

Benemérita Universidad Autónoma de Puebla



Facultad de Ingeniería Química

**“PREPARACIÓN DE HIDROGELES SUPERABSORBENTES BASADOS
EN GOMA DE XANTANA PARA LA REMOCIÓN DE PLOMO EN
SOLUCIONES ACUOSAS”**

**Tesis presentada para obtener el grado de:
Licenciatura en Ingeniería Ambiental**

MAYO 2025

Presenta: Clara Belem Rodríguez Paleta

Director de Tesis: Dra. María Teresa Zayas Pérez

Codirector de Tesis: Dr. Leonardo Salgado



Contenido

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	5
2. JUSTIFICACION	6
3. OBJETIVO GENERAL	7
4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	7
5. HIPÓTESIS	7
6. MARCO TEÓRICO	8
6.1 Hidrogeles Superabsorbentes (HSA).....	8
6.1.1 Generalidades de los HSA.....	8
6.1.2 Ventajas de los HSA.....	9
6.1.3 Clasificación de hidrogeles	10
6.2 Síntesis de hidrogeles superabsorbentes	12
6.3 Síntesis de hidrogeles asistida por radiación de microondas.....	13
6.4 Hidrogeles superabsorbentes a base de polímeros naturales	17
6.4.1 Polímeros naturales.....	17
6.4.2 Polisacáridos	18
6.4.3 Gomas Naturales	20
6.5 Goma de Xantana.....	21
6.6 Agar-agar.....	22
6.7 Mecanismo de remoción de metales pesados de los HSA.....	23
6.8 Técnicas de caracterización para hidrogeles.....	25
6.8.1 Cinética de hinchamiento.....	25
6.8.2 Análisis de composición e interacciones moleculares por FTIR	26

6.8.3 Otras técnicas de caracterización	27
6.7 Metales pesados.....	28
6.8 Contaminación del agua por metales pesados	30
6.9 El plomo y su contaminación	32
6.10 Efectos a la salud en humanos causados por plomo.....	33
6.11 Efectos al medio ambientes.....	35
6.11.1 Impacto en las plantas	35
6.11. 2 Impacto en los animales	35
6.12 Tecnologías para la remoción de metales pesados en el agua	36
6.12.1 Tecnologías convencionales	37
6.12.2 Tecnologías no convencionales	42
6.13 Marco legal en relación con metales pesados en el ambiente.....	43
7. METODOLOGÍA	45
7.1 Reactivos y materiales	45
7.2 Equipos de laboratorio	45
7.3 Síntesis de Hidrogeles de Goma de Xantana/Poliacrilamida/Agar-agar (HGX-PAM/AA)..	45
7.4 Purificación y secado de hidrogeles HGX-PAM/AA.....	46
7.5 Técnicas de caracterización	47
7.5.1 Estudio de la cinética de hinchamiento.....	47
7.5.2 Análisis estructural por FTIR.....	47
7.6 Pruebas de remoción de Pb	48
8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	48
8.1 Ensayos preliminares de la síntesis y obtención de HGX-PAM/AA.....	48

8.2 Efecto de la variable de concentración de entrecruzante	50
8.3 Efecto de la variable tiempo de irradiación de microondas	51
8.4 Porcentaje de hidratación (%H) de los HGX-PAM/AA obtenidos.....	53
8.4.1 Concentración de MBA en la capacidad de hinchamiento.....	53
8.4.2 Tiempo de irradiación de microondas en la capacidad de hinchamiento	55
8.5 Caracterización de Goma de Xantana, Agar, agente entrecruzante MBA y HGX-PAM/AA mediante FTIR.....	57
8.5.1 Espectros de absorción IR de Goma de Xantana.....	57
8.5.2 Espectro de absorción IR de Agar-agar	58
8.5.3 Espectro de absorción IR del entrecruzante MBA	59
8.5.4 Espectro de absorción IR del monómero AM.....	60
8.5.5 Espectros de absorción de los hidrogeles superabsorbentes HGX-PAM/AA-E3 y HGX-PAM/AA-T2	62
8.6 Evaluación de la capacidad de adsorción de plomo por HGX-PAM/AA-T2	64
9. CONCLUSIONES	70
10. BIBLIOGRAFÍA.....	71

