

2020-11

VALORIZACIÓN DEL CUESCO DE PALTA PARA LA ADSORCIÓN DE ARSÉNICO EN AGUAS CONTAMINADAS

LÓPEZ SANHUEZA, DANIELA JESÚS

<https://hdl.handle.net/11673/52743>

Repositorio Digital USM, UNIVERSIDAD TECNICA FEDERICO SANTA MARIA

UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AMBIENTAL
SANTIAGO-CHILE



**“VALORIZACIÓN DEL CUESCO DE PALTA
PARA LA ADSORCIÓN DE ARSÉNICO EN
AGUAS CONTAMINADAS”**

DANIELA JESÚS LÓPEZ SANHUEZA

**MEMORIA DE TITULACIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO DE
INGENIERO CIVIL QUÍMICO**

PROFESORES GUÍA: DRA. PAULA GUERRA PINTO
PROFESOR CORREFERENTE: DRA. DAFNE CRUTCHIK PEDEMONTE

NOVIEMBRE 2020

Material de referencia, su uso no involucra responsabilidad del autor o de la Institución

Agradecimientos

Primero que todo quiero agradecer a mis padres, Marcela y Héctor, porque gracias a su apoyo logre llegar hasta este punto y finalmente terminar este proceso. Gracias por levantarme en cada caída y por siempre darme su apoyo incondicional. A mis hermanos, Javier y Florencia, que vivieron la experiencia de salir de casa conmigo, que me soportaron en cada momento y que fueron el apoyo más grande que tuve durante mi paso por la universidad, cada uno viviendo una etapa diferente de la vida, pero juntos.

A la Dra. Dafne Crutchik, que confió en mí para la realización de esta investigación y en el trabajo realizado para la confección de esta memoria. Gracias por ser un apoyo constante durante estos últimos años.

A la Dra. Paula Guerra por siempre contestar mis dudas respecto al proceso y alentarme cuando ya quedaban los últimos pasos.

A la Universidad Adolfo Ibáñez, por suministrar los recursos y facilitar las instalaciones para la realización de esta investigación.

A Cristóbal mi amigo incondicional, que me presentó a la persona correcta y me alentó a salir de la zona de confort. Gracias por todas esas largas horas de compañía en el laboratorio, por aconsejarme y por siempre estar presente cada vez que lo he necesitado.

A Ignacio, mi compañero en esta vida, gracias por ser un apoyo constante en los últimos años. Me has acompañado durante este complejo camino, apoyándome en cada decisión y aconsejándome en cada momento. Gracias por ser esa persona que me calma y me aconseja en cada momento.

A Tania Opitz, mi apoyo de laboratorio, gracias por darme ánimos y consejos cuando no veía la luz, levantarme el ánimo, regalarme café, sacarme de apuros y comprar las cositas que necesitaba.

A mis amigos que me trajo la universidad, Cris, Coni, Jeni, Camis, Bini y Javier, con los que estuve desde el inicio de todo esto y forman una parte muy importante de mi vida.

A mi familia

Resumen

El arsénico es considerado como uno de los contaminantes más tóxicos presentes en el agua, ya que, no es un elemento biodegradable por lo que tiende a acumularse en los organismos vivos, causando severas patologías en los seres humanos y animales. Chile es uno de los países con mayores concentraciones de arsénico en aguas superficiales y subterráneas que son utilizadas para el consumo humano, por lo que es necesario aportar soluciones hacia la remoción de este contaminante. Durante los años se han desarrollado distintas tecnologías para el tratamiento de este contaminante en el agua, entre las que se destaca la adsorción.

El proceso de adsorción es una tecnología que puede ser utilizada para el tratamiento de aguas residuales, pero su aplicación es restringida debido a sus costosos adsorbentes comerciales, considerándose un proceso de alta inversión. Es por ello que se está investigando el uso de materiales de bajo costos como alternativa al uso de los adsorbentes convencionales. En este sentido, los residuos agrícolas son materiales de bajo costo, fácil acceso, en abundancia y con características químicas para ser utilizados como adsorbentes de contaminantes en aguas, como los metales pesados. La Palta, es uno de los productos agrícolas más consumidos en Chile, donde el cuesco del fruto representa entre el 15-16% del peso total de la palta, estimando la generación de 20.400 toneladas de este residuo durante el 2017 en Chile. Actualmente, este residuo no es valorizado y termina en rellenos sanitarios. Dadas las características fisicoquímicas del residuo, se ha evaluado el uso de este residuo como recurso energético, aceite de cuesco de palta y adsorbente de contaminantes.

El objetivo general de este trabajo es evaluar la factibilidad del cuesco de palta como bioadsorbente para la adsorción de arsénico en aguas contaminadas. Dentro de los objetivos específicos se encuentran: (1) Desarrollar una metodología para la producción eficiente de un bioadsorbente a partir del cuesco de palta; (2) Caracterizar el bioadsorbente producido mediante activación química; (3) Evaluar el efecto del pH inicial del agua contaminada en la adsorción de arsénico utilizando el bioadsorbente producido; (4) Evaluar el efecto de la dosis empleada de bioadsorbente en la adsorción de arsénico en el agua contaminada.

Para la realización de estos objetivos se presenta una metodología experimental donde se realizó una caracterización fisicoquímica del cuesco de palta estudiando: (1) tamaño de partícula; (2) contenido de humedad y sólidos volátiles; (3) punto isoelectrico; (4) punto de carga cero; (5) acidez y basicidad y (6) área superficial. Posteriormente, se evaluó el bioadsorbente producido para eliminar el arsénico en aguas contaminadas estudiando: (1) efecto del pH en la solución inicial utilizando valores de pH 2, 4 y 6; (2) dosis de bioadsorbente de 1 y 10 g/L, estos estudios se realizaron mediante estudios batch a una temperatura de 25 °C, un tiempo de contacto de 24 horas y una concentración inicial de arsénico en solución de 2 mg/L.

De los resultados obtenidos en la caracterización fisicoquímica, se concluyó que el cuesco de palta presenta una humedad del 55,1%, un contenido de cenizas de 2,5% y un diámetro de partícula de 1,19 mm. Se realizaron distintas activaciones químicas al cuesco de palta, seleccionando la activación química a un pH inicial 6 y 1 g/L de cloruro de hierro (III). Con esta activación se obtuvo un punto isoelectrico de 6,5, un punto de carga cero de 5,7, una acidez de 510,4 $\mu\text{eq/g}$ y una superficie especifica de $386,2 \pm 72,0 \text{ m}^2/\text{g}$. En el estudio del efecto del pH para el cuesco de palta activado químicamente, se obtuvo un porcentaje de eliminación de 14,8% y una capacidad de eliminación de 1,5 mg/g en una solución de arsénico a un pH inicial de 4, siendo el valor más alto obtenido en los experimentos realizados. Mientras que para la evaluación de la dosis de adsorbente agregado se concluyó que el aumento de la dosis de adsorbente no afecta el porcentaje de eliminación de arsénico en el agua y disminuye la capacidad de eliminación del adsorbente. Se observó que la variación de pH es un parámetro más relevante que la dosis de adsorbente utilizada para los experimentos.

Índice

Capítulo 1: Introducción1

1.1	Características del Arsénico.....	1
1.2	El arsénico como contaminante	3
1.2.1	Contaminación por arsénico en Chile	5
1.3	Tratamientos para la eliminación de arsénico en el agua	7
1.3.1	Oxidación/Reducción	9
1.3.2	Coagulación, floculación y filtración.....	10
1.3.3	Procesos de Membranas	11
1.3.4	Intercambio Iónico	13
1.3.5	Electrocoagulación	13
1.3.6	Tratamientos con organismos biológicos.....	14
1.3.7	Adsorción como alternativa para la remoción de arsénico	15
1.4	Adsorción.....	15
1.4.1	Adsorbente	17
	El Cuesco de Palta	19

Capítulo 2: Objetivos.....22

Objetivo General.....	22
Objetivos Específicos.....	22

Capítulo 3: Metodología Experimental23

3.1	Materiales, equipos y reactivos	23
3.1.1	Reactivos Químicos	23
3.1.2	Materiales	23

3.2	Equipos principales	24
3.3	Preparación del bioadsorbente derivado del cuesco de palta	24
3.4	Caracterización fisicoquímica del cuesco de palta activado	25
3.4.1	Tamaño de partícula promedio	26
3.4.2	Contenido de humedad y cenizas	26
3.4.3	Punto Isoeléctrico	26
3.4.4	Punto de carga cero.....	27
3.4.5	Acidez y basicidad.....	27
3.4.6	Superficie Específica	27
3.5	Evaluación del bioadsorbente para eliminar el arsénico en aguas contaminadas	28
3.5.1	Evaluación preliminar del bioadsorbente para eliminar arsénico.....	28
3.5.1.1	Efectos del pH inicial y la dosis de bioadsorbente sobre su capacidad de adsorción	29
Capítulo 4: Resultados y Discusión		31
4.1	Caracterización físico del cuesco de palta	31
4.2	Caracterización química del cuesco de palta	33
4.2.1	Punto Isoeléctrico	33
4.2.2	Punto de Carga Cero	37
4.2.3	Acidez y basicidad.....	41
4.2.4	Superficie Específica	43
4.3	Efecto del pH y la dosis de bioadsorbente sobre la capacidad de adsorción del arsénico.....	45
Capítulo 5: Conclusiones.....		56
Capítulo 6: Recomendaciones		58

Referencias	59
--------------------------	-----------

Índice de tablas

Tabla 1. Experimentos realizados para la adsorción de arsénico con cuesco de palta y cuesco de palta activada químicamente a 25 °C por 24 horas.....	29
Tabla 2. Resultados de humedad (%) y contenido de cenizas para el cuesco de palta.	31
Tabla 3. Distribución de los tamaños de la muestra del cuesco de palta.	31
Tabla 4. Punto isoelectrico para el cuesco de palta sin activación química, cuesco de palta activado con una solución de cloruro de hierro de 0,5 g/L y el cuesco de palta activado con una solución de cloruro de hierro de 1,0 g/L a distintos pH de activación.....	36
Tabla 5. Punto de carga cero para el cuesco de palta sin activación, cuesco de palta activado a 0,5 g/L y el cuesco de palta a 1,0 g/L a distintos pH de activación.	40
Tabla 6. Acidez y basicidad total para el cuesco de palta sin activación, el cuesco de palta activado en una solución de cloruro de hierro a 0,5 g/L y el cuesco de palta activado en una solución de cloruro de hierro a 1,0 g/L a distintos pH de activación.	42
Tabla 7. Superficie específica (m ² /g) para el cuesco de palta sin activación, cuesco de palta activado a 0,5 g/L y el cuesco de palta a 1,0 g/L a distintos pH de activación.	44
Tabla 8. Tabla resumen de los resultados obtenidos de la caracterización química realizada al cuesco de palta activado químicamente.	44
Tabla 9. Porcentaje de eliminación de arsénico en una solución sintética a distintos valores de pH, utilizando cuesco de palta (ST) y cuesco de palta activado químicamente (CT) con una dosis de bioadsorbente de 1 g/L.....	46
Tabla 10. Porcentaje de eliminación de arsénico en una solución sintética a distintos valores de pH, utilizando cuesco de palta (ST) y cuesco de palta activado químicamente (CT) con una dosis de bioadsorbente de 10 g/L.	46
Tabla 11. Tabla resumen de los resultados obtenidos en la adsorción de As(V) con cuesco de palta activado químicamente.....	55

Índice de Figuras

Figura 1. Ciclo biogeoquímico del Arsénico (Cáceres, 2013).	3
Figura 2. Distribución de problemas mundiales documentados con Arsénico en aguas subterráneas en acuíferos importantes, tanto como agua y medio ambiente. Además, problemas relacionados con minería y geotérmicas. Las áreas azules corresponde a lagos (Smedley et al., 2002).	5
Figura 3. Métodos de tratamiento para la eliminación de arsénico en fase líquida (Ghosh et al., 2019).....	8
Figura 4. Esquema del proceso de coagulación, floculación, sedimentación (Alarcón et al., 2012).	11
Figura 5. Punto isoelectrico para el cuesco de palta sin activar.	33
Figura 6. Punto isoelectrico para el cuesco de palta activado con una solución de cloruro de fierro con una concentración de 0,5 g/L y a valores de pH 2, 4 y 6.	34
Figura 7. Punto isoelectrico para el cuesco de palta activado con una solución de cloruro de fierro con una concentración de 1,0 g/L y a valores de pH 2, 4 y 6.	35
Figura 8. Punto de carga cero del cuesco de palta sin activar.	37
Figura 9. Punto de carga cero para el cuesco de palta activado en una concentración de 0,5 g/L de cloruro de fierro y a valores de pH 2, 4 y 6.	38
Figura 10. Punto de carga cero para el cuesco de palta activado a una concentración de 1,0 g/L de cloruro de fierro y a valores de pH 2, 4, 6.	39
Figura 11. Efecto del pH de la solución en la adsorción de As(V) mediante cuesco de palta sin activar (ST) y cuesco de palta activado con Fe(III) (CT).	47
Figura 12. Efecto del pH de la solución en la adsorción de As(V) mediante cuesco de palta sin activar (ST) y cuesco de palta activado con Fe(III) (CT).	48
Figura 13. Efecto de la dosis de adsorbente en la adsorción la adsorción de As(V) mediante cuesco de palta sin activar (ST) y cuesco de palta activado con cloruro de fierro (III) (CT) cuando la solución tiene un pH inicial de 2.....	49
Figura 14. Efecto de la dosis de adsorbente en la adsorción la adsorción de As(V) mediante cuesco de palta sin activar (ST) y cuesco de palta activado Fe(III) (CT) cuando la solución tiene un pH inicial de 4.	49

Figura 15. Efecto de la dosis de adsorbente en la adsorción la adsorción de As(V) mediante
cuesco de palta sin activar (ST) y cuesco de palta activado con Fe(III) (CT) cuando la
solución tiene un pH inicial de 6. 50

Capítulo 1: Introducción

1.1 Características del Arsénico

El arsénico es el elemento químico número 33 de la tabla periódica, cuyo símbolo correspondiente es As. El arsénico es un elemento sólido de color grisáceo en su forma natural, el cual pertenece al grupo de los metaloides ya que puede comportarse como un metal y un no metal.

El arsénico se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza a nivel mundial, con una presencia del $5,5 \cdot 10^{-4}$ % en la corteza terrestre, donde se puede encontrar en distintas formas polimórficas (Lenntech B.V., 1998). Por lo general, el arsénico está en las superficies de las rocas combinado con azufre o metales como: manganeso (Mn), cobalto (Co), estaño (Sn), plata (Ag) y hierro (Fe).

El principal mineral de arsénico es la arsenopirita (FeAsS), pero también se encuentra el trióxido de arsénico (As_2O_3), el cual es producto de la alteración de los agentes atmosféricos de los otros minerales de arsénico. También es posible encontrarlo de los polvos recuperados durante la extracción de cobre (Cu), níquel (Ni) y estaño (Sn) (Muñoz Vera, 2014).

El arsénico es un elemento ubicuo en el medioambiente, ya que se encuentra presente en el agua, aire y el suelo. Es altamente movilizado a través de procesos geológicos naturales, la liberación de minerales enriquecidos con arsénico (rocas, sedimentos y la liberación de minerales metálicos en forma de sulfuros u óxidos) se genera mediante procesos hidrotermales, geotermiales, desgaste de rocas y procesos biológicos (Singh et al., 2007), además de actividades antropogénicas, como la minería, vertederos o productos con contenido de arsénico para aplicaciones de alimentación agrícola y ganadera (Tchounwou et al., 2012; Bundschuh et al., 2011; Mondal et al., 2006). Un tercio del arsénico presente en el medioambiente proviene de actividades naturales, tales como reacciones y actividades biológicas, erupciones volcánicas, entre otros. El resto proviene de un amplio rango de actividades antropogénicas (Montoya et al., 2015).

Los compuestos de arsénico pueden generarse bajo distintas condiciones, tanto reductoras como oxidantes, en el pH típico de las aguas naturales, por lo que la distribución de las especies de arsénico en solución acuosa depende principalmente de las condiciones ambientales en las que se encuentre (Rangel et al., 2015). Estos compuestos pueden ser de carácter orgánico o inorgánico, encontrándolos en distintos estados de oxidación (-3, 0, +3 y +5), donde los compuestos inorgánicos, como el arsenito (As(III)) y el arseniato (As(V)), son las especies dominantes en la naturaleza. En el pH normal, valores entre pH 6 y 8,5, de las aguas naturales el As(III) se presenta como moléculas de carga neutra y en cambio el As(V) como aniones (AGQ Labs Chile, 2019; Jaishankar et al., 2014). Es bastante común encontrar estas especies del arsénico en causas de agua natural dado que las especies pentavalentes predominan en medios aeróbicos, mientras que las especies trivalentes reinan en ambientes menos oxigenados como es el caso de aguas subterráneas (Mohan et al., 2007).

Es utilizado en diversas industrias, debido a la posibilidad de formar distintos compuestos, tanto inorgánicos como orgánicos. Su principal uso es como preservante de madera, en la forma de arseniato de cobre y cromo, el cual representa el 70% del consumo mundial de arsénico. En la agricultura se utiliza como elemento para la producción de insecticidas, herbicidas, raticidas y fungicidas, aunque su uso en esta industria ha ido disminuyendo. La industria del vidrio lo utiliza para eliminar el color verde generado por las impurezas del hierro y además como colorante para darle distintas tonalidades de verde. También es utilizado en la fabricación de transistores, láser y semiconductores. Algunas sales de arsénico de tono verde se utilizan como colorante de ciertas pinturas, papeles y en cerámica. Los compuestos orgánicos trivalentes del arsénico y sus formas inorgánicas son usados para la elaboración de productos farmacéuticos, como por ejemplo para el tratamiento de la piel como la psoriasis, y en odontología se utiliza para destruir la pulpa dentaria. Históricamente ha sido empleado con fines terapéuticos, los cuales fueron abandonados por la medicina occidental pero recientemente se ha renovado su interés por su uso en el tratamiento de pacientes con leucemia promielocítica aguda (CDC, 2019; Alarcón et al., 2012).

Sin embargo, el arsénico ha recibido mucha atención por parte de la comunidad científica durante las últimas décadas debido a que es uno de los elementos más tóxicos que están presentes en el medioambiente. Sumado a ello, y a diferencia de otros elementos presentes en la corteza terrestre, el arsénico no es un elemento biodegradable, por lo que tiende a acumularse en los organismos vivos, causando diversos trastornos y enfermedades (Jaishankar et al., 2014). Como se mencionó anteriormente, las especies inorgánicas del arsénico tienen una presencia dominante en aguas subterráneas y superficiales, siendo ambas especies las formas de arsénico más peligrosas para el medio ambiente y la salud humana (Jaishankar et al., 2014), y debido a su gran movilidad es que los seres vivos están enormemente expuestos a él, considerándosele un peligroso contaminante.

1.2 El arsénico como contaminante

Como se mencionó anteriormente, el arsénico ha recibido mucha atención por parte de la comunidad científica en las últimas décadas debido a que es uno de los elementos más tóxicos en la biosfera y ubicuo en el medioambiente.

