

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA



**Remoción de arsénico del agua residual industrial de proceso mediante el
método de bioadsorción**

POR:

KARINA LIZETH VERA SAMANIEGO

TESIS

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TITULO
DE: INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES**

TORREON, COAHUILA

DICIEMBRE 2014

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

Remoción de arsénico del agua residual industrial de proceso mediante
el método de bioadsorción

POR
KARINA LIZETH VERA SAMANIEGO
TESIS

QUE SE SOMETE A LA CONSIDERACIÓN DEL COMITÉ DE ASESORÍA
COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

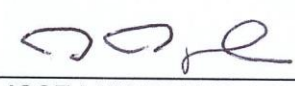
INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

APROBADA POR

ASESOR PRINCIPAL:


DR. ALEJANDRO MORENO RESÉNDEZ

ASESOR:

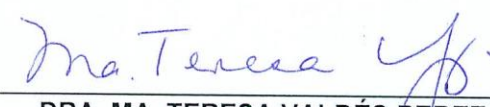

DR. JOSE LUIS REYES CARRILLO

ASESOR:


DR. VICENTE DE PAUL ÁLVAREZ REYNA

ASESOR:


ING. JOEL LIMONES AVITIA


DRA. MA. TERESA VALDÉS PEREZGASCA
COORDINADORA INTERINA DE LA DIVISIÓN DE
CARRERAS AGRONÓMICAS



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

Remoción de arsénico del agua residual industrial de proceso mediante
el método de bioadsorción

POR
KARINA LIZETH VERA SAMANIEGO

TESIS

QUE SE SOMETE A LA CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO EXAMINADOR
COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

APROBADA POR

PRESIDENTE:


DR. ALEJANDRO MORENO RESÉNDEZ

VOCAL:

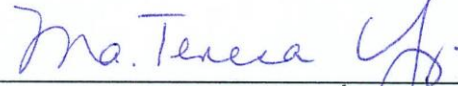

DR. JOSE LUIS REYES CARRILLO

VOCAL:


DR. VICENTE DE PAUL ÁLVAREZ REYNA

VOCAL SUPLENTE:


ING. JOEL LIMONES AVITIA


DRA. MA. TERESA VALDÉS PEREZGASGA
COORDINADORA INTERINA DE LA DIVISIÓN DE
CARRERAS AGRONÓMICAS



AGRADECIMIENTOS

Antes que nada a DIOS, porque me ha dado la oportunidad de seguir adelante con mi vida y con mis propósitos y el plan que él tiene para mí.

Otras personas a las que les agradezco son a mi familia, en especial a mis padres, que siempre me han apoyado en lo que quiero de manera incondicional. Y me daban ánimos y fuerzas para cumplir con este logro cuando estaba a punto de desistir en el camino.

A mi universidad por todos esos apoyos que me brindo en el transcurso de mi estancia en ella.

A mis profesores, que formaron parte de mi formación académica.

A mis amigos estudiantes por compartir sus conocimientos y experiencia y su ayuda cuando lo necesité.

Y más que nada en la culminación de mi carrera a mi asesor principal que me ayudo durante todo el proceso para realizar mi tesis para presentar mi examen profesional, el Dr. Alejandro Moreno Reséndez, así como por el tiempo que se tomó en aclarar mis dudas, por el material de guía que me proporcionó para realizar mi trabajo. Además de sus sugerencias, siempre muy atento y disponible en cada momento. Mil gracias.

Al analista de laboratorio de suelos, el señor Silverio que me ayudó a preparar mi sustrato para posteriormente hacer el análisis. Así como a otros laboratoristas que me ayudaron a hacer el análisis de mis muestras, proporcionándome el equipo necesario para realizarlo.

A mis demás colaboradores de tesis, por las sugerencias que me aportaron para mejorar mi trabajo.

Y demás amigos...

DEDICATORIAS

Dedico mi título a mi familia, en especial a mis padres, porque gracias a ellos obtuve éste logro tan importante y que siempre me han ayudado de manera incondicional. Porque gracias a los valores y consejos que me inculcaron sirvieron para mi formación y mi manera de ser, forjándome una meta que fue ser una profesionista y en este momento me doy cuenta que ya estoy cumpliendo un sueño por el cual me he estado esforzando bastantes años.

A mis hermanos para que les sirva de motivación para que planeen su vida, estudien y sean alguien profesionista.

A mis tíos que siempre me han puesto de ejemplo a seguir, además de sus consejos y por motivarme para que siguiera adelante.

AGRADECIMIENTOS	i
DEDICATORIAS	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS	v
RESUMEN	vi
I. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Objetivos	4
1.2. Hipótesis	4
II. REVISIÓN DE LITERATURA	5
2.1. Problemática de la calidad del Agua	5
2.2. Los metales Pesados en el Agua	7
2.3. Contaminación en el Agua por Arsénico a Nivel Global	8
2.4. Las Aguas Residuales y sus Usos	10
2.4.1. Uso de Aguas Residuales Municipales, Tratadas en la Industria	11
2.4.2. Reutilización de las Aguas Residuales Industriales dentro de la Planta	12
2.4.3. Recuperación de Sustancias Reutilizables de las Aguas Residuales Industriales	12
2.5. El Arsénico	13
2.5.1. Definición y Descripción en General de Arsénico	13
2.5.2. El arsénico y sus aplicaciones	15
2.5.3. Movilización y Oxidación de As (III) As (V)	16
2.5.4. Peligrosidad del Arsénico en el Hombre	17
2.5.5. Efectos del Arsénico en el Organismo Humano y su Medición	18
2.6. Tecnologías para Remover Arsénico	20
2.7. Selección de Métodos para la Depuración de Arsénico	21
2.8. El Método de Bioadsorción	22
2.8.1. Descripción del Proceso de Bioadsorción	24
2.8.2. Cinética y Capacidad de Intercambio Catiónico en la Bioadsorción	25

2.8.3 .Unidades de Expresión de la Bioadsorción -----	26
2.8.4. Factores que Intervienen en la Remoción del Arsénico -----	27
2.8.5. Biomosas Utilizadas en la Bioadsorción -----	28
2.9. Normatividad Ambiental en Materia de Aguas Residuales -----	29
2.9.1. Políticas para la gestión de las aguas servidas -----	30
III. MATERIALES Y MÉTODOS -----	32
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN -----	34
V. RECOMENDACIONES -----	39
VI. LITERATURA CITADA -----	40

ÍNDICE DE CUADROS Y FIGURAS

Pág.

Cuadro 1. Límites Máximos Permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal Frecuencia de muestreo (NOM-002-SEMARNAT, 1996).....	30
Cuadro 2. Frecuencia de muestreo en la descarga (NOM-002-SEMARNAT, 1996).....	30
Cuadro 3. Del diseño factorial por el Método de Youden e Steiner aplicado al análisis.....	33
Cuadro 4. Promedio porcentual de la concentración final de As Removido los tratamientos evaluados	33
Cuadro 5. Promedio de las intensidades finales del As en los ocho tratamientos.....	35
Cuadro 6. Porcentajes promedios de remoción de As en los ocho tratamientos.....	36

RESUMEN

En el presente trabajo se investigó la biosorción de As mediante biomasa de cáscara de naranjas secas, trituradas, aplicando un tratamiento natural en una simulación de agua residual industrial de proceso. El objetivo general comparar la concentración inicial en ppm de arsénico con la concentración final, así como el porcentaje de remoción de dicho metal. Se variaron 7 parámetros fisicoquímicos: pH, tamaño de partícula de la biomasa, concentración del contaminante –metal, cantidad de la biomasa, temperatura, tiempo de contacto y tipo de tratamiento asignando dos valores cada uno: alto y bajo. Como resultado de las variaciones de los parámetros y del uso de dos variaciones en las características de la biomasa se generaron ocho muestras por triplicado, dando un total de 24 muestras. Se utilizó el diseño experimental de Youden e Steiner y para el procesamiento de datos un análisis de varianza. De los ocho tratamientos aplicados para remover As, no se encontró una diferencia significativa, sin embargo dos tratamientos obtuvieron mayores porcentajes de remoción de As, entre ellos está el tratamiento 2 (pH = 5.5, tamaño de partícula = 0.4 mm, concentración del metal = 90 ppm, cantidad de cáscara = 1 g, tiempo de contacto = 2 h, temperatura = 22 °C), que mostró la mayor remoción de As (23.49 %), comparándolo con el tratamiento 1, (pH = 5.5, tamaño de partícula = 0.4 mm, concentración del metal = 90 ppm, cantidad de cáscara = 0.3 g, tiempo de contacto = 4 h, temperatura = 22 °C) con un porcentaje de remoción de As (20.52 %). Con referencia a lo anterior se deduce que el tratamiento 2 fue el que mostró mejor remoción de arsénico, sobresaliendo en un 12.65 % a comparación de todos los demás tratamientos.

Palabras clave: Biosorción, biomasa, porcentaje de remoción, retención, pH

I. INTRODUCCIÓN

La presencia de los metales pesados en efluentes líquidos industriales y en corrientes naturales se ha convertido en un tema actual tanto en el campo ambiental como en el de la salud pública. El aumento de la contaminación ambiental como consecuencia de la creciente utilización de metales pesados es motivo de preocupación, debido a que no son química ni biológicamente degradables. Aun cuando se encuentren presentes en cantidades bajas e indetectables, su persistencia en el recurso hídrico implica que a través de algunos procesos naturales pueden llegar a estar biodisponibles con los consecuentes efectos de biomagnificación en los seres vivos. Una vez en un curso de agua, estos pueden permanecer en el ambiente durante cientos de años debido a su alta movilidad en los ecosistemas acuáticos naturales. La concentración en los seres vivos aumenta a medida que son ingeridos por otros, por lo que la ingesta de plantas o animales contaminados puede provocar intoxicación, dada su alta toxicidad para las formas de vida superiores, considerándose algunos de ellos carcinogénicos (Pinzón-Bedoya and Vera-Villamizar, 2009).

Aunque muy poca inversión se ha realizado en el tratamiento del agua en las instalaciones, por lo general el suministro y tratamiento del agua a menudo reciben mayor prioridad que el alcantarillado y saneamiento. Sin embargo, debido a las tendencias en el desarrollo urbano junto con el aumento rápido de la población, el tratamiento de aguas residuales merece mayor énfasis. Varios estudios de investigación muestran que, las aguas residuales tratadas, siempre que estén debidamente administradas, son vistas como un componente importante de la oferta de recursos hídricos para satisfacer las necesidades de una economía en crecimiento (Muñoz-Carpio, 2007).