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El problema que se plantea en este proyecto es la síntesis de hidrogeles superabsorbentes (HSA) a base de goma de xantana y la evaluación de su aplicación en la depuración de aguas contaminadas con plomo. Por tanto, el proyecto comprende dos ejes esenciales; 1) relacionado con la síntesis y caracterización de los HSA obtenidos y 2) la determinación de su capacidad de remoción de plomo en medio acuoso. Se estudia la remoción de Pb como elemento representativo del grupo de metales pesados, considerando que es un elemento metálico de amplio interés medioambiental debido a su uso extensivo, su toxicidad y su amplia distribución.

Se ha informado que, entre todos los contaminantes ambientales, los metales pesados han captado una gran atención dentro de los ambientalistas, químicos y biólogos a causa de su naturaleza extremadamente peligrosa (Masindi y Muedi, 2018). En agua son una problemática que va en aumento, principalmente por la actividad antrópica. Su peligrosidad radica en su poder de biomagnificación, su no biodegradabilidad, persistencia en el medio ambiente y naturaleza bioacumulativa, lo que representa un riesgo latente de que concentraciones nocivas lleguen a encontrarse en el agua potable y alimentos (Ali et al., 2019; Mendoza, 2017). Entre las consecuencias a la salud se encuentran efectos genotóxicos, carcinogénicos, mutagénicos y teratogénicos, incluso a niveles traza para algunos seres vivos que entran en contacto con aquellos metales (Altalhi et al., 2021).

La descarga de corrientes de aguas residuales de las industrias, tratadas inadecuadamente se encuentran entre las principales fuentes de contaminación por metales pesados en las aguas superficiales y subterráneas (Sharma et al., 2021). Organizaciones, como la EPA (US Environmental Protection Agency por sus siglas en inglés), consideran a determinados metales pesados como contaminantes prioritarios por no ser esenciales en los mecanismos del cuerpo humano, además de pertenecer a los más tóxicos y abundantes. Entre ellos se encuentran el arsénico (As), berilio (Be), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg), níquel (Ni), plata (Ag), plomo (Pb), entre otros (Mendoza, 2017). En México, dada su toxicidad y presencia, los metales contaminantes de interés son: Pb, Hg, As y Cr (Covarrubias y Peña, 2017).

2. JUSTIFICACION

Los hidrogeles son redes de polímeros hidrofílicos tridimensionales entrecruzados que pueden hincharse, absorber y retener ciertas cantidades de agua y otros fluidos, formando un gel sólido que mantiene su estructura física sin que se disuelva; con grupos hidrofílicos, como hidroxilo (-OH), carboxilo (-COOH), amida (-CONH₂) y sulfónico (-SO₃H), los que se hidratan al entrar en contacto con el agua formando la estructura tridimensional (Rehman et al., 2019; Shalla et al., 2019). Estos polímeros tienen la capacidad de absorber desde el 10-20% o incluso aumentar miles de veces su peso seco en agua. Una vez que el contenido de agua sobrepasa el 100% se denominan hidrogeles superabsorbentes (HSA) (Hoffman, 2000). Las aplicaciones de los hidrogeles se encuentran en la agricultura, la industria biomédica, cosmética, alimentaria, así como en el tratamiento de aguas residuales (Rehman et al., 2019; Shalla et al., 2019).

El desarrollo de hidrogeles como potentes materiales absorbentes para el tratamiento de metales pesados tóxicos en el agua, se ha reportado en diferentes investigaciones como una opción viable y efectiva (Darban et al., 2022).

Los metales pesados como contaminantes liberados por diversas actividades humanas se encuentran entre los más comunes de las aguas residuales (Darban et al., 2022). A diferencia de los contaminantes orgánicos, los metales no se degradan y, por lo tanto, deben eliminarse o se debe inactivar su toxicidad. Por ello es de suma importancia desarrollar un tratamiento efectivo y asequible para su remoción en aguas residuales y fuentes de agua potable antes de que ingresen al medio ambiente y/o a la ingesta del ser humano (Kumar et al., 2021; Ali et al., 2019).