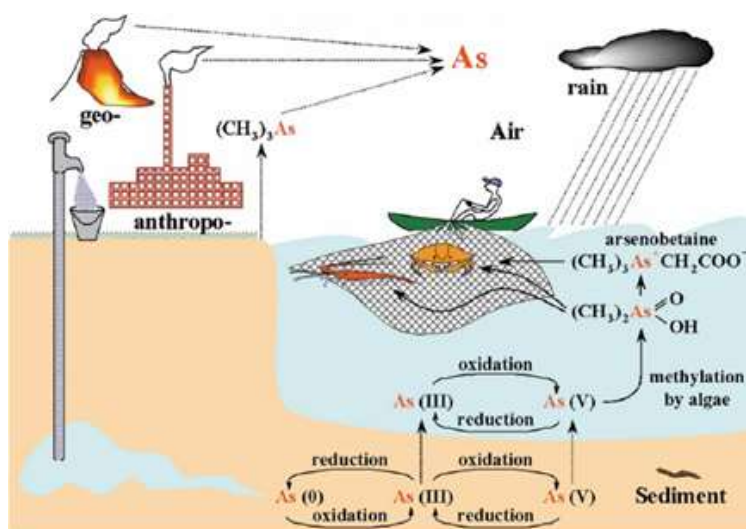


Figura 1. Ciclo biogeoquímico del Arsénico (Cáceres, 2013).

Como se puede observar en la Figura 1, la exposición a este elemento y sus compuestos, puede ser mediante distintas fuentes, como por ejemplo, comida, aire, agua, suelos y exposición laboral. Cabe destacar que el agua es la principal fuente de exposición de arsénico para los seres humanos, esto es debido a la interacción del agua con los

minerales enriquecidos de arsénico, por lo cual, las mayores concentraciones de arsénico se encuentran en las aguas subterráneas y superficiales. De esta forma, el arsénico puede desplazarse fácilmente en estas aguas naturales, las cuales son habitualmente utilizadas para la producción de agua potable y de riego (Chowdhury et al., 2000).

En este sentido, alrededor de 226 millones de personas se ven afectadas por la contaminación por arsénico en todo el mundo anualmente (Murcott, 2012). Es importante señalar que la exposición prolongada al arsénico, principalmente mediante el consumo de agua o comida preparada contaminadas, hasta el riego de cultivos con agua con alto contenido de arsénico puede generar una intoxicación grave en las personas (OMS, 2016).

Diversos estudios han concluido que la exposición a concentraciones de este elemento por debajo de los 100 µg/L puede producir significativos impactos en la salud de las personas y animales, como por ejemplo lesiones cutáneas, cáncer, problemas neurológicos, enfermedades pulmonares y cardiovasculares (Hoque et al., 2011; Ng et al., 2003). La contaminación por arsénico en los sistemas de agua no solo afecta la salud de las poblaciones, sino que además afecta su estado social, económico y familiar debido a que viven con problemas familiares, incertidumbre social, injusticia y aislamiento. Las personas pueden llegar a ser discriminadas por la sociedad y su círculo cercano debido a las consecuencias físicas que producen algunas de las enfermedades causadas por la exposición prolongada a arsénico (Brinkel et al., 2009).



Figura 2. Distribución de problemas mundiales documentados con Arsénico en aguas subterráneas en acuíferos importantes, tanto como agua y medio ambiente. Además, problemas relacionados con minería y geotérmicas. Las áreas azules corresponde a lagos (Smedley et al., 2002).

En la Figura 2 se pueden observar países que han tenido problemas de contaminación en sus acuíferos importantes, además de contaminación generada por actividades de la minería y geotérmicas. En este sentido, la Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda que el límite de la concentración de arsénico en el agua potable sea máximo de 10 $\mu\text{g/L}$ (OMS, 2016), sin embargo, la concentración de arsénico supera este límite en varias partes del mundo, especialmente en países como Afganistán, Bangladesh, Camboya, China, India, México, Chile, entre otros. La concentración de arsénico en estos países se encuentra en un rango entre los 0,5 y 5.000 $\mu\text{g/L}$ (Singh et al., 2015; Shankar et al., 2014; Tchounwou et al., 2012; Chowdhury et al., 2000).

1.2.1 Contaminación por arsénico en Chile

Sin embargo, se han detectado altos niveles de arsénico en varias partes del país, principalmente en la zona norte de Chile. Siguiendo la tendencia mundial, la principal fuente de exposición de arsénico es través del agua potable, la cual es suministrada por ríos que provienen de la Cordillera de los Andes, arrastrando el arsénico desde las fuentes de agua geológicas (Murcott, 2012). La literatura indica que la concentración de arsénico en las aguas subterráneas y superficiales en Chile se encuentra entre 900-1.040 $\mu\text{g/L}$, poniendo

en riesgo a aproximadamente 437.000 personas a nivel nacional (Hering et al., 2017; Amaro et al., 2014; Ng et al., 2003). Al igual que en otros países, la exposición a altos niveles de arsénico ha causado efectos adversos en la salud de los habitantes del norte de Chile (Ferreccio et al., 2000; Marshall et al., 2007; Yuan et al., 2007).

Como fue mencionado anteriormente, la presencia de arsénico en la aguas puede producirse de forma natural, pero las actividades antropogénicas también contribuyen en la presencia de arsénico en los sistemas de agua. Esta contribución se asocia principalmente a la explotación de los recursos mineros de cobre alrededor del desierto de Atacama, incrementando el contenido de arsénico en el agua utilizada para riego y agua potable en el norte de Chile (Pizarro et al., 2017; Cortina et al., 2016).

En el año 1958 entró en funcionamiento la captación de agua en el río Toconce, el cual suministraba de un mayor caudal para realizar el suministro de agua potable a la ciudad de Antofagasta, este presentaba una concentración de aproximadamente 900 µg/L de arsénico. Después de casi 10 años, cuando la ciudad era abastecida principalmente de esta fuente de agua, se comenzaron a observar las primeras consecuencias de la exposición constante a altas concentraciones de arsénico, produciéndose una crisis de la salud pública. Como consecuencia de esta crisis, se construyó la primera planta de filtros para la eliminación de arsénico en el agua, la cual permitió una reducción de la concentración de arsénico desde 860 µg/L a 120 µg/L. En ese entonces se estableció que la concentración máxima de arsénico permitida en el agua potable fue de 120 µg/L (Sancha, 2006; Aguas Antofagasta, 1999).

De esta forma, la instalación de tecnologías para la eliminación de arsénico en las plantas de agua potable se fue expandiendo para dar cumplimiento a los requisitos establecidos en *“Agua potable- Parte 1- Requisitos, NCh409”* (INN, 2005), la cual fue modificada en el año 1984 y estableció que el límite máximo de arsénico en el agua potable fuera de 50 µg/L. En el año 2005, se actualizó y estableció el actual estándar chileno de calidad de agua potable, la cual establece una concentración máxima de arsénico de 10 µg/L en el agua potable (INN, 2005), siendo igual al límite recomendado para el agua potable por la OMS. Esta actualización dio a las empresas de agua potable un plazo de 10

años para modificar sus procesos y así alcanzar dicha concentración en el agua potable a lo largo del país.

Si bien, Chile ha logrado reducir el nivel de arsénico en el agua potable, aún hay zonas del país que sobrepasan los niveles que establece la normativa, principalmente zonas rurales y urbanas del norte y partes del centro del país, como por ejemplo el Maule, Quepe, Melipilla Norte, El Colorado, entre otros (Montes et al., 2019; Hering et al., 2017).

Es a partir de lo anteriormente expuesto que la situación actual requiere el desarrollo de estrategias efectivas y respetuosas con el medio ambiente para conseguir suministrar agua potable sin arsénico en áreas urbanas y rurales. Por lo tanto, lograr una eliminación eficiente del arsénico en corrientes de aguas contaminadas mediante el desarrollo de tecnologías de bajo costo y respetuosas con el medio ambiente debería ser un imperativo para reducir los impactos en los organismos vivos, principalmente en la salud humana.

1.3 Tratamientos para la eliminación de arsénico en el agua

Nuestro país tiene experiencia en la aplicación de tecnologías de eliminación de arsénico en el agua, ya que, como se mencionó anteriormente las concentraciones de arsénico en las aguas subterráneas y superficiales utilizadas para suministrar de agua potable a los habitantes de nuestro país son extremadamente altas si se comparan con el límite establecido en la norma chilena de calidad de agua potable (Norma Chilena 409), por lo que han debido tener especial cuidado con este contaminante. El arsénico no se destruye de forma natural en el ambiente, este solo cambia su forma, mezclándose o separándose de distintos elementos o partículas, mediante la reacción con oxígeno u otras moléculas presentes en el aire, agua o suelo. Por lo que, la única manera efectiva de eliminarlo del agua es mediante tratamientos químicos o biológicos.

Los procesos utilizados en las tecnologías disponibles para la eliminación de arsénico son principalmente químicos, estas tecnologías pueden ser aplicadas de forma individual, simultánea o en serie (Figura 3) (Litter et al., 2010). La mayoría de las tecnologías presentan mayores eficiencias en la eliminación de arsénico en su estado pentavalente, es por esto que comúnmente el tratamiento de potabilización de agua

comienza con una etapa de oxidación del arsénico trivalente para obtener arsénico pentavalente con el objetivo de obtener una mayor eficiencia del proceso (Tamura et al., 2007). Esto se debe al comportamiento químico del arsénico en agua, ya que el arsenito (As(III)) no presenta carga bajo un valor de pH 9,2 (Samsuri et al., 2013; Alarcón et al., 2012).

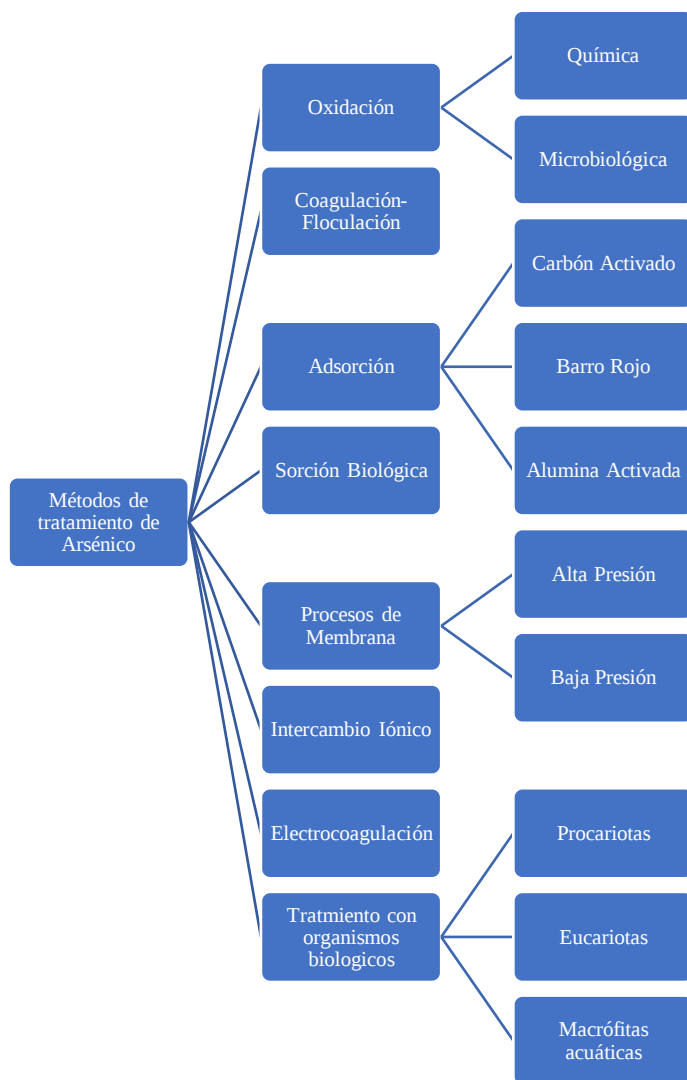


Figura 3. Métodos de tratamiento para la eliminación de arsénico en fase líquida (Ghosh et al., 2019).

Los tratamientos de eliminación de arsénico mostrados en la Figura 3, presentan eficiencias entre un 70% y 99% (Ghosh et al., 2019). Es importante señalar que la eficiencia de eliminación de arsénico depende directamente de la concentración inicial de arsénico, el pH de la fase líquida y el estado de oxidación del arsénico en el agua (Litter

et al., 2010; Smedley et al., 2002). Estas condiciones de operación son importantes al momento de diseñar un sistema de potabilización de agua que cumpla con el límite máximo permitido de arsénico en el agua, además del resto de los otros contaminantes indicados en la norma chilena de calidad de agua potable (NCh409).

1.3.1 Oxidación/Reducción

El principal objetivo de este tratamiento es convertir el arsénico trivalente (As(III)) en arsénico pentavalente (As(V)), ya que este último es menos tóxico, menos reactivo y más fácil de eliminar del agua. El arsénico pentavalente predominará a valores de pH inferiores a 6,9, lo que además favorece la oxidación de As(III) a As(V) .

Existen distintas formas para lograr la oxidación de los elementos en el agua, entre las cuales se encuentran:

1. Aireación: este método es el más sencillo, tiene como finalidad la incorporación de oxígeno, provocando la oxidación de sustancias inorgánicas, orgánicas y gases disueltos. Esto mejora su calidad química, bacteriológica y estética. La principal desventaja es que es un proceso lento, el cual puede tomar semanas en cumplir su objetivo y tiene una limitada efectividad en la oxidación de arsénico (Ghosh et al., 2019; Alarcón et al., 2012).
2. Exposición UV: el método consiste en irradiar con luz UV, sola o en conjunto con peróxido de hidrógeno, el agua consiguiendo la oxidación del contaminante. Es un proceso atractivo por su simpleza y facilidad de aplicación a localidades de escasos recursos (Litter et al., 2010).
3. Adición de químicos: es el método más utilizado para realizar la oxidación de As(III) a As(V) , se realiza mediante el uso de productos como cloro gaseoso, permanganato de potasio, ozono, hipoclorito y peróxido de hidrógeno. Las principales ventajas son su simpleza y rapidez (Litter et al., 2010).
4. Microbiológica: La oxidación del arsénico se consigue mediante el uso de bacterias presentes en el medioambiente. La patogenicidad de la bacteria es el parámetro más

crítico al momento de utilizar este método, ya que no todas las bacterias que logran oxidar el arsénico pueden ser utilizadas para tratar el agua para el consumo humano. La posibilidad de aplicarlo a un amplio rango de pH, la temperatura y la concentración de arsénico en el agua son algunas de las características importantes de este proceso (Ghosh et al., 2019).

Diversas investigaciones han mencionado que utilizar el proceso de oxidación como un pretratamiento del agua y a continuación seguir con otro de los tratamientos efectivos para la eliminación de arsénico es más eficiente, aumentando con ello la eficiencia de eliminación del arsénico (Ghosh et al., 2019; Alarcón et al., 2012).

1.3.2 Coagulación, floculación y filtración

Como fue mencionado anteriormente, el proceso conjunto de coagulación, floculación y filtración es utilizado en Chile desde el año 1970, y ha sido una de las tecnologías más utilizadas a nivel mundial, se considera un proceso convencional para la eliminación de arsénico en el agua. Suele necesitar un pretratamiento de oxidación para asegurar la eliminación efectiva del arsénico.

La coagulación es un proceso de neutralización de las cargas eléctricas de las sustancias coloidales que se encuentran disueltas o en suspensión en el agua. La neutralización se realiza con la adición de sustancias insolubles en agua, que al neutralizar las cargas de los iones presentes en el agua se adhieren entre sí mediante fuerzas electrostáticas (Litter et al., 2010), formando flóculos los cuales son partículas de mayor tamaño o aglomerados. Posteriormente, estos flóculos son eliminados mediante sedimentación o filtración (Ghosh et al., 2019; Alarcón et al., 2012; Litter et al., 2010).

Dentro de los factores más importantes que afectan la eficiencia del proceso se encuentran: (1) pH de la solución, (2) tipo y dosis de coagulante, (3) tiempo de mezcla, (4) estado de oxidación y concentración del arsénico, (5) temperatura y (6) presencia de otros solutos inorgánicos (p.e. sulfatos, fosfatos, carbonatos y calcio) (Ghosh et al., 2019; Alarcón et al., 2012). Los coagulantes más utilizados para el proceso son: sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), cloruro férrico (FeCl_3) y sulfato de hierro (FeSO_4), siendo las sales

de hierro generalmente mejores agentes de remoción (Ghosh et al., 2019; Alarcón et al., 2012; Litter et al., 2010).

Las principales ventajas de este proceso son su aplicación a aguas superficiales con alta turbiedad, simpleza del proceso, bajos costos de implementación, uso de químicos comunes y la capacidad de poder aplicarlo de forma fácil a grandes volúmenes de agua (Alarcón et al., 2012; Litter et al., 2010). Sin embargo, uno de los principales desventajas del uso de este proceso para la eliminación de arsénico es la generación de lodo con alto contenido de arsénico, aumentando los costos del tratamiento debido a que este lodo debe ser tratado y dispuesto de manera segura y efectiva (Hering et al., 2017). En este sentido, se generan aproximadamente 30 kg de arsénico por día al utilizar este tratamiento (Cortina et al., 2016).

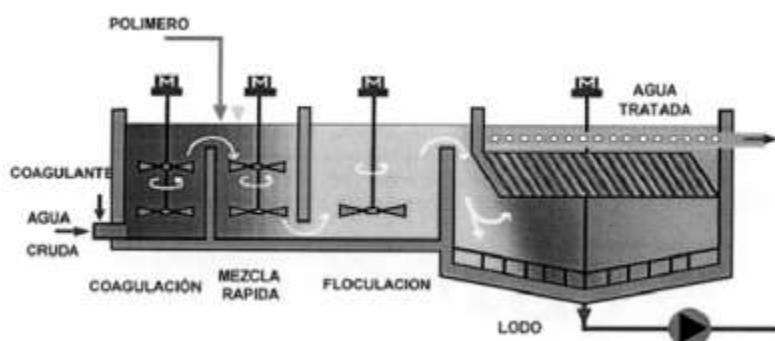


Figura 4. Esquema del proceso de coagulación, floculación, sedimentación (Alarcón et al., 2012).

1.3.3 Procesos de Membranas

El proceso de membranas es principalmente un proceso de filtración en el cual un ión específico puede ser fácilmente eliminado mediante el uso de membranas semipermeables, las que permiten la separación del agua y los contaminantes. La selección del tipo de membrana depende del tamaño del contaminante o elemento a separar (Ghosh et al., 2019; Alarcón et al., 2012). El proceso de filtración se logra forzando el paso del agua por la membrana mediante el uso de una bomba que genera una diferencia de presión (Alarcón et al., 2012). Según estas características se clasifican como:

1. Membranas de alta presión: los procesos de ósmosis inversa y nano-filtración pertenecen a esta clasificación, los contaminantes son eliminados mediante difusión

química, lo que hace que la eliminación de arsénico sea más eficiente (Ghosh et al., 2019).

2. Membranas de baja presión: los procesos utilizados son los de microfiltración y ultrafiltración, en los cuales los contaminantes son eliminados mediante tamizado físico. Las membranas utilizadas presentan un tamaño de poro menor al tamaño de las especies que se quieren eliminar (Ghosh et al., 2019).

Para la eliminación de arsénico se utilizan las membranas de alta presión las cuales están compuestas de millones de agujeros que actúan como barreras selectivas, donde solo permiten el paso de seleccionados iones y aplican una resistencia a otros (Ghosh et al., 2019).

1. Osmosis Inversa: proceso que elimina sustancias disueltas en el agua mediante la circulación del agua por una membrana semipermeable bajo una presión superior a la osmótica. Es un método efectivo para remoción de arsénico de aguas subterráneas, presentando una mayor eficiencia de eliminación cuando el arsénico está en su estado pentavalente. Principalmente, se ve afectado por la turbiedad, hierro, manganeso y sílice presentes en el agua
2. Nano-filtración: proceso de separación líquida utilizando membranas bajo presión permitiendo el paso de solventes y sales monovalentes, iones metálicos y moléculas orgánicas. Elimina el As(V) y As(III) disuelto en agua, con una eficiencia de eliminación del 90% de arsénico disuelto en aguas subterráneas. No es un proceso adecuado para el tratamiento de aguas superficiales ya que es necesarios realizar un pretratamiento extensivo para la eliminación del contenido de partículas sólidas presentes en el agua (Alarcón et al., 2012).

