos de la biomasa. A partir de esta fecha, muchas más investigaciones han reportado un mejor ajuste de los datos experimentales obtenidos a este modelo, con coeficientes de correlación superiores a los de los otros modelos ensayados. En este caso, la ecuación de velocidad de la cinética de adsorción se expresa como:

$$\frac{1}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$$

Dónde:

q_t = Es la cantidad de material adsorbido en el tiempo (mg/g)

t = Tiempo (min)

q_e = Capacidad de adsorción en equilibrio (mg/g)

K = Constante de la ecuación (mg/g -min)

Si el modelo lineal representa un buen ajuste con un coeficiente de correlación R^2 cercano a uno, el proceso de adsorción puede ser descrito como quimiadsorción. La constante k_2 , se obtiene por datos experimentales de la gráfica del intercepto de t/q_t versus tiempo (Velmurugan et al., 2010). La correlación del coeficiente en 0,99 indica la aplicación del sistema en un modelo de pseudo segundo orden. Del mismo modo según Saha y Orvig (2010), Toma en cuenta que la velocidad de reacción depende de la cantidad



de iones metálicos en la superficie del sólido y la cantidad de metal sorbido en el equilibrio.

2.7.5. Modelo de elovich.

Este modelo, de aplicación general en procesos de quimiadsorción, supone que los sitios activos del bioadsorbente son heterogéneos (Cheung et al., 2001) y por ello exhiben diferentes energías de activación, basándose en un mecanismo de reacción de segundo orden para un proceso de reacción heterogénea. Del mismo modo según Wu et al., (2009), el modelo Elovich se utiliza comúnmente para describir la adsorción de gases, pero también ha sido usado para describir la adsorción de contaminantes sólidos en solución acuosa.

$$q_t = \alpha + 2.303\beta \log t$$

Dónde:

q_t = Es la cantidad de metal adsorbido al tiempo t ($\mu\text{g/g}$)

α = Velocidad de adsorción inicial ($\mu\text{g/g} - \text{min}$)

β = Constante de desorción ($\mu\text{g/g}$)

t = tiempo (min)

2.8. WARAQO (*Echinópsis maximiliana*)

2.8.1. Definición

Navarro (1996), define Echinópsis como nombre genérico que deriva de echinos, "erizo o erizo de mar", y ophis, "apariencia", en referencia a la cubierta densa de espinas que algunas de estas plantas presentan. Waraqo (*Echinópsis maximiliana*), suele formar pequeños cojines. Los tallos son cilíndricos, esféricos verdes o cortos brotes que alcanzan 5 cm de diámetro y una altura de hasta 20 centímetros. Tiene de 12 a 20 rectas costillas

presentes, que son muescas y tubérculos. En ellas se encuentran las areolas que son blanquecinas y hasta 2 cm de distancia de las que surgen de 11 a 56 espinas que pueden faltar en ocasiones, son muy variables. No se pueden diferenciar las espinas centrales de las radiales, por lo general. Las espinas son curvas, irregulares son de color marrón amarillento y de 3 a 5 cm de largo. Las flores son en forma de embudo y aparecen en el lado de los tallos en los brotes superiores, son de color rojo con una garganta de color naranja-amarillo o de color púrpura a veces amarillo o rosa. Las flores miden de 4 a 10 cm de largo y tienen precisamente ese diámetro. Los frutos son rojizo verdes y son peludos y alcanzan un diámetro de hasta 1,2 cm (Navarro, 1996)



Figura 5. Waraqqo (*Echinopsis maximiliana*)

Fuente: Cañizares, (2000)



2.8.2. Clasificación taxonómica

Heyder et al (1846), publicada en una revista ilustrada de la descripción de la botánica, describió la siguiente clasificación taxonómica del Waraqqo:

Reino	:	Planta
Subreino	:	Tracheobionta
División	:	Magnoliophyta
Clase	:	Magnoliopsida
Subclase	:	Caryophyllidae
Orden	:	Caryophyllales
Familia	:	Cactaceae
Subfamilia	:	Cactoideae
Tribu	:	Trichocereae
Género	:	Echinópsis
Especie	:	<i>Echinópsis maximiliana</i>



CAPÍTULO III

MATERIALES Y METODOS

3.1. METODOLOGÍA

3.1.1. Descripción del muestreo.

El acopio de la muestra deseada para esta investigación de la planta silvestre Waraqqo (*Echinopsis maximiliana*) se realizó en la comunidad de pancagquia denominado zona Socosani de la provincia de Azángaro siendo una zona que existe abundante vegetación de la muestra de Waraqqo q se reproducen en forma silvestre. El muestreo del agua de pozo se toma en un lugar determinado para el muestreo del análisis (R.J. N° 010-2016-ANA); de la ciudad de Juliaca de los pozos tubulares. El procedimientos para obtener el agua muestreada se hizo en un frasco de vidrio en la cuales para recoger el agua se hizo un enjuague en envase con la misma agua y tomar la muestra en la parte inicial intermedia y la parte final del agua para luego homogenizar la muestra final para luego hacer el análisis. (Elaboración Propia)

3.1.2. Variables.

Para la presente investigación se ha manejado dos variables en las cuales son:

Variable independiente. El pH y El Tiempo; Bioadsorbente Waraqqo (*Echinopsis Maximiliana*).

Variable dependiente. Capacidad de bioadsorción del Arsénico

3.2. OBTENCIÓN DEL BIOADSORBENTE

3.2.1. Selección, Pelado, Reducción del tamaño y pesado.

La selección de las muestras del Waraqqo se hizo mediante la clasificación de buena calidad ya sea maduros de buen tamaño, en seguida se hizo el pelado de la de la muestra



para retirar las cascaras y espinas del Waraqqo, en seguida hacemos la reducción de tamaño mediante picadas en mínimos tamaños para luego hacerlos el secado en una estufa a 70°C por 24 horas

3.2.2. Secado y molienda.

Departamento de alimentos y tecnología (2008), indica que el secado se realiza en una estufa a 70°C por 24 horas con la finalidad de eliminar la humedad de la muestra, al término de la muestra queda como contextura delgada luego pasa al molido de la muestra en un mortero con la finalidad de reducir a una mínimas partículas.

3.2.3. Activación de biomasa waraqqo por álcalis y ácidos

Secar la biomasa de waraqqo, moler, mezclar con solución de HNO₃, calentar a 70°C lavar, mezclar con solución de NaOH, calentar a 70°C, lavar, secar, moler y tamizar.

3.2.4. Fijación con solución de FeCl₃

Se pesó 20 g de waraqqo activado con soluciones de HNO₃ y NaOH, luego se transfiere en vaso precipitado de 250 ml, se agrega al vaso precipitado 100 ml de solución FeCl₃ al 0,3% y se pone en agitación por 24 horas. Los residuos se filtraron y se lavaron 3 veces con agua destilada luego se lleva a secado por 12 horas con calentamiento a temperatura de 80°C y 110°C. Se enfrían y se pesan, finalmente las muestras fijadas con FeCl₃ se colocaron en bolsas de plástico para su posterior uso.

3.3. PROCESO DE ADSORCIÓN DE ARSÉNICO

Se pesa 0,4 g de waraqqo activado para cada frasco y se colocan en 5 frascos de vidrio transparente con tapa de capacidad 150 ml, se agregan 100 ml de agua subterránea proveniente de zona de Taparachi Juliaca. Se ajusta el pH 4, 5 y 6 con solución de HCl



0,2N y se pone en agitación a la velocidad de 150 rpm a diferentes tiempos 20, 40 y 60 min a temperatura ambiental. Terminado el tiempo de agitación se procede a filtrar las muestras adsorbidas y se lleva el sobrenadante para analizar por espectrofotometría de absorción atómica.

3.3.1. Determinación de cinética de adsorción de arsénico

Se pesa 0,4 g de muestra de waraqqo activada en un frasco de vidrio transparente con tapa de capacidad 150 ml. Se agrega 100mL de muestra de agua subterránea contaminado con arsénico de 75 $\mu\text{g/L}$. Luego se agrega gotas de HCl 0,2N para ajustar a pH 4, 5 y 6. Se deja en agitación durante 24 horas. Se toman alícuotas a tiempos de 5, 10, 20, 40, 60, 100 y 120 min. Se filtran las alícuotas y se analizan el contenido de arsénico por espectrofotometría de absorción atómica.