La síntesis de HSA a base de goma de xantana tiene como propósito obtener hidrogeles superabsorbentes con facilidad de adsorción para su aplicación en la depuración de efluentes contaminados con metales pesados, particularmente plomo como elemento representativo de este grupo de contaminantes. Por tanto, la síntesis de hidrogeles a base de goma de xantana y su aplicación en la depuración de metales pesados aborda dos aspectos de interés: uno relacionado con la utilización de materiales biodegradables sintetizados a partir de una tecnología verde y el segundo referente a la contribución a un problema ambiental relacionado con la depuración de contaminantes, lo cual justifica apropiadamente el proyecto a realizar.

3. OBJETIVO GENERAL

Determinar el grado de eficacia en la capacidad de hinchamiento y la adsorción de plomo en soluciones acuosas de un compuesto de hidrogel sintetizado a base de goma de xantana, agar-agar y poliacrilamida vía radiación por microondas.

4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Establecer una metodología para la síntesis de compuesto de hidrogel sintetizado a base de goma de xantana, agar-agar y poliacrilamida
- Analizar y definir las variables óptimas para la síntesis de los hidrogeles a base de goma de xantana, agar-agar y poliacrilamida.
- Caracterizar hidrogeles superabsorbentes a base de goma de xantana, agar-agar y poliacrilamida; por medio del porcentaje de hinchamiento y espectroscopia IR
- Determinar la capacidad de remoción de plomo en soluciones acuosas por hidrogeles a base de goma de xantana, agar-agar y poliacrilamida.

5. HIPÓTESIS

Es posible obtener hidrogeles superabsorbentes usando el biopolímero de goma de xantana, agar-agar y poliacrilamida con el método de radiación por microondas; los cuales por sus propiedades fisicoquímicas serán capaces de remover iones metálicos de plomo en aguas residuales simuladas.

6. MARCO TEÓRICO

6.1 Hidrogeles Superabsorbentes (HSA)

6.1.1 Generalidades de los HSA

Los hidrogeles son redes de polímeros hidrofílicos tridimensionales entrecruzados que pueden hincharse, absorber y retener ciertas cantidades de agua y otros fluidos, formando un gel sólido que mantiene su estructura física sin que se disuelva; siendo los grupos hidrofílicos, como hidroxilo (-OH), carboxilo (-COOH), amida (-CONH₂) y sulfónico (-SO₃H), los que se hidratan al entrar en contacto con el agua formando la estructura tridimensional (Ur Rehman et al., 2019 & Shalla et al., 2018). En general, estos polímeros tienen la capacidad de absorber desde el 10-20% (límite inferior arbitrario) o incluso aumentar miles de veces su peso seco en agua. Una vez que el contenido de agua sobrepasa el 100% se denominan hidrogeles superabsorbentes (HSA) (Hoffman, 2000).

Cuando un hidrogel se encuentra en presencia de agua, se hincha hasta alcanzar un punto de equilibrio entre las fuerzas osmóticas del agua que penetran las cadenas del polímero hidrófilo, y las fuerzas cohesivas de las cadenas que se oponen a la expansión, consiguiendo así el valor máximo de hinchamiento (Garmendía, 2020). Ahora bien, cuando el hidrogel se somete a secado, pasa de un estado expandido de máximo hinchamiento a un estado de colapso, donde se evapora toda el agua, siendo un proceso reversible. En su estado desprovisto de fase acuosa se denomina xerogel (González, 2016).


En los últimos años han atraído especial atención, debido a sus importantes propiedades mecánicas y de tolerancia a la agitación externa, características fundamentales para la reutilización de adsorbentes. Sus grandes aplicaciones se encuentran en la agricultura, la biomedicina, la industria biomédica, cosmética y alimentaria, así como en el tratamiento de aguas residuales (Ur Rehman et al., 2019 & Shalla et al., 2019).