Dentro de las ventajas de estos procesos se encuentran las altas eficiencias de eliminación (mayores a 90%), utilizan equipos compactos y automatizados, los cuales necesitan menor cantidad de mantenciones y menor uso de químicos en comparación con los otros tratamientos (Ghosh et al., 2019; Alarcón et al., 2012; Litter et al., 2010). Sin embargo, sus principales desventajas son una baja recuperación del agua tratada debido a que parte de esta se debe recircular al proceso nuevamente, una alta inversión de capital y

un alto consumo eléctrico debido a las presiones que deben alcanzar las bombas para permitir el permeado del agua (Alarcón et al., 2012; Litter et al., 2010).

1.3.4 Intercambio Iónico

Es un proceso fisicoquímico en que un ión en fase sólida se intercambia por un ión del agua en contacto, como resultado los iones de arsénico son adsorbidos por una resina (Ghosh et al., 2019). La fase sólida es típicamente una resina sintética que ha sido seleccionada específicamente por sus capacidades para adsorber un determinado contaminante (Alarcón et al., 2012), pero también pueden ser zeolitas, arcillas o humus (Ghosh et al., 2019). El arsénico trivalente no es eliminado por este tipo de tratamiento debido a que no tiene carga, siendo necesario utilizar un pretratamiento de oxidación (Litter et al., 2010).

El potencial de intercambio iónico depende del tamaño de los iones, su carga y estructura (Ghosh et al., 2019). A pesar de que es una tecnología estudiada y la cual se usa ampliamente para la eliminación de contaminantes, esta tecnología es ampliamente utilizada en la industria, pero no en sistemas de potabilización de agua (Alarcón et al., 2012). Su principal ventaja es la estabilidad de este método frente a variaciones de pH. Sin embargo, la precipitación de hierro y sólidos suspendidos pueden producir problemas por obstrucción en la resina (Alarcón et al., 2012).

1.3.5 Electrocoagulación

La electrocoagulación es un proceso de separación de contaminantes que pueden encontrarse en suspensión, emulsionados o disueltos en la fase líquida. La separación se realiza mediante la acción de una corriente eléctrica de bajo voltaje y electrodos metálicos, los cuales normalmente son de aluminio o hierro (Ghosh et al., 2019; Tuset, 2013).

Dentro de las principales ventajas del proceso se encuentran: menor producción de lodos, menor área requerida, operación sostenible en áreas rurales, implementación y operación con niveles bajos de habilidad técnica e insumos de materiales disponibles localmente (Ghosh et al., 2019).

1.3.6 Tratamientos con organismos biológicos

Diversos estudios han demostrado que los organismos biológicos son adecuados para tratar la contaminación de agua por arsénico, debido a que de forma natural presentan un mecanismo de desintoxicación de arsénico y la capacidad de acumular el arsénico en su organismo.

1. Procariotas

Algunos estudios han determinado que los organismos procariotas han desarrollado un mecanismo propio para desintoxicarse del arsénico. Se han identificado 3 estrategias de desintoxicación: (1) extrusión activa del arsénico, (2) transformación a formas orgánicas con reducción de la toxicidad y (3) quelación intracelular (Ghosh et al., 2019).

En este proceso el arsénico puede actuar como un aceptador o donador de electrones, interfiriendo con la cadena de transporte. Cuando la toxicidad del arsénico es muy alta esto induce a obtener eficiencias más bajas en el proceso (Ghosh et al., 2019).

2. Eucariotas

Los organismos Eucariotas son aquellos que presentan orgánulos cerrados por membranas y tienen un núcleo definido, como las plantas, algas, hongos, protozoos y animales (Ghosh et al., 2019). Normalmente el arsénico entra en el cuerpo de la planta a través de los transportadores de fosfato. Una vez realizada la intrusión, comienza un proceso de desintoxicación, minimizando los efectos del arsénico en el organismo (Ghosh et al., 2019).

3. Macrófitas Acuáticas

Las plantas acuáticas son especies vegetales las cuales están adaptadas para vivir en medios acuáticos. Existen estudios que han demostrado que ciertas plantas presentan una buena capacidad de acumulación de arsénico y pueden ser utilizadas para el tratamiento de aguas contaminadas (Ghosh et al., 2019).

1.3.7 Adsorción como alternativa para la remoción de arsénico

Como es posible observar, se han desarrollado varias tecnologías de eliminación de arsénico de corrientes de agua contaminada a nivel mundial en los últimos años, las cuales incluyen procesos de oxidación, coagulación-floculación, electrocoagulación, intercambio iónico y proceso de membrana. La aplicación de estas tecnologías tienen algunas limitaciones y desventajas, como altos requisitos de energía, condiciones de funcionamiento sensibles y eliminación costosa de lodos (Hering et al., 2017; Singh et al., 2015).

En los últimos años, se han desarrollado numerosos estudios destinados al desarrollo de tecnologías menos costosas y más eficientes para la eliminación del arsénico de las soluciones acuosas, y de esta forma poder superar los inconvenientes de las tecnologías convencionales. La mayoría de estos estudios se basan en el uso del proceso de adsorción para el tratamiento del agua contaminada por arsénico, debido a la alta eficiencia de eliminación, su fácil manejo, operación y el bajo costo del proceso (Ghosh et al., 2019).

1.4 Adsorción

La adsorción es un fenómeno fisicoquímico de adhesión de moléculas (sorbato), con una consecuente acumulación sobre la superficie de un sólido o líquido (sorbente) (Ghosh et al., 2019). En este proceso participan fenómenos como atracción electrostática, intercambio iónico, complejación y precipitación entre el sorbato y la superficie del medio adsorbente (Litter et al., 2010). En el proceso de adsorción existen dos fases: (1) la fase sólida o líquida que es el adsorbente, y (2) la fase líquida o gaseosa que contiene el contaminante que se desea eliminar, llamado adsorbato.

La eficiencia del proceso de adsorción de un contaminante depende de distintos parámetros, entre los cuales se encuentran la concentración inicial del contaminante, el pH, la temperatura, la dosis del adsorbente, el tiempo de contacto y la presencia de otros iones contaminantes en la solución (Ghosh et al., 2019). Como se mencionó anteriormente, en el proceso de adsorción participan distintos fenómenos, como el intercambio iónico, por lo que es más fácil y eficiente remover iones que presenten carga frente a iones en estado

neutro, debido a esto el proceso es más adecuado para eliminar iones de arseniato pero no el arsenito que se encuentra con carga neutra (Ghosh et al., 2019; Alarcón et al., 2012). Por lo tanto, la oxidación del As(III) a As(IV) debe tener lugar durante el proceso para así obtener una eliminación efectiva del arsénico en las aguas contaminadas (Ghosh et al., 2019). Esta tecnología implica una rápida eliminación del arsénico, incurriendo en bajos costos en comparación con otras tecnologías, destacando principalmente la factibilidad de implementarla ampliamente en distintos lugares debido a que la generación de residuos es menor en comparación con otros tratamientos, como por ejemplo, coagulación-floculación-sedimentación, además sus costos operativos son menores y existe una disponibilidad de distintos materiales adsorbentes (Ghosh et al., 2019; Alarcón et al., 2012).

Para realizar el diseño de un tratamiento de adsorción de arsénico es importante conocer la capacidad adsorbente del medio que se utilizará. La obtención de este parámetro se realiza mediante la obtención de isothermas de adsorción realizando ensayos experimentales tipo batch de adsorción a temperatura constante, de los cuales se obtienen puntos de equilibrio entre la masa del soluto adsorbido y la concentración de equilibrio de este en solución. A partir de esta información, se construyen las curvas de adsorción, las cuales pueden ser ajustadas por distintos modelos (Freundlich, Langmuir, BET, entre otros) con el objetivo de obtener la capacidad de adsorción del medio adsorbente.

En general, el proceso de adsorción representa una tecnología confiable para la eliminación de arsénico de los sistemas de agua contaminada. Es importante señalar que los costos operacionales se pueden reducir dependiendo del adsorbente utilizado. En este contexto, se ha investigado el uso de distintos residuos orgánicos para la adsorción de arsénico en agua, como por ejemplo, cáscara de huevo, residuos de limón y hojas de pino, entre otros, (Ghosh et al., 2019; Nguyen et al., 2013). Por lo tanto, un desafío actual en la adsorción de arsénico del agua es desarrollar este proceso utilizando un adsorbente de bajo coste que permita eliminar el arsénico del agua y que al mismo tiempo presente la ventaja de reducir la generación de residuos y los costos operacionales, lo que abre una posibilidad para evaluar el uso de residuos orgánicos para realizar el proceso de adsorción de forma eficiente.

1.4.1 Adsorbente

Para la elección adecuada del adsorbente se deben considerar los siguientes elementos, el adsorbente debe ser: (1) un material sólido con estabilidad química y mecánica, es decir, fácilmente separable, regenerado y reutilizado; y (2) debe tener alta porosidad de partículas, alta área de superficie y un tamaño de partícula fino, proporcionando sitios activos para la unión de contaminantes en soluciones líquidas o gases (Ghosh et al., 2019).

En los últimos años, se han estudiado varios adsorbentes tradicionales para la eliminación de arsénico en ambientes acuosos, entre ellos, alúmina activada, carbón activado, cenizas volantes, minerales arcillosos, zeolitas, polímeros naturales y sintéticos (Ghosh et al., 2019; Singh et al., 2015; Verma et al., 2014). Entre estos adsorbentes, los basados en carbón activado se usan ampliamente para la eliminación de varios contaminantes en los sistemas de agua, debido a su alta superficie específica y estructura porosa. Los materiales más utilizados para producir carbón activado son el carbón y la madera, sin embargo, estas materias primas se caracterizan por ser de alto costo (Burakov et al., 2018; Deliyanni et al., 2015). Por lo tanto, resulta necesario utilizar materiales de bajo costo y disponibles para producir carbón activado con el objetivo de tratar el agua contaminada con arsénico. Durante los últimos años, se ha observado un aumento en el interés del uso de nuevos materiales como alternativas a los adsorbentes tradicionales, entre ellos, se encuentran subproductos industriales y diversos residuos agrícolas. Cabe señalar que estos productos no son solamente de bajo costo, sino que además presentan una flexibilidad técnica, ya que su uso contribuye a la reducción de la generación de desechos (Dhir, 2014; Keng et al., 2014; Coman et al., 2013; Barakat, 2011; Fu & Wang, 2011; Demirbas, 2008).

Diversos estudios han demostrado que ciertos residuos provenientes de hortalizas y frutas son adecuados para ser utilizados como adsorbentes para la eliminación de arsénico del agua contaminada (Ghosh et al., 2019), esto se debe principalmente a que su composición está basada en compuestos celulósicos (celulosa, lignina y hemicelulosa), y contienen una variedad de grupos funcionales, como hidroxilo, carboxilo, alcoholes, etc., lo que facilita la adsorción de contaminantes, como es el caso del arsénico (Sulyman et al.,

2017; Hashem et al., 2006; Hashem et al., 2005). Sumado a lo anterior, estos residuos presentan diversas ventajas dado que tienen un bajo costo y pueden estar disponibles localmente en grandes cantidades.

Durante los últimos años, se ha estudiado el uso de polvo de caña de azúcar, polvo de yute, cáscara de arroz, cáscara de huevo en polvo, residuos de limón, hojas de pino y medula de coco para la eliminación de arsénico de soluciones acuosas (Ghosh et al., 2019; Nguyen et al., 2013). En estos estudios se ha observado altas eficiencias de eliminación de arsénico en soluciones acuosas sintéticas, determinándose capacidades de adsorción entre 0,47 y 13,37 mg/g, con una concentración inicial de arsénico entre 2 a 800 mg/L (Ghosh et al., 2019; Nguyen et al., 2013; Samsuri et al., 2013). Estos autores concuerdan que para mejorar las capacidades de adsorción y, en consecuencia, la eficiencia de eliminación de estos residuos, se deben aplicar técnicas de modificación físico-química.

Dentro de las características de los adsorbentes, se encuentra que es posible modificar sus propiedades de adsorción, mediante ciertas técnicas físicas y/o químicas (Nguyen et al., 2013). Con respecto a estas técnicas, la activación química ofrece ventajas significativas debido a que puede producir un adsorbente con una mayor área superficial, introducir grupos funcionales más básicos que contengan oxígeno y una mejor estructura porosa (Wang et al., 2017; Rajapaksha et al., 2016; Nguyen et al., 2013). Se han utilizado varios productos químicos para mejorar las propiedades adsorbentes para la eliminación de diferentes contaminantes, como HNO_3 , HCl , H_2SO_4 , H_3PO_4 , KOH , NaOH y KMnO_4 en la activación química (Rajapaksha et al., 2016).

Por otra parte, se han realizado diversos estudios para la eliminación del arsénico en diferentes tipos de agua, tales como agua potable, aguas residuales, aguas superficiales y subterráneas, donde se han utilizado varios materiales orgánicos y minerales como óxidos de hierro y aluminio, hidróxido férrico, alúmina activada, residuos de limón, hojas de pino y carbón activado preparado a partir de cascara de coco, vainas de frijol y cáscara de arroz, obteniéndose capacidades de adsorción entre 18 y 31,4 mg/g y 5,5 y 16,9 mg/g para As(III) y As(V), respectivamente, con concentraciones iniciales entre 3 y 300 mg/L (Verma et al., 2014; Nguyen et al., 2013; Samsuri et al., 2013; Mohan et al., 2007). Por lo tanto, los residuos agrícolas representan materiales prometedores para la eliminación de arsénico en

ambientes acuosos contaminados, lo que nos lleva a buscar otros residuos agrícolas que sean capaces de ser utilizados en esta tecnología.

El Cuesco de Palta

Hoy en día, la palta es la cuarta fruta más consumida a nivel mundial por lo que su producción ha aumentado en las últimas décadas, y se espera que continúe aumentando en los próximos años. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), la producción mundial de palta fue de más de 6 millones de toneladas en 2017 (FAOSTAT, 2019), con un aumento de la producción en un 140% en los últimos 20 años (Perea-Moreno et al., 2016).

La palta es consumida principalmente como fruto fresco, pero también se producen productos derivados, como el aceite de palta, guacamole, productos congelados y pasta de palta, y además en la producción de cosméticos y cuidado personal (Perea-Moreno et al., 2016; Gómez et al., 2014).

Sin embargo, el consumo de palta genera grandes cantidades de residuos, particularmente, cáscaras y el cuesco (semilla), lo que representan el 21-30% de la palta (Barbosa-Martín et al., 2016). Entre los residuos generados, el cuesco está compuesto por un grano envuelto por una cáscara muy delgada que representa alrededor del 15-16% de la masa total de la palta (Araújo et al., 2018), es decir, por cada 1 kg de palta consumida, se generan alrededor de 0,12 kg de cuescos de palta. Por lo tanto, alrededor de 700.000 toneladas de cuescos de palta se generan anualmente en todo el mundo como residuos sólidos municipales.

En el contexto de Chile, nuestro país es uno de los mayores productores y consumidores de palta a nivel mundial. El consumo per cápita fue de alrededor de 7-8 kg por año en el 2017 (Toledo-Campos, 2018), es decir, los chilenos consumieron alrededor de 127.500 toneladas de este fruto en 2017. Según el supuesto que el cuesco representa el 15-16% de la masa de aguacate, se generan anualmente alrededor de 20.400 toneladas de cuescos de palta en Chile. Actualmente, el cuesco de palta no tiene valor económico y generalmente se considera un residuo, teniendo como disposición final los rellenos

sanitarios. Sumado a ello, su disposición implica costos económicos relacionados con su recolección, transporte y disposición final.

La composición de los residuos de palta varía entre cultivos, ya que, varios factores afectan la composición durante el crecimiento de la palta, sin embargo, los principales componentes del cuesco son fibra, almidón, hemicelulosa, celulosa y lignina, y su composición química está compuesta de polifenoles, antioxidantes, esteroides, ácidos grasos y potasio (Araújo et al., 2018; Barbosa-Martín et al., 2016). Algunos de los usos estudiados para valorizar el cuesco de palta ha sido utilizada como recurso energético, para la producción de aceite de cuesco de palta y como adsorbente (Araújo et al., 2018).

El uso del cuesco de palta como adsorbente para la eliminación de contaminantes como fenol, fluoruro, colorantes y varios metales pesados de las corrientes acuosas parece ser una de las aplicaciones más potenciales y prometedoras en el área ambiental (Salomón-Negrete et al., 2018; Díaz-Muñoz et al., 2016; Mekonnen et al., 2015; Cristiani-Urbina et al., 2011; Rodrigues et al., 2011; Elizalde-González et al., 2007). Los grupos oxigenados, como los grupos hidroxilo, fenólicos y carboxílicos, presentes en el cuesco hacen que los compuestos específicos puedan ser adsorbidos de soluciones acuosas por interacciones químicas, obteniendo altas eficiencias de eliminación (Díaz-Muñoz et al., 2016; Bhaumik et al., 2014; Elizalde-González et al., 2007). Estos autores han utilizado el cuesco de palta directamente o la han modificado mediante tratamientos de activación térmica y/o química para aumentar su capacidad de adsorción, obteniendo altas eficiencias de eliminación de estos contaminantes.

Mqhehe-Nedzivhe et al. (2018) obtuvieron resultados prometedores en el uso de cuesco de palta para la eliminación de As(III) de soluciones acuosas en experimentos batch de adsorción. Estos autores estudiaron el uso de los cuescos de palta no tratados y carbón activado preparado a partir de los residuos de palta para eliminar el arsénico de soluciones sintéticas y muestras de agua real mediante su adsorción, obteniendo excelentes eficiencias de eliminación de arsénico. Dentro de los resultados obtenidos, obtuvieron una capacidad de adsorción 93,75 mg/g para una concentración inicial de arsénico en la solución sintética de 2 mg/L a un valor de pH de 6.

Por otro lado, varios autores han investigado la activación de adsorbentes cubriendo las superficies con hierro para mejorar sus capacidades de adsorción (Thanawatpoontawee et al., 2016; Jiménez-Cedillo et al., 2013; Samsuri et al., 2013; Aryal et al., 2010;). Por ejemplo, Samsuri et al. (2013) estudiaron la activación química de carbón activado generado a partir de la cáscara de arroz, este carbón activado se impregnó con hierro (Fe(III)), y su capacidad de adsorción aumento de 7,1 a 30,7 mg/g. Fan et al., (2018) estudiaron bioadsorbentes con impregnación de hierro producidos a partir de la paja de maíz, logrando una capacidad de adsorción máxima de 14,77 mg/g, la que es casi 5 veces mayor que el bioadsorbente no tratado químicamente. Además, Tuna et al. (2013) estudiaron el carbón activado a base de semillas de durazno impregnado con hierro mostró una mayor capacidad de adsorción de arsénico que el carbón activado sin impregnación de hierro, obteniéndose que la capacidad de adsorción aumentó de 0,034 a 3,009 mg/g lo que significa un aumento en la eficiencia de eliminación del 15% a 99% para el carbón activado y el carbón activado impregnado con hierro, respectivamente.

Estos resultados indican que la efectividad de la eliminación de arsénico puede estar estrechamente relacionada con la presencia de hierro en el adsorbente usado, así como con las características del adsorbente producido y la concentración inicial de arsénico en solución acuosa. La literatura indica que el contenido de hierro en el cuesco de palta está entre 1,04 y 1,75 mg/100 mg (base seca) (Egbuonu et al., 2017; Talabi et al., 2016; Elizalde-González et al., 2007), lo que abre una oportunidad para estudiar si la activación química con la impregnación de hierro en el cuesco de palta podría mejorar la capacidad de adsorción de arsénico de los sistemas de agua.

Capítulo 2: Objetivos

Objetivo General

Evaluar la factibilidad del cuesco de palta como bioadsorbente para la eliminación de arsénico en aguas contaminadas.