3.3.2. Población y muestra

La población para este trabajo de investigación se tomó:

- Aguas subterráneas de la Urb. Taparachi de la ciudad de Juliaca
- Waraqqo (*Echinopsis Maximiliana*) ubicado en la provincia de Azángaro

3.3.3. Muestra

- Agua destilada
- Agua Subterránea tomada en varios puntos de la Urbanización Taparachi Juliaca
- Preservante para la muestra (Ácido Nítrico 1ml)
- Waraqqo (*Echinopsis Maximiliana*)



3.4. MATERIALES Y EQUIPOS

- Cinta de embalaje
- Etiqueta para rotular el envase
- Guantes de prueba
- Mortero
- Papel filtro
- Papel filtro Whatman N° 42
- Pipeta
- Plumón de tinta
- Probeta
- Soguilla para extracción del agua
- Vaso precipitado de 200ml, 100ml, 50ml
- Agitador magnético and. (A&D) GX 224
- Balanza Analítica metlet Toledo
- Cámara fotográfica Samsung
- Equipo de GPS Etrex
- Estufa VWR. Modelo 1.300U2
- PH-metro Hanna Checker plus
- Termómetro BOECO German



Figura 6. Digrama de flujo de obtención de bioadsorbente del Arsénico (As)

Fuente: elaboración propia



CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. ADSORCIÓN DE ARSÉNICO DE AGUAS SUBTERRÁNEAS JULIACA TAPARACHI

Tabla 4.

Resultados de análisis físico-químico de agua subterránea Taparachi Juliaca

Componentes químicos	Parámetro
pH	7,4
Conductividad	820 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Dureza	443,52 mg/L
Alcalinidad	251,50 mg/L
Cloruros	149,81 mg/L
Sulfatos	128,00 mg/L
Calcio	137,81 mg/L
Magnesio	25,79 mg/L
Arsénico	75 $\mu\text{g}/\text{L}$

Fuente: Elaboración propia

4.1.1. Pruebas experimentales de adsorción

Peso de adsorbente	: 0,4 g (biomasa waraqqo)
Concentración de As en agua subterránea	: 75 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Juliaca Taparachi)
Volumen de muestra de agua subterránea	: 100 ml (Para cada ensayo de adsorción)
Velocidad de agitación	: 150 rpm

4.1.2. Capacidad de adsorción

La calidad del material adsorbente es considerada de acuerdo a cuánto sorbato puede atraer y retener en una forma inmovilizada. La cantidad de metal adsorbido por el adsorbente puede ser calculada como la capacidad de adsorción q . Las capacidades de

adsorción dependen de las constantes ácido-base, del punto isoeléctrico del adsorbente y del pH de la solución. La ecuación utilizada para calcular la cantidad de metal adsorbido por el adsorbente es:

$$q = \frac{(C_o - C_e)V}{m}$$

Dónde:

q = Cantidad de iones metálicos adsorbidos (mg.g⁻¹)

V = Volumen de la solución (L)

C_o= Concentración inicial de ion metálico (mg/L)

C_e= Concentración de ion metálico en equilibrio (mg/L)

m = Masa del bioadsorbente (g)

4.2. DETERMINACIÓN DE pH EN PROCESO DE ADSORCIÓN DE ARSÉNICO

Tabla 5.

Determinación de pH óptimo

pH	C _i (µg/L)	C _f (µg/L)	% Adsorción As
4	75	14,33	80,90
5	75	9,95	86,73
6	75	7,60	89,87
7	75	14,70	80,40
8	75	14,80	80,27

Fuente: Elaboración propia

Donde C_i y C_f son concentraciones iniciales y finales respectivamente expresados en µg/L. En la tabla 05, se tiene los resultados del efecto de pH en la adsorción de arsénico

con producto natural waraqqo activado en medio ácido-alcalino y con solución de FeCl_3 .

El mayor porcentaje de adsorción se logra a pH 6.

4.3. CINÉTICA DE ADSORCIÓN DE ARSÉNICO

Tabla 6.

Porcentaje de adsorción en función de tiempo

Tiempo (min)	C_i ($\mu\text{g/L}$) As	q_t ($\mu\text{g/g}$)	% Adsorción
0	75	0	0
10	46,20	7,2	38,40
20	22,11	13,22	70,52
40	13,00	15,50	82,67
60	7,80	16,80	89,60
100	7,30	16,93	90,27
120	7,00	17,00	90,67

Fuente: Elaboración propia

La tabla 6, nos muestra la cinética de adsorción de arsénico en función de tiempo. Se tuvo concentración inicial de $75 \mu\text{g/L}$ y fue adsorbido hasta $7 \mu\text{g/L}$ de arsénico. La mayor velocidad de adsorción se logra a 60 min y a tiempos mayores la adsorción se mantiene constante.

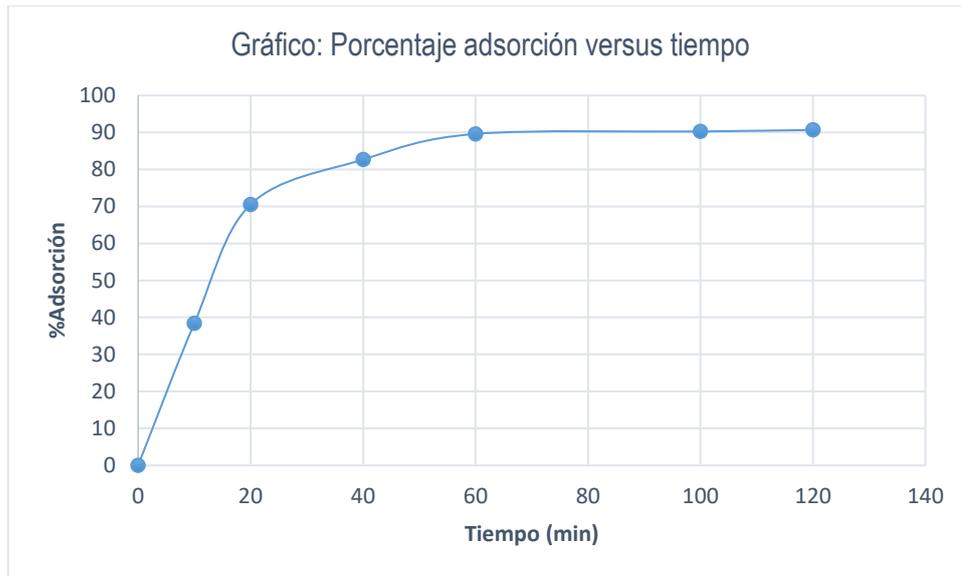


Figura 7. Gráfica % adsorción vs tiempo

La figura 7, nos muestra que la velocidad de reacción es rápida hasta 20 min y a partir de 60 min la curva se hace plana en tanto que la reacción es lenta y constante.

4.4. DISEÑO FACTORIAL DE DOS FACTORES CON TRES NIVELES Y DOS RÉPLICAS

Tabla 7.

Diseño factorial de dos factores

pH	Tiempo (min)		
	20	40	60
4	71,00%	76,00%	80,00%
	71,40%	76,40%	80,40%
5	76,00%	79,00%	86,00%
	76,60%	79,60%	86,40%
6	81,00%	81,80%	90,29%
	81,60%	82,00%	90,69%

Fuente: Ríos, V., C. (2012).

Tabla 7, muestra el diseño factorial de dos factores tiempo y pH con tres niveles y dos réplicas. Los niveles de tiempo son: 20 min, 40 min y 60 min. Los niveles de pH son: 4, 5 y 6 respectivamente. Cada prueba tiene dos resultados de porcentaje de adsorción de iones arsénico. La primera prueba realizada con tiempo de 20 min y pH 4 se obtiene como resultado 71,00 % y para la segunda prueba bajo las mismas condiciones de tiempo y pH se obtiene como resultado 71,40 % de adsorción de iones arsénico. El resto de los resultados fueron obtenidos de la misma forma.