El mayor desafío en la implementación de esta estrategia es la adopción de tecnologías de bajo costo de tratamiento de aguas residuales que va a

maximizar la eficiencia de la utilización de los limitados recursos hídricos y garantizar el cumplimiento de todas las normas de salud y seguridad en relación con la reutilización de los efluentes de aguas residuales tratadas (Belgiorno et al., 2012).

Actualmente se vienen desarrollando nuevas técnicas para el tratamiento de este tipo de efluentes las cuales son viables y permiten la eliminación de estos contaminantes de manera efectiva. La biosorción tiene interés industrial porque elimina potencialmente a los metales pesados tóxicos procedentes de soluciones de residuos industriales de procesos metálicos y mineros, ya que puede conducir a una desintoxicación y a una cura de esa descarga ambiental. El descubrimiento y desarrollo del fenómeno de biosorción proporciona una base para una nueva tecnología integral apuntando a la remoción de especies de metales pesados de soluciones diluidas en el rango de 1 a 1000 mg•L⁻¹. En esta técnica la biomasa extrae metales del efluente industrial contaminado; luego por filtración sólido/líquido se separan la descarga descontaminada y la biomasa cargada con el contaminante, de esta manera se puede recuperar el metal aplicando una técnica destructiva o no destructiva, en el caso de esta última la biomasa puede ser regenerada para ser usada nuevamente en el proceso de biosorción. Para llevar a cabo el proceso de biosorción, el biosorbente es expuesto a la concentración inicial del metal por un período de tiempo, el estado de equilibrio es el estado predominante para la biosorción del sistema examinado, la concentración final tiene que ser determinada cuando se comparan las concentraciones en el equilibrio (Muñoz-Carpio, 2007).

La aplicación de estas tecnologías presenta un potencial, pues las biomasas son naturales, se pueden obtener en grandes cantidades, son económicas y pueden remover selectivamente diferentes iones metálicos de soluciones acuosas (Acosta-Rodríguez et al., 2012).

Debido a los elementos expuestos, se determinó emplear el método de absorción utilizando cáscara de naranja para remover arsénico de agua residual industrial de proceso ya que según se ha citado que: la cáscara de naranja es una muy buena fuente de pectina la cual se encuentra en frutas y vegetales, proveniente principalmente de la industria de extracción de jugos y zumos (Cabañas-Vargas et al., 2013).

Además, la bioadsorción en cáscaras de naranja, se debe a que contienen pectina en su composición, atribuida principalmente a la pared celular; en donde los cationes de los metales pesados se unen por interacciones electrostáticas a los sitios aniónicos de esta pared celular. Estos sitios aniónicos, que sirven como centros de adsorción, se encuentran ubicados en los grupos carboxilo, hidroxilo que forman parte de la estructura molecular de la pectina contenido en las cáscaras de naranja. Estos grupos son polisacáridos altamente hidrofílicos, ya que pueden adsorber agua de cien hasta quinientas veces con respecto a su propio peso. Su estructura básica la conforman moléculas de ácido Dgalacturónico unidas por enlaces glicosídicos a 1-4 que constituyen el ácido poligalacturónico. Cuando la pectina tiene una proporción elevada de metoxilos, el grado de hidratación se reduce debido a la disminución de la carga eléctrica. En este caso, el enlace entre las moléculas pécticas queda básicamente asegurado por iones hidrógeno entre grupos hidroxilo. Estos enlaces son débiles y los geles pécticos de este tipo se caracterizan por una gran plasticidad. Cuando la proporción de metoxilos es baja y, por lo tanto, la proporción de grupos -COO- disponibles es elevada, los enlaces que se establecen entre las moléculas pécticas se pueden realizar a través de cationes divalentes (Ca^{+2} , Cu^{+2} , etc.), los geles obtenidos son más estables (Tapia-H and Villanueva-H, 2005).

1.1. Objetivos

Determinar la eficacia de la cáscara de naranja para la remoción de arsénico del agua residual industrial de proceso, aplicando un tratamiento natural.

Comparar los resultados obtenidos de acuerdo a la NOM-002-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

1.2. Hipótesis

La cáscara de naranja podrá remover el arsénico de aguas residuales industriales de proceso.

El pH, la temperatura, el tamaño de partícula, el tipo de biosorbente influyen en la eficacia de la remoción de arsénico.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Problemática de la calidad del Agua

El problema de la escasez de agua en cantidad y calidad es una preocupación mundial. Alrededor de 1,200 millones de personas todavía no tienen acceso al agua potable y 2,400 millones no tienen servicios sanitarios adecuados. Cada año mueren cerca de 2 millones de niños a causa de enfermedades ocasionadas por el agua. En los países más pobres, uno de cada cinco años muere antes de los cinco años de edad. En los últimos diez años, las enfermedades diarreicas, que son el resultado de la falta de servicios adecuados de agua y saneamiento, han causado la muerte a un número de niños mayor que el total de las personas que han muerto como consecuencia de conflictos armados después de la Segunda Guerra Mundial (Alcalá-Rodríguez et al., 2004).

Las aguas residuales industriales frecuentemente se descargan al alcantarillado municipal, mediante el cual se transportan conjuntamente con el agua residual doméstica hasta el cuerpo receptor. Desde los años cincuenta, ya surgía el problema global de la escasez del agua, por consiguiente, cada vez más se empezó a considerar el reuso de las aguas residuales municipales, después de un tratamiento adecuado, para diferentes fines: riego agrícola, acuicultura, en las industrias, en zonas de recreación, en el riego de áreas verdes y en la limpieza de calles; para recargar el agua subterránea. Uno de los primeros métodos de reuso ha sido para riego agrícola en Arizona y California (EUA) antes de los años 50's. Lo mismo se hacía en Israel. Más tarde en Colorado y Florida (EUA) se desarrollaron sistemas para el reuso urbano. A partir de 1965 en ambos países se implementó la primera normativa en esta materia que permitía e impulsaba el reuso de las aguas residuales. Desde los años setentas y en los ochentas se ha estudiado en forma intensiva el potencial de los riesgos a la salud con el uso de aguas residuales tratadas, para usos no potables y potables (SII, 2000).

Después de lo anterior expuesto, en México solo un bajo porcentaje de aguas residuales urbanas e industriales son tratadas adecuadamente. La mayor parte de las aguas residuales son utilizadas para riego agrícola sin un previo tratamiento, lo que representa un serio problema para la salud humana y de los animales debido al contenido de materia orgánica e inorgánica contaminante. En la actualidad la irrigación de cultivos agrícolas con aguas residuales es una práctica común, especialmente en regiones áridas como en el norte de México, donde su uso se ha generalizado debido a la escasez de agua de buena calidad (Bautista-Margulis et al., 2003).

En efecto, las industrias que descargan aguas residuales de proceso al sistema de drenaje municipal que exceden el límite máximo permisible de concentración de contaminantes, están generando riesgos. Por ejemplo, el bloqueo de tuberías del sistema de drenaje, riesgos de explosión en el alcantarillado, corrosión de los conductos y la carga de contaminantes por encima de la capacidad del proceso de la planta de tratamiento municipal (Betancourt-Hernández et al., 2009).

Cabe agregar que en el 2009 la industria trató $36.7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de aguas residuales, en 2,186 plantas en operación a nivel nacional. En el periodo de 1996 a 2009 la capacidad de tratamiento de descargas municipales aumentó en un 62 % y de descargas industriales en un 40 % (Mejía-Maravilla et al., 2012).

La gravedad del asunto es que como en todo país en vías de desarrollo se van desarrollando industrias de toda índole o bien industrias realizan mejoras a sus sistemas de producción y no toman en cuenta el impacto ambiental que generan al realizar estas actividades (García-Guillermo, 2014). Por lo que resulta oportuno que el municipio adopte el marco legal y técnico para dar hincapié a la problemática de las descargas de aguas residuales industriales de proceso (Betancourt-Hernández et al., 2009).

En este propósito, la perspectiva a futuro es regar con aguas tratadas, para lo cual se amplió la capacidad de tratamiento de 23 % a 46 % en la última década. Como ya se ha aclarado, existe normatividad limitada sobre calidad mínima de agua que puede usarse para riego. En México existen capacidades y competencias en la operación de plantas de tratamiento y en el diseño de riegos tecnificados, pero falta regulación específica para el uso seguro de las aguas residuales tratadas en la agricultura (Mejía-Maravilla et al., 2012).

2.2. Los metales Pesados en el Agua

Como bien se sabe, la presencia de los metales pesados en efluentes líquidos industriales y en corrientes naturales se ha convertido en un tema actual tanto en el campo ambiental como en el de la salud pública (Cabrera Morelos and Valdés-Perezgasga, 1999).

El aumento de la contaminación ambiental como consecuencia de la creciente utilización de metales pesados es motivo de preocupación, debido a que no son química ni biológicamente degradables (Pinzón-Bedoya and Vera-Villamizar, 2009). De 1930 A 1980 el uso de níquel se ha multiplicado por 35 veces, la de cromo 17 veces y cadmio 14. La emisión de Hg y Cd es mayor que su uso, porque son contaminantes de fertilizantes y de minerales metalíferos (SII, 2000). Aun cuando se encuentren presentes en cantidades bajas e indetectables, su persistencia en el recurso hídrico implica que a través de algunos procesos naturales pueden llegar a estar biodisponibles con los consecuentes efectos de biomagnificación en los seres vivos. Una vez en un curso de agua, estos pueden permanecer en el ambiente durante cientos de años debido a su alta movilidad en los ecosistemas acuáticos naturales. La concentración en los seres vivos aumenta a medida que son ingeridos por otros, por lo que la ingesta de plantas o animales contaminados puede provocar intoxicación, dada su alta toxicidad para las formas de vida superiores,

considerándose algunos de ellos carcinogénicos (Pinzón-Bedoya and Vera-Villamizar, 2009).

Los metales se liberan al ambiente principalmente de la minería, galvanoplastia, tratamiento de metales, textiles, fabricación de baterías, curtiembres, refinado de petróleo, la fabricación de pinturas, pesticidas, de papel, fabricación de pigmentos, de impresión y fotográficos industrias, entre otros. Se ha informado de que al final de la 1980, aproximadamente 19,300 kilómetros de arroyos y ríos, y 72,000 hectáreas de lagos y humedales de todo el mundo fueron dañados por actividades mineras (Olguín and Sánchez-Galván, 2012).

2.3. Contaminación en el Agua por Arsénico a Nivel Global

La contaminación de arsénico se ha reconocido recientemente en los EE.UU., China, Chile, Bangladesh, Taiwán, México, Argentina, Polonia, Canadá, Hungría, Nueva Zelanda, Japón y la India. De estos países se ha señalado que las poblaciones de Bangladesh y de Bengala Occidental en la India son las que presentan el mayor riesgo debido a la contaminación de las aguas subterráneas por As (Mohan and Pittman-Jr.C.U., 2007).