Objetivos Específicos

- Desarrollar una metodología para la producción eficiente de un bioadsorbente a partir del cuesco de palta
- Caracterizar el bioadsorbente producido mediante activación química
- Evaluar el efecto del pH inicial del agua contaminada en la adsorción de arsénico utilizando el bioadsorbente producido
- Evaluar el efecto de la dosis empleada de bioadsorbente en la adsorción de arsénico en el agua contaminada.

Capítulo 3: Metodología Experimental

3.1 Materiales, equipos y reactivos

3.1.1 Reactivos Químicos

- Agua destilada
- Azul de Metileno
- HCl (0,025 M; 0,1 M)
- NaOH (0,025 M; 0,1 M)
- Solución estándar NIST H_3AsO_4 en HNO_3 0,5 mol/L 1000 mg/L As Certipur®
- Sal de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$
- Solución buffer de pH 4,0, 7,0 y 13,0

3.1.2 Materiales

- Matraces Erlenmeyer de 250 y 500 mL
- Vasos precipitados de 10, 50, 100, 250 y 1000 mL
- Matraces Aforados de 250 y 1000 mL
- Pipetas de precisión de 0,1, 1, 5 y 10 mL
- Desecador
- Vidrio reloj
- Varilla de vidrio
- Guantes de vinilo

- Barras magnéticas de agitación
- Tamices estándar

3.2 Equipos principales

Para el desarrollo del trabajo experimental, desde el pretratamiento de los cuescos de palta hasta los ensayos de adsorción realizados, se utilizó diversos equipos. Los cuales se presentan a continuación:

- pH-metro:

El equipo utilizado es marca thermoscientific, modelo ORION STARA211. Se utilizó para ajustar pH de las muestras, tomar el pH y el potencial zeta de los análisis de punto de carga cero y punto isoelectrico. El equipo se calibra con tres puntos con soluciones buffer 4,0; 7,0 y 13,0.

- Estufa de secado:

El equipo es marca thermoscientific. Se utilizó secar y mantener las muestras a 60°C. Además, de realizar los análisis de contenido de humedad.

- Shaker orbital:

El equipo utilizado es marca MRC. Posee la capacidad para 12 matraces de 250 mL, mantiene la temperatura constante y es de funcionamiento continuo.

3.3 Preparación del bioadsorbente derivado del cuesco de palta

Previo a la preparación del bioadsorbente derivado de los cuescos de palta, estos se lavaron para eliminar todos los restos de pulpa de la palta que podrían estar aún presentes. Los cuescos de palta se remojaron en agua hirviendo para remover la cáscara que los rodea. Finalmente, los cuescos de palta se lavaron con abundante agua destilada y se cortaron en trozos más pequeños para poder hacer más fácil su procesado. Estos trozos más pequeños de cuesco de palta se trituraron utilizando un molinillo de cuchillas con el objetivo de

obtener un tamaño de partícula en el rango de 0,1-2 mm. Luego, los cuescos de palta triturados se secaron en una estufa a 60 °C por 24 horas. Los cuescos de paltas triturados y secos se guardaron en botellas plásticas hasta su uso (Mqhehe-Nedzivhe et al., 2018).

El bioadsorbente se obtuvo modificando químicamente las características del cuesco de palta mediante la impregnación de hierro. Para esto se prepararon dos soluciones con concentraciones de 0,5 y 1,0 g/L de Fe(III) utilizando sal de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Se agregaron 200 mL de cada una de las soluciones en 3 matraces Erlenmeyer, ajustando el valor del pH de la solución a valores de 2, 4 y 6, respectivamente. Luego, se agregaron 20 g de cuesco de palta triturado y seco a cada matraz, y esta mezcla se mantuvo agitada a 120 rpm durante 24 horas (Samsuri et al., 2013; Tuna et al., 2013).

Al cabo de las 24 horas, las muestras se filtraron y se realizó un lavado con abundante agua destilada para eliminar el exceso de Fe(III) libre de la fase sólida obtenida, se lavó hasta que no se detectó solución de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ en el sobrenadante. Finalmente, se obtuvieron los cuescos de palta activados químicamente (bioadsorbente), las muestras del bioadsorbente producido se etiquetaron y se dejaron en la estufa a 60 °C para eliminar la humedad durante 24 horas. El bioadsorbente se almacenó hasta su posterior uso en botellas de polietileno (Samsuri et al., 2013; Tuna et al., 2013).

Cabe señalar que cada una de las muestras obtenidas en la activación química de los cuescos de palta se analizó fisicoquímicamente utilizando los procedimientos descritos a continuación, estos análisis se realizaron también para los cuescos de palta sin activación para su posterior comparación.

3.4 Caracterización fisicoquímica del cuesco de palta activado

El análisis fisicoquímico realizado consistió en determinar las siguientes características del cuesco de palta: (1) contenido de humedad y cenizas; (2) tamaño de partícula promedio; (3) área superficial; (4) acidez y basicidad; (5) punto de carga cero y (6) punto isoelectrico.

3.4.1 Tamaño de partícula promedio

Para determinar el tamaño de partícula promedio, se tamizó una cantidad conocida de cuesco de palta triturado utilizando un conjunto de tamices estándar, con una apertura nominal de 2.360 µm, 1.750 µm, 850 µm y 106 µm. Se hizo pasar la muestra de cuescos de palta a través del conjunto de tamices, hasta que se separó toda la muestra y se obtuvo la distribución de tamaño de partículas para los cuescos de palta (ISO 3310-1, 2016).

3.4.2 Contenido de humedad y cenizas

Para determinar el porcentaje de humedad (1), se tomaron 5 g de una muestra homogénea de cuescos de palta, depositándolos en el crisol (peso A). Luego, el crisol con la muestra se dejó en una estufa a 105 ± 2 °C durante 24 horas, hasta obtener un peso constante. Posteriormente, dicho crisol se dejó en un desecador hasta que su temperatura llegó a temperatura ambiente, y el crisol se masó en una balanza analítica (peso B)(Kolar, 1992).

$$\text{Humedad (\%)} = \frac{\text{Peso A} - \text{peso B}}{\text{Peso A}} * 100\% \quad (1)$$

Posteriormente, se determinó el contenido de cenizas (2) de los cuescos de palta utilizando el método de masa perdida por ignición a 550 °C durante 2 horas. Para esto la muestra secada a 105 ± 2 °C se llevó a una mufla, y transcurridas las 2 horas, se dejó en un desecador hasta que su temperatura llegó a temperatura ambiente. Finalmente, el crisol se masó en una balanza analítica (peso C)(Kolar, 1992).

$$\text{Sólidos volátiles} = \frac{\text{Peso B} - \text{Peso C}}{\text{Peso B}} * 100\% \quad (2)$$

3.4.3 Punto Isoeléctrico

El punto isoelectrico de los cuescos de palta se determinó midiendo el potencial zeta de la muestra. Para esto, se adicionaron 50 mL de agua destilada en 11 matraces Erlenmeyer, el pH de los matraces se ajustó entre 2 y 12, respectivamente, adicionando soluciones de HCl 0,1 M y NaOH 0,1 M. Luego, se agregaron 0,5 g de cuescos de palta a

cada uno de los matraces y estos fueron agitados en un shaker a 120 rpm a temperatura ambiente durante 2 horas. Finalmente, se midió el potencial zeta en cada matraz usando el pH-metro (Amaringo & Hormaza, 2013).

3.4.4 Punto de carga cero

El punto de carga cero se determinó agregando 50 mL de una solución de NaCl 0,01 M a 11 matraces Erlenmeyer, donde el pH de cada matraz se ajustó en un rango de pH de 2 a 12, respectivamente. El pH de la solución se ajustó utilizando, agregando cuando fue necesario soluciones de HCl 0,1 M y NaOH 0,1 M. Luego, se agregaron 0,15 g de muestra triturada y seca a cada matraz. Posteriormente, los matraces se agitaron en un shaker a 120 rpm a temperatura ambiente durante 48 horas. El pH final de la muestra en cada matraz se midió al finalizar el tiempo experimental (Faria et al., 2004).

3.4.5 Acidez y basicidad

La basicidad de los cuescos de palta se determinó mezclando 0,2 g de muestra con 25 mL de una solución de HCl 0,025 M en un matraz, la mezcla se agitó en un shaker a 120 rpm durante 48 horas a temperatura ambiente. Luego, la suspensión obtenida se dejó decantar, se tomó una alícuota de 20 mL y se determinó el contenido de HCl en la solución restante mediante titulación con una solución de NaOH 0,025 M (Faria et al., 2004).

La acidez de los cuescos de palta se determinó siguiendo un procedimiento similar que el análisis de basicidad, se mezclaron 0,2 g de la muestra con 25 mL de una solución de NaOH 0,025 M en un matraz, la mezcla se agitó por 48 horas en un shaker a 120 rpm a temperatura ambiente. Luego, la suspensión resultante se dejó decantar, se tomó una alícuota de 20 mL de la solución y se determinó el contenido de NaOH en la solución restante mediante titulación con una solución de HCl 0,025 M (Faria et al., 2004).

3.4.6 Superficie Específica

Para la determinación de la superficie específica de los cuescos de palta, se realizó una solución de azul de metileno con una concentración de 50 mg/L, para esto se agregaron 50 mg de azul de metileno a un matraz aforado de 1000 mL y se aforó con agua destilada.

Luego, se agregaron 100 mL de la solución de azul de metileno en 5 matraces Erlenmeyer, y se agregaron 0,1; 0,5; 1,0; 1,5 y 2 g de la muestra de cuescos de palta a cada uno de los matraces. Luego, los matraces se agitaron a 150 rpm a temperatura ambiente durante 3 horas. Durante el análisis, se tomaron muestras de la solución de cada matraz cada 30 minutos, las cuáles fueron centrifugadas a 5000 rpm durante 5 minutos, midiendo la absorbancia de las muestras con un espectrofotómetro a 665 nm (Santamarina et al., 2002).

3.5 Evaluación del bioadsorbente para eliminar el arsénico en aguas contaminadas

3.5.1 Evaluación preliminar del bioadsorbente para eliminar arsénico.

En primer lugar, se estudió la viabilidad del bioadsorbente para adsorber el arsénico presente en aguas contaminadas utilizando una solución sintética de arsénico mediante ensayos batch de adsorción a diferentes condiciones experimentales, con el objetivo de determinar el efecto en la capacidad de adsorción para cada condición experimental. Las condiciones experimentales estudiadas fueron la dosis de bioadsorbente y el pH de la solución de arsénico.

Como fue indicado anteriormente, la concentración de arsénico en las aguas naturales en Chile se encuentra entre 900-1.040 $\mu\text{g/L}$ (Hering et al., 2017; Amaro et al., 2014). Por lo que, de forma de abarcar las concentraciones que se encuentran naturalmente en el agua y además disminuir los errores asociados a la experimentación, se procedió a realizar los ensayos de adsorción con una concentración de arsénico de 2 mg/L, el cual es el doble del valor encontrado en agua naturales.

Para efecto de este estudio las variables de temperatura y tiempo de contacto se mantuvieron constantes a 25°C y 24 horas, respectivamente. Mqhe-Nedzivhe et al. (2018), evaluó el efecto del cambio de temperatura en la remoción de As(III) con cuesco de palta estableciendo que no hay efecto en el porcentaje de adsorción de arsénico al variar la temperatura entre 25 °C y 40 °C, por lo que se prefirió mantener la temperatura constante a 25 °C. Al evaluar el efecto del tiempo de adsorción, se obtuvo que a los 120 minutos se alcanzó la máxima adsorción de arsénico y luego de esto se mantuvo constante luego de las

13 horas, ya que no existen estudios de la adsorción de As(V) con cuesco de palta, y de forma de asegurar el equilibrio en la adsorción del arsénico, se procedió a realizar los experimentos durante 24 horas. En la Tabla 1 se muestran las condiciones para cada experimento realizado:

Tabla 1. Experimentos realizados para la adsorción de arsénico con cuesco de palta y cuesco de palta activada químicamente a 25 °C por 24 horas.

Característica bioadsorbente	Experimento	pH inicial solución de arsénico	Dosis de bioadsorbente [g de bioadsorbente/L de solución]
Cuesco de palta	1	2	1
	2	4	1
	3	6	1
	4	2	10
	5	4	10
	6	6	10
Cuesco de palta activado químicamente con la solución de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	7	2	1
	8	4	1
	9	6	1
	10	2	10
	11	4	10
	12	6	10

Para esto se realizó una solución madre de arsénico con una concentración de 2 mg/L, la cual fue preparada diluyendo una solución patrón trazable a SRM de NIST H_3AsO_4 en HNO_3 0,5 mol/L 1000 mg/L As Certipur® (solución estándar de Merck) en agua destilada. Los ensayos batch de adsorción se realizaron en triplicado en matraces Erlenmeyer de 500 mL, donde cada matraz contenía 300 mL de la solución sintética de arsénico.

3.5.1.1 Efectos del pH inicial y la dosis de bioadsorbente sobre su capacidad de adsorción

El efecto del pH sobre la capacidad de adsorción de arsénico en el bioadsorbente se investigó determinando la concentración final de arsénico en una solución sintética para los 3 valores de pH estudiados (2, 4 y 6). El pH experimental en cada matraz se ajustó al valor requerido mediante la adición, según fue requerido, de HCl 0,1 M o NaOH 0,1 M.

Para estudiar el efecto de la dosis de bioadsorbente en la capacidad de adsorción de arsénico en el bioadsorbente se realizó una serie de ensayos batch de adsorción en los que se agregaron 300 mL de la solución sintética de arsénico, y 60 y 600 mg del bioadsorbente, para obtener una concentración del bioadsorbente en el matraz de 1 y 10 g/L, respectivamente, con el objetivo de asegurar la adsorción de arsénico. En estos experimentos se ajustó el pH de la solución a 2, 4 y 6, respectivamente.

Las mezclas de la solución de arsénico y bioadsorbente a distintos pH y dosis de bioadsorbente se agitaron en un shaker a 25°C y 120 rpm durante 24 horas para confirmar que el equilibrio se había alcanzado. Junto con los ensayos descritos, se utilizó un blanco (solución de arsénico sin bioadsorbente) a los distintos pH para evaluar la estabilidad del arsénico en la solución acuosa en las condiciones experimentales estudiadas.

Luego de transcurridas las 24 horas, se filtró la solución acuosa resultante de los experimentos y se enviaron muestras de la fase líquida para analizar la concentración de arsénico en la solución resultante a un laboratorio Externo, “Hidrolab S.A”. La concentración de arsénico en la solución acuosa se determinó utilizando el método “Determinación de arsénico mediante espectrofotometría de absorción atómica por generación de hidruro” (NCh3140, 2008).

Capítulo 4: Resultados y Discusión

4.1 Caracterización físico del cuesco de palta

En esta sección, se presentan los resultados obtenidos de la caracterización física, tamaño de partícula, porcentaje de humedad y contenido de cenizas del cuesco de palta. Como se detalló anteriormente, las muestras de cuesco de palta se colocaron en una estufa a 105 °C durante 24 horas, y posteriormente se llevaron a una mufla a 550 °C durante 2 horas. Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 2:

Tabla 2. Resultados de humedad (%) y contenido de cenizas para el cuesco de palta.

Muestra	Humedad [%]	Cenizas [%]
1	55,1	2,5
2	55,2	2,5
3	55,0	2,6
Promedio	$55,1 \pm 9,0 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \pm 2,0 \cdot 10^{-4}$

Se obtuvo un promedio de 55,1% de humedad y 2,5% de contenido de cenizas para la muestra del cuesco de palta, estos valores fueron comparados con los encontrados en la literatura, la cual indica que el porcentaje de humedad y cenizas de los cuescos de palta se encuentra entre 49,91-58,51% y 2,70-2,98%, respectivamente (Perea-Moreno et al., 2016; Weatherby et al., 1931), donde el valor de humedad y ceniza obtenido en este análisis se encontró dentro del rango encontrado en la literatura.

Tabla 3. Distribución de los tamaños de la muestra del cuesco de palta.

Tamiz [mm]	Masa Cuesco de Palta [g]	Ponderación del total	Tamaño [mm]
2,360	22	0,1294	0,3339
1,700	47	0,2765	0,5115
0,850	58	0,3412	0,3156
0,106	43	0,2529	0,0292

La distribución de tamaños de la muestra analizada se observa en la Tabla 3, determinándose que más del 80% del porcentaje en peso de la muestra tuvo un diámetro menor a 2 mm. De forma más precisa, el 12,94% de la muestra tuvo un tamaño de 2,360 mm, 27,65% de 1,7 m, 34,12% de 0,850 mm y 25,29% de 0,106 mm. Con la ponderación

de la masa se realizó el cálculo del diámetro ponderado de la muestra de cuesco de palta obteniéndose un valor de 1,19 mm para los cuescos de palta triturados.

Zhang et al. (2007) desarrollaron un método para preparar carbón activado impregnado con hierro para la adsorción de As(V) del agua, obteniendo un diámetro de la partícula de la muestra de carbón activado de 1,7 mm de diámetro. Por otro lado, Fan et al. (2018) estudiaron la paja de maíz activada mediante impregnación con hierro y luego pirolizada a 600°C para la adsorción de As(V), donde para sus experimentos utilizaron un diámetro de partícula de 0,2 mm. En cambio, Mqehe-Nedzivhe et al. (2018) evaluaron la adsorción de As(III) mediante cuesco de palta, utilizando un diámetro de partícula de 0,075 mm en sus experimentos. A partir de esto, se determinó que el valor de diámetro de partícula utilizado para los experimentos de adsorción realizados en este trabajo se encontraba dentro del rango de los valores usados dentro de la literatura.

4.2 Caracterización química del cuesco de palta

Como se mencionó anteriormente, la caracterización química consistió en la determinación del punto isoelectrico, punto de carga cero, acidez y basicidad, y la superficie específica del cuesco de palta. A continuación se presentan los resultados obtenidos en la caracterización química para el cuesco de palta y el cuesco de palta activado químicamente.

4.2.1 Punto Isoeléctrico

El punto isoelectrico es el valor de pH donde la carga neta total externa de las partículas sobre la superficie del adsorbente es neutra, esta es una propiedad característica de cada compuesto y depende de su estructura química y los grupos ionizables que la molécula posea (Amaringo & Hormaza, 2013). Es decir, es el valor de pH donde las cargas positivas se igualan al número de cargas negativas que aportan los grupos ionizables de una molécula dando una carga total de cero.

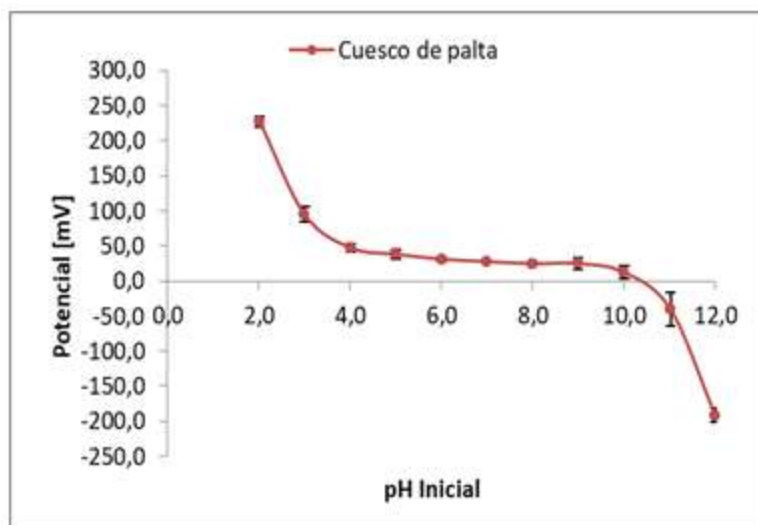


Figura 5. Punto isoelectrico para el cuesco de palta sin activar.