Tabla 8.*Resultados del proceso de adsorción*

N°	C _i As(μg/L)	Tiempo (min)	pH	C _f As(μg/L)	q _t (μg/g)	% Adsorción
1	75	20	4	21,75	13,31	71,00
2	75	20	5	18,00	14,25	76,00
3	75	20	6	14,25	15,19	81,00
4	75	40	4	18,00	14,25	76,00
5	75	40	5	15,75	14,81	79,00
6	75	40	6	13,65	15,34	81,80
7	75	60	4	15,00	15,00	80,00
8	75	60	5	10,50	16,13	86,00
9	75	60	6	7,28	16,93	90,29
10	75	20	4	21,45	13,39	71,40
11	75	20	5	17,55	14,36	76,60
12	75	20	6	13,80	15,30	81,60
13	75	40	4	17,7	14,33	76,40
14	75	40	5	15,30	14,93	79,60
15	75	40	6	13,50	15,38	82,00
16	75	60	4	14,7	15,08	80,40
17	75	60	5	10,2	16,20	86,40
18	75	60	6	6,98	17,01	90,69

Fuente: Elaboración propia



La tabla 8, nos muestra los resultados de porcentaje de adsorción de iones arsénico en función de la variable tiempo y pH. De acuerdo al diseño factorial de dos factores con tres niveles y dos réplicas constituyen 18 corridas totales (ver tabla 07). Además la tabla muestra las concentraciones iniciales (C_i) y Concentraciones finales (C_f) expresados en $\mu\text{g/L}$ de As respectivamente.

4.5. ANÁLISIS DE VARIANZA

Tabla 9.

Análisis de Varianza para adsorción de Arsénico

	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:Tiempo	262,174	1	262,174	207,43	0,000
B:pH	226,114	1	226,114	178,90	0,000
AA	13,068	1	13,068	10,34	0,008
AB	0,011	1	0,010	0,01	0,929
BB	0,616	1	0,616	0,49	0,499
Bloques	0,929	1	0,929	0,74	0,409
Error total	13,903	11	1,263		
Total (corr.)	516,816	17			

Fuente: Software Statgraphics Centurión 16

R-cuadrada = 97,309 porciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 95,842 porciento

Error estándar del est. = 1,124

Error absoluto medio = 0,734

Estadístico Durbin-Watson = 1,833 (P=0,321)



Auto correlación residual de Lag 1 = -0,006

La tabla 9, ANOVA particiona la variabilidad de adsorción en partes separadas para cada uno de los efectos. Entonces prueba la significancia estadística de cada efecto comparando su cuadrado medio contra un estimado del error experimental. En este caso, 3 efectos tienen un valor-P menor que 0,05, indicando que son significativamente diferentes de cero con un nivel de confianza del 95,0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo, así ajustado, explica 97,3098% de la variabilidad en Adsorción. El estadístico R-cuadrada ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 95,8424%. El error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 1,12425. El error medio absoluto (MAE) de 0,734444 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) prueba los residuos para determinar si haya alguna correlación significativa basada en el orden en que se presentan los datos en el archivo. Puesto que el valor-P es mayor que 5,0%, no hay indicación de auto correlación serial en los residuos con un nivel de significancia del 5,0%.

Según la tabla de ANOVA se interpreta que el valor-P para la variable tiempo es 0.000 lo que significa el 100% de confianza y pH de igual manera al 100% de confianza esto nos indica que son altamente significativos, lo que se concluye que estas variables influyen directamente en la adsorción de iones arsénico.

4.6. COEFICIENTE DE REGRESIÓN Y MODELO MATEMÁTICO

Tabla 10.

Coefficiente de regresión para adsorción de As

Coefficiente	Estimado
Constante	46,122
A:Tiempo	-0,136
B:pH	8,193
AA	0,005
AB	0,002
BB	-0,392

Fuente: Software Statgraphics Centurión 16

La ecuación de regresión que se ha ajustado a los datos. La ecuación del modelo ajustado es:

$$\% \text{Adsorción As} = 46,122 - 0,136 * \text{Tiempo} + 8,193 * \text{pH} + 0,005 * \text{Tiempo}^2 + 0,002 * \text{Tiempo} * \text{pH} - 0,392 * \text{pH}^2$$

4.6.1. Respuesta de optimización

Meta: maximizar Adsorción

Valor óptimo = 90,00

Tabla 11.

Valores óptimos determinados

Factor	Bajo	Alto	Óptimo
Tiempo	20,0	60,0	60,0
pH	4,0	6,0	6,0

Fuente: Software Statgraphics Centurión 16

La tabla 11 muestra la combinación de los niveles de los factores tiempo y pH, la cual maximiza adsorción de iones de arsénico. Los valores óptimos de las variables independientes son: tiempo de adsorción es de 60 min y el pH óptimo es 6, con estos



valores óptimos se logra el porcentaje de adsorción de iones arsénico al 90% , calculado estadísticamente y coincide con valores experimentales (tabla 07).

Tabla 12.

Resultados estimados para adsorción

Fila	Observados Valores	Ajustados Valores	Inferior 95.0% para Media	Superior 95.0% para Media
1	76,0	74,434	73,005	75,863
2	90,2	89,634	87,959	91,309
3	76,0	76,301	74,872	77,729
4	86,0	85,649	84,221	87,078
5	80,0	80,879	79,204	82,555
6	71,0	71,604	69,929	73,279
7	79,0	79,167	77,739	80,596
8	81,0	80,213	78,538	81,888
9	81,8	83,116	81,688	84,545
10	86,4	86,103	84,675	87,532
11	90,69	90,089	88,413	91,763
12	79,6	79,622	78,194	81,051
13	81,6	80,668	78,992	82,342
14	80,4	81,334	79,659	83,009
15	82,0	83,570	82,142	84,999
16	71,4	72,059	70,383	73,733
17	76,4	74,888	73,460	76,317
18	76,6	76,755	75,327	78,184

Fuente: Software Statgraphics Centurión 16

Esta tabla 12 contiene información acerca de los valores de adsorción generados usando el modelo ajustado. La tabla incluye:

- (1) los valores observados de adsorción (si alguno)
- (2) el valor predicho de Adsorción usando el modelo ajustado
- (3) intervalos de confianza del 95.0% para la respuesta media

4.6.2. Gráfica de interacciones y efectos principales

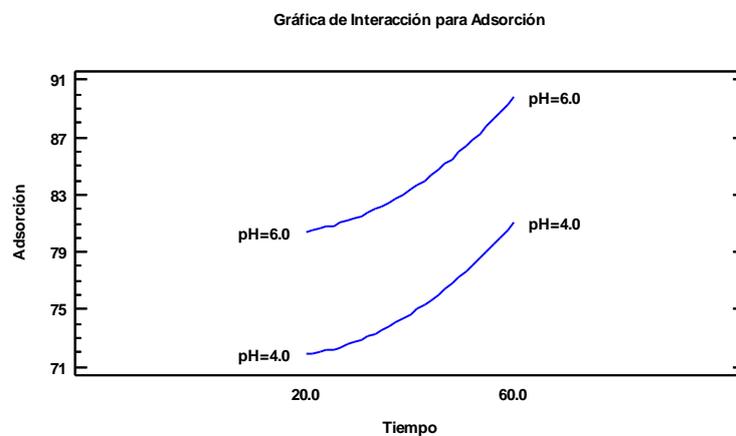


Figura 8. Interacciones y efectos principales

La figura 8 representa gráfica de porcentaje de adsorción en función de tiempo, las curvas son paralelas y nos indica que no existe interacción de factores.

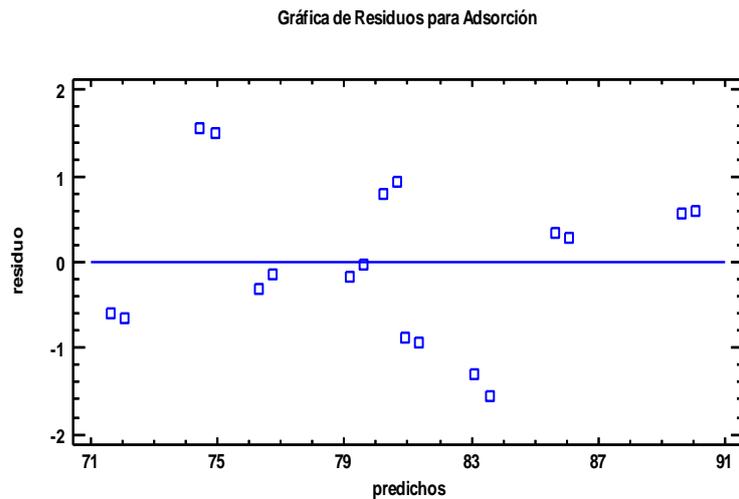


Figura 9. Residuos predichos de adsorción

La figura 9 muestra residuos predichos para la adsorción de arsénico cuyos puntos indican una dispersión normal homogénea.