En la región Lagunera del estado de Coahuila, en varios países de América Latina, así como a nivel mundial, existe el problema de hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE), que es una enfermedad producida por el consumo de aguas contaminadas con arsénico. Una gran cantidad de personas consume en forma permanente agua con elevado contenido de arsénico lo que pone en riesgo su salud. El arsénico es acumulable en el organismo por exposición crónica y a ciertas concentraciones ocasiona afecciones severas. La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha realizado investigaciones de la calidad del agua y ha llegado a la conclusión de que 1/10,000 habitantes tiene riesgo de adquirir cáncer de piel debido a la

ingesta diaria de agua con concentraciones de $0.002 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de As (Iliná et al., 2009).

En base a lo anterior, en México se ha detectado la presencia de arsénico en cuerpos subterráneos de agua que se utilizan para el abastecimiento de la población, por ejemplo en la comarca lagunera comprendida en los estados de Coahuila y Durango; en Zimapán, Hidalgo; en Acámbaro, Guanajuato; en Zacatecas, Zacatecas; en Huautla, Morelos y en Delicias-Meoqui y Camargo-Jiménez en Chihuahua, lugares donde se alcanzan concentraciones de arsénico hasta de $1.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Avilés Flores et al. s/f).

Y desde hace tiempo, llamo la atención de la prensa internacional y nacional, el caso del envenenamiento por metales pesados entre la población infantil de Torreón, Coahuila, en el Norte-Centro de México. Este problema había sido estudiado y denunciado desde hace veinte años por diversas instituciones y grupos ambientalistas. En los cuales se recomienda tomar dosis de yodo orgánico, megadosis de vitamina C y comer diversos germinados (Cabrera Morelos and Valdés-Perezgasga, 1999).

Con referencia a lo anterior, Coahuila ha superado ocho veces el nivel máximo de contaminación en agua potable por arsénico establecida en México (50 mg de As $\cdot \text{L}^{-1}$). De acuerdo a un estudio que se hizo entre Durango y Coahuila, en el cual la ingesta del agua de bebida se calculó considerando bebidas de agua potable normal y calientes consumidas para el verano y el invierno, debido a que el patrón del consumo es mayor para el agua en verano y el agua a mayor temperatura en invierno. En la mayoría de los casos, los alimentos se someten a ebullición antes de su consumo. Los resultados mostraron que los alimentos que tienen una mayor cantidad de agua, tales como frijoles pintos y sopa de pasta, presentaron las mayores concentraciones para Coahuila; en contraste, las tortillas, los alimentos con un contenido de agua inferior, mostraron la más baja concentración, sugiriendo que el As se

encuentra en los alimentos dependiendo de la cantidad de agua y el tiempo de cocción (Cebrian *et al.*, 2002).

Con referencia a lo anterior, los mariscos presentan un contenido mucho más alto de As que otros alimentos (se han registrado concentraciones que van desde $160 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ para peces de agua dulce, hasta valores de $2360 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ en peces de agua salada, en base húmeda), por lo que la cantidad total de As ingerido por los seres humanos depende principalmente de la cantidad de productos del mar incluida en su dieta. Esta información apoya la idea de que las concentraciones en los alimentos crudos cultivados en suelo regado con alta concentración de As, no son de los principales contribuyentes (Cebrian *et al.*, 2002).

2.4. Las Aguas Residuales y sus Usos

Según García-Guillermo (2014) estas son algunas características físicas de las aguas residuales:

- **Olores:** Las aguas residuales industriales pueden contener compuestos olorosos en sí mismo o compuestos con tendencia a producir olores durante los diferentes procesos de tratamiento.
- **Temperatura:** La temperatura del agua residual es generalmente más alta que la del suministro, debido a la adición de agua caliente procedente de actividades industriales. Como el calor específico del agua es mucho mayor que el del aire, las temperaturas de las aguas residuales son más altas que las temperaturas locales del aire durante la mayor parte del año y solo son más bajas durante meses más cálidos del verano. Según la localización geográfica, la temperatura media anual del agua residual varía de 10 a 21 °C, siendo 15 °C un valor representativo.

- **Color:** El agua residual reciente suele tener un color grisáceo. Sin embargo, al aumentar el tiempo de transporte en las redes de alcantarillado y al desarrollarse condiciones más próximas a las anaerobias, el color del agua residual cambia gradualmente de gris a gris oscuro, para finalmente adquirir un color negro. Llegado a este punto, suele clasificarse al agua residual como séptica. En la mayoría de los casos, el color gris a gris oscuro del agua residual es debido a la formación de sulfuros metálicos por reacción del sulfuro liberado en condiciones anaerobias con metales presentes en el agua residual.

De acuerdo con la SII (2000) estos son algunos usos de las aguas residuales, por ejemplo:

2.4.1. Uso de Aguas Residuales Municipales, Tratadas en la Industria

Es una forma usada muy a menudo por las industrias, generalmente en procesos que no requieren alta calidad del agua. El agua tratada frecuentemente es utilizada por las plantas generadoras de energía eléctrica y otras industrias en los sistemas de intercambio de calor: el enfriamiento en un solo paso o con recirculación y calentamiento. También en muchas industrias se puede utilizar en los procesos de producción, como por ejemplo en la industria de celulosa y papel, donde se utiliza en la molienda de madera, en el lavado de la pulpa y en el transporte de fibra. Como medida de protección sanitaria se trata de evitar el contacto directo del personal con estas aguas, se usan sistemas cerrados para su transportación hasta el punto de utilización.

2.4.2. Reutilización de las Aguas Residuales Industriales dentro de la Planta

Es un método efectivo para reducir la descarga de agua residual en el sistema de alcantarillado público o en un cuerpo receptor de agua natural. El uso múltiple de las aguas de procesamiento resulta esencialmente económico en casos en que se requiere agua para transportar las materias primas y para los procesos de refrigeración (enfriamiento) y lavado. Esto resulta particularmente válido cuando el agua de procesamiento utilizada no está demasiado contaminada o puede ser purificada satisfactoriamente mediante los métodos usuales.

En muchas fábricas, el agua de enfriamiento después de ser recirculada una o varias veces, se utiliza finalmente como agua de procesamiento, con o sin enfriamiento previo. Por ejemplo en fundiciones, el agua caliente se utiliza para procesos que requieren temperaturas más elevadas. Después de ser tratadas en torres de enfriamiento, estas aguas se pueden utilizar en los procesos productivos o recircularlos en un sistema cerrado.

2.4.3. Recuperación de Sustancias Reutilizables de las Aguas Residuales Industriales

El agua residual industrial contiene muchas veces residuos de materia prima y de otras sustancias utilizadas en el proceso productivo. Son muchas de las empresas interesadas en recuperar dichas sustancias, en tanto las mismas pueden reutilizarse o venderse; además con ello se facilita y abarata la purificación de las aguas residuales. Generalmente se aplica a efluentes concentrados. Los requisitos principales para la recuperación de sustancias son: que este proceso puede realizarse en forma económica y que exista un mercado en las mismas.

La industria viene demostrando un creciente interés por la recuperación de sustancias a partir de las aguas residuales, debido a que muchas materias primas se han tornado escasas y, por ende, relativamente costosas. Asimismo, cada vez es más difícil disponer de residuos especiales, debido a los requisitos, también cada vez más estrictos para su tratamiento y disposición. En muchos casos será necesario modificar los métodos de producción para responder a estos requisitos desde el punto de vista económico.

2.5. El Arsénico

2.5.1. Definición y Descripción en General de Arsénico

El arsénico (número atómico 33) es ubicuo y ocupa el lugar 20 en abundancia natural, que comprende aproximadamente el 0.00005 % de la tierra de corteza, 14avo en el agua de mar, y es el elemento 12avo en el cuerpo (Mohan and Pittman-Jr.C.U., 2007). Se encuentra en estado libre y combinado en los minerales que contienen cobre, plomo, hierro, níquel, cobalto y otros metales. Algunos de los minerales primarios que contienen arsénico son: la arsenopirita (FeAsS), realgar (As_4S) y oropimente (As_2S_3). El arsénico y sus componentes se presentan en forma cristalina, en polvo, amorfa o vítrea. Presenta varias formas alotrópicas: gris metálico, amarillo y negro. Alotrópico es la propiedad de algunos elementos químicos de presentarse bajo estructuras moleculares diferentes, como el oxígeno (oxígeno atmosférico O_2 y ozono O_3), o con características físicas distintas, como el fósforo (fósforo rojo y fósforo blanco) o el carbono (grafito y diamante). El arsénico gris metálico es la forma estable en condiciones normales y tiene estructura romboédrica, es un buen conductor del calor pero pobre conductor eléctrico y en exposición al aire pierde el brillo metálico. El arsénico amarillo se obtiene cuando el vapor de arsénico se enfría rápidamente. Es volátil y más reactivo que el arsénico metálico y presenta fosforescencia a temperatura ambiente. El gas está constituido por moléculas tetraédricas de As_4 y el sólido formado por la condensación del gas

tiene estructura cúbica y es de textura jabonosa. Expuesto a la luz o al calor revierte a la forma estable. También se denomina arsénico amarillo al oropimente, mineral de trisulfuro de arsénico. El arsénico negro de estructura hexagonal tiene propiedades intermedias entre las formas alotrópicas anteriores y se obtiene en la descomposición térmica de la arsina o bien enfriando lentamente el vapor de arsénico. El arsénico en sí mismo no es soluble en el agua y en combinación con otros elementos, *e.g.*, sales arsenicales, tiene rangos de solubilidad dependiendo del pH, del ambiente iónico y de la presencia de otros elementos químicos (Carro-Pérez, 2009).

La principal fuente de arsénico lo constituyen las rocas de origen volcánico cuyo proceso de erosión libera este elemento; también se encuentra en rocas marítimas sedimentarias, yacimientos hidrotermales y combustibles fósiles, incluyendo carbón y petróleo (Narváez-Suárez, 2009). Pero en la mayoría de las rocas el arsénico oscila entre 0.5 y 2.5 mg•kg⁻¹, aunque las concentraciones más altas se encuentran en granos de arcilla más finos, en sedimentos y fosforitas (Bundschuh et al., 2010). La concentración de arsénico en la atmósfera es baja, regularmente se encuentra adsorbido en las partículas suspendidas y la introducción natural es por la erosión eólica, emisiones volcánicas, que son dispersadas por el viento y que posteriormente regresan al suelo. Y se incrementa por emisiones industriales como refinerías, fundición de metales, termoeléctricas, etcétera, sumándose a la cantidad natural (Narváez-Suárez, 2009).