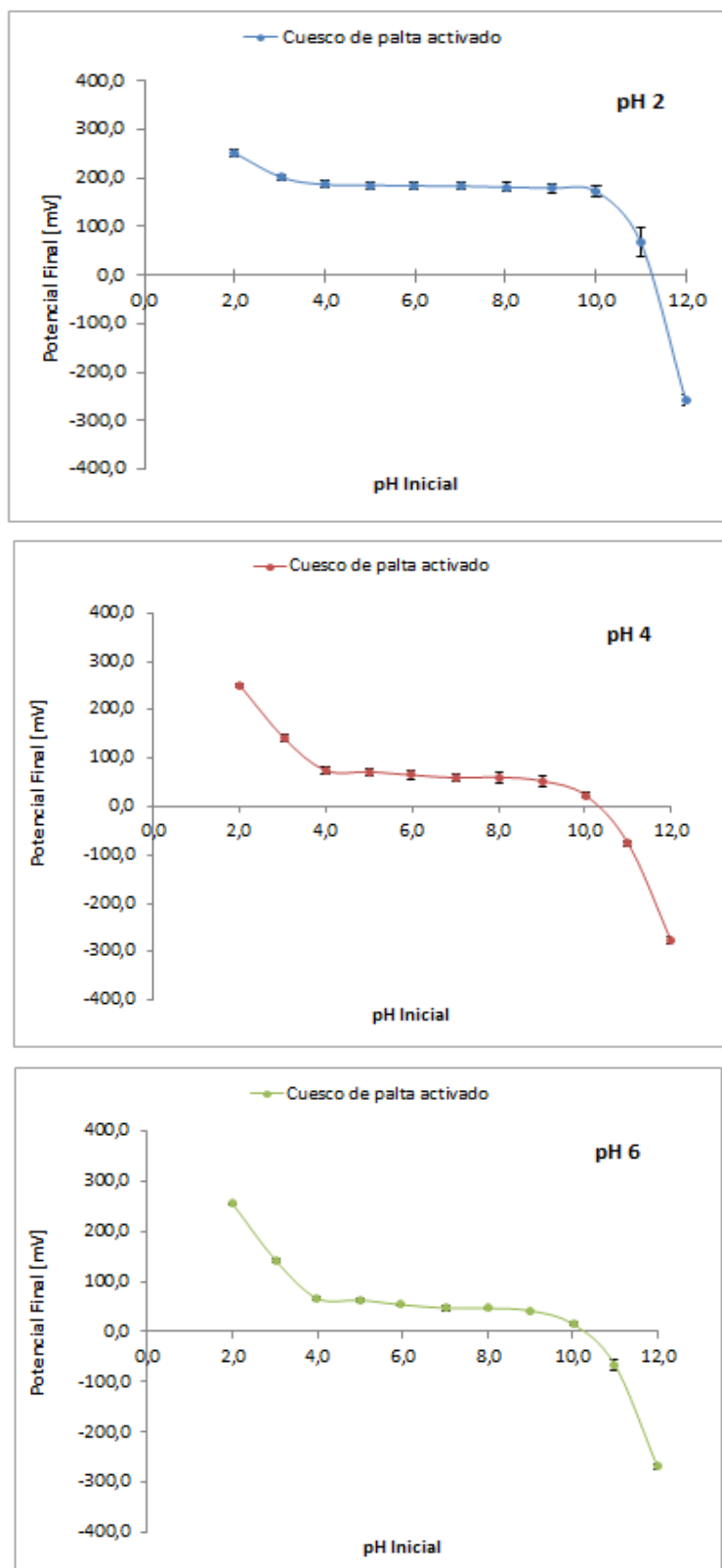


Figura 6. Punto isoelectrico para el cuesco de palta activado con una solución de cloruro de fierro con una concentración de 0,5 g/L y a valores de pH 2, 4 y 6.

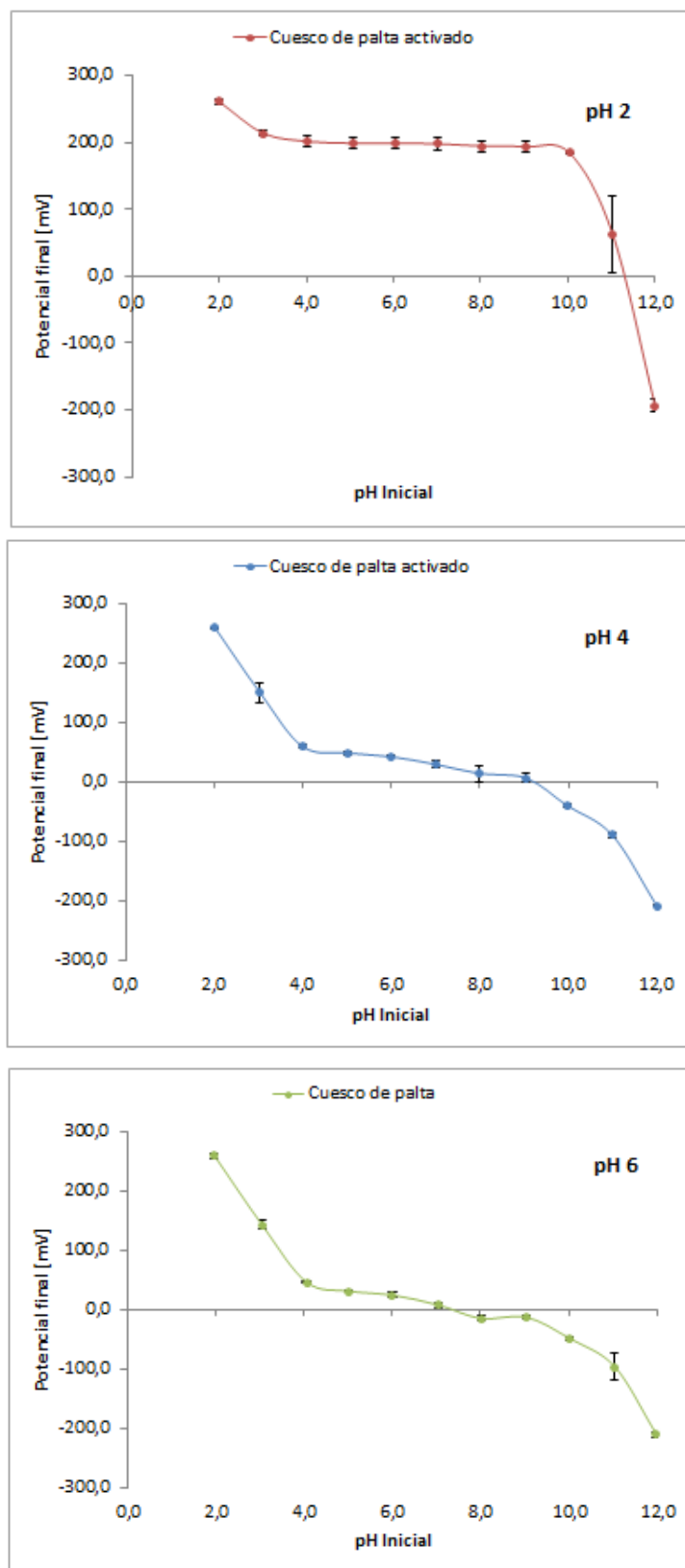


Figura 7. Punto isoelectrico para el cuesco de palta activado con una solución de cloruro de fierro con una concentración de 1,0 g/L y a valores de pH 2, 4 y 6.

Tabla 4. Punto isoelectrico para el cuesco de palta sin activación química, cuesco de palta activado con una solución de cloruro de fierro de 0,5 g/L y el cuesco de palta activado con una solución de cloruro de fierro de 1,0 g/L a distintos pH de activación.

Cuesco de palta sin activar	10,5		
pH Activación	2	4	6
Cuesco de palta activado a 0,5 g/L	11,2	10,2	10
Cuesco de palta activado a 1,0 g/L	11,3	9,3	6,5

El valor del punto isoelectrico para el cuesco de palta sin tratamiento es pH 10,5. Se pudo observar una disminucion de este punto luego de realizadas las activaciones (Tabla 4), obteniendo un punto isoelectrico de 11,2, 10,2, y 10 para las activaciones a valores de pH de 2, 4 y 6 y una concentracion de 0,5 g/L, respectivamente. Mientras que para la activacion realizada a los mismos valores de pH y una concentracion de 1,0 g/L se obtuvo un punto isoelectrico de 11,3, 9,3 y 6,5, respectivamente. En este sentido, el uso de la cascara de arroz y a la corteza de coco, se evaluó para la adsorcion de colorantes iónicos disueltos en agua, obteniéndose valores de punto isoelectrico de pH 9,10 y 9,45, respectivamente (Amaringo et al., 2013). Estos valores son parecidos a los obtenidos para el cuesco de palta. Otro estudio realizado para la adsorcion de arsénico (V) utilizando carbón activado producido a partir del cuesco de damasco, indico que el punto isoelectrico para el carbón activado de cuesco de damasco, carbón activado de cuesco de damasco activado con Fe(II) y carbón activado de cuesco de damasco activado con Fe(III) fue de 1,35, 4,90 y 4,11, respectivamente (Tuna et al., 2013).

Este análisis permite establecer el punto donde la superficie es de carácter neutro, lo que implica que no existen cargas ionizables presentes en la superficie impidiendo la adsorcion de los contaminantes. Bajo el valor de pH obtenido, los grupos ionizables son de carácter positivo lo que implicaría una afinidad con contaminantes aniónicos (carga negativas). En cambio sobre el pH obtenido, la superficie seria de carácter negativo lo que implicaría una afinidad con contaminantes catiónicos (carga positiva). De esta forma se puede establecer un rango de pH donde es posible trabajar, dependiendo del contaminante utilizado. Debido a que la disociación de la solución estándar utilizada contiene iones

HAsO_4^{2-} , H_2AsO_4^- y AsO_4^{3-} , los cuales son iones negativos, es necesario trabajar en el rango donde los grupos ionizables sean positivos para poder adsorber el contaminante. Por lo que se puede concluir que para el cuesco de palta sin activación química, la superficie de trabajo debe ser en un pH bajo 10,5, y en el caso del cuesco de palta activado a un pH 6 y una concentración de cloruro de hierro de 1 g/L, la superficie de trabajo es bajo un pH 6,5.

4.2.2 Punto de Carga Cero

El punto de carga cero es el valor del pH donde la carga neta total, tanto externa como interna, de las partículas sobre la superficie del adsorbente es neutra, en otras palabras, es el punto donde los sitios positivos y negativos son iguales (Amaringo & Hormaza, 2013).

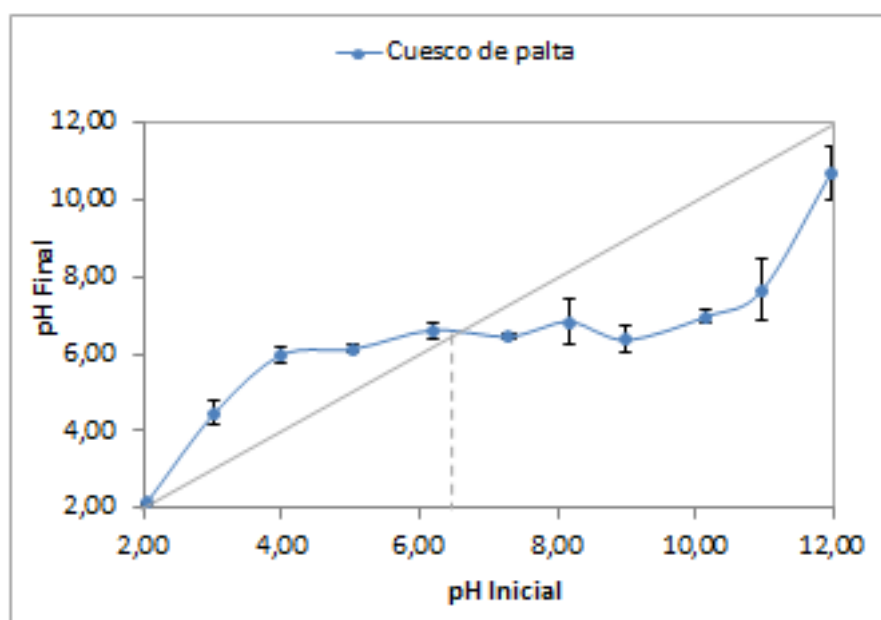


Figura 8. Punto de carga cero del cuesco de palta sin activar.

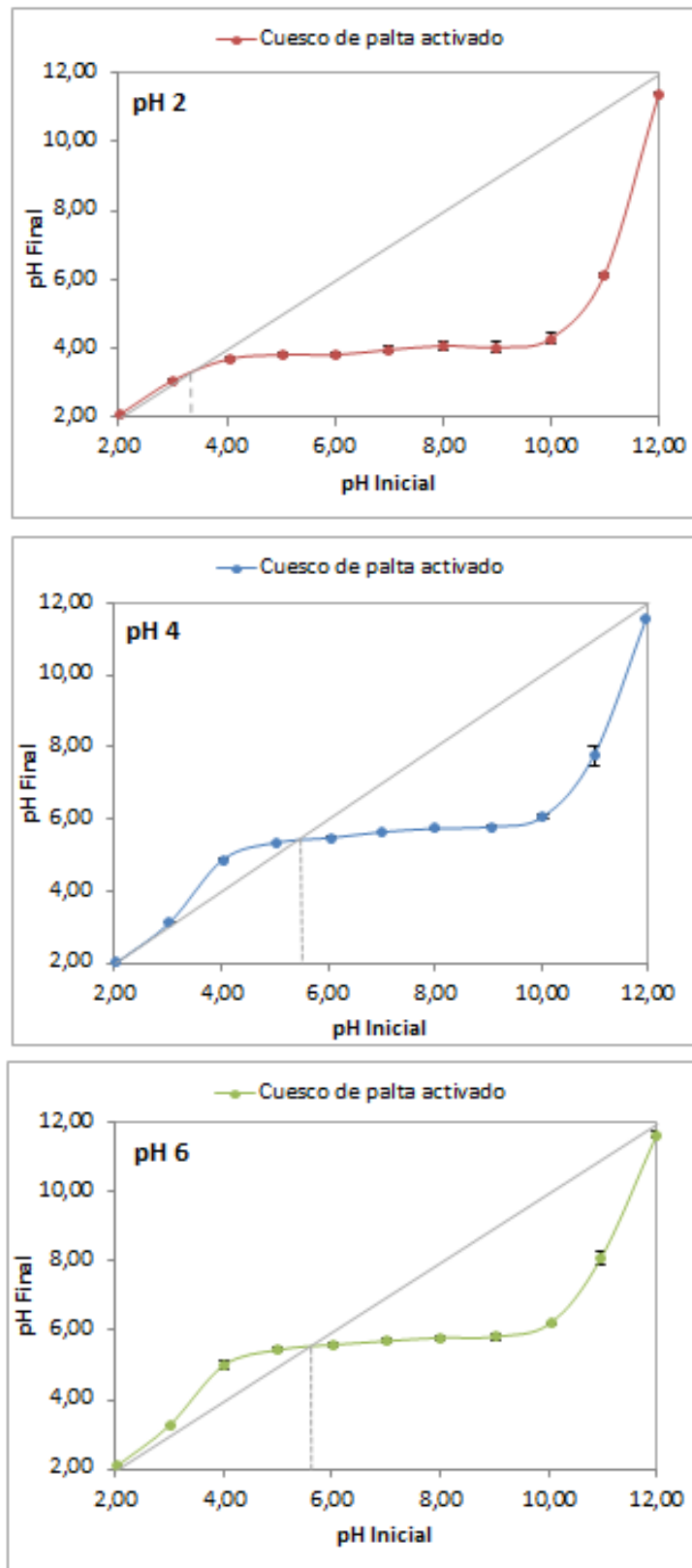


Figura 9. Punto de carga cero para el cuesco de palta activado en una concentración de 0,5 g/L de cloruro de fierro y a valores de pH 2, 4 y 6.

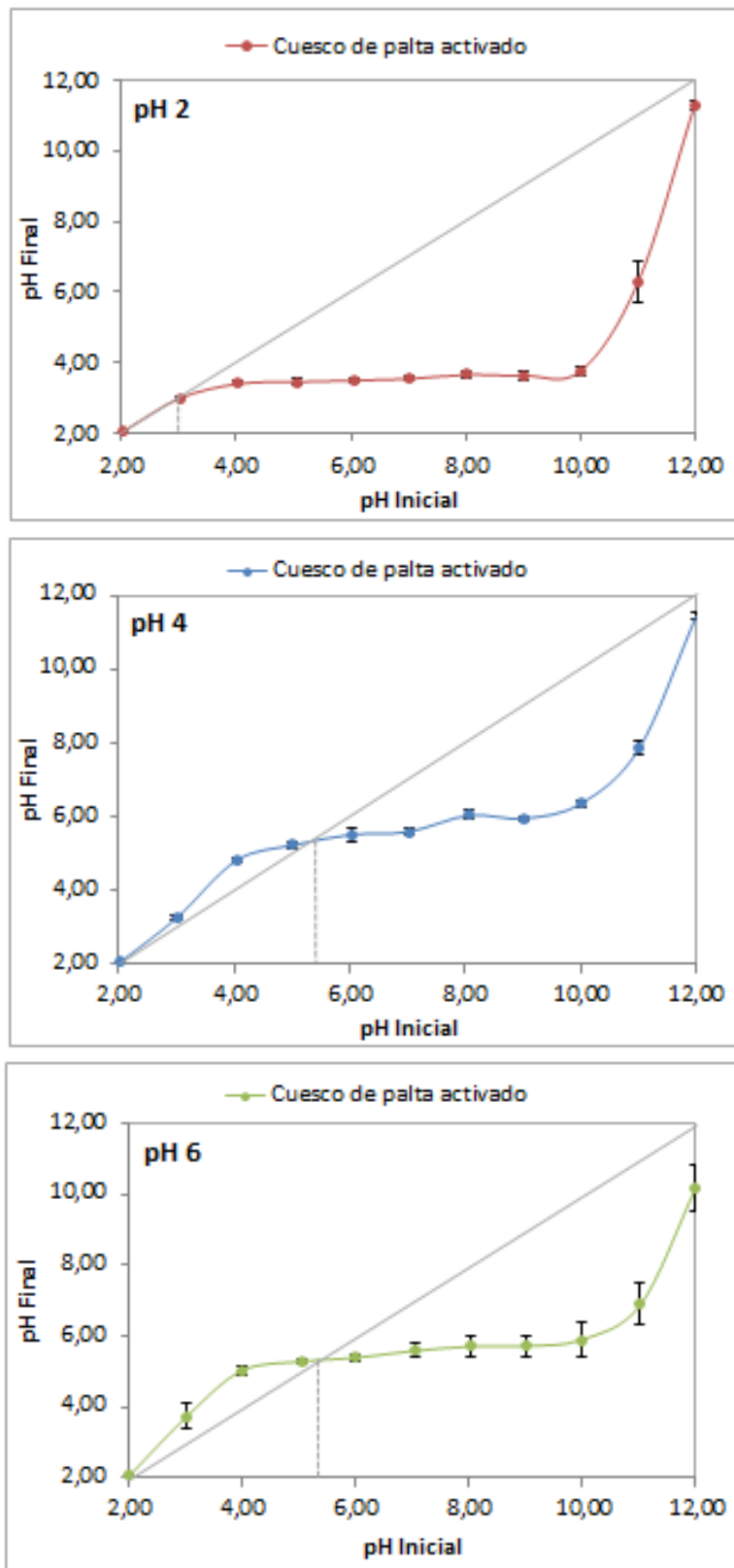


Figura 10. Punto de carga cero para el cuesco de palta activado a una concentración de 1,0 g/L de cloruro de hierro y a valores de pH 2, 4, 6.