4.6.3. Diagrama de pareto estandarizado

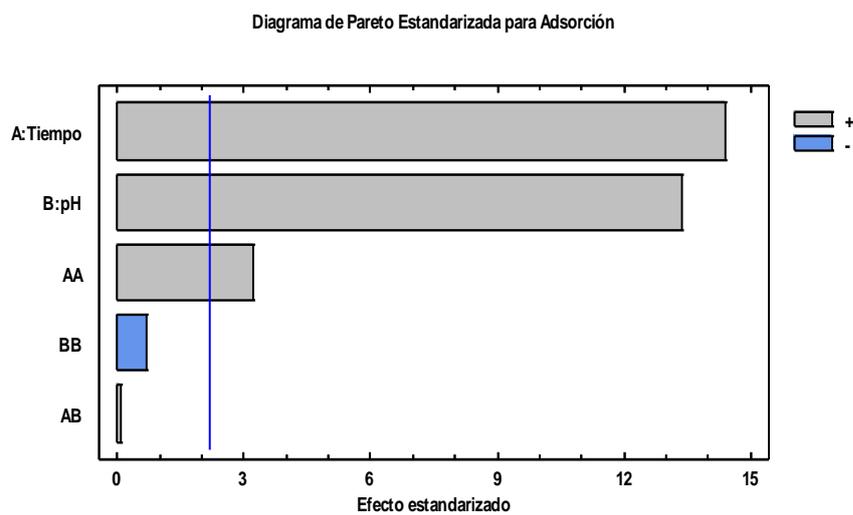


Figura 10. Diagrama de Pareto estandarizado

La figura 10, represente el diagrama de Pareto estandarizado en donde la barra mayor (A) que es la variable tiempo es más significativo seguido de barra (B) como variable pH. Las Interacciones AA y BB son menos significativos.

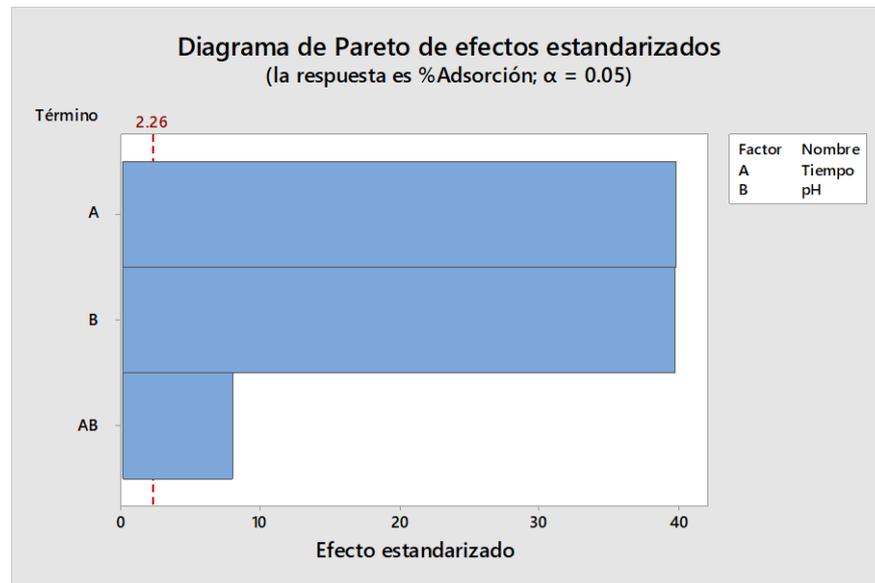


Figura 11. Diagrama de Pareto con efecto estandarizado

La figura 11 también muestra factores A (tiempo) y B (pH) que son altamente significativos y la interacción AB es menos significativa, este diagrama fue obtenido usando el programa Minitab 18.

4.6.4. Superficie de respuesta

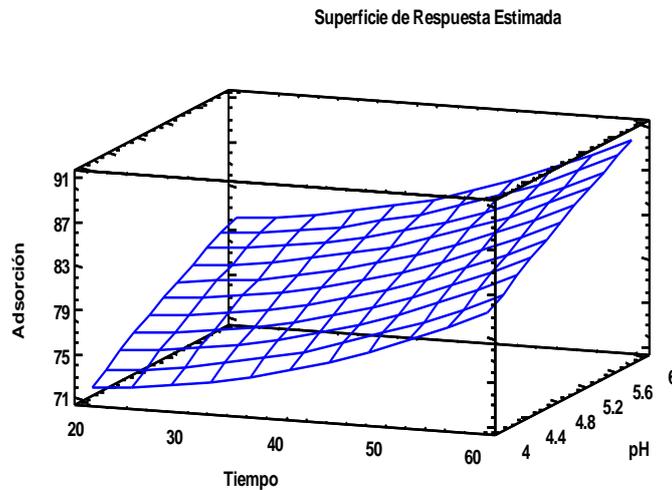


Figura 12. Superficie de respuesta

La figura 12, representa superficie de respuesta estimada, se observa en la gráfica que a tiempo de 60 minutos y pH 6 el porcentaje de adsorción de iones arsénico es de aproximadamente 90%.

4.7. ESTUDIO CINÉTICO DE ADSORCIÓN

4.7.1. Modelo cinético de pseudo primer orden

Este modelo asume la bioadsorción como una reacción de primer orden en cada uno de sus reactantes a partir de:

$$\frac{dq_t}{dt} = K_1(q_e - q_t)$$

Al resolver la ecuación diferencial tomando en cuenta los límites de integración desde $t=0$ hasta $t = t$ se tiene:

$$q_t = q_e(1 - e^{-K_1 t})$$

Linealizando la ecuación se obtiene:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - K_1 t$$



Dónde:

q_e = cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio por unidad de masa de adsorbente ($\mu\text{g/g}$)

q_t = cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio por unidad de masa de adsorbente al tiempo t , ($\mu\text{g/g}$)

K_1 = constante de velocidad de pseudo primer orden, (min^{-1})

La constante K_1 se puede determinar por análisis de regresión lineal de la gráfica q_t vs t .

Tabla 13.

Datos calculados para cinética de pseudo primer orden

Tiempo (min)	q_t ($\mu\text{g/g}$)	$q_e - q_t$	$\text{Ln}(q_e - q_t)$
0	0	0	0
10	7,2	9,80	2,28
20	13,22	3,78	1,33
40	15,50	1,50	0,41
60	16,80	0,20	-1,61
100	16,93	0,07	-2,66
120	17,00	0	