Como ya se ha aclarado, se encuentra en la corteza terrestre entre 2-5 ppm. La bioacumulación es de 100 ppm aproximadamente. El coeficiente de transferencia en plantas es de 0.01- 0.1. Ocupa sitios de metabolitos esenciales. Es tóxico en plantas cuando alcanza niveles de 5-20 ppm. Las dosis letales agudas son de 6 mg•kg⁻¹ de peso. En la dieta humana es tóxico entre 5-50 mg•día⁻¹ y letal de 50-340 mg•día⁻¹ (SII, 2000).

2.5.2. El arsénico y sus aplicaciones

El arsénico es uno de los pocos elementos que se puede obtener con un 99.99 % de pureza, sin embargo, en su estado elemental tiene pocos usos. En combinación con otros elementos, se utiliza mayormente en procesos de manufactura (vidrio y aleaciones no metálicas), en la industria de los fuegos artificiales, en el curado de maderas y en la elaboración de agroquímicos. De estas actividades, tanto los agroquímicos como el curado de maderas representan una fuente potencial directa de contaminación de los acuíferos, las demás, tanto en su uso como en su deposición, tienen poca o ninguna conexión con el agua subterránea o mantos acuíferos. Se estima que del total de la producción mundial de Arsénico, el 70 % se utiliza en el curado de maderas, el 22 % en la industria agroquímica y el restante 8 % en los otros procesos (Hidalgo-M and Villalobos-S, 2011).

El arsénico libre y todos sus compuestos son venenos peligrosos. En particular, la arsina, (obtenida en un número de los procesos tecnológicos en la industria). Cuando el arsénico y sus compuestos se reducen, son un gas venenoso con una característica olor a ajo, capaz de disolverse en agua y (en consecuencia, se puede distribuir en ríos, embalses), etc., (Mandych et al., 2009).

Las principales especies de arsénico en muestras ambientales son complejos aniónicos de arsenito As (III), arseniato de As (V), ácidos arseniosos (H_3AsO_3 , H_2AsO_3 , HAsO_3), Ácidos de arsénico (HAsO_4 , H_2AsO_4 , HAsO_4), Dimetilarsinato (DMA), monometilarsenato (MMA), arsenobetaína (AB) y arsenocolina (AC). Entre los compuestos de arsénico en el ambiente, de particular interés es el arsenito, que es diez veces más tóxico que el arseniato y 70 veces más tóxico que las especies metiladas, DMA y MMA. Las especies DMA y MMA son moderadamente tóxicas, mientras que AB y AC son prácticamente no tóxicas. Estos hechos indican qué sería de interés primordial

el desarrollo de métodos para la eliminación selectiva de los aniónicos (III). Entre otros complejos metálicos aniónicos más raros pero también tóxicos, se encuentran el seleniato (generalmente existen como dos especies aniónicas en solución: HSeO_4^- y SeO_4^{2-}) y el vanadato (normalmente existente como complejos de oxianión aniónicos (V). Dependiendo de su estado aniónico, todos estos compuestos requieren diferentes tipos de biosorbentes (Volesky, 2007).

2.5.3. Movilización y Oxidación de As (III) As (V)

El arsénico se movilizó por las reacciones naturales de meteorización, la actividad biológica, las reacciones geoquímicas, las emisiones volcánicas y otras actividades antropogénicas. La erosión del suelo y la lixiviación a 612×10^8 y $2380 \times 10^8 \text{ g} \cdot \text{año}^{-1}$ de arsénico, respectivamente, en formas disueltas y en suspensión en los océanos. La mayoría de los problemas de arsénico del ambiente son resultado de la movilización en condiciones naturales. En el agua los estados de oxidación más comunes del arsénico son As (V), o arsenato, y As (III), o arsenito. El As (V) prevalece en aguas superficiales mientras que es más probable encontrar especies de As (III) en aguas subterráneas anaerobias. En el intervalo de pH natural del agua las especies de As (V) se encuentran cargadas negativamente y las de As (III) son eléctricamente neutras. Las eficiencias de remoción para As (V) son mucho mejores que la remoción de As (III), debido a sus propiedades eléctricas. Así para incrementar la eficiencia de remoción cuando está presente el As (III) es necesaria su preoxidación a especies de As (V), lo que se logra con la aplicación de cloro, aunque también puede utilizarse permanganato de potasio y ozono (Piña-Soberanis and Rivera-Huerta s/f).

2.5.4. Peligrosidad del Arsénico en el Hombre

La exposición crónica al arsénico puede ocurrir a través de fuentes naturales tales como las reacciones de meteorización, las emisiones volcánicas, así como actividades humanas como la minería (Aredes et al., 2013), así como también la combustión de combustibles fósiles, el uso de pesticidas de arsénico, herbicidas, y desecantes de cultivos y el uso de aditivos de arsénico para la alimentación del ganado crear impactos adicionales (Bundschuh et al., 2010).

El arsénico orgánico es generalmente menos perjudicial que el inorgánico, aunque la exposición a niveles altos de algunos compuestos de arsénico orgánico puede causar un efecto semejante al del arsénico inorgánico. Y puede tener biotransformaciones (cambios químicos a los átomos de arsénico dentro del cuerpo de un ser vivo). La exposición a niveles elevados de arsénico inorgánico puede ser perjudicial al hombre. Aunque el nuevo Nivel Máximo de Contaminante (MCL) para el arsénico es $10 \text{ microgramos} \cdot \text{litro}^{-1}$, la agencia para la Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA) estima que cerca de 350,000 personas en los Estados Unidos pueden beber agua que contiene más de 50 microgramos por litro de arsénico, y casi 25 millones de personas pueden beber agua que contiene más de $25 \mu\text{L}^{-1}$ (Dozier et al., 2014).

Las principales vías de absorción de arsénico, son en primer lugar la oral, relacionada con el consumo de agua, alimentos, y en menor grado la inhalación de polvos y olores. La excreción del arsénico absorbido se realiza principalmente por la orina, solo se excreta una pequeña cantidad en las heces (Narváez-Suárez, 2009).

2.5.5. Efectos del Arsénico en el Organismo Humano y su Medición

El arsénico se dirige a una amplia gama de grupos funcionales en el cuerpo humano, dando lugar a efectos biológicos de diferentes mecanismos, dependiendo del tejido, la dosis, la duración de la exposición y el metabolismo del arsénico. El Arsénico en su forma trivalente es altamente reactivo, se une preferentemente a los sulfhidrilos (-SH), provocando el enlace a numerosas enzimas (Vahter, 2009). Generalmente, los efectos del arsenicismo se manifiestan normalmente después de periodos prolongados de exposición 5 a 20 (años) (Hidalgo-M and Villalobos-S, 2011).

La ingestión crónica de As inorgánico causa lesiones características de la piel, incluyendo cambios en la pigmentación, principalmente en el tronco y extremidades, y las queratosis de las palmas de las manos y las plantas de los pies. La hiperpigmentación ha sido descrita como en forma de gota de agua – (puntos de la descoloración y difusa de color marrón oscuro manchas, u oscurecimiento difuso de la piel en la extremidades y el tronco). Las queratosis y plantas de los pies; mientras que las queratosis nodulares aparecen como pequeñas protuberancias, generalmente confinadas en las palmas y plantas de los pies (Arroyo et al., 2000).

Cuando niveles altos de arsénico (concentraciones mayores a $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) son ingeridos durante un período corto de tiempo, ocurre un envenenamiento agudo. El envenenamiento agudo puede matar. Los síntomas no letales del envenenamiento agudo incluyen: efectos gastrointestinales tales como náuseas, vómitos, dolor abdominal y diarrea severa, hinchazón del tejido alrededor de los ojos, reducción en la producción de glóbulos blancos y rojos, ritmos cardíacos anormales, daño a los vasos sanguíneos, hormigueo en las manos y pies (dormidos o entumidos), hipertensión no cirrótica (presión alta en los vasos sanguíneos del hígado en ausencia de las enfermedades hepáticas conocidas como cirrosis), varices esofágicas sangrientas (venas sobresaliendo

en el esófago), esplenomegalía (bazo ampliado), hiperesplenismo (bazo que destruye más glóbulos que lo normal), sabor metálico en la boca, líneas de Mee en la base de las uñas, depresión de la médula ósea (menos producción de glóbulos) y neuropatía periférica (Dozier et al., 2014).

Por mencionar, un gran número de pacientes afectados de As ha sido reportado en regiones endémicas de varios países como Argentina, Taiwán, Bangladesh, y el Oeste Bengala, India. Las lesiones inducidas por As en la piel también se informaron en la mayor ciudad norteña de Antofagasta, en la II Región de Chile, donde las altas concentraciones de As (aproximadamente $800 \text{ pg}\cdot\text{L}^{-1}$) estuvieron presentes en fuentes de agua hasta la década de 1970 (Arroyo et al., 2000).

Además el contacto con el arsénico inorgánico puede causar que la piel se vuelva roja e hinchada. La exposición en el lugar de trabajo o la ingestión crónica de agua contaminada con As o medicinas que lo contienen, también están asociadas con el desarrollo de cáncer de la piel, del pulmón y de otros tipos de cáncer. Varios estudios han demostrado que el As inorgánico puede aumentar el riesgo de padecer cáncer de pulmón, de la piel, de la vesícula, del hígado, de riñón y de la próstata. No se sabe si la exposición al As causa defectos de nacimiento o si tiene otros efectos en el desarrollo de las personas, aunque se han observado defectos de nacimiento en animales expuestos a cantidades altas de As inorgánico. Hay pruebas que pueden medir los niveles de arsénico en la sangre, la orina, el pelo o las uñas, siendo las pruebas de orina el indicador más seguro de la reciente exposición al As. Las pruebas del pelo y las uñas pueden medir la exposición a niveles altos de As dentro de 6 a 12 meses previos. Estas pruebas pueden determinar la exposición a niveles de As por encima del promedio pero no pueden predecir cómo tales niveles de As afectarán la salud (Dozier et al., 2014).

2.6. Tecnologías para Remover Arsénico

Existen alrededor de 14 tecnologías para remover arsénico del agua con eficiencias que van desde 70 hasta 99 % (Castro-de-Esparza, 2006). Tales como precipitación química, filtración, intercambio iónico, tratamiento electroquímico, membrana de adsorción, adsorción sobre carbón activado, evaporación etc. Sin embargo, la precipitación química y el tratamiento electroquímico son ineficaces, especialmente cuando la concentración de los iones del metal en solución acuosa oscila entre 1 a 100 mg•L⁻¹, y también producen gran cantidad de lodos necesaria para tratar con gran dificultad. Sin embargo, muchos de estos métodos tienen un costo elevado, lo que hace difícil su aplicación a gran escala (Wang and Chen, 2009). Además, no hay un solo proceso con la capacidad de lograr la calidad del agua deseada debido a la compleja naturaleza de las aguas residuales por lo que, a menudo se utiliza una combinación de diferentes procesos en busca de la opción más económica (Olguín y Sánchez-Galván, 2012).