Tabla 5. Punto de carga cero para el cuesco de palta sin activación, cuesco de palta activado a 0,5 g/L y el cuesco de palta a 1,0 g/L a distintos pH de activación.

Cuesco de palta sin activar	pH 6,5		
pH Activación	2	4	6
Cuesco de palta activado a 0,5 g/L	pH 3,2	pH 5,5	pH 5,6
Cuesco de palta activado a 1,0 g/L	pH 3,0	pH 5,4	pH 5,5

De los resultados obtenidos se puede observar que el punto de carga cero del cuesco de palta disminuye con las activaciones realizadas con cloruro de fierro (Tabla 5), ya que el cuesco de palta sin activación química presenta un punto donde la superficie es de carácter neutro a un pH 6,5, mientras que para el cuesco de palta activado químicamente a un valor de pH 6 y una concentración de 1,0 g/L de cloruro de fierro, se obtuvo un punto de carga cero de 5,5.

Se ha observado en la literatura que el análisis del punto de carga cero es un indicador bastante utilizado para poder seleccionar la correcta superficie de trabajo. Leite et al. (2018) evaluaron este parámetro obteniendo valores entre 6,11 y 6,80 para carbones activados de cuesco de palta usados en la eliminación de fenoles y compuestos farmacéuticos en agua. Amaringo et al. (2013) obtuvieron valores de punto de carga cero de 5,40 y 4,61 para la cascarilla de arroz y la corteza de coco, respectivamente. Estos adsorbentes fueron utilizados luego para la adsorción de colorantes iónicos, donde se obtuvo un porcentaje de adsorción de 93% para un colorante catiónico con cascarilla de arroz a un pH de operación de 5,5. Como el punto de carga cero de este adsorbente era de 5,40, este valor indicaba que sobre un valor de pH de 5,40 la superficie del adsorbente presenta una carga negativa favoreciendo la adsorción de contaminantes de carga positiva (catiónicos), lo que permite concluir que el punto de carga cero te ayuda a identificar el punto donde la superficie cambia de carga, ayudando a establecer los rangos correctos de trabajo para realizar el proceso de adsorción de cada contaminante. Zhang et al. (2007) evaluaron este parámetro en carbón activado con impregnación de hierro en la superficie para la adsorción de As(V) del agua, obteniendo un valor de 7,35 para el carbón activado y 7,53 para el carbón activado impregnado con hierro. En este estudio se obtuvo un

porcentaje de eliminación del arsénico de 99,1% con el carbón activado impregnado con hierro a un valor de pH 5. Debido que el punto de carga cero para el carbón activado impregnado con hierro era 7,53 y el As(V) disuelto en agua tiene carga negativa, trabajar a un pH menor a 7,53, presenta una superficie con carga positiva lo que favorecería la adsorción del As(V).

Dado que el punto de carga cero es un punto de equilibrio de cargas sobre el material absorbente, los valores de pH mayores al punto de carga cero producen una superficie con carga negativa, mientras que a un pH menor, la superficie estará cargada positivamente. Este valor permite seleccionar la superficie correcta de trabajo debido a que la disociación de la solución estándar de arsénico utilizada contiene iones HAsO_4^{-2} , H_2AsO_4^- y AsO_4^{-3} , los cuales son iones negativos, es necesario trabajar en una superficie positiva para poder eliminar el contaminante. Por lo que en el caso del cuesco de palta sin activación, la superficie de trabajo debe ser en un pH menor a 6,5, y en el caso del cuesco de palta activado a pH 6 y en una solución de cloruro de hierro de 1 g/L, la superficie de trabajo es menor a un pH 5,5. Comparando estos valores con los presentados en la literatura, dan un indicio que nuestra superficie de trabajo, menor a un pH 6, podrían implicar que existiría una adsorción de As(V) utilizando cuesco de palta.

4.2.3 Acidez y basicidad

El análisis de acidez y basicidad total del cuesco de palta sirve para identificar la cantidad de grupos ácidos (activos) y grupos básicos presentes en la superficie, los cuales se enlazan con el contaminante, favoreciendo el proceso de adsorción (Faria et al., 2004). En la Tabla 6 se puede observar que el cuesco de palta sin activar presenta predominantemente grupos ácidos con una concentración de 359 $\mu\text{eq/g}$. En la activación química realizada a un valor de pH 2, los grupos ácidos totales presentes en la superficie aumentaron a 447,9 $\mu\text{eq/g}$ y 521,3 $\mu\text{eq/g}$ para la activación realizada a una concentración de 0,5 g/L y 1 g/L de cloruro de hierro, respectivamente. Por otro lado, para la activación realizada a pH 6, los grupos ácidos aumentaron a 406,3 $\mu\text{eq/g}$ y 510,4 $\mu\text{eq/g}$ para la activación realizada a 0,5 g/L y 1 g/L de cloruro de hierro, respectivamente.

Tabla 6. Acidez y basicidad total para el cuesco de palta sin activación, el cuesco de palta activado en una solución de cloruro de fierro a 0,5 g/L y el cuesco de palta activado en una solución de cloruro de fierro a 1,0 g/L a distintos pH de activación.

Cuesco de palta sin activar			Grupos ácidos totales (µeq/g)		Grupos básicos totales (µeq/g)	
			359		125	
pH Activación	2		4		6	
	Grupos ácidos totales (µeq/g)	Grupos básicos totales (µeq/g)	Grupos ácidos totales (µeq/g)	Grupos básicos totales (µeq/g)	Grupos ácidos totales (µeq/g)	Grupos básicos totales (µeq/g)
Cuesco de palta activado a 0,5 g/L	447,9	31,25	395,8	52,1	406,3	41,7
Cuesco de palta activado a 1,0 g/L	521,3	281,3	541,7	218,8	510,4	250

Faria et al. (2004) estudiaron la adsorción de tintes iónicos en carbones activados modificados mediante oxidación e impregnación con compuestos básicos, observando que la modificación mediante oxidación aumenta la acidez total de la superficie del carbón activado, obteniendo una concentración de 716 $\mu\text{eq/g}$. Samsuri et al. (2013) estudiaron la adsorción de As(III) y As(V) utilizando cáscara de arroz y racimos de fruta de palma, obteniendo un valor de 600 $\mu\text{eq/g}$ y 980 $\mu\text{eq/g}$, respectivamente. Según lo observado en la literatura la activación química aumenta la cantidad de grupos ácidos en los adsorbentes. De igual forma se logra observar en la Tabla 6, que la activación química realizada al cuesco de palta aumentó la cantidad de grupos ácidos presentes en la superficie tal cómo se observó en la literatura.

Este análisis, en conjunto con el punto isoelectrico y punto de carga cero, permiten visualizar el comportamiento químico de la superficie del adsorbente, pudiendo así seleccionar mejores rangos de pH para poder trabajar y así favorecer la adsorción del As(V).

4.2.4 Superficie Específica

La superficie específica es una propiedad de los sólidos e indica la relación que existe entre el área superficial total y la masa de dicho sólido. Existen varios métodos para medir este parámetro, dentro de ellos está la teoría de adsorción de gas en condiciones secas de Brunauer, Emmet y Teller (BET) y adsorción molecular selectiva en suspensiones acuosas utilizando Azul de metileno (Santamarina et al., 2002).

Como se mencionó anteriormente, la metodología utilizada en este trabajo fue mediante la adsorción de azul de metileno, obteniéndose que la superficie específica para el cuesco de palta fue de $59,5 \text{ m}^2/\text{g}$. Por otra parte, al activar el cuesco de palta a pH 2 y una concentración de 0,5 y 1,0 g/L de cloruro de hierro (III), la superficie específica disminuyó a valores de $55,1$ y $33,7 \text{ m}^2/\text{g}$, respectivamente. Mientras que para las activaciones a pH 4 y 6 y una concentración de 0,5 g/L de cloruro de hierro, obtuvieron valores de $136,6$ y $293,9 \text{ m}^2/\text{g}$, respectivamente. En el caso de la activación a un pH de 4 y 6 y una concentración de 1 g/L de cloruro de hierro (III) se obtuvo valores de superficie específica de $149,7$ y $386,2 \text{ m}^2/\text{g}$, respectivamente. Como se puede observar en la Tabla 7, la activación química del cuesco de palta a valores de pH 4 y pH 6 produjo un aumento en la superficie específica del adsorbente lo que nos indica que el área superficial total por gramo de adsorbente aumenta y en consecuencia, se podría esperar una mayor adsorción del contaminante al utilizar cuesco de palta activado a un pH 6.

En la literatura se utiliza el método BET para obtener la superficie específica de los adsorbentes, debido a que este método puede analizar una adsorción en multicapa, es decir, una adsorción en más de una capa por sobre la superficie del adsorbente, lo que implicaría una mejor aproximación a la superficie específica. Zhang et al. (2007) compararon la adsorción de As(V) con carbón activado y carbón activado con hierro, donde analizó la superficie específica de ambos adsorbentes, obteniendo valores de 1026 y $807 \text{ m}^2/\text{g}$, respectivamente. Por otro lado, Samsuri et al. (2013), obtuvieron valores de 1890 y $25.161 \text{ m}^2/\text{g}$ para la cáscara de arroz y racimos de fruta de palma recubiertos de hierro, respectivamente. En cambio, para el análisis de carbones activados de cuesco de palta realizados a distintas condiciones operacionales ($500\text{-}700^\circ\text{C}$ y $30\text{-}60 \text{ min}$) se obtuvo un rango de superficie específica de 1122 a $1584 \text{ m}^2/\text{g}$ (Leite et al., 2018).

Tabla 7. Superficie específica (m^2/g) para el cuesco de palta sin activación, cuesco de palta activado a 0,5 g/L y el cuesco de palta a 1,0 g/L a distintos pH de activación.

Cuesco de palta		59,5 $\pm$ 11,7	
pH Activación	2	4	6
Cuesco de palta activado a 0,5 g/L	55,1 $\pm$ 0,4	136,6 $\pm$ 47,2	293,9 $\pm$ 71,9
Cuesco de palta activado a 1,0 g/L	33,7 $\pm$ 2,7	149,7 $\pm$ 3,2	386,2 $\pm$ 72,0

A partir de los resultados obtenidos en el análisis de la superficie específica se decidió realizar los experimentos de adsorción de arsénico con las muestras de cuesco de palta activado a un valor de pH de 6 y con una concentración de cloruro de hierro de 1,0 g/L, dado que su superficie específica fue mayor, 386,2 m^2/g , que los resultados obtenidos en los análisis de activación química, 33,7-386,2 m^2/g , lo que podría significar una mayor adsorción del contaminante en los posteriores experimentos.

Tabla 8. Tabla resumen de los resultados obtenidos de la caracterización química realizada al cuesco de palta activado químicamente.

Concentración Fe(III) [g/L]	pH Activación	Punto Isoeléctrico	Punto de carga cero	Grupos ácidos ($\mu\text{eq/g}$)	Grupos básicos ($\mu\text{eq/g}$)	Sup. específica (m^2/g)
0,5	2	pH 11,2	pH 3,2	447,9	31,25	55,1 $\pm$ 0,4
	4	pH 10,2	pH 5,5	395,8	52,1	136,6 $\pm$ 47,2
	6	pH 10	pH 5,6	406,3	41,7	293,9 $\pm$ 71,9
1,0	2	pH 11,3	pH 3,0	521,3	281,3	33,7 $\pm$ 2,7
	4	pH 9,3	pH 5,4	541,7	218,8	149,7 $\pm$ 3,2
	6	pH 6,5	pH 5,5	510,4	250,0	386,2 $\pm$ 72,0

4.3 Efecto del pH y la dosis de bioadsorbente sobre la capacidad de adsorción del arsénico

Para poder evaluar la capacidad de adsorción del bioadsorbente activado se procedió a calcular la eficiencia de eliminación de arsénico. Como se mencionó en la sección anterior, los experimentos se realizaron utilizando cuesco de palta y cuesco de palta activado a un pH 6 y una concentración de cloruro de fierro (III) de 1 g/L, para su posterior comparación.

Para estudiar el efecto del pH sobre la capacidad de adsorción, los valores de pH a evaluar fueron seleccionados según los resultados obtenidos en la caracterización química del adsorbente debido a que el contaminante a eliminar en disolución se encontraba como iones de HAsO_4^{-2} , H_2AsO_4^- y AsO_4^{-3} , lo que implicó trabajar en una superficie que tenga una afinidad con contaminantes aniónicos, por lo que debe ser de carácter positivo.

Según lo obtenido en los experimentos, la superficie positiva para el cuesco de palta sin activar se encuentra a valores bajo un pH 6,5, mientras que la superficie positiva para el cuesco de palta activado químicamente a un pH 6 y en una solución de cloruro de fierro de 1g/L, se encuentra a valores de pH menores de 6, aproximadamente. Es por esto que para realizar la adsorción de arsénico utilizando cuesco de palta activado químicamente y poder evaluar el efecto del pH en la adsorción se seleccionaron los valores de pH de 2, 4 y 6.

El porcentaje de eliminación o eficiencia de adsorción del contaminante se determinó utilizando la siguiente fórmula:

$$\% \text{ Eliminación} = \frac{C_o - C_f}{C_o} * 100 \quad (3)$$

Dónde:

C_o , corresponde a la concentración inicial de contaminante en la solución (mg/L)

C_f , corresponde a la concentración final de contaminante en la solución (mg/L)

Tabla 9. Porcentaje de eliminación de arsénico en una solución sintética a distintos valores de pH, utilizando cuesco de palta (ST) y cuesco de palta activado químicamente (CT) con una dosis de bioadsorbente de 1 g/L.

	ST	CT	ST	CT	ST	CT
pH inicial solución	2		4		6	
Concentración inicial [mg As/L]	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
Concentración final [mg As/L]	1,77±0,05	1,74±0,02	1,74±0,06	1,70±0,05	1,81±0,01	1,72±0,01
Eliminación [%]	12,6 ± 0,8	12,8 ± 0,8	12,8 ± 2,8	14,8 ± 2,5	9,7 ± 0,3	12,7 ± 0,3
pH final solución	2,18	2,15	4,60	4,55	6,87	6,36
Capacidad de eliminación (mg/g)	1,2	1,3	1,3	1,5	0,95	1,4

Tabla 10. Porcentaje de eliminación de arsénico en una solución sintética a distintos valores de pH, utilizando cuesco de palta (ST) y cuesco de palta activado químicamente (CT) con una dosis de bioadsorbente de 10 g/L.

	ST	CT	ST	CT	ST	CT
pH inicial solución	2		4		6	
Concentración inicial [mg As/L]	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
Concentración final [mg As/L]	1,79± 0,03	1,71± 0,04	1,73± 0,03	1,75± 0,04	1,73± 0,03	1,75± 0,01
Eliminación [%]	10,5±1,3	14,3±1,8	13,5±1,3	12,3±1,8	13,3±1,4	12,7±0,3
pH final solución	2,18	2,17	6,70	5,08	6,67	6,01
Capacidad de eliminación (mg/g)	0,105	0,145	0,135	0,125	0,135	0,125

En las Tablas 9 y 10 se presentan los resultados obtenidos para las concentraciones de As(V) en fase líquida en los experimentos de adsorción, los que fueron analizados para poder evaluar el efecto del pH inicial de la solución y el efecto de la dosis de adsorbente en

los ensayos batch de adsorción mediante la determinación de la eficiencia de eliminación de As(V).

Es importante destacar que el pH de la solución fue ajustado al inicio del experimento y no fue controlado durante el experimento, siendo medido al finalizar la experimentación. En la Tabla 9 se puede observar que, una vez finalizados los experimentos, las soluciones acuosas en los matraces se encontraban en un rango cercano al pH inicial de experimentación no observándose una variación importante respecto del valor inicial. En la Tabla 10 se observa que el experimento del cuesco de palta sin tratamiento a un pH inicial 4 y una dosis de adsorbente de 10 g/L fue el único experimento que obtuvo un valor de pH final de la solución que se alejó bastante del pH inicial, en este caso el valor de pH final fue de 6,70.

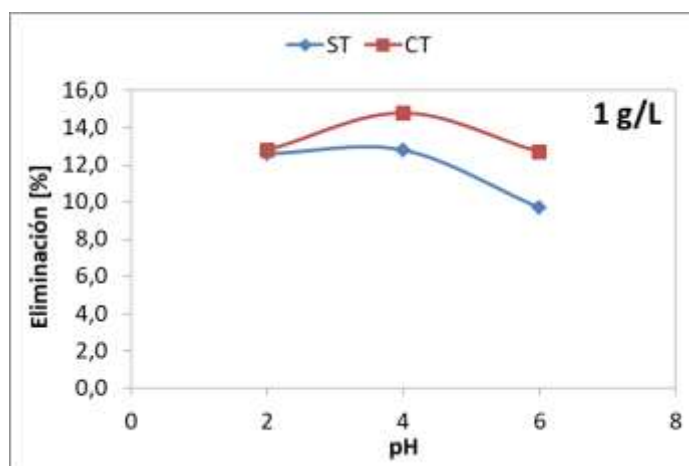


Figura 11. Efecto del pH de la solución en la adsorción de As(V) mediante cuesco de palta sin activar (ST) y cuesco de palta activado con Fe(III) (CT).

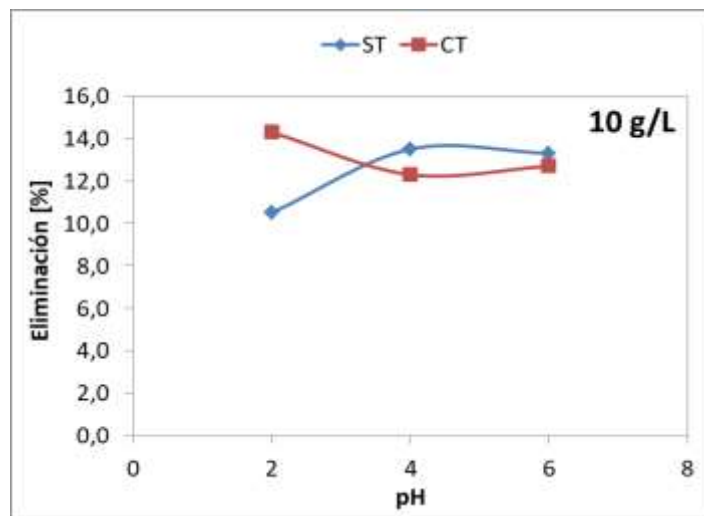


Figura 12. Efecto del pH de la solución en la adsorción de As(V) mediante cuesco de palta sin activar (ST) y cuesco de palta activado con Fe(III) (CT).

Como se puede observar en la Figura 11, el tratamiento de activación química realizado al cuesco de palta mejoró la adsorción de As(V), obteniendo mejores resultados en los porcentajes de eliminación en comparación con el cuesco de palta sin activar. Para un valor de pH 2, los porcentajes de eliminación se mantuvieron relativamente cerca, con valores de 12,6% y 12,8% para el cuesco de palta sin activar y cuesco de palta activado, respectivamente. A un valor de pH 4, el porcentaje de eliminación aumento, obteniendo valores de 12,8% y 14,8% para el cuesco de palta sin activar y cuesco de palta activado químicamente, respectivamente. Para un valor de pH 6 para el cuesco de palta sin activar y el cuesco de palta activado, se obtuvieron valores de 9,7% y 12,7%, respectivamente. Se observó que a un pH 4 el cuesco de palta sin activar y el cuesco de palta activado, mostraron mejores porcentajes de eliminación de As(V) de la solución.

En cambio, en la Figura 12 se observó que cuando la solución tiene un valor de pH 2 el cuesco de palta activado obtiene una mejor adsorción de As(V) con un valor de 14,3% y a medida que aumenta el pH de la solución disminuye su porcentaje de adsorción a un 12,3% y 12,7% para el pH 4 y pH 6, respectivamente. Mientras que el porcentaje de eliminación de arsénico para el cuesco de palta sin activar, a un pH 2 de la solución presenta un valor de 10,5% y a medida que aumenta el pH a 4, el porcentaje de eliminación

aumenta a un 13,5% manteniéndose prácticamente constante a pH 6, con una adsorción de 13,3%.