Fuente: Elaboración propia

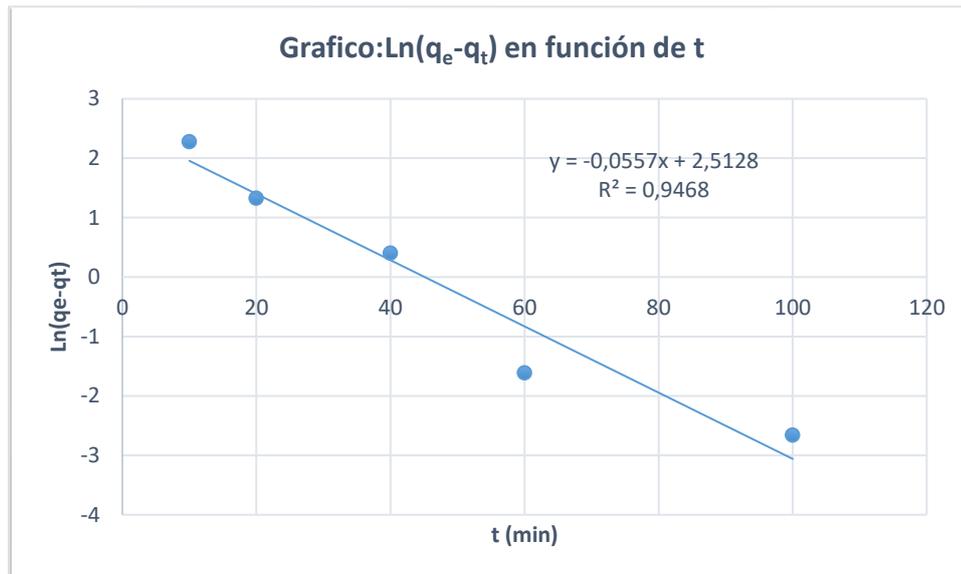


Figura 13. Gráfica de ecuación de pseudo primer orden

4.7.2. Modelo de pseudo segundo orden

Este modelo fue desarrollado por Ho y McKay en donde da a conocer en 1999. En él se supone que el adsorbato se adsorbe en dos sitios activos de la biomasa. A partir de esta fecha, muchas más investigaciones han reportado un mejor ajuste de los datos experimentales obtenidos de este modelo, con coeficientes de correlación superiores a los de los otros modelos ensayados. En este caso, la ecuación de velocidad de la cinética de adsorción se expresa como:

$$\frac{dq_t}{dt} = K_2(q_e - q_t)^2$$

Al resolver la ecuación diferencial tomando en cuenta los límites de integración desde $t = 0$ hasta $t = t$ se tiene:

$$q_t = \frac{q_t^2 K_2 t}{1 + q_e K_2 t}$$

Linealizando la ecuación se obtiene:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$$

Donde, K_2 es la constante de velocidad de pseudo segundo orden, ($\mu\text{g/g}\cdot\text{min}$). Las constantes K_2 y q_e se determinan por análisis de regresión lineal de la gráfica t/q vs t .

Tabla 14.

Datos calculados para cinética de segundo orden

Tiempo (min)	C_f ($\mu\text{g/L}$) As	q_t ($\mu\text{g/g}$)	t/q_t
0	75	0	0
10	46,20	7,2	1,389
20	22,11	13,22	1,513
40	13,00	15,50	2,581
60	7,80	16,80	3,571
100	7,30	16,93	5,907
120	7,00	17,00	7,059

$$q_e = 17,00 \mu\text{g/g}$$

Fuente: Elaboración propia

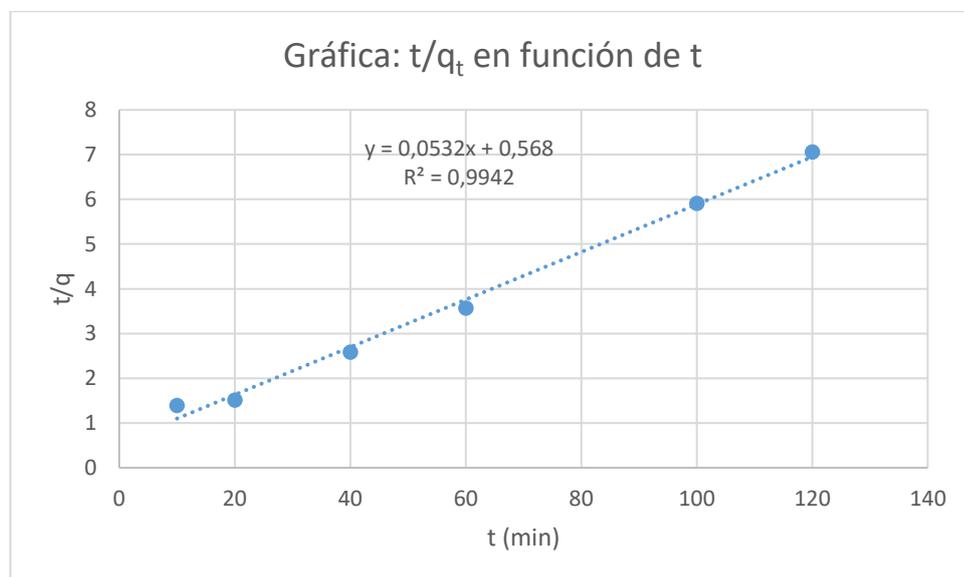


Figura 14. Gráfica de ecuación de segundo orden

4.7.3. Modelo de elovich

Este modelo, de aplicación general en procesos de quimiadsorción, supone que los sitios activos del bioadsorbente son heterogéneos, basándose en un mecanismo de reacción de segundo orden para un proceso de reacción heterogénea.

$$\frac{dq_t}{dt} = \alpha \cdot e^{-\beta q_t}$$

Resolviendo la ecuación diferencial tomando en cuenta los límites de integración desde $t = 0$ hasta $t = t$ se tiene:

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha \cdot \beta) + \left(\frac{1}{\beta}\right) \ln t$$

Donde α ($\mu\text{g}/\text{g}^{-1}\text{min}^{-1}$) es la velocidad inicial de adsorción y β está relacionado con la superficie cubierta y la energía de activación por quimiadsorción ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Los valores de α y β se determinan por regresión lineal de la gráfica q_t vs $\ln t$.

Tabla 15.

Datos calculados para ecuación de Elovich

Tiempo (min)	C_f ($\mu\text{g}/\text{L}$) As	q_t ($\mu\text{g}/\text{g}$)	$\ln(t)$
0	75	0	0
10	46,20	7,2	2,30
20	22,11	13,22	2,99
40	13,00	15,50	3,69
60	7,80	16,80	4,09
100	7,30	16,93	4,61
120	7,00	17,00	4,79

Fuente: Elaboración propia

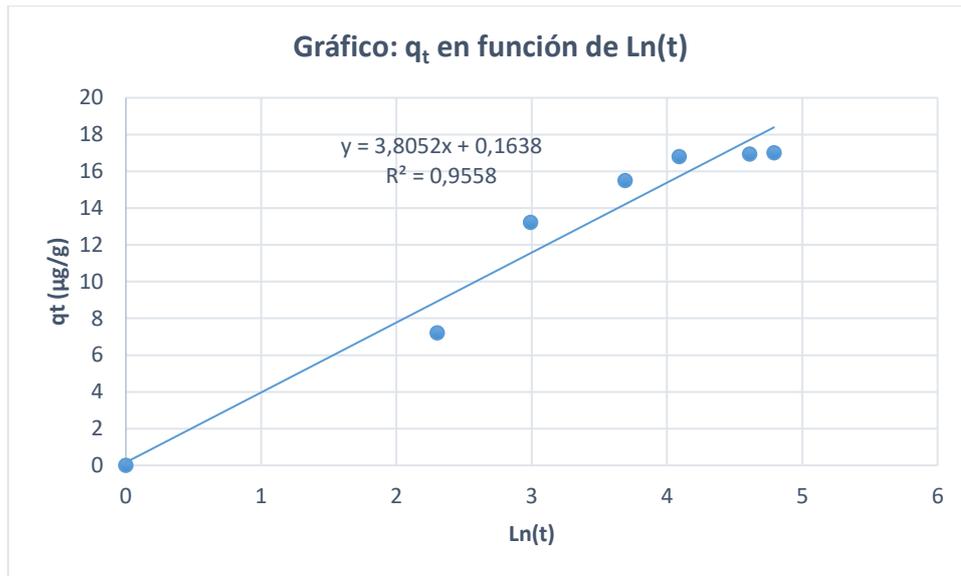


Figura 15. Gráfica de ecuación de Elovich

Tabla 16.

Comparación de modelos cinéticos

Modelo cinético	Parámetro cinético	Correlación R
Pseudo primer orden $\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - K_1 t$	$K_1 = 5,57 \times 10^{-2}$ $q_e = 12,34 \mu\text{g/g}$	$R^2 = 0,947$
Pseudo segundo orden $\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$	$K_2 = 4,98 \times 10^{-3}$ $q_e = 18,80 \mu\text{g/g}$	$R^2 = 0,994$
Elovich $q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha \cdot \beta) + \left(\frac{1}{\beta}\right) \ln t$	$\alpha = 3,971 \mu\text{g/g} \cdot \text{min}$ $\beta = 0,2628 \mu\text{g/g}$	$R^2 = 0,956$

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 16, los resultados de correlación revelan que los modelos que mejor describen a los datos experimentales es el modelo de pseudo segundo orden con coeficiente de correlación de $R^2 = 0,994$, siendo $q_e = 18,8 \mu\text{g/g}$ de As.