Por nombrar, el intercambio de iones, las tecnologías de membrana y carbón activado que son procesos de adsorción extremadamente caros cuando el tratamiento de gran cantidad de agua y aguas residuales que contienen metales pesados en baja concentración, que no se pueden utilizar en gran escala (Wang and Chen, 2009).

En los países de América Latina existe experiencia y capacidad para el desarrollo de tecnologías, pero limitada por la carencia de recursos financieros, facilidades y sobre todo políticas de estado que faciliten y orienten el desarrollo de las tecnologías, que conlleven a la solución efectiva de problemas o satisfacción de las necesidades existentes. La población más afectada se encuentra dispersa en el área rural; consume agua sin ningún tratamiento y desconoce el riesgo al que está expuesta. Por lo tanto, es necesario desarrollar estudios piloto en forma permanente y sostenida, hasta lograr una solución

definitiva cuya implementación pueda recomendarse al ejecutar programas nacionales de remoción de arsénico en el agua de bebida (Castro-de-Esparza, 2006).

Particularmente, para las poblaciones con bajos recursos económicos, como los de [muchos países de América Comunidades aisladas de América (LA)] periurbanas y rurales, los aspectos económicos son quizá los factores más importantes para la selección de la tecnología, teniendo en cuenta el tamaño de la población, la incidencia de enfermedades crónicas, la falta de agua potable, cuestiones culturales y políticas, aspectos que pocas veces se tienen en cuenta (Alarcón-Herrera et al., 2012). Ya que de los 1200 millones de personas con acceso insuficiente al suministro de agua potable, alrededor de 800 millones son habitantes rurales, con alto grado de aislamiento y dispersión. Esta realidad es especialmente grave en la región latinoamericana. Alrededor del 30 % de la población vive en localidades con menos de 2500 habitantes. La pobreza extrema alcanza niveles alarmantes y es allí donde se evidencia este flagelo (Glibota, 2005).

2.7. Selección de Métodos para la Depuración de Arsénico

Una tecnología de remediación sostenible no solo debe ser robusta, compuesta de los recursos locales, y fácil de usar y mantener, sino que también debe adjuntar especial atención a los aspectos sociales, económicos, culturales, tradicionales y ambientales de la comunidad para la que fue diseñada. Es fundamental que las intervenciones para la remediación de arsénico sean tales diseños que eliminan la toxicidad del arsénico sin introducir futuros retos de la sostenibilidad, aparte de otros atributos como (Szafran et al., 2011):

- Eficaz y fácil de usar.
- Rentable tanto en términos de inversiones de capital y de operación costos.
- Fabricado con materiales disponibles localmente, partes y adsorbentes regenerables.
- Debe ser entendido, controlado y mantenido por los pobladores sin un alto nivel de formación específica.
- Flexible y adaptable a diferentes lugares y circunstancias cambiantes.
- No plantea futuros retos de sostenibilidad debido a la lixiviación de arsénico de los residuos de tratamiento.

Pero entre otras cosas también es importante tomar en cuenta las fuerzas que aparecen entre los átomos, entre cada molécula de agua, entre éstas y los iones hidratados, y entre iones hidratados y otros elementos con carga eléctrica superficial son de fundamental importancia para comprender el comportamiento de las aguas contaminadas, para seleccionar el método de depuración o potabilización adecuado y para diseñar sistemas de remediación del agua ya sea superficial o subterránea (Carro-Pérez, 2009).

También es necesario considerar que los residuos con As son difíciles de manejar, ya que no es posible la "destrucción" del material. Los lodos residuales obtenidos en las plantas de tratamiento deben ser deshidratados, por ejemplo en lechos de secado. Luego se realiza la prueba estándar de lixiviado. Si la cumplen, pueden ser dispuestos en rellenos sanitarios (Iliná et al., 2009).

2.8. El Método de Bioadsorción

Desde los primeros intentos en la aplicación de la bioadsorción, han transcurrido más de 65 años, pero sólo desde hace dos décadas y por razones fundamentalmente de tipo económico y ambiental, las investigaciones desarrolladas se han centrado principalmente en el empleo de esta técnica para

la eliminación de especies metálicas presentes a bajas concentraciones en efluentes líquidos, utilizando materiales bioadsorbentes de bajo costo (Pinzón-Bedoya and Vera-Villamizar, 2009).

El descubrimiento y desarrollo del fenómeno de biosorción proporciona una base para una nueva tecnología integral apuntando a la remoción de especies de metales pesados de soluciones diluidas en el rango de 1 a 1000 mg•L⁻¹. En esta técnica la biomasa extrae metales del efluente industrial contaminado; luego por filtración sólido/líquido se separan la descarga descontaminada y la biomasa cargada con el contaminante, de esta manera se pueden recuperar el metal contaminante aplicando una técnica destructiva o no destructiva de recuperación, en el caso de esta última la biomasa puede ser regenerada para ser usada nuevamente en el proceso de biosorción. La capacidad de biosorción industrial depende de las capacidades de carga, la selectividad del metal y las eficiencias de adsorción, pues estas variables son importantes ya que de esa forma la recuperación del metal se hace más factible usando materiales biosorbentes (Muñoz-Carpio, 2007).

Aunque la biotecnología ambiental ha tratado de solucionar la contaminación del agua con metales pesados, desarrollando los denominados *biosorbentes*, su aplicación a nivel industrial es limitada por la inestabilidad química y estructural del material. Es este motivo por el que se ha propuesto la aplicación de la cáscara de naranja, mediante el injerto de cadenas poliméricas, que eviten tanto la desintegración del sorbente, la dilución de compuestos solubles propios del material; e inclusive, incorporen grupos funcionales al sorbente que contribuyan más eficazmente a la remoción del plomo en solución acuosa (Barrera-Díaz et al., 2012).

2.8.1. Descripción del Proceso de Bioadsorción

El proceso se da por la desprotonación de los grupos funcionales de la biomasa que ocurre con el aumento del pH y se comportan como restos cargados negativamente y comienza la atracción con la carga positiva de los iones metálicos. A medida que el pH se incrementa desde pH muy ácidos a más alcalino, el carácter positivo de la biomasa se convierte a uno negativo (Ain-Khan et al., 2010).

En este tratamiento, la biomasa suele ser pre-tratada por lavado con ácidos y/o bases, antes de secada y molida. El corte y/o pulverización y granulación de la biomasa seca puede dar lugar a partículas estables, aunque algunos tipos de biomasa deben ser inmovilizados en una matriz polimérica y/o se injertan en un soporte inorgánico, para obtener partículas con las propiedades mecánicas requeridas. Las partículas pueden empaquetarse en columnas, que operan en ciclos de carga, de regeneración y de lavado, siendo más efectivas para la eliminación continúa de metales pesados. La operación comienza con la carga del material sorbente, luego se hace pasar el efluente y el metal es captado por el biosorbente. Cuando la capacidad de sorción del biosorbente se agota, la columna se retira y su relleno es regenerado con soluciones de ácidos o de bases. Este proceso produce pequeños volúmenes de una solución concentrada del metal pesado, adecuados a los procesos convencionales de recuperación de metales. El ciclo termina al lavar con agua el material regenerado, eliminando los restos de solución regenerante y sólidos suspendidos capturados en la columna. La biosorción opera como proceso continuo empleando columnas en paralelo, tal que, cuando una columna está en regeneración y lavado, otra es cargada con la solución del metal pesado. Para aplicar un proceso interactivo de sorción-desorción, se puede reducir el volumen de desecho y se genera un volumen muy pequeño de sólido; se regenera el biosorbente y se obtiene una solución concentrada del metal, que puede tratarse por co-precipitación o floculación. Así, se minimiza el volumen de

sedimento químico y/o biológico a ser desechado, se logra alta eficiencia en la destoxificación de efluentes muy diluidos y no se requieren microelementos (Andreu et al., 2010).

Se ha demostrado que las concentraciones del metal por gramo de material biosorbente pueden ser adsorbidos en un período de tiempo corto (Muñoz-Carpio, 2007). Otra de las ventajas del tratamiento con bioadsorción es que puede ser operado a una amplia gama de escalas. Una configuración del reactor de columna de lecho empaquetado se considera que es el modo más eficaz del proceso de biosorción, y este sistema se puede escalar hasta el tratamiento de un gran volumen de ácido de las minas drenaje y aguas residuales industriales y reducido para la remoción de As del agua contaminada de un pozo (Chandra-Chattopadhyaya et al., 2014).

2.8.2. Cinética y Capacidad de Intercambio Catiónico en la Bioadsorción

La cinética de la adsorción describe la velocidad de atrapamiento del adsorbato, lo cual controla el tiempo de residencia de éste en la interfase sólido-disolución y además su conocimiento permite predecir la velocidad a la cual el contaminante se remueve del efluente tratado, por tal razón se requiere el conocimiento de las leyes de velocidad que describen el sistema de adsorción, las cuales se determinan por experimentación y no pueden ser inferidas en ningún caso. En general, la remoción de iones metálicos de soluciones acuosas por bioadsorción depende de los mecanismos químicos que involucran las interacciones de los iones metálicos con los grupos activos específicos asociados con la pared celular del biosorbente. Por lo tanto la cinética de la bioadsorción indica la evolución de cada una de las etapas a través de las cuales ésta se lleva a cabo y cuál de ellas es la que controla el proceso (reacción química, difusión y/o transferencia de masa) (Pinzón-Bedoya and Vera-Villamizar, 2009).

La capacidad de intercambio catiónico de la biomasa aumenta con el incremento de pH, mientras que la estequiometría de la reacción varía con el incremento en la concentración del metal. Los cationes de los metales pesados con relación carga/radio grande poseen alta energía de hidratación. La adición de agua (o grupos neutros) al mismo no modifica la carga, pero favorece la deposición del sorbato al aumentar la masa del mismo. La hidrólisis se produce si la acidez del catión es tan grande que provoca ruptura de los enlaces H-O, ionizando el hidrato (Andreu et al., 2010).

En este caso para conocer las reacciones entre los biosorbentes y los metales se puede hacer uso de las isothermas de bioadsorción que describen cómo interactúan los biosorbentes y el equilibrio que se establece entre los iones metálicos adsorbidos. Los tipos más comunes de los modelos que describen este tipo de sistema son las isothermas de Langmuir y Freundlich (Feng et al., 2011).