Su capacidad de sorción les permite adsorber contaminantes orgánicos, colorantes e iones de metales pesados de las aguas residuales. Esto se debe a que cuentan con grupos funcionales químicamente sensibles, como grupos de ácido carboxílico, amina, hidroxilo y ácido sulfónico, los cuales le permiten capturar fácilmente iones metálicos y colorantes de las aguas residuales formando un agente complejante (Shalla et al., 2019 & Enas, 2015). En cuanto a la adsorción de los iones metálicos por los hidrogeles, esta tiene lugar por el mecanismo de atracción, dependiendo de la diferencia de carga entre los cationes metálicos cargados positivamente y los sitios activos cargados negativamente distribuidos por todas partes a lo largo de la estructura del hidrogel, los cuales gobiernan toda la parte de la absorción de los cationes metálicos. Los grupos funcionales más abundantes presentes en la estructura de cualquier hidrogel son los grupos hidroxilo y los grupos carbonilo (Mansur et al., 2004). También se ha descubierto que los grupos funcionales carboxilo tienen un papel clave en la eliminación de los iones metálicos, pues estos se unen formando sales (Shalla et al., 2018).

6.1.2 Ventajas de los HSA

Los hidrogeles superabsorbentes como tecnología relativamente nueva para la remoción de contaminantes en las aguas residuales han presentado destacadas ventajas ante otros materiales adsorbentes que siguen siendo investigados para la aplicación en el campo de tratamiento de aguas residuales. En la siguiente Tabla se mencionan algunas de ellas.

Tabla 1. Ventajas de los hidrogeles superabsorbentes como material de adsorción para la remoción de contaminantes de las aguas residuales

Flexibilidad estructural^a	 <p>Forma Seca: xerogel</p> <p>Forma Hidratada: hidrogel</p>
Estabilidad térmica y mecánica^a	
Biocompatibilidad^b	
Biodegradabilidad^b	
Falta de toxicidad^b	
Rentabilidad^c	
Alta capacidad de absorción del agua y aumento de su volumen sin perder su forma^{c y d}	
Son insolubles en agua debido a su formación de una red tridimensional^d	
Se reportan mayores grados de adsorción de contaminantes superando a otros materiales^e	
Capacidad para formarse “in situ” mediante procedimientos mínimamente invasivos^f	

Nota: ^aNikolić et al. (2018). ^bHua & Li (2014). ^cSouda & Sreejith, (2015). ^eApolinar (2010). ^eAhmaruzzaman et al. (2023). ^fSharma et al. (2017b).

6.1.3 Clasificación de hidrogeles

Un hidrogel puede poseer distintas propiedades o características dependiendo de su estructura y finalidad, así es como su clasificación también puede realizarse dependiendo de distintos factores (Toribio, 2021). En la literatura son reportadas distintas clasificaciones de los hidrogeles, de acuerdo con su:

- Fuente. Dependiendo de su material de elaboración, se pueden dividir en hidrogeles de polímero naturales, hidrogeles de polímeros sintéticos o la combinación de estas dos clases (Shalla et al., 2019)
 - ❖ Natural
 - ❖ Sintéticos
 - ❖ Híbridos
- Mecanismo de formación del hidrogel y tipo de enlace. Existen dos métodos de reticulación para la formación de hidrogeles, en los cuales se consigue un gel físico (gel reversible) y un gel químico (gel permanente) (Hennink & van Nostrum, 2012).
 - ❖ Entrecruzamiento físico
 - ❖ Entrecruzamiento químico
- Estructura Polimérica (Pepelanova, 2012; Dattilo et al., 2023):
 - ❖ Hidrogeles Homopoliméricos: Están formados por una red polimérica derivada de una sola especie de monómero.
 - ❖ Hidrogeles Copoliméricos: Compuestos por dos o más especies de monómeros, dispuestos en una configuración aleatoria, en bloque o alterna a lo largo de la cadena polimérica.
 - ❖ Hidrogeles Interpenetrados (IPN): Hidrogeles en donde dos o más polímeros entrecruzados forman un entrelazamiento entre las cadenas, el cual no se puede separar, aunque no existan enlaces covalentes entre estas redes.
 - ❖ Hidrogeles Semi-Interpenetrados (Semi-IPN): En este tipo de hidrogeles, su red consta de un monómero entrecruzado y otro polímero lineal. Para mayor entendimiento ver Figura 1.
- Configuración. Dependiendo la estructura física y composición química se clasifican en (Madduma & Madihally, 2020):
 - ❖ Amorfos: Su estructura es una red aleatoria que no posee una disposición ordenada.
 - ❖ Cristalinos: Constan de una red polimérica ordenada muy compacta y densa.
 - ❖ Semicristalinos: Posee una mezcla de fases amorfas y cristalinas.