4.8. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Según Carro y Franco (2013), la remoción de arsénico en aguas mediante procesos de coagulación-floculación logró remover del 80 y 95 % con sulfato de aluminio y cloruro férrico para concentraciones iniciales de 0,5 mg/L de As.

Según Aguilar (2005), la remoción de Arsénico en agua subterránea de la Comarca Lagunera; obtuvo el resultado que a partir de una solución de dosis de 3 mg/L de arsénico removi6 hasta 0,02 mg/L, equivalente a un 60 % de As.

Trelles (2013), estudi6 la bioadsorción de arsénico en medio acuoso empleando biomasa vegetal inerte de diferentes bioadsorbentes, obteniendo como resultado de porcentajes de remoción máximos se dieron para las muestras de cáscaras de frijol 78,9%, cascarilla de arroz 77% y granos de cebada también 77%; también se reportaron remociones significativas para otros metales pesados.

Galvan y Rosas (2013), remoción de arsénico de efluentes industriales, mediante bioadsorción con *Chlorella vulgaris* a escala de laboratorio; obtuvo como resultado que en una reducción de 153,85 mg/m³ presente en el cultivo puro de *Chlorella vulgaris* a 81,52 mg/m³ después de sometida a 20 ml/min en el sistema de flujo por gravedad, velocidad de flujo a la que se obtuvo también la menor concentración de Arsénico residual de efluentes del PIRS con 4,43 mg/L, representando una remoción del 60,05% Arsénico.

En el presente trabajo de investigación la remoción de arsénico fue de 90%, este valor es similar con resultados reportados por Carro y Franco (2013) Remoción de arsénico en aguas mediante procesos de coagulación-floculación, se lograron remover del 80 y 95 % con sulfato de aluminio y cloruro férrico para concentraciones iniciales de 0,5 mg/L de As. Así mismo Aguilar (2005), reporta remoción de Arsénico en Agua Subterránea de la equivalente a un 60 % a un pH ácido. Trelles (2013) reporta la bioadsorción de arsénico en medio acuoso empleando biomasa vegetal inerte”,



trabajó con diferentes bioadsorbentes, obteniendo como resultado de porcentajes de remoción máximos se dieron para las muestras de cáscaras de frijol (78.9%), cascarilla de arroz (77%) y granos de cebada (77%).



V. CONCLUSIONES

Se obtuvo bioadsorbente activado en medio ácido-alcalino e impregnado con solución de cloruro férrico a partir de biomasa waraqqo natural silvestre, este bioadsorbente obtenido es selectivo para iones de arsénico puro, cuya capacidad de adsorción fue de 18,80 $\mu\text{g/g}$ de As.

Se investigó el efecto de tiempo en la adsorción de iones arsénico para tres niveles 20, 40 y 60 min. Se determinó experimentalmente que el tiempo de adsorción óptimo fue de 60 min. A mayor tiempo de contacto se logro remover mayor porcentaje de bioadsorción

Los efectos del pH en la adsorción de iones arsénico se realizaron a pH de 4, 5 y 6. Se encontró como valor óptimo de pH 6. Siendo el porcentaje de adsorción de iones arsénico de 90%. El bioadsorbente capta iones de arsénico a pH ligeramente ácido

En el estudio cinético de adsorción se han utilizado los modelos cinéticos de pseudo primer orden, pseudo segundo orden y modelo Elovich. La mejor correlación cinética fue con el modelo pseudo de segundo orden R^2 0,9942 tal como se puede observar en la tabla 14. La constante cinética determinada por el modelo de pseudo segundo orden es $K_2 = 4,98 \times 10^{-3}$.



VI. RECOMENDACIONES

Caracterizar todas las aguas subterráneas de consumo humano de la ciudad de Juliaca utilizando técnica nuclear (método de activación neutrónica) a fin de detectar todos los iones metálicos presentes en la muestra de agua.

Se recomienda realizar con otras biomásas existentes en la zona para el tratamiento de aguas superficiales buscando un método eficiente y económico, utilizando residuos orgánicos de la zona.

Se muestra que el comportamiento fisicoquímico de la biomasa natural, tomado en este proyecto, Waraqqo (*Echinopsis Maximiliana*) tiene alta capacidad de adsorción y se debe de poner en práctica para otros metales pesados.

Se debe rescatar las plantas ancestrales como el Waraqqo para el tratamiento de aguas subterráneas en las diferentes zonas q tienen un alto concentrado de Arsénico (As) y otros iones metálicos



VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agarwal, H., Sharma D., Kumar Sindhu S., Tyagi S., Ikram S., (2010), eliminación de mercurio de las aguas residuales. Uso de adsorbentes verdes. Una revisión. Revista Electrónica de Química Ambiental, Agrícola y de Alimentos.
- Aguilar K. (2005) Remoción de Arsénico en Aguas Subterráneas de la Comarca Lagunera. Instituto Tecnológico y de estudios Superiores de Monterrey.
- Aharoni, C., Sparks D.L., (1991), Kinetics of Soil Chemical Reactions-Un tratamiento teórico. En: Sparks, D.L., Suárez D.L. Tasas de procesos químicos del suelo. Soil Science Society of América, Madison
- Ambiental. D,d. (2007). Resumen de Salud Pública Arsénico. Atlanta. Agencia para sustancias Tóxicas y el Riesgo de Enfermedades
- Andreottola, G., Cossu, R., y Serra, R. (1989). Método para la evaluación del impacto ambiental de un relleno sanitario. Institute of Sanitary Engineering Polytechnic.
- ATSDR (2016). Agencia para sustancias tóxicas y registro de enfermedades. (<http://www.atsdr.cdc.gov/substances/indexAZ.asp#F>).
- Autoridad Nacional del Agua (2016). Resolución Jefatural No 010-2016.
- Avery Desmond, (2002). “Un estudio sobre el Arsénico brinda la oportunidad de mitigar la crisis de abastecimiento de agua en Bangladesh”.
- Babel S. y Kurniawan T., (2003) Adsorbentes de bajo costo para la absorción de metales pesados del agua contaminada. Materiales peligrosos.
- Begazo. V., Y. Pareja. M., S. (2019). Biosorción de arsénico utilizando biomásas secas en aguas superficiales. Tesis de pregrado. Universidad Nacional San Agustín de Arequipa. Facultad de Ingeniería de Procesos, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental.
- Brierley J. Brierley C. (1987). “Treatment of Microorganisms with Alkaline solution to Enhance Metal Uptake Properties”. U.S. Patent 4, 690, 874.
- Bundschuh Jochen y Litter Marta, (2010). Situación del arsénico en la Región Ibérica e Iberoamericana. Posibles acciones articuladas e integradas para el abatimiento del arsénico en zonas aisladas.
- by iron oxide-coated sand, J. Colloid Interface Sci. 288, 55–60.
- Callata R. (2013). Bioadsorción del ion Pb (II) en muestras del río suches (hito18), por biomasa muerta de pseudomonas aeruginosa. UNA-PUNO
- Cañizares Villanuev, R. (2000) Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. Asociación latinoamericana microbiología.