2.8.3 .Unidades de Expresión de la Bioadsorción

La absorción puede expresarse en diferentes unidades dependiendo del propósito del ejercicio (Volesky, 2007):

- A efectos prácticos y de evaluación de procesos de ingeniería, que con el tiempo se ocupan de procesos de balances de masa, es habitual utilizar por peso (seco) peso [por ejemplo, mg de metal adsorbido por gramo de sorbente (seco).
- En última instancia, principalmente debido a las consideraciones de volumen de reactor (por ejemplo, una columna de lecho fijo), la absorción puede también ser expresado en una base por volumen (por ejemplo, mg •L⁻¹). Sin embargo, la porosidad de volumen (huecos) puede presentar

una complicación en comparación cuantitativa de rendimiento de bioadsorción.

- Sólo cuando se trabaja en la estequiometría del proceso y en el estudio de los grupos funcionales y los mecanismos, (que pueden ser útiles para expresar en base molar o carga equivalente, por unidad de peso o volumen del sorbente) (por ejemplo $\text{mmol}\cdot\text{g}^{-1}$ o $\text{meq}\cdot\text{g}^{-1}$).

2.8.4. Factores que Intervienen en la Remoción del Arsénico

En las últimas décadas, muchos de los nuevos procesos se han probado con éxito, muchos de ellos han entrado en operación y un gran número de trabajos han sido publicados en este campo. Diversos factores gobiernan la capacidad de adsorción, es decir, la concentración inicial de metales pesados, temperatura, el pH de la solución, tamaño de partícula bioadsorbente, peso metales de la naturaleza, un modelo cinético sólo se refiere a los efectos de parámetros observables en el índice general (Chandra-Chattopadhyaya et al., 2014).

Las eficiencias de remoción para As (V) son mucho mejores que la remoción de As (III), debido a sus propiedades eléctricas. Así para incrementar la eficiencia de remoción cuando está presente el As (III) es necesaria su preoxidación a especies de As (V), lo que se logra con la aplicación de cloro, aunque también puede utilizarse permanganato de potasio y ozono (Piña-Soberanis and Rivera-Huerta). En particular el pH puede afectar a la protonación de grupos funcionales (es decir, grupos carboxilo, fosfato y aminoácidos) en la biomasa, así como la química del metal (es decir, su solubilidad) (Szafran et al., 2011).

Una alternativa a la elución es la incineración del bioadsorbente del metal cargado. La combustión de la biomasa podría producir una ceniza con una alta biomasa gastada, después que se ha logrado el ciclo óptimo de la biomasa. Esto se aplica generalmente a biosorbentes que consisten de la biomasa cruda suministrados ya sea como un material de desecho de operaciones industriales o como material renovable naturalmente abundante que puede ser barato (cosechado). Una parte de la elución y la incineración, la disposición del metal cargado, (biomasa se puede lograr mediante vitrificación o encapsulación en hormigón) (Crisponi et al., 2010). Pero debido a la volatilización que contiene arsénico, la incineración no es práctico para este propósito (Azni et al., 2007).

2.8.5. Biomosas Utilizadas en la Bioadsorción

Muchos de estos materiales son de origen natural, tales como residuos de cultivos. Otros pueden ser subproductos de procesos industriales que normalmente se consideran residuos. En algunos casos que son utilizables, en algunos casos pueden requerir alguna forma de modificación o pretratamiento (Graybill et al., 2009).

Los biomateriales utilizados en estos procesos actúan en tiempos cortos de contacto, generan efluentes de alta calidad, con la posibilidad de trabajar en un amplio rango de condiciones (Andreu et al., 2010). En referencia a lo anterior, el rendimiento de estos materiales no siempre pueden ser óptimo, pero su disponibilidad inmediata a menudo hace que sean opciones atractivas (Graybill et al., 2009).

Uno de los procesos recientemente estudiados es el uso de biomasa, que ha resultado ser un método preciso, rápido y selectivo. Aunque se ha tratado de solucionar este problema desarrollando *biosorbentes*, su aplicación industrial está limitada por la inestabilidad química y estructural del material. Por esto se ha propuesto un pretratamiento del biosorbente así como la

modificación superficial de la cáscara de naranja, mediante la utilización de matrices poliméricas, para evitar la desintegración del sorbente (Barrera-Díaz et al.s/f).

Adicionalmente los biosorbentes completamente saturados pueden concentrar metales pesados, en un orden que supera miles de veces el valor de su concentración en la fase líquida. Se considera que la superficie es capaz de adsorber solamente una monocapa de adsorbato, considerando una extensión del modelo de Langmuir, desde los procesos de adsorción gas-sólido, líquido-sólido a los procesos de biosorción y la elución no reduce significativamente la capacidad de unión de la biomasa, así se le puede emplear en varios ciclos consecutivos (Cebrian et al., 2002). Ya que la reciclabilidad de un adsorbente es de crucial importancia en la industria para la práctica en la eliminación de metales de las aguas residuales (Feng et al., 2011). Las cáscaras de limón, naranja, mandarina, melón, litchi, tamarindo y mamey se han venido utilizando utilizarse para eliminar los metales presentes en sitios contaminados como aguas residuales industriales (Acosta-Rodríguez et al., 2012).

2.9. Normatividad Ambiental en Materia de Aguas Residuales

De acuerdo a la LGEEPA (2012) las normas que se utilizan en atención al tipo de descarga son:

- **NOM-001-SEMARNAT-1996:** Contiene los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- **NOM-002-SEMARNAT-1996:** Contiene los límites máximos de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

Cuadro 1. Límites Máximos Permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal (NOM-002-SEMARNAT, 1996) (SEMARNAT,2003)

PARÁMETROS (miligramos por litro, excepto cuando se especifique otra)	Promedio Mensual	Promedio Diario	Instantáneo
Grasas y Aceites	50	75	100
Sólidos Sedimentables (mililitros por litro)	5	7.5	10
Arsénico total	0.5	0.75	1
Cadmio total	0.5	0.75	1
Cianuro total	1	1.5	2
Cobre total	10	15	20
Cromo hexavalente	0.5	0.75	1
Mercurio total	0.01	0.015	0.02
Níquel total	4	6	8
Plomo total	1	1.5	2
Zinc total	6	9	12

Cuadro 2. Frecuencia de muestreo de la descarga (NOM-002-SEMARNAT-1996) (SEMARNAT,2003)

HORAS POR DIA QUE OPERA EL PROCESO GENERADOR DE LA DESCARGA	NÚMERO DE MUESTRAS SIMPLES	INTERVALO MÁXIMO ENTRE TOMA DE MUESTRAS SIMPLES (HORAS)	
		MÍNIMO	MÁXIMO
Menor que 4	Mínimo 2	-	-
De 4 a 8	4	1	2
Mayor que 8 y hasta 12	4	2	3
Mayor que 12 y hasta 18	6	2	3
Mayor que 18 y hasta 24	6	3	4

2.9.1. Políticas para la gestión de las aguas servidas

Mejía-Maravilla et al. (2012), destacan que la normatividad para la gestión de aguas servidas se describe en:

- La ley de Agua Nacionales (LAN) establece que la explotación, uso o aprovechamiento de las aguas nacionales se realizará mediante títulos de concesión o asignación otorgados por el Ejecutivo Federal a través de la CONAGUA por medio de los Organismos de Cuenca, o directamente por ésta cuando así le competa, de acuerdo con las reglas y condiciones que dispone la LAN y su reglamento.
- Las cuotas por descarga de aguas residuales están relacionadas con el volumen de descarga y la carga de contaminantes. El uso agropecuario, en tanto no exceda el volumen concesionado no paga derecho por explotación, uso o aprovechamiento de aguas nacionales.

Por su parte, Betancourt-Hernández et al. (2009) señalan que cuando se sobrepasen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas, el cálculo del índice de incumplimiento se obtiene de la siguiente manera:

- Cada contaminante que rebase los límites establecidos en la norma, se le restará el límite máximo permisible respectivo, cuyo resultado deberá dividirse entre el mismo límite máximo, obteniéndose así el índice de incumplimiento del contaminante. Para calcular el monto a cubrir, se multiplican los kilogramos de contaminante ya determinados por mes, lo anterior multiplicado por la cuota en pesos por kilogramo que se indique a su índice de incumplimiento.
- Por consiguiente, los municipios tienen el compromiso de elaborar su propio reglamento de protección al ambiente con base en la legislación. Las industrias, comercios o prestadores de servicios que en su instalación no construyan y operen un sistema de tratamiento o pretratamiento y que en las aguas residuales de proceso se excedan los límites máximos permitidos que señala la normatividad (contaminantes

convencionales, metales pesados y cianuros) estarán sujetos al pago de derechos (Betancourt-Hernández et al., 2009).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en el laboratorio de Control de Proceso de la Planta de Zinc en las instalaciones de la Industria Metalúrgica Met Mex Peñoles S.A de C.V., que está ubicada en Torreón, Coahuila, México (25° 31' 35" N, 103° 26' 33" W) dentro de la Comarca Lagunera. Esta región tiene una precipitación y temperatura media anual de 235 mm y de 18.6 °C (Schmidt, 1989).

El estudio se realizó durante el período de agosto-octubre del 2014, con el objetivo de comprobar si el método de bioadsorción con cáscara de naranja resultó eficiente para remover el As de las aguas residuales industriales de proceso. Para este fin, se muestreó el agua de pozo del Parque Centenario, pero al analizarla se encontraron bajas cantidades de As. Sin embargo como la finalidad era verificar la eficiencia o deficiencia de la cáscara de naranja para remover As en un medio con altas concentraciones de este metal, se optó por preparar una muestra de un litro con una solución estándar de arsénico de 1000 $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$, para obtener una concentración en la muestra de 90 ppm. Posteriormente se obtuvieron 500 mL de la muestra de agua para acidificarla a un pH de 5.5 y la otra mitad hasta un pH de 2, con HCl o NaOH (según conviniera). Esta característica se registró en un pH metro (Orion 701A ®). Una vez acondicionadas estas muestras, se sometieron al proceso de bioadsorción con un tratamiento natural, con cuatro cantidades diferentes de cáscara molida de naranja, con 2 u 4 horas de retención para que se llevara a cabo la remoción, las cáscaras de naranja dulce fueron obtenidas de la compra de este fruto en una tienda comercial de la ciudad de Torreón, Coahuila.