→ Carga iónica. En dependencia de la ausencia o presencia de algún tipo de carga en la red polimérica del hidrogel, este se puede clasificar en distintos grupos (Toribio, 2021; Dattilo et al., 2023):

- ❖ Neutrales: no presentan grupos con cargas
- ❖ Iónicos: pueden presentar cargas positivas (cationes) o cargas negativas (aniónicos) a lo largo de la red polimérica.
- ❖ Electrolito anfótero: contienen grupos ácidos y básicos.
- ❖ Zwitteriónicos: contiene grupos aniónicos y catiónicos.

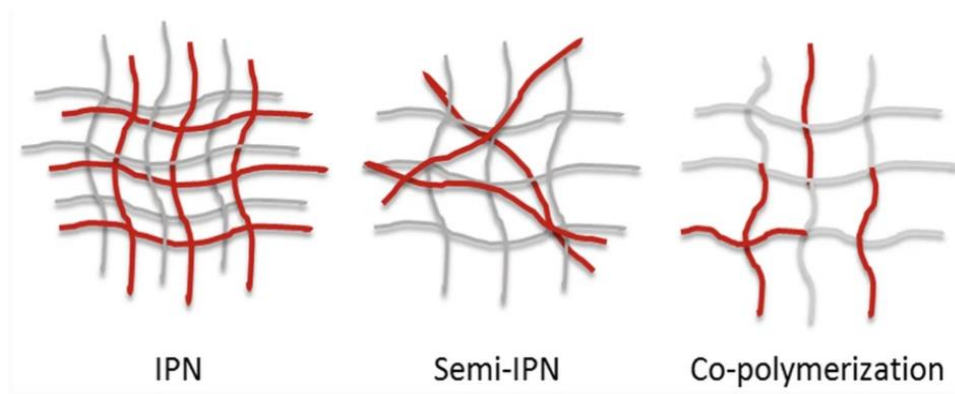


Figura 1. Tipos de estructuras poliméricas que se pueden formar en la síntesis de un hidrogel.

Nota: Recuperado de *Tunable Hydrogels: Introduction to the World of Smart Materials for Biomedical Applications* (p. 7), por I., Pepelanova, 2021.

Entre otras clasificaciones también se encuentran debido a su:

→ Degradabilidad (Kasai et al., 2022):

- ❖ Biodegradable
- ❖ No biodegradables

→ Propiedades físicas (Tanwar et al., 2023):

- ❖ Convencional: El comportamiento de este tipo de hidrogel no se ve influenciado por cambios ambientales
- ❖ Inteligente: Son los hidrogeles que responden a cambios en el entorno circundante tanto a factores físicos, químicos o bioquímicos.

→ Respuesta a factores o estímulos: Existen hidrogeles que responden a estímulos ambientales y experimentan cambios en su comportamiento de hinchamiento, estructura de la red y resistencia mecánica (Ullah et al., 2015; Tanwar et al., 2023).

- ❖ Factores físicos: Incluyen luz, temperatura, estrés mecánico, campos eléctricos y magnéticos.

- ❖ Factores Químicos: Influencia debido a cambios de pH, factores iónicos y/o agentes químicos
- ❖ Factores Bioquímicos: Algunos de ellos pueden ser la presencia de antígenos o enzimas.