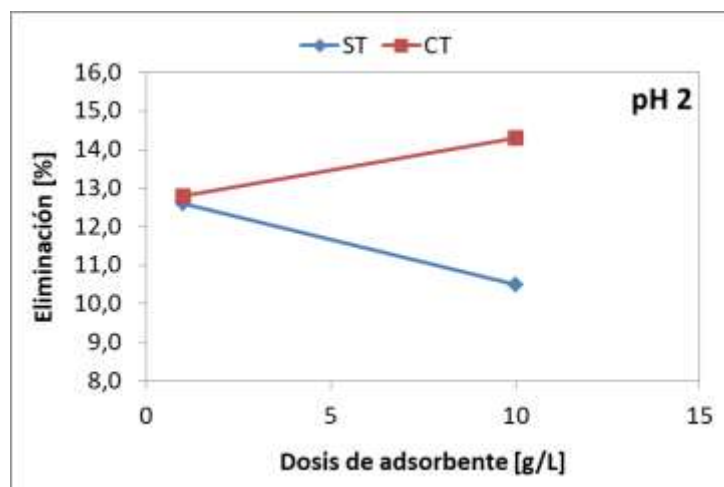


Figura 13. Efecto de la dosis de adsorbente en la adsorción la adsorción de As(V) mediante cuesco de palta sin activar (ST) y cuesco de palta activado con cloruro de hierro (III) (CT) cuando la solución tiene un pH inicial de 2.

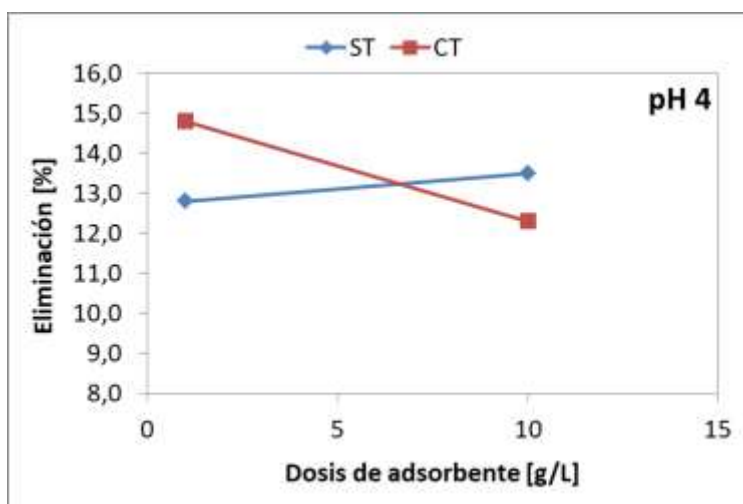


Figura 14. Efecto de la dosis de adsorbente en la adsorción la adsorción de As(V) mediante cuesco de palta sin activar (ST) y cuesco de palta activado Fe(III) (CT) cuando la solución tiene un pH inicial de 4.

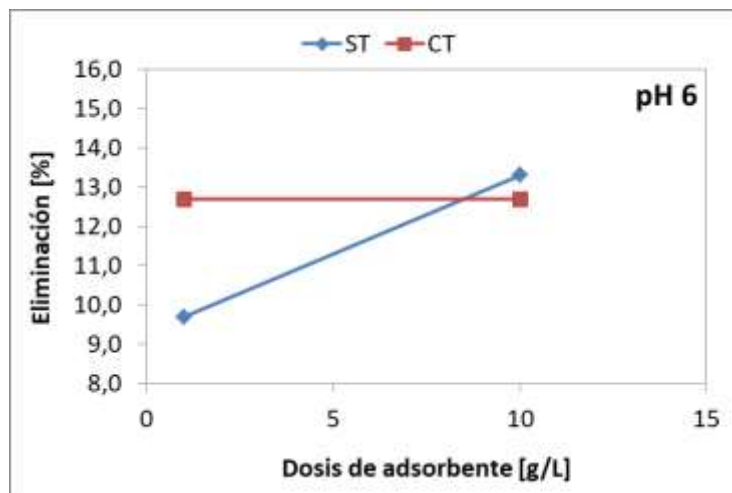


Figura 15. Efecto de la dosis de adsorbente en la adsorción de As(V) mediante cuesco de palta sin activar (ST) y cuesco de palta activado con Fe(III) (CT) cuando la solución tiene un pH inicial de 6.

Al estudiar el efecto generado por la dosis de adsorbente agregado a la solución, se observa en la Figura 13 que al aumentar la dosis de adsorbente en la solución de As(V) a un valor de pH 2 la adsorción de arsénico en el cuesco de palta sin activar disminuyó de 12,6% a 10,5%, en cambio, para el cuesco de palta activado químicamente al mismo valor de pH, el porcentaje de eliminación de As(V) aumentó de 12,8% a 14,3%. En la Figura 14, se obtuvo un aumento en el porcentaje de eliminación de As de 12,8 a 13,5% cuando el cuesco de palta estaba sin activar y se observó una disminución de 14,8 a 12,3% al utilizar cuesco de palta activado químicamente. En cambio, a pH 6 (Figura 15), la adsorción de arsénico aumentó de 9,7 a 13,3% al utilizar cuesco de palta sin activar, mientras que al utilizar cuesco de palta activado el porcentaje de eliminación de arsénico se mantuvo constante en 12,7%.

A pesar que en la Figura 14 se presenta la comparación de la dosis de adsorbente a pH 4, es importante destacar, que realmente los resultados obtenidos para una dosis de adsorbente de 1 g/L para el cuesco de palta sin activar y activado, no son comparables con los resultados obtenidos para el cuesco de palta sin activar y activado a una dosis de 10 g/L, debido a que el pH final de la experimentación a 10 g/L es de 6,70 y 5,08, respectivamente, lo que indica una variación significativa en el parámetro de pH. Como los pH inicial y final para los experimentos realizados con una dosis de 10 g/L son muy diferentes, realmente no

es posible concluir si al aumentar la dosis de adsorbente el porcentaje de eliminación de As(V) aumente o disminuya, porque hubo una variación significativa en el parámetro de pH del experimento realizado.

A partir de la información recopilada en la literatura, se destacan:

Zhang et al. (2007) utilizaron carbón activado y carbón activado impregnado en hierro para eliminar el As(V) presente en el agua. Los experimentos fueron realizados a 25 °C, con una concentración de As(V) de 0,5 mg/L y una dosis de adsorbente de 10 g/L. Los resultados indicaron que la impregnación con hierro mejoraba la capacidad de adsorción del arsénico, obteniendo una capacidad de adsorción de 0,9932 mmol/g y una eliminación del 99,1% en una solución con arsénico a pH 5 y 10 horas de experimentación.

Samsuri et al. (2013) estudiaron la adsorción de As(V) en cáscara de arroz y racimos de fruta de palma recubiertos en hierro. En el estudio de pH para la adsorción de arsénico se observó que la adsorción de As(V) es más eficiente a un pH 5, para este estudio mantuvieron constante la dosis de adsorbente en 5 g/L, la concentración de As en la solución en 50 mg/L, la temperatura a 25 °C y el tiempo de adsorción durante 24 horas. En este estudio obtuvieron una capacidad de adsorción de 7,1 mg/g y 16,9 mg/g para la cáscara de arroz y para la cáscara de arroz activada con hierro, respectivamente. Mientras que para el racimo de fruta de palma y el racimo de fruta activado con hierro obtuvieron una capacidad de adsorción de 5,5 mg/g y 15,2 mg/g, respectivamente. La activación realizada mediante la impregnación de hierro se realizó durante 24 horas con una solución a pH 6 con concentración de 1000 mg Fe(III)/L.

Tuna et al. (2013) evaluaron el efecto del pH y la temperatura en la adsorción de As(V) mediante carbón activado de cuesco de damasco sin activar, activado con Fe(II) y activado con Fe(III). El estudio del efecto de pH se realizó con una concentración inicial de arsénico de 4,5 mg/L, a una temperatura de 25°C y una dosis de adsorbente de 0,4 g/L, obteniendo que el mejor pH de adsorción del arsénico fue a pH 3, con porcentajes de adsorción del 27,9%, 98,34% y 99,05% para el carbón activado de cuesco de damasco sin activar, activado con Fe(II) y activado con Fe(III), respectivamente. Mientras que para la capacidad de adsorción obtuvieron valores de 0,0002 mg/g, 2,801 mg/g y 4,380 mg/g para

el carbón activado de cuesco de damasco sin activar, activado con Fe(II) y activado con Fe(III), respectivamente. En cambio, para el estudio del efecto de la temperatura realizado a 25°C, 45°C y 65°C revelo que al aumentar la temperatura disminuye la capacidad de adsorción en la superficie del adsorbente. Por otro lado, el estudio de tiempo de adsorción se obtuvo que el cuesco de damasco activado con Fe(II) llego a un equilibrio a las 20 horas de adsorción, en cambio la activación con Fe(III) logró el equilibrio en 5 horas.

Fan et al. (2018) analizaron la adsorción de As(V) mediante el uso de paja de maíz y paja de maíz activada mediante la impregnación de hierro y la pirolización a 600 °C durante 2 horas. El estudio revelo que la paja de maíz activada obtuvo una capacidad de adsorción de 14,77 mg/g y un porcentaje de eliminación del 96% de As(V) a 30°C y una concentración de 40 mg As(V)/L. En el análisis del efecto de la dosis de adsorbente, donde se analizó el rango de 0,4 a 10 g/L, se obtuvo que la máxima adsorción fue a una dosis de 5 g/L, luego de este valor el porcentaje de eliminación se mantenía constante. Respecto al efecto del pH en la adsorción de arsénico se estableció que el mejor pH de adsorción para el As(V) se encuentra entre el rango de pH 2-8, manteniéndose constante la adsorción de arsénico en ese rango. Además, realizaron experimentos durante 24 horas para asegurar el equilibrio, concluyendo que dentro de los primeros 15 minutos se obtuvo la adsorción máxima, manteniéndose constante después de eso.

Mqehe-Nedzivhe et al. (2018) estudiaron la eliminación de As(III) en el agua utilizando cuesco de palta, concluyendo que con una dosis de adsorbente de 0,4 g/L se logra la máxima adsorción de un 63% manteniéndose constante luego de eso. El estudio del efecto del pH reveló que a un pH 6 se obtuvo un porcentaje eliminación del 65% disminuyendo a medida que aumenta el pH, este estudio se realizó con una dosis de adsorbente de 0,8 g/L. Al estudiar el efecto de la temperatura se obtuvo que la adsorción de As(III) se mantuvo contante a medida que se aumentaban la temperatura entre 25 y 40°C. Por otro lado, estos autores estudiaron el tiempo de adsorción de As(III) en el cuesco de palta durante 13 horas, en su estudio indicaron que el porcentaje de adsorción de As(III) se mantenía constante en 65% luego de las 2 horas de adsorción. Además, analizaron el efecto de la concentración inicial de As(III) en el agua, mostrando que a una concentración de 5 mg/L el porcentaje de eliminación de arsénico fue de 15%, en cambio a una concentración

de 20 mg/L el porcentaje de eliminación fue de un 65% llegando a un valor máximo y manteniéndose constante si se aumentaba aún más la concentración inicial.

Según lo estudiado en la literatura y lo anteriormente mencionado, la activación con hierro podría mejorar la capacidad de adsorción del cuesco de palta para eliminar el arsénico del agua, lo que no fue posible observar en los resultados obtenidos en este trabajo (Tabla 9 y 10). Se observó que el cuesco de palta activado químicamente en una solución de As(V) a pH 4 obtuvo un mejor porcentaje de eliminación del As(V) con un 14,8%. Esto confirma lo mostrado en la literatura, donde el mejor pH de adsorción del As(V) se encuentra entre los valores de pH 3-5.

Respecto a las dosis de adsorbente estudiadas, los resultados obtenidos presentan variaciones muy leves en el porcentaje de eliminación de arsénico al aumentar la dosis de adsorbente de 1 g/L a 10 g/L, permitiendo considerar esta variación como constante, lo que significa que al aumentar la dosis de adsorbente no aumentó la adsorción de As(V). La literatura indica que se observan variaciones en la adsorción de As(V) cuando las dosis de adsorbente inicia en valores menores a 1 g/L y llegando a tener su máxima adsorción cuando la dosis de adsorbente es 5 g/L, como fue en el caso de la paja de maíz, lo que implicaría que una dosis mayor a este valor no implica un cambio en la adsorción manteniéndose constante (Fan et al., 2018; Samsuri et al., 2013; Tuna et al., 2013; Zhang et al., 2007).

Como fue mencionado anteriormente, la capacidad de adsorción de As(V) del carbón activado obtenido a partir de cuescos de damasco y activado con Fe(III) obtuvo una capacidad de adsorción de 4,380 mg/g (Tuna et al., 2013) con un porcentaje de eliminación del 99,05%. Por otro lado, la cáscara de arroz activada con Fe(III) obtuvo un valor de 16,9 mg/g (Samsuri et al., 2013). Se puede observar en la Tabla 9 y 10 que la máxima capacidad de adsorción del cuesco de palta activado químicamente fue de 1,5 mg/g a un pH 4 y una dosis de adsorbente de 1 g/L, siendo este valor un poco más bajo según lo observado en la literatura, lo que podría explicar los bajos porcentajes de eliminación de As(V) obtenidos en los experimentos realizados. Además, es posible observar que la capacidad de adsorción del cuesco de palta disminuye cuando se aumenta la dosis de adsorbente en los experimentos realizados.

Los análisis de adsorción de As(V) realizados con distintos bioadsorbentes fueron en periodos de 24 horas de forma de asegurar el equilibrio en la adsorción, como fue presentado anteriormente, concluyéndose que algunos adsorbentes llegaban al equilibrio en 15 minutos y otros en 20 horas. Esto daría un indicio de la interacción que se produce en el proceso de adsorción de arsénico, pero de forma de asegurar el proceso de adsorción en los experimentos realizados y al no existir antecedentes de experimentos de As(V) con cuesco de palta, se procedió a realizar los experimentos en periodos de 24 horas (Fan et al., 2018; Mqehe-Nedzivhe et al., 2018; Samsuri et al., 2013; Tuna et al., 2013; Zhang et al., 2007).

Los estudios de temperatura revisados mostraron que en el caso de la adsorción de As(III), el aumento de la temperatura no afectaría la capacidad de adsorción del cuesco de palta (Mqehe-Nedzivhe et al., 2018). En cambio, los estudios realizados en As(V) usando otros adsorbentes concluyen que la adsorción disminuiría a medida que se aumenta la temperatura (Tuna et al., 2013). Por lo que, establecer el parámetro de temperatura a 25°C contribuyó a tener mejores resultados.

En el análisis del método de activación utilizado para activar el cuesco de palta y lograr una impregnación eficiente del Fe(III), la literatura indica que la concentración de cloruro de fierro seleccionada es la habitualmente seleccionada, debido a que una concentración más alta encarece el proceso y además dificulta el ajuste de pH, debido a que cuando la concentración es muy alta, sobre el 1 g/L, al intentar ajustar el pH de la solución en un valor de pH 6 el cloruro de fierro comienza a precipitar generando que la solución deje de ser homogénea y adecuada para realizar los experimentos.

Respecto a la concentración inicial de As(V) en la solución de los estudios analizados este valor era variable, encontrando valores de 0,5 mg/L hasta 10 mg/L, donde todos mostraban buenos resultados al momento de analizar la adsorción con bioadsorbente impregnados con hierro, en cambio, en una investigación realizada para estudiar la adsorción de As(III) usando cuesco de palta los porcentajes de eliminación de arsénico para concentración inicial de 5 mg/L fue de un 15%, esto podría explicar los bajos porcentajes de eliminación obtenidos en los experimentos de adsorción de As(V) con cuesco de palta, ya que la concentración inicial utilizada fue de 2 mg/L. Como se explicó anteriormente esta concentración (2 mg/L) fue utilizada ya que abarca el rango de concentraciones encontrada

en el agua en Chile de forma natural (900-1040 $\mu\text{g/L}$)(Amaro et al., 2014; Hering et al., 2017), además disminuye los errores sistemáticos que se pueden generar al utilizar instrumentos de laboratorios y valores de concentraciones muy bajas.

Tabla 11. Tabla resumen de los resultados obtenidos en la adsorción de As(V) con cuesco de palta activado químicamente.

Dosis de adsorbente g/L	pH solución As(V)	Capacidad eliminación (mg As(V)/g bioadsorbente)	Porcentaje de eliminación (%)
1 g/L	2	1,3	$12,8 \pm 0,8$
	4	1,5	$14,8 \pm 2,5$
	6	1,4	$12,7 \pm 0,3$
10 g/L	2	0,145	$14,3 \pm 1,8$
	4	0,125	$12,3 \pm 1,8$
	6	0,125	$12,7 \pm 0,3$

Capítulo 5: Conclusiones

Se evaluó la factibilidad del cuesco de palta como bioadsorbente para la eliminación de arsénico en aguas contaminadas, obteniendo resultados prometedores para su uso como bioadsorbentes para el tratamiento de arsénico.

Se desarrolló una metodología para la producción eficiente de un bioadsorbente a partir de cuesco de palta, obteniendo un adsorbente con características fisicoquímicas similares a la literatura.

Se caracterizó el bioadsorbente producido mediante activación química a distintos valores de pH iniciales y concentración Fe(III). Donde se seleccionó la activación química del cuesco de palta a un pH 6 y una concentración de Fe(III) de 1g/L. Esta caracterización indicó que el punto isoelectrico del cuesco de palta está en un pH 6,5, el punto de carga cero en un pH 5,5, una acidez total de 510,4 $\mu\text{eq/g}$ y una superficie específica de 386,2 m^2/g . Esta información permitió realizar una evaluación completa y poder seleccionar los valores de pH de trabajo para los experimentos.

Se evaluó el efecto del pH inicial del agua contaminada en la adsorción de arsénico utilizando el bioadsorbente producido, obteniendo que el pH óptimo de eliminación de arsénico es a un valor de pH 4, lo cual concuerda con lo observado en la literatura, con un porcentaje de eliminación de arsénico de 14,8%.

Se evaluó el efecto de la dosis empleada de bioadsorbente en la adsorción de arsénico en aguas contaminadas, obteniendo una capacidad de eliminación de 1,5 mg As(V)/g de bioadsorbente en una solución a pH 4 con una dosis de adsorbente de 1 g/L, concluyendo que el aumento de la dosis de adsorbente no significa un aumento en la adsorción de As(V).

Por otro lado, se puede concluir que la capacidad de eliminación del bioadsorbente disminuye al aumentar la dosis de bioadsorbente en el agua. Esto lleva a concluir que no es necesario agregar más adsorbente para obtener mejores resultados de eliminación de arsénico en solución en las condiciones experimentales estudiadas.

Los resultados obtenidos no permiten concluir si la activación con Fe(III) mejora la adsorción de arsénico en el agua, pero presentan una posibilidad de utilizar el cuesco de palta con un bioadsorbente, ya que, se observa una interacción del bioadsorbente con el contaminante. Al reevaluar teóricamente los parámetros mantenidos constantes durante la experimentación, se analizó que la concentración inicial de As(V) en el agua no era suficiente para establecer una mayor interacción entre los iones de contaminante con el bioadsorbente. Un análisis recientemente realizado al evaluar la adsorción de As(III) mediante cuesco de palta establecieron que el cuesco de palta presentaba mejores porcentajes de eliminación a una concentración de 20 mg/L que cuando la concentración de As(III) era 5 mg/L.

De acuerdo a los parámetros estudiados (pH y dosis de adsorbente), es posible observar una mayor relevancia del pH frente a la dosis de adsorbente, ya que los valores obtenidos al variar la dosis de adsorbente se mantienen constantes.