- Carro de Diego Leticia M. (2012), "Modificaciones superficiales de la Biomasa de Alga *Sargassum muticum* para la eliminación de mercurio". Universidad de Coruña Colombia.
- Carro P. Magali y Franco M. Francisca, (2013). Remoción de arsénico en agua mediante procesos de coagulación-floculación. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina.
- Chojnacka, K., (2010), Biosorción y bioacumulación: las perspectivas para aplicaciones prácticas. Medio Ambiente Internacional.
- Conesa, F., y Vitoria, V. (1997). Estructura general de un estudio de impacto ambiental. Madrid.
- Cuervo, L., Folch, J., & Quiroz, R. (2009). Lignocelulosa como fuente de azúcares para la producción de etanol. UNAM. Biotecnología.
- Duffus, J.H. (2002) "Heavy metals" a meaningless term, Pure and Applied Chemistry. IUPAC Technical report, Vol 74, pp 793 - 807
- FAO. (2009) No hay crisis mundial del agua, pero muchos países en vías de desarrollo tendrán que hacer frente a la escasez de recursos hídricos.
- Galvan J. Katherin y Rozas L., Hilda (2013). Remoción de arsénico de efluentes industriales, mediante bioadsorción con *Chlorella vulgaris* a escala de laboratorio. Universidad Católica de Santa María. Arequipa, Perú.
- Gasque Silva, L. (2013) Arsenico, un elemento inclasificable. Mexico. Universidad Autónoma de Mexico.
- Gleik, P. H. & Shiklomanov, I. (1993) World fresh water resources.
- Hinnes, A. L. y Maddox, R. N. (1987). Transferencia de masa: Fundamentos y Aplicaciones (Primera ed.). Prentice-Hall Hispanoamericana S.A, México.
- Inga P., (2012). Estudio isotérmico de biosorción de cadmio, cromo, plomo y zinc en solución acuosa empleando el pinzote (raquis) de plátano (*Musa paradisiaca* L.). Universidad Politécnica Salesiana Sede Quito, Ecuador.
- Lara, M. Á. (2008). Caracterización y aplicación de la biomasa residual a la eliminación de metales pesados. Granada: Editorial de la Universidad de Granada
- León D. (2017). Bioadsorción de mercurio (II) en aguas residuales generados por el centro minero informal de lunar de oro, ubicado en el distrito de Ananea con biomasa de Waraqqo (*Echinopsis maximiliana*). Facultad de Ingeniería Química UNA. Puno, Perú.
- Littera, P., Urík, M., Sevc, J., Kolencík, M., Gardosova, K., Molnarova, M., (2011). Removal of arsenic from aqueous environments by native and chemically modified biomass of *Aspergillus Niger* and *Neosartorya fischeri*. Environ. Technol. 32, 1215–1222.



- Lobato, A. (2011). *Introducción a la metalurgia*. Lima: Instituto de Ingenieros de Mina de Perú.
- Marín-Rangel, V.M., Cortes-Martínez, R., Cuevas Villanueva, R.A., Garnica-Romo, M.G., Martínez-Flores, H.E., (2012). As (V) biosorption in an aqueous solution using chemically treated lemon (*Citrus aurantifolia* swingle) residues. *J. Food Sci.* 77
- Martinez, P.J. y Rus, E. (2004). *Operaciones de separación en ingeniería química métodos de cálculo*, Prentice Hall, Madrid, España.
- Meza L. Flor (2017). *Estudio de la adsorción de arsénico presente en soluciones acuosas empleando materiales adsorbentes a base de Quitosano Modificado*. Pontificia Universidad Católica del Perú. Lima, Perú.
- Muñoz J. (2007), “Bioadsorción de plomo (II) por cáscara de naranja ‘*Citrus cinensis*’ pre tratada,” Universidad Nacional Mayor de San Marcos, 2007.
- Nashine, A., Tembhurkar, A., (2016^a). Iron oxide impregnated sugarcane bagasse waste material as sorbent for As (III) removal from water: kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. *J. Water Supply Res. Technol.* 65, 645–652.
- P. Sharma, P. Kumari, S. Srivastava, M.M. Srivastava (2006). Biosorption studies on shelled *Moringa oleifera* Lamarck seed powder: removal and recovery of arsenic from aqueous system, *Int. J. Miner. Process.* 78, 131–139.
- Paredes L. (2012). *Remoción de arsénico del agua para uso y consumo humano mediante diferentes materiales de adsorción*. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Quintelas C. y Tavares T. (2001). *Extracción de cromo (VI) y cadmio (III) de una solución acuosa mediante una biopelícula bacteriana compatible con carbón activado granular*, *Biotechnology Letters*.
- Quiroz B. (2015). “Deshidratación de residuos sólidos orgánicos domésticos por el proceso de liofilización y por secado en estufa y su caracterización bromatológica”. Universidad Autónoma del estado de México. México.
- Ramirez, A. V. (2013) *Exposición ocupacional y ambiental al arsénico* American College of.
- Revilla, C. P. (2009) *Contaminación por metales pesados*. Revista científica Ciencias medicas
- Revista internacional de contaminación ambiental (2009) *Bioadsorción de arsénico en materiales derivados de maracuyá*. México.
- Ríos, V., C. (2012). *Estadística y diseño de experimentos*. Primera edición, Editorial Universitaria. UNI. Lima-Perú.
- Scareck, O., Bhattacharya, P., Jacks G., Gustafsson, J.P. y Bromssen, M., (2004).



Behavior of arsenic and geochemical modeling of arsenic enrichment in aqueous environments.

Survey. U. G. (2007) Earth's Water distribution.

Tenorio G., (2006) Caracterización de la biosorción de cromo con hueso de aceituna. Tesis doctoral. Universidad De Granada Facultad De Ciencias, España.

Trelles B. Jesús (2013). "Biosorción de arsénico en medio acuoso empleando biomásas vegetales inertes". Universidad Nacional de Ingeniería. Lima, Perú.

V.K. Gupta, V.K. Saini, N. Jain, (2005). Adsorption of As (III) from aqueous solutions by iron oxide-coated sand, J. Colloid Interface Sci. 288, 55–60.

Vera S. (2014). Remoción de arsénico del agua residual industrial de proceso mediante el método de bioadsorción. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.

Weber, W. J. (1979). Control de la Calidad del Agua Procesos Fisicoquímicos. Editorial Reverté S.A, Barcelona: España.

Zhou F., Tseng R. y Juang R., (2009) "Characteristics of Elovich equation used for the analysis of adsorption kinetics in dye-chitosan systems", Chemical Engineering Journal.

ANEXOS

IMÁGENES DE LABORATORIO







ANEXOS (A)

CERTIFICADO DE ANALISIS DEL WARAQO (*Echinopsis maximiliana*)



UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE CIENCIAS
LABICER (Laboratorio N° 12)
ANÁLISIS QUÍMICO, CONSULTORÍA E INVESTIGACIÓN



INFORME TÉCNICO N° 2181 – 19 – LABICER

1. **DATOS DEL SOLICITANTE**
 - 1.1 NOMBRE DEL SOLICITANTE : AUGUSTO DAVID HUMPIRI CONDORI
 - 1.2 DNI : 42378185
2. **CRONOGRAMA DE FECHAS**
 - 2.1 FECHA DE RECEPCIÓN : 27 / 11 / 2019
 - 2.2 FECHA DE ANÁLISIS : 03 / 12 / 2019
 - 2.3 FECHA DE EMISIÓN : 04 / 12 / 2019
3. **ANÁLISIS SOLICITADO** : ANÁLISIS QUÍMICO DE MATERIA ORGÁNICA "WARAQO"
4. **DATOS REFERENCIALES DE LA MUESTRA SEGÚN EL SOLICITANTE**
 - 4.1 IDENTIFICACIÓN DE LA MUESTRA : 01 MUESTRA DE MATERIA ORGÁNICA "WARAQO" (*Echinopsis maximiliana*)
5. **LUGAR DE RECEPCIÓN DE LA MUESTRA:** LABORATORIO LABICER - FACULTAD DE CIENCIAS
6. **CONDICIONES AMBIENTALES** : Temperatura: 24.0°C; Humedad relativa: 63%
7. **EQUIPO UTILIZADO** : Espectrofotómetro Infrarrojo. PERKIN ELMER, FRONTIER.
8. **RESULTADOS**

ANÁLISIS	RESULTADO	MÉTODO UTILIZADO
Espectrofotometría Infrarroja	El perfil espectroscópico de la muestra de materia orgánica "WARAQO", evidencia picos correspondientes a los siguientes grupos funcionales: O-H, C=C, C-N, C-H, C-O, N-H. <i>Ver espectro en Anexo</i>	Espectrofotometría Infrarroja

9. **VALIDEZ DEL INFORME TÉCNICO**
Los resultados de este Informe técnico son válidos solo para la muestra proporcionada por el solicitante del servicio en las condiciones indicadas del presente informe técnico.