Posteriormente, las cáscaras de naranja fueron cortadas en fracciones de aproximadamente 3 cm, y luego fueron lavadas con abundante agua de la llave, para eliminar la presencia de compuestos indeseables como azúcares,

suciedad y elementos solubles en agua. Después, se secaron durante dos semanas a la intemperie, colocadas en papel canela (para no alterar las propiedades de la cáscara en la estufa). Las cáscaras ya secas se trituraron y cribaron con un tamiz formado por una malla #40 (0.4 mm de diámetro de poro). La Biomasa (requerida para cada matraz usado para el análisis) se pesó en una balanza OHAUS DISCOVERY (DV114C ®).

Se realizaron ocho muestras por triplicado para el metal dando un total de 24 muestras, en matraces bola con fondo plano de 50 mL, se vertió en cada uno de ellos 40 mL de muestra (sin aforar) con las condiciones que se establecen en el diseño experimental.

Se utilizó el diseño factorial de Youden y Steiner, el cual permite que con ocho repeticiones se puedan variar y analizar siete factores a dos diferentes niveles uno alto y uno bajo (cuadro 4).

Cuadro 3. Del diseño factorial por el Método de Youden e Steiner aplicado al análisis.

Parámetros o variables	Número de Muestras							
	1	2	3	4	5	6	7	8
pH	5.5	5.5	5.5	5.5	2	2	2	2
Tamaño de partícula (mm)	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4
Concentración del metal (ppm)	90	90	90	90	90	90	90	90
Cantidad de cáscaras (g)	0.3	1.0	0.5	0.8	0.5	0.8	0.3	1.0
Tiempo de contacto (h)	4.0	2.0	4.0	2.0	2.0	4.0	2.0	4.0
Temperatura (°C)	22	22	22	22	22	22	22	22
Intensidad	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	Y7	Y8

La determinación de As se realizó empleando un Espectrómetro Emisión Plasma (Varian735-ES®), pero antes de esto cada muestra se tuvo que filtrar para no dañar el equipo.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De los análisis de varianza aplicados se determinó que los efectos de los tratamientos sobre la remoción del As en el agua contaminada resultaron estadísticamente iguales (cuadro 4).

Cuadro 4. Promedio porcentual de la concentración final de As removido en los tratamientos evaluados

Tratamiento	Media (%)	Significancia
T1	71.537	a
T2	68.857	a
T3	78.277	a
T4	74.887	a
T5	77.200	a
T6	77.757	a
T7	75.867	a
T8	75.513	a

Como se puede apreciar el tratamiento 2 es el que tiene una menor concentración promedio de As al final del tratamiento aplicado (68.857 %), lo que indica que el sustrato de naranja logro absorber mayor cantidad de este metal, así como el tratamiento 1 en menor proporción que el ya mencionado (71.537 %), siendo estos dos tratamientos los más sobresalientes a comparación de los otros. Pero el tratamiento 2 destaca con un 3.74 % de diferencia de concentración, comparándolo con los tratamientos restantes, que a pesar de todo se pueden aplicar.

En relación a este resultado, cabe mencionar un trabajo que se hizo para la biosorción de Cadmio en el que se utilizaron cáscaras de cítricos por ser las más adecuadas, debido a una mayor estabilidad de los residuos de manzana y cáscara de la uva. Los estudios cinéticos mostraron que el equilibrio se alcanza en 30 a 90 minutos, dependiendo el tamaño de partícula (0.18 a 0.9 mm). La tasa de absorción de metales aumentó cuando el tamaño de la partícula se

redujo. De acuerdo a estos resultados, los investigadores concluyeron que la cáscara de la uva tiene la mayor capacidad de absorción de este metal, $1.20 \text{ meq}\cdot\text{g}^{-1}$, seguida por las cáscaras de naranja y de limón (Patil and Schiewer, 2008). Como se puede apreciar en este estudio de remoción de arsénico el tamaño de la cáscara usada es más pequeño al del estudio mencionado, y se supone que a menor tamaño, mayor área de superficie, sin embargo no se removió gran cantidad de arsénico. Después de lo anterior, probablemente fue oportuno, que se utilizaran otros tamaños de partícula para comparar los resultados.

Tal como se observan las concentraciones finales promedio de As removido (Cuadro 4), se puede apreciar la relación existente entre la intensidad, ya que es proporcional la intensidad con la concentración del metal en la muestra, a mayor concentración de As, mayor intensidad (cuadro 5). En este caso se observa menores intensidades en el tratamiento 2 (1968.317) que es el que tiene una menor concentración de dicho metal al final de la absorción, seguido el tratamiento 1 (1894.577).

Finalmente en el cuadro 6 se muestran los mayores porcentajes de remoción de As en los ocho tratamientos, ubicándose el mayor porcentaje en el tratamiento 2 (23.490 %) y en el tratamiento 1 (20.517 %). En donde el primer tratamiento resulta ser el más eficiente con un 12.65 % a su favor, en cuanto a su porcentaje de remoción si se relaciona con los demás tratamientos.

Cuadro 5. Promedio de las intensidades finales del As en los ocho tratamientos

Tratamiento	Media	Significancia
T1	1968.317	a
T2	1894.577	a
T3	2153.770	a
T4	2060.490	a
T5	2124.147	a
T6	2139.463	a

T7	2087.460	a
T8	2077.723	a

Cuadro 6. Porcentajes promedios de remoción de As en los ocho tratamientos

Tratamiento	Media (%)	Significancia
T1	20.517	a
T2	23.490	a
T3	13.023	a
T4	16.793	a
T5	14.220	a
T6	13.603	a
T7	15.703	a
T8	16.097	a

En un estudio que se efectuó para ver el efecto del pH en la eliminación de As (III) con *Momordica charantia* (melón chino), para una dosificación constante de $5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, con un tiempo de reposo de 45 min y la concentración de ion metálico de $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, se encontró que el pH tuvo un efecto marcado sobre el metal. El porcentaje de adsorción de iones metálicos fue mayor cuando se aumentó el pH hasta 9.5 y luego disminuyó con un aumento adicional de pH. El pH óptimo para la eliminación de As (III) se encontró que fue 9.0, lo cual podría estar relacionado con el hecho de que con el aumento de la alcalinidad (pH) el valor del potencial redox (Eh) de arsénico (As_3^+ , As_5^+ , AsO_4^- , y AsS_4^{3-}) disminuye de forma constante (Chandrashekhara et al., 2009). Por las consideraciones anteriores a lo mejor la causa de una baja remoción de arsénico en este análisis fue porque se trabajó con pH ácidos.

A grandes rasgos, la biosorción depende de la protonación o desprotonación de estos grupos carboxílicos. A bajos valores de pH los ligandos de las paredes celulares estarían asociados con los iones hidronio (H_3O^+) que restringen el acceso a los ligandos de los iones metálicos como resultado de fuerzas repulsivas, esta repulsión es fuerte a bajos valores de pH (Cabañas-Vargas et al., 2013). Quizá por ese motivo no se obtuvieron óptimos

resultados de remoción porque se trabajó con pH de 2 lo que imposibilitó la unión del metal con la cáscara de naranja.

De acuerdo a la literatura, en otro experimento que se hizo para medir los efectos del tiempo de contacto sobre la adsorción de plomo utilizando cuatro biosorbentes se puede ver que a medida que el tiempo aumentó, el porcentaje de adsorción aumentó rápidamente en los primeros 20 minutos, luego se convirtieron en casi estables, después de haber sido agitados por más de 60 minutos, lo que denota la consecución del equilibrio. Para asegurarse de que se alcanzará el equilibrio, toda la sorción subsiguiente de experimentos se llevó a cabo por encima de 2 h. En conclusión se dedujo que la cáscara de naranja, previamente tratada, tiene mucho potencial como biosorbente para la eliminación de iones de metales pesados de las aguas residuales (Xuan et al., 2006). Basándome en estos resultados, se considera pertinente aplicar una agitación para catalizar la reacción de bioadsorción entre la cáscara y el agua conteniendo arsénico, se recomienda lo anterior, buscando incrementar la efectividad de remoción por medio de este tratamiento natural.

En otro estudio, se llevó a cabo la adsorción de Cr (VI) y As (V) con biomasa de levadura mostró muy diferente dependencia del pH. La cantidad adsorbida de Cr (VI) fue casi constante hasta pH 6 y disminuyó gradualmente al aumentar el pH, mientras que la cantidad adsorbida de As (V) tenía un pico a aproximadamente pH 7 (Maruyama et al., 2005). Como se puede apreciar la remoción depende del metal y del biosorbente utilizado, ya que cada uno de ellos trabaja en diferentes condiciones. Tomando en cuenta el arsénico podemos verificar que a pH más altos es bioadsorbido.

Comparando el valor final de concentración de los experimentos que contienen una concentración de arsénico expresada en miligramos por litro de solución, de acuerdo a la NOM-002-SEMARNAT-1996, se deduce que no cumple con este requisito legal ya que se removió muy poca cantidad de

arsénico y el límite máximo permisible de arsénico en el alcantarillado es de 0.5 mg•L⁻¹ (en promedio mensual) el resultado de este análisis está muy por encima de la norma.

V. CONCLUSIONES

De acuerdo a la metodología empleada y con los resultados obtenidos se puede concluir que:

- No se encontró diferencia significativa entre tratamientos, sin embargo existió la tendencia a remover los mayores porcentajes arsénico en el tratamiento 2 (pH = 5.5, tamaño de partícula = 0.4 mm, concentración del metal = 90 ppm, cantidad de cáscara = 1 g, tiempo de contacto = 2 h, temperatura = 22 °C), sobresaliendo en un 12.65 % a comparación de todos los demás tratamientos.

V. RECOMENDACIONES

No se obtuvieron los resultados esperados, pudiendo ser una de las causas las condiciones con las que se llevó a cabo el trabajo experimental, seguramente se tuvo que hacer un previo lavado con agua desionizada a la cáscara para eliminar toda impureza que pudiera imposibilitar la remoción, las horas de retención probablemente fueron un factor clave, la solución estándar usada para preparar la muestra, el volumen de muestra de agua en cada matraz y otro aspecto que a lo mejor será necesario revisar, fue agitar la muestra durante un cierto tiempo para disolver adecuadamente las soluciones con el sustrato, hasta alcanzar un equilibrio. Y comparar este tratamiento con otros productos químicos, quizá será adecuado, así como utilizar otros tamaños de partículas para hacer una comparación más efectiva.

También y de acuerdo con lo que se establece en la literatura puede ser necesario evaluar otros materiales como absorbentes para el tratamiento de las aguas residuales.