Capítulo 6: Recomendaciones

Se recomienda realizar un ensayo de espectroscopia infrarroja mediante la transformada de Fourier (FITR), el cual ayuda a identificar los grupos funcionales presentes en la superficie de un sólido. Esto contribuiría a explicar la adsorción del adsorbato en la superficie, debido a que sería más fácil identificar los grupos ionizables presentes con los cuales se enlazaría el contaminante en la superficie, promoviendo la adsorción.

Se recomienda evaluar la superficie específica mediante el método BET, para poder comparar de forma más exacta los resultados obtenidos con los presentados en la literatura de otros adsorbentes utilizados para la adsorción de As(V).

Se recomienda controlar el pH de la solución durante el tiempo de experimentación para poder controlar este parámetro de forma más efectiva durante los experimentos.

Se sugiere estudiar el efecto que produce el cambio de la concentración inicial de As(V) en el agua, realizando isothermas de adsorción.

Se recomienda continuar la investigación realizando un tratamiento de activación térmica para el cuesco de palta activado químicamente, evaluando las temperaturas 600°C, 700°C y 800°C con una rampla de temperatura de 10°C/min.

Se sugiere analizar la adsorción con otros contaminantes presentes en el agua para potabilizar el agua, tales como otros metales pesados en los que no se encuentren presentes bajas concentraciones de arsénico.

Referencias

- AGQ Labs Chile. (2019, October 25). Análisis de arsénico orgánico e inorgánico. Retrieved June 23, 2020, from <https://agqlabs.cl/2019/10/25/analisis-de-arsenico-organico-e-inorganico/>
- Aguas Antofagasta. (1999). Niveles de calidad. Retrieved June 24, 2020, from <http://www3.aguasantofagasta.cl/calidad-del-agua/niveles-de-calidad.html>
- Alarcón, T., Llorens, E., & Poch, M. (2012). Remoción de Arsénico en Agua de Consumo humano en Latinoamérica. México: Marcos López Carrasco.
- Amaringo, F., & Hormaza, A. (2013). Determinación del punto de carga cero y punto isoelectrico de dos residuos agrícolas y su aplicación en la remoción de colorantes. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 4(2), 27. <https://doi.org/10.22490/21456453.982>
- Amaro, A. S., Venecia Herrera, B. C., & Lictévout, E. (2014). Spatial distribution of arsenic in the region of Tarapacá, northern Chile. *One Century of the Discovery of Arsenicosis in Latin America (1914-2014): As 2014 - Proceedings of the 5th International Congress on Arsenic in the Environment*, 54–55. <https://doi.org/10.1201/b16767-21>
- Araújo, R. G., Rodríguez-Jasso, R. M., Ruiz, H. A., Pintado, M. M. E., & Aguilar, C. N. (2018). Avocado by-products: Nutritional and functional properties. *Trends in Food Science & Technology*, 80(July), 51–60. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.07.027>
- Aryal, M., Ziaogova, M., & Liakopoulou-Kyriakides, M. (2010). Study on arsenic biosorption using Fe(III)-treated biomass of *Staphylococcus xylosus*. *Chemical Engineering Journal*, 162(1), 178–185. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.05.026>
- Barakat, M. A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 4(4), 361–377. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2010.07.019>
- Barbosa-Martín, E., Chel-Guerrero, L., González-Mondragón, E., & Betancur-Ancona, D.

- (2016). Chemical and technological properties of avocado (*Persea americana* Mill.) seed fibrous residues. *Food and Bioproducts Processing*, 100, 457–463. <https://doi.org/10.1016/j.fbp.2016.09.006>
- Bhaumik, M., Choi, H. J., Seopela, M. P., McCrindle, R. I., & Maity, A. (2014). Highly effective removal of toxic Cr(VI) from wastewater using sulfuric acid-modified avocado seed. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 53, 1214–1224. <https://doi.org/10.1021/ie402627d>
- Brinkel, J., Khan, M. H., & Kraemer, A. (2009). A systematic review of arsenic exposure and its social and mental health effects with special reference to Bangladesh. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 6, 1609–1619. <https://doi.org/10.3390/ijerph6051609>
- Bundschuh, J., Bhattacharya, P., Sracek, O., Mellano, M. F., Ramírez, A. E., Storniolo, A. D. R., ... Jean, J. S. (2011). Arsenic removal from groundwater of the Chaco-Pampean Plain (Argentina) using natural geological materials as adsorbents. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 46(11), 1297–1310. <https://doi.org/10.1080/10934529.2011.598838>
- Burakov, A. E., Galunin, E. V., Burakova, I. V., Kucheroва, A. E., Agarwal, S., Tkachev, A. G., & Gupta, V. K. (2018). Adsorption of heavy metals on conventional and nanostructured materials for wastewater treatment purposes: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 702–712. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.034>
- Cáceres, J. (2013, July 6). SIMBIOSIS: Toxicología del Arsénico. Retrieved June 24, 2020, from <http://simbiosiscc.blogspot.com/2013/07/toxicologia-del-arsenico.html>
- CDC, C. for disease control and P. (2019, June 24). Arsenic. Retrieved June 24, 2020, from <https://www.cdc.gov/niosh/topics/arsenic/>
- Chowdhury, U. K., Biswas, B. K., Chowdhury, T. R., Samanta, G., Mandal, B. K., Basu, G. C., ... Chakraborti, D. (2000). Groundwater arsenic contamination in Bangladesh and West Bengal, India. *Environmental Health Perspectives*, 108(5), 393–397.

<https://doi.org/10.1289/ehp.00108393>

- Coman, V., Robotin, B., & Ilea, P. (2013). Nickel recovery/removal from industrial wastes: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, 73, 229–238. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.01.019>
- Cortina, J. L., Litter, M. I., Gibert, O., Valderrama, C., Sancha, A. M., Garrido, S., & Ciminelli, V. S. T. (2016). Latin American experiences in arsenic removal from drinking water and mining effluents. *Latin American Experiences in Arsenic Removal*, (January), 27.
- Cristiani-Urbina, E., Netzahuatl-Munoz, A. R., & Cristiani-Urbina, M. D. C. (2011). Removal of hexavalent and total chromium from aqueous solution by avocado shell. *Chemical Engineering Transactions*, 24(January), 1339–1344. <https://doi.org/10.3303/CET1124224>
- Deliyanni, E. A., Kyzas, G. Z., Triantafyllidis, K. S., & Matis, K. A. (2015). Activated carbons for the removal of heavy metal ions: A systematic review of recent literature focused on lead and arsenic ions. *Open Chemistry*, 13(1), 699–708. <https://doi.org/10.1515/chem-2015-0087>
- Demirbas, A. (2008). Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 157(2–3), 220–229. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.024>
- Dhir, B. (2014). Potential of biological materials for removing heavy metals from wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(3), 1614–1627. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2230-8>
- Díaz-Muñoz, L. L., Bonilla-Petriciolet, A., Reynel-Ávila, H. E., & Mendoza-Castillo, D. I. (2016). Sorption of heavy metal ions from aqueous solution using acid-treated avocado kernel seeds and its FTIR spectroscopy characterization. *Journal of Molecular Liquids*, 215, 555–564. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.01.022>
- Egbuonu, A. C. C., & Opara, C. I. (2017). Avocado Pear (*Persea Americana*) Seed flour 1: Some Mineral Contents and Effect of the Ethanolic Extract on the Hematology of

- Normal and Monosodium Glutamate-Intoxicated Rats. *J Food Nutr Popul Health*, 1(3), 23.
- Elizalde-González, M. P., Mattusch, J., Peláez-Cid, A. A., & Wennrich, R. (2007). Characterization of adsorbent materials prepared from avocado kernel seeds: Natural, activated and carbonized forms. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 78(1), 185–193. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2006.06.008>
- Fan, J., Xu, X., Ni, Q., Lin, Q., Fang, J., Chen, Q., ... Lou, L. (2018). Enhanced As (V) removal from aqueous solution by biochar prepared from iron-impregnated corn straw. *Journal of Chemistry*, 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/5137694>
- FAOSTAT. (2019). FAOSTAT. Retrieved June 28, 2020, from <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>
- Faria, P. C. C., Órfão, J. J. M., & Pereira, M. F. R. (2004). Adsorption of anionic and cationic dyes on activated carbons with different surface chemistries. *Water Research*, 38(8), 2043–2052. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.01.034>
- Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 407–418. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011>
- Ghosh, S., Debsarkar, A., & Dutta, A. (2019). Technology alternatives for decontamination of arsenic-rich groundwater—A critical review. *Environmental Technology and Innovation*, 13, 277–303. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.12.003>
- Gómez, F. S., Sánchez, S. P., Iradi, M. G. gallego, Azman, N. A. M., & Almajano, M. P. (2014). Avocado seeds: Extraction optimization and possible use as antioxidant in food. *Antioxidants*, 3(2), 439–454. <https://doi.org/10.3390/antiox3020439>
- Hashem, A., Abdel-Halim, E. S., El-Tahlawy, K. F., & Hebeish, A. (2005). Enhancement of the adsorption of Co(II) and Ni(II) ions onto peanut hulls through esterification using citric acid. *Adsorption Science and Technology*, 23(5), 367–380. <https://doi.org/10.1260/026361705774355478>
- Hashem, A., Abou-Okeil, A., El-Shafie, A., & El-Sakhawy, M. (2006). Grafting of high α -

- cellulose pulp extracted from sunflower stalks for removal of Hg (II) from aqueous solution. *Polymer - Plastics Technology and Engineering*, 45(1), 135–141. <https://doi.org/10.1080/03602550500373790>
- Hering, J. G., Katsoyiannis, I. A., Ahumada Theoduloz, G., Berg, M., & Hug, S. J. (2017). Arsenic removal from drinking water: Experiences with technologies and constraints in practice. *Journal of Environmental Engineering (United States)*, 143(5). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001225](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001225)
- HHS, U. S. D. of H. and H. S. (2007). *Toxicological profile for arsenic*. United States. <https://doi.org/10.1088/0004-6256/139/6/2557>
- Hoque, M. A., Burgess, W. G., Shamsudduha, M., & Ahmed, K. M. (2011). Delineating low-arsenic groundwater environments in the Bengal Aquifer System, Bangladesh. *Applied Geochemistry*, 26(4), 614–623. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.01.018>
- INN. NCh409/1 Oficio 2005 (2005). Chile: Instituto Nacional de Normalización.
- INN. (2008). NCh3140:2008. Retrieved from <https://ecommerce.inn.cl/nch3140200845330>
- ISO. (2016, August). ISO 3310-1:2016 - Test sieves — Technical requirements and testing — Part 1: Test sieves of metal wire cloth. Retrieved October 27, 2020, from <https://www.iso.org/standard/62410.html>
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60–72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Jiménez-Cedillo, M. J., Olguín, M. T., Fall, C., & Colin-Cruz, A. (2013). As(III) and As(V) sorption on iron-modified non-pyrolyzed and pyrolyzed biomass from *Petroselinum crispum* (parsley). *Journal of Environmental Management*, 117, 242–252. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.023>
- Keng, P. S., Lee, S. L., Ha, S. T., Hung, Y. T., & Ong, S. T. (2013). Removal of hazardous heavy metals from aqueous environment by low-cost adsorption materials. *Environmental Chemistry Letters*, 12(1), 15–25. <https://doi.org/10.1007/s10311-013->

- Kolar, K. (1992). Gravimetric Determination of Moisture and Ash in Meat and Meat Products: NMKL Interlaboratory Study. *Journal of AOAC INTERNATIONAL*, 75(6), 1016–1022. <https://doi.org/10.1093/jaoac/75.6.1016>
- Leite, A. B., Saucier, C., Lima, E. C., dos Reis, G. S., Umpierres, C. S., Mello, B. L., ... Sampaio, C. H. (2018). Activated carbons from avocado seed: optimisation and application for removal of several emerging organic compounds. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(8), 7647–7661. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1105-9>
- Lenntech B.V. (1998). Arsenico (As) Propiedades químicas y efectos sobre la salud y el medio ambiente. Retrieved June 19, 2020, from <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/as.htm>
- Litter, M. I., Morgada, M. E., & Bundschuh, J. (2010). Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption. *Environmental Pollution*, 158(5), 1105–1118. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.028>
- Mekonnen, E., Yitbarek, M., & Soreta, T. R. (2015). Kinetic and thermodynamic studies of the adsorption of Cr(VI) onto some selected local adsorbents. *South African Journal of Chemistry*, 68, 45–52. <https://doi.org/10.17159/0379-4350/2015/v68a7>
- Mohan, D., & Pittman, C. U. (2007). Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents-A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 142(1–2), 1–53. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.006>
- Mondal, P., Majumder, C. B., & Mohanty, B. (2006). Laboratory based approaches for arsenic remediation from contaminated water: Recent developments. *Journal of Hazardous Materials*, 137(1), 464–479. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.02.023>
- Montes, C., & Cárdenas, R. (2019, August 21). Informe del Banco Mundial alerta presencia de arsénico en el agua de 83 localidades de Chile. Retrieved June 24, 2020, from <https://www.latercera.com/que-pasa/noticia/informe-del-banco-mundial-alerta-de-la-presencia-de-arsenico-en-el-agua-en-83-localidades-del-pais/790683/>

- Montoya, E. A. R., Hernández, L. E. M., Escareño, M. P. L., & Balagurusamy, N. (2015). Impacto del arsénico en el ambiente y su transformación por microorganismos. *Terra Latinoamericana*, 33(2), 103–118.
- Mqhehe-Nedzivhe, K. C., Makhado, K., Olorundare, O. F., Arotiba, O. A., Makhatha, E., Nomngongo, P. N., & Mabuba, N. (2018). Bio-adsorbents for the Removal of Heavy Metals from Water. *Arsenic - Analytical and Toxicological Studies*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.73570>
- Muñoz Vera, P. C. (2014). *Estudio de Dieta Total: Estimación de la Ingesta de Arsénico Total e Inorgánico en la Población Valdiviana*. Universidad Austral de Chile. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov.myaccess.library.utoronto.ca/pubmed/11720961>
- Murcott, S. (2012). *Arsenic Contamination in the World: An International Sourcebook 2012*. *Water Intelligence Online* (Vol. 11). <https://doi.org/10.2166/9781780400396>
- Ng, J. C., Wang, J., & Shraim, A. (2003). A global health problem caused by arsenic from natural sources. *Chemosphere*, 52(9), 1353–1359. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00470-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00470-3)
- Nguyen, T. A. H., Ngo, H. H., Guo, W. S., Zhang, J., Liang, S., Yue, Q. Y., ... Nguyen, T. V. (2013). Applicability of agricultural waste and by-products for adsorptive removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource Technology*, 148, 574–585. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.124>
- OMS. (2016). Retrieved December 30, 2010, from http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/arsenic/es/
- Perea-Moreno, A. J., Aguilera-Ureña, M. J., & Manzano-Agugliaro, F. (2016). Fuel properties of avocado stone. *Fuel*, 186, 358–364. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2016.08.101>
- Rajapaksha, A. U., Chen, S. S., Tsang, D. C. W., Zhang, M., Vithanage, M., Mandal, S., ... Ok, Y. S. (2016). Engineered/designer biochar for contaminant removal/immobilization from soil and water: Potential and implication of biochar

- modification. *Chemosphere*, 148, 276–291.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.043>
- Rodrigues, L. A., Caetano Pinto da Silva, M. L., Alvarez-Mendes, M. O., Coutinho, A. dos R., & Thim, G. P. (2011). Phenol removal from aqueous solution by activated carbon produced from avocado kernel seeds. *Chemical Engineering Journal*, 174(1), 49–57.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.08.027>
- Salomón-Negrete, M. Á., Reynel-Ávila, H. E., Mendoza-Castillo, D. I., Bonilla-Petriciolet, A., & Duran-Valle, C. J. (2018). Water defluoridation with avocado-based adsorbents: Synthesis, physicochemical characterization and thermodynamic studies. *Journal of Molecular Liquids*, 254, 188–197. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.01.084>
- Samsuri, A. W., Sadegh-Zadeh, F., & Seh-Bardan, B. J. (2013). Adsorption of As(III) and As(V) by Fe coated biochars and biochars produced from empty fruit bunch and rice husk. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1(4), 981–988.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.08.009>
- Sancha, A. M. (2006). Review of coagulation technology for removal of arsenic: Case of Chile. *Journal of Health, Population and Nutrition*, 24(3), 267–272.
<https://doi.org/10.3329/jhpn.v24i3.711>
- Santamarina, J. C., Klein, K. A., Wang, Y. H., & Prencke, E. (2002). Specific surface: Determination and relevance. *Canadian Geotechnical Journal*, 39(1), 233–241.
<https://doi.org/10.1139/t01-077>
- Shankar, S., Shanker, U., & Shikha. (2014). Arsenic Contamination of Groundwater: A Review of Sources, Prevalence, Health Risks, and Strategies for Mitigation. *The Scientific World Journal*, Volume 201, 18. <https://doi.org/10.1155/2014/304524>
- Singh, R., Singh, S., Parihar, P., Singh, V. P., & Prasad, S. M. (2015). Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112, 247–270.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.009>
- Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (2002). A review of the source, behaviour and

- distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5), 517–568. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5)
- Sulyman, M., Namiesnik, J., & Gierak, A. (2017). Low-cost adsorbents derived from agricultural by-products/wastes for enhancing contaminant uptakes from wastewater: A review. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(2), 479–510. <https://doi.org/10.15244/pjoes/66769>
- Talabi, J. Y., Osukoya, O. A., Ajayi, O. O., & Adegoke, G. O. (2016). Nutritional and antinutritional compositions of processed Avocado (*Persea americana* Mill) seeds. *Pelagia Research Library Asian Journal of Plant Science and Research*, 6(2), 6–12. Retrieved from www.pelagiaresearchlibrary.com
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). *Heavy metal toxicity and the environment. Molecular, Clinical and Environmental Toxicology* (Vol. 101). <https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4>
- Thanawatpoontawee, S., Imyim, A., & Praphairaksit, N. (2016). Iron-loaded zein beads as a biocompatible adsorbent for arsenic(V) removal. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 43, 127–132. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2016.07.058>
- Toledo-Campos, M. (Universidad de C. (2018, May 23). 11 datos claves para conocer mejor la palta y su relevancia en Chile. Retrieved June 25, 2020, from <https://www.uchile.cl/noticias/143731/11-datos-claves-para-conocer-mejor-la-palta-y-su-relevancia-en-chile>
- Tuna, A. Ö. A., özdemir, E., şimşek, E. B., & Beker, U. (2013). Removal of As(V) from aqueous solution by activated carbon-based hybrid adsorbents: Impact of experimental conditions. *Chemical Engineering Journal*, 223, 116–128. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.02.096>
- Tuset, S. (2013, October 14). La electrocoagulación, un tratamiento economico y eficaz para las aguas residuales. Retrieved June 19, 2020, from <https://blog.condorchem.com/electrocoagulacion-aguas-residuales/>
- Verma, P., Agarwal, A., & Singh, V. K. (2014). Arsenic removal from water through

adsorption-A Review. *Recent Research in Science and Technology*, 6(1), 219–226.
Retrieved from <http://recent-science.com/>

Wang, B., Gao, B., & Fang, J. (2017). Recent advances in engineered biochar productions and applications. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(22), 2158–2207. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1418580>

Weatherby, L. S., & Sorber, D. G. (1931). Chemical Composition of Avocado Seed. *Industrial and Engineering Chemistry*, 23(12), 1421–1423.

Zhang, Q. L., Lin, Y. C., Chen, X., & Gao, N. Y. (2007). A method for preparing ferric activated carbon composites adsorbents to remove arsenic from drinking water. *Journal of Hazardous Materials*, 148(3), 671–678. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.03.026>