Bach. Jesús Blancas C.
Analista Químico
LABICER – UNI

M.Sc. Otilia Acha de la Cruz
Responsable del análisis
Jefa de Laboratorio
CQP 202

(*) El Laboratorio no se responsabiliza del muestreo ni de la procedencia de la muestra.

ANEXOS (B)

CERTIFICADO DE ANALISIS DEL WARAQQO (*Echinopsis maximiliana*)

ANEXO

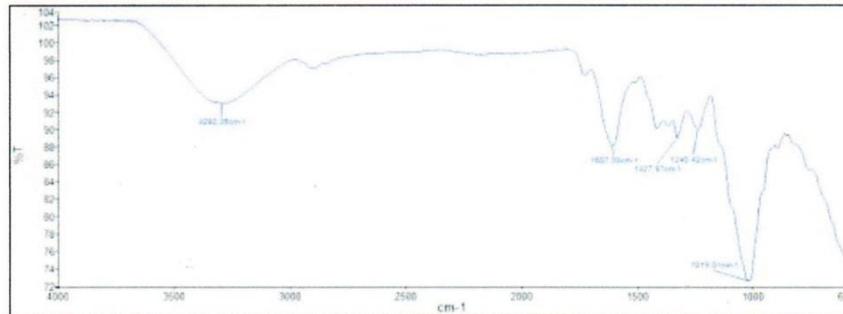


Figura 1. ESPECTRO INFRARROJO DE LA MUESTRA DE MATERIA ORGÁNICA "WARAQQO"

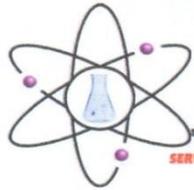
Tabla 1. ASIGNACIÓN DE PICOS DEL ESPECTRO INFRARROJO DE LA MUESTRA

Picos Característicos de la muestra (cm ⁻¹)	Grupo Funcional	Modo de vibración	Rango de absorción (cm ⁻¹)
3292.48	O – H	Tensión (fuerte)	3700 – 3000
1607.00	C = C	Tensión (medio-débil)	1675 – 1600
	N – H	Flexión (banda ancha)	1640 – 1560
1327.97	O – H	Flexión (media)	1390 – 1310
1240.42	C – N	Tensión (débil)	1350 – 1000
	CH ₃	Tensión (débil)	~ 1200
1019.01	C – O	Tensión (fuerte)	1320 – 1000
	= C – H	Flexión fuera del plano	1100 - 650



ANEXO (C)

CERTIFICADO DE RESULTADO DE ANALISIS



RHLAB S.A.C.
SERVICIOS ANALÍTICOS QUÍMICO - METALÚRGICO

RH-M37-971

INFORME DE ENSAYO

DATOS DEL CLIENTE

A SOLICITUD DE : Sr. AUGUSTO DAVID HUMPIRI CONDORI
 ASUNTO : Determinación Analítica del contenido Metálico Total en la muestra
 PROCEDENCIA : TAPARACHI - JULIACA
 CARACTERISTICAS Y CONDICIONES DE LA MUESTRA
 CANTIDAD DE MUESTRAS : 01
 SOLICITUD DE ENSAYO : Análisis Químico elemento Arsénico (As)
 MOTIVO : Bioadsorción de arsénico en agua de pozo subterráneo de la ciudad de Juliaca, utilizando biomasa de Waraqqo Echinopsis Maximiliana.
 RECEPCION DE MUESTRAS : Botella de vidrio, debidamente conservado.
 FECHA DE REALIZACION DEL ENSAYO : 25/11/2019 al 29/11/2019

DETALLE DEL INFORME

RESULTADO DE ENSAYO

N°	N° RH	Código de Cliente	Arsénico (As)
			mg/Lt
1	RH-M36213	Muestra 1 Taparachi	0.013

Los resultados obtenidos y que se consignan en el presente informe corresponden al ensayo solicitado en las muestras recibidas del cliente.

METODOS DE REFERENCIA

* EPA 200.7 Determinación de metales y elementos traza en agua por Absorción Atómica - OES, Revisión 4.4. Arsénico


 Ing. Fidel Huaynapata Luque
 CIP 167755
 GERENTE DE OPERACIONES



ANEXO (D)

CERTIFICADO DE RESULTADO DE ANALISIS



**MEGALABORATORIO
DEL SUR S.R.L.**
Laboratorio de Mecánica de Suelos, Concreto,
Análisis de Agua y Ensayos de Materiales



RESULTADO DE ANÁLISIS

ASUNTO: ANALISIS FISICOQUIMICO DE AGUAS SUBTERRANEAS TAPARACHI JULIACA

INTERESADO : AUGUSTO DAVID HUMPIRI CONDORI
 PROCEDENCIA : TAPARACHI – JULIACA
 PROYECTO : TESIS DE INVESTIGACIÓN
 MOTIVO : ANALISIS FISICOQUIMICO
 MUESTREO : 16/09/2020 (por el interesado)
 ANALISIS : 17/09/2020

Componentes químicos	Parámetro
pH	7.4
Conductividad	820 µS/cm
Dureza	443.52 mg/L
Alcalinidad	251.50 mg/L
Cloruros	149.81 mg/L
Sulfatos	128.00 mg/L
Calcio	137.81 mg/L
Magnesio	25.79 mg/L
Arsénico	0.075 mg/L

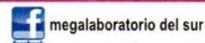
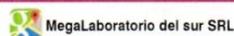
DICTAMEN:

Los resultados de la muestra analizada serán interpretados por el interesado

Puno 21 de Setiembre del 2020.

**MEGALABORATORIO
DEL SUR S.R.L.**
WALTER MACHACA ZAMATA
INGENIERO CIVIL CIP/ N° 126148
ESPECIALISTA EN GEOTECNIA

DIRECCIÓN: JR. AYAVIRI N° 264 - PUNO (Referencia: Jr. Ancash 456)
Email: megalaboratorio@hotmail.com



Celular: 951 960404
998 998 948
Teléfono: 051-355431



ANEXO (E)

CERTIFICADO DE RESULTADO DE ANALISIS



MegaLaboratorio del Sur S.R.L.
RUC: 2044873176

**MEGALABORATORIO
DEL SUR S.R.L.**

Laboratorio de Mecánica de Suelos, Concreto,
Análisis de Agua y Ensayos de Materiales

TRAZABILIDAD Y
PATRONES DE REFERENCIA



RESULTADO DE ANALISIS

ASUNTO: RESULTADO DE ANÁLISIS DE PRUEBAS EXPERIMENTAL DE ABSORCIÓN

INTERESADO : AUGUSTO DAVID HUMPIRI CONDORI
 PROCEDENCIA : TAPARACHI – JULIACA
 PROYECTO : TESIS DE INVESTIGACIÓN
 MOTIVO : ANÁLISIS ARSÉNICO
 FECHA DE RECEPCIÓN : 19/11/2020
 FECHA DE ENSAYO : 19/11/2020

(ANÁLISIS AGUA SUBTERRÁNEA), ARSÉNICO (As) : 75 µg/L

N°	As
M - 1	21.75 µg/L
M - 2	18.00 µg/L
M - 3	14.25 µg/L
M - 4	18.00 µg/L
M - 5	15.75 µg/L
M - 6	13.65 µg/L
M - 7	15.00 µg/L
M - 8	10.50 µg/L
M - 9	7.28 µg/L
M - 10	21.45 µg/L
M - 11	17.55 µg/L
M - 12	13.80 µg/L
M - 13	17.7 µg/L
M - 14	15.30 µg/L
M - 15	13.50 µg/L
M - 16	14.7 µg/L
M - 17	10.2 µg/L
M - 18	6.98 µg/L

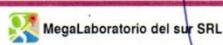
DICTAMEN:
 Los resultados de la muestra analizada serán interpretados por el interesado



**MEGALABORATORIO
DEL SUR S.R.L.**
WALTER MACHACA ZAMATA
INGENIERO CIVIL CIP. N° 126148
ESPECIALISTA EN GEOTECNIA

Puno 26 de Noviembre del 2020.

DIRECCIÓN: JR. AYAVIRI N° 264 - PUNO (Referencia: Jr. Ancash 456)
 Email: megalaboratorio@hotmail.com



Celular: 951 960404
998 998 948
Teléfono: 051-355431