VI. LITERATURA CITADA

- Acosta-Rodríguez, I., Cárdenas-González, J.F., Martínez-Juárez, V.M., 2012. El uso de diferentes biomásas para la eliminación de metales pesados de sitios contaminados. 7, 911-922.
- Ain-Khan, M., Athar, M., Farooq, U., Kozinski, J.A., 2010. Biosorption of heavy metal ions using wheat based biosorbents – A review of the recent literature. *Bioresource Technology* 101, 5043–5053.
- Alarcón-Herrera, M.T., Arenas, M.J., Armienta, M.A., Avilés, M., Cáceres, R., E., Cipriani, H.N., Cornejo, L., Dias, L.E., Farfán, E.M., Fernández-Crelli, A., Garrido, S., Litter, M.I., Lorenzo, L., Morgada, M.E., Olmos-Márquez, M.A., Pérez-Carrera, A., 2012. Small-scale and household methods to remove arsenic from water for drinking purposes in Latin America. *Science of the Total Environment* 429, 107–122.
- Alcalá-Rodríguez, M., Barbarín-Castillo, J.M., Lozano-Ramírez, T., Soto-Regalado, E., 2004. Remoción de metales pesados en aguas residuales. Departamento de Ingeniería Química de la Facultad de Ciencias Químicas, UANL 7, 46-51.
- Andreu, V., Atria, A.M., Blanes, P., Bellú, S., Frascaroli, M.I., García, S.I., González, J.C., Sala, L.F., Salas-Peregrin, J.M., Mangiameli, F., Mogetta, M.H., 2010. Biosorción para la eliminación de metales pesados en aguas de desecho. *Real Sociedad Española de Química* 106, 114–120.
- Aredes, S., Klein, B., Pawlik, M., 2013. The removal of arsenic from water using natural iron oxide minerals. *Journal of Cleaner Production* 60, 61-76.

- Arroyo, A.P., Beeris, M., Hernandez, A.L., Kosnett, M.J., Mazumder, D.N., Moore.L.E., Smith, A.H., Smith, M.M., 2000. Arsenic-Induced Skin Lesions among Atacamenio People in Northern Chile Despite Good Nutrition and Centuries of Exposure. *Environmental Health Perspectives* 108, 617- 620.
- Avilés Flores, M., Lourdes-Rivera Huerta, M.d.L., Pérez-Castrejón, S., Petkova-Simeonova, V., Piña-Soberanis, M., Evaluación de diversos minerales para la remocion de arsénico de agua para consumo humano. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 1-10.
- Azni, I., Choong, T.S.Y., Chuah, T.G., Gregory-Koay, F.L., Robiah, Y., 2007. Arsenic toxicity, health hazards and removal techniques from water: an overview. *ScienceDirect* 217, 139–166.
- Barrera-Díaz, C., Bilyeu, B., Linares-Hernández, I., Lugo-Lugo, V., Ureña-Núñez, F., 2012. Biosorción de Cr (III) y Fe (III) en los sistemas individuales y binarios en pretratado cáscara de naranja. *De Gestión Ambiental* 112, 120-127.
- Barrera-Díaz, C.E., Lugo-Lugo, V., Hernández-López, S., Remoción de plomo (II) presente en soluciones acuosas empleando cáccara de naranja (Citrus sp.) modificada. . Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México. , 1-9.
- Bautista-Margulis, R.G., Nevárez-Mooorillón, G.V., Pérez-Hernández, A., Rivas-Lucero, B.A., Saucedo-Terán, R., 2003. Tratamiento de aguas residuales de uso agrícola en un biorreactor de lecho fijo. *Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal*. 37, 157-166.

- Belgiorno, V., Grassi, M., Kaykioglu, G., Lofrano, G., 2012. Removal of Emerging Contaminants from Water and Wastewater by Adsorption Process. 1-24.
- Betancourt-Hernández, J., Cortes-Martínez, F., Duke-Herrera, J., Martínez-García, I., 2009. Cálculo del índice de incumplimiento y costo por pago de derechos en la descarga de agua residual de los procesos industriales. (Caso Comarca Lagunera). Ingeniería 13-2, 33-39.
- Bundschuh, J., Litter, M.I., Morgada, M.E., 2010. Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption. Environmental Pollution 158, 105–1118.
- Cabañas-Vargas, D.D., Cardona-Gutiérrez, A.F., Zepeda-Pedreguera, A., 2013. Evaluación del poder biosorbente de cáscara de naranjapara la eliminación de metales pesados, Pb (II) y Zn (II). Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán. 17, 1-9.
- Cabrera Morelos, V.M., Valdés-Perezgasga, F., 1999. La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México. En Defensa del Ambiente, A.C., 1-50.
- Castro-de-Esparza, M.L., 2006. Remoción del arsénico en el agua para bebida y biorremediación de suelos. Congreso Internacional Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS)1-20.
- Cebrian, M.E., Del Razo, L.M., Garcia-Salcedo, J., Garcia-Vargas, G.G., Hernandez, M.C., Rivera, M., Sanmiguel, M.F., 2002. Arsenic levels in cooked food and assessment of adult dietary intake of arsenic in the

- Region Lagunera, Mexico. Food and Chemical Toxicology 40, 1423–1431.
- Crisponi, G., Nurchi, V.M., Villaescusa, I., 2010. Chemical equilibria in wastewaters during toxic metal ion removal by agricultural biomass. Coordination Chemistry Reviews 254, 2181–2192.
- Chandra-Chattopadhyaya, M., Kumar-Gautam, R., Lofrano, G., Mudhoo, A., 2014. Biomass-derived biosorbents for metal ions sequestration: Adsorbent modification and activation methods and adsorbent regeneration Journal of Environmental Chemical Engineering 2, 239-259.
- Chandrashekhar, K., Choubey, S., Kant-Pandey, P., Pandey, M., Verma, Y., 2009. Biosorptive removal of arsenic from drinking water. Bioresource Technology 100, 634-637.
- Dozier, M.C., Hare, M.F., Hopkins, J., Lesikar, B.J., Melton, R.H., 2014. Problemas del agua potable: El arsénico. Instituto de Recursos de Agua de Texas, 8.
- Feng, N., Guo, X., Liang, S., Liu, J., Zhu, Y., 2011. Biosorption of heavy metals from aqueous solutions by chemically modified orange peel. Journal of Hazardous Materials 185, 49-54.
- García-Guillermo, R.H., 2014. Caracterización y propuesta de tratamiento de las aguas residuales de la industria de galvanizado de lámina por inmersión en caliente. Universidad de San Carlos de Guatemala.Facultad de Ingeniería.Escuela Regional de Ingeniería Sanitaria y Recursos Hídricos., 1-59.

- Glibota, G.S.A., 2005. Avances en opciones para eliminación de arsénico en aguas Universidad Nacional del Nordeste., 1-4.
- Graybill, D., Reddy-Yadanaparthi, S.K., Von-Wandruszka, R., 2009. Adsorbents for the removal of arsenic, cadmium, and lead from contaminated waters. *Journal of Hazardous Materials* 171, 1-15.
- Hidalgo-M, J., Villalobos-S, H., 2011. Informe Arsénico en el Agua Potable. Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados.Subgerencia de Ambiente, Investigacion y Desarrollo, 1-19.
- Iliná, A., Martínez-Hernández, J.L., Segura-Ceniceros, E.P., Villarreal-Sánchez, J.A., Gregorio-Jáuregui, K.M., 2009. Biosorción de arsénico en materiales derivados de maracuyá. *Revista internacional de contaminación ambiental* 25.
- Mandych, V.G., Osipov, M.A., Fedorets, N.V., 2009. A Method of Measuring the mass Concentration of Arsenic in Water with the Development of a Promising Sampler. *Measurement Techniques* 52, 768-773.
- Maruyama, H., Seki, H., Suzuki, A., 2005. Biosorption of chromium(VI) and arsenic(V) onto methylated yeast biomass. *Journal of Colloid and Interface Science* 281, 261–266.
- Mejía-Maravilla, E., Stebe, C., Paillés, C.A., 2012. Proyecto de Desarrollo de Capacidades para el Uso Seguro de Aguas Servidas en Agricultura. Comisión Nacional del Agua.Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, 1-13.
- Mohan, D., Pittman-Jr.C.U., 2007. Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents—A critical review. *Journal of Hazardous Materials* 142, 1-53.

Muñoz-Carpio, J.C., 2007. Biosorción de plomo (II) por cáscara de naranja "citrus cinensis" pretratada. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 1-71.

Narváez-Suárez, D.A., 2009. Evaluación de zeolitas sintetizadas a partir de residuos de carbón en la remoción de arsénico en agua para consumo humano. Tesis. Maestría. Instituto Politécnico Nacional. Estudio de caso: Zimapán Hidalgo., 1-88.

Olguín, E.J., Sánchez-Galván, G., 2012. Heavy metal removal in phytofiltration and phycoremediation: the need to differentiate between bioadsorption and bioaccumulation. New biotechnology 30, 1-8.

Patil, S.B., Schiewer, S., 2008. Pectin-rich fruit wastes as biosorbents for heavy metal removal: Equilibrium and kinetics. Bioresource Technology 99, 1896–1903.

Pinzón-Bedoya, M.L., Vera-Villamizar, L.E., 2009. Modelamiento de la cinética de bioadsorción de Cr (III) usando cáscara de naranja. 95-106.

Piña-Soberanis, M., Rivera-Huerta, M.L., Tratamiento de agua para remoción de arsénico mediante adsorción sobre zeolita natural acondicionada. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, 1-11.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2003. NOM-002-SEMARNAT-1996.P.18. Disponible en: www.semarnat.gob.mx/nom-aguas-. (Fecha de consulta 17 de Junio del 2014).

Servicios de Ingeniería e Informática (SII). 2000. Análisis del Reuso de Aguas Residuales Tratadas. Actualización del Plan Maestro para el Mejoramiento de los Servicios de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento en Juárez,

Chihuahua. 1-108. Disponible en:
virtual.cocef.org/Documentos.../Proyectos.../texto_seccion_20.pdf (Fecha de consulta 23 de noviembre del 2014).

Szafran, R., G., Modelski, S., Witek-Krowiak, A., 2011. Biosorption of heavy metals from aqueous solutions onto peanut shell as a low-cost biosorbent. *Desalination* 265, 126–134.

Tapia-H, N., Villanueva-H, C., 2005. Bioadsorción de Cu (II) por biomásas que contienen pectina. *Revista Peruana* 8, 1-5.

Vahter, M., 2009. Effects of Arsenic on Maternal and Fetal Health. *Annual Reviews Further* 29, 381-399.

Volesky, B., 2007. Biosorption and me. *ScienceDirect* 41, 4017 – 4029.

Wang, J., Chen, C., 2009. Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnology Advances* 27, 195–226.

Xuan, Z., Tang, Y., Li, X., Liu, Y., Luo, F., 2006. Study on the equilibrium, kinetics and isotherm of biosorption of lead ions onto pretreated chemically modified orange peel. *Biochemical Engineering Journal* 31, 160–164.