6.2 Síntesis de hidrogeles superabsorbentes

Suelen prepararse a partir de monómeros polares y de acuerdo con su material de elaboración, se pueden dividir en hidrogeles de polímeros naturales, hidrogeles de polímeros sintéticos o la combinación de estas dos clases (Shalla et al., 2019). Las características de estos monómeros y su grado de entrecruzamiento determinan la capacidad de hinchamiento del xerogel y en consecuencia su aplicabilidad. En diversas ocasiones un solo monómero no proporciona las adecuadas propiedades mecánicas y gran retención de agua, por lo que es conveniente recurrir a la copolimerización (Katime et al., 2004).

En general, para la síntesis de hidrogeles, se requiere de tres compuestos principales, los cuales son el monómero, el iniciador y el agente entrecruzante (Omidian & Park, 2010). El monómero es la parte integral de la reacción de polimerización que se encarga de formar redes poliméricas con la ayuda del entrecruzante, el cual une químicamente todas las cadenas poliméricas formadas. La concentración de monómero y agente entrecruzante en la mezcla de la síntesis tiene una importante influencia en el grado de entrecruzamiento de las cadenas dentro de la estructura del hidrogel, y por lo tanto afecta directamente en sus propiedades viscoelásticas y el grado de hinchamiento (Ninciuleanu et al., 2021).

Durante el proceso de síntesis, para controlar el calor de polimerización y las propiedades finales del hidrogel, se suelen usar disolventes como agua u otras soluciones acuosas. La elección y cantidad del disolvente, genera una fuerte influencia en la forma y porosidad del hidrogel. Un disolvente aplicable, es decir, que sea miscible con todos los componentes de la síntesis; y una dosis adecuada puede garantizar las buenas propiedades del hidrogel, ya que, una pequeña dosis de diluyente da generalmente como resultado una baja porosidad y área de superficie específica, mientras un exceso de disolvente causa tamaños de poro sobreextendidos y una mala resistencia mecánica (Zhang et al., 2021). El monómero, polímero, iniciador y agente entrecruzante generalmente tienen buena solubilidad en el agua, por lo que es el disolvente más comúnmente usado (Qureshi et al, 2020).

Los hidrogeles se pueden sintetizar a través de varios métodos con un principio de reticulación de cadenas poliméricas (Sharma, 2017a). La síntesis del hidrogel depende mucho del tipo de entrecruzamiento, de ahí se pueden clasificar como geles entrecruzados física y químicamente. Para el primer caso, las redes se mantienen unidas por fuerzas físicas, incluidas las fuerzas iónicas, de enlaces de hidrógeno o hidrofóbicas, mientras que, para el segundo caso, el hidrogel tiene redes entrecruzadas permanentes covalentemente (Shalla et al., 2019). La principal ventaja del método físico es la ausencia de un agente químico

entrecruzante en la formación del hidrogel, sin embargo, los hidrogeles entrecruzados químicamente son más estables y mecánicamente más fuertes (Hu et al., 2019; Maitra & Shukla, 2014).

Como las interacciones de entrecruzamiento físico son más débiles y generalmente tienden a presentar mayor solubilidad y reversibilidad ante cambios ambientales, el entrecruzamiento químico para la formación de polímeros es de los más utilizados para la síntesis de hidrogeles superabsorbentes, ya que, su formación es irreversible, exhibe mayor estabilidad y resistencia mecánica, además de tener un mayor tiempo de degradación (Bashir et al., 2020).

En dependencia de la naturaleza del polímero se pueden ocupar diferentes técnicas que conlleven al entrecruzamiento químico de las cadenas poliméricas. En general, los hidrogeles químicos son preparados mediante crecimiento en cadena de monómeros monofuncionales y multifuncionales, o de copolímeros, homopolímeros en solución y copolimerización simultánea; todo esto en conjunto con un agente entrecruzante funcional que se encarga de promover la formación de las redes (Figura 2) (Xue et al, 2001; Karadağ et al., 2001). El proceso de preparación se puede resumir en dos pasos: en el primero se sintetizan los polímeros lineales, y para el segundo paso se lleva a cabo el entrecruzamiento de los polímeros sintetizados utilizando reactivos químicos o radiación (Rahman et al., 2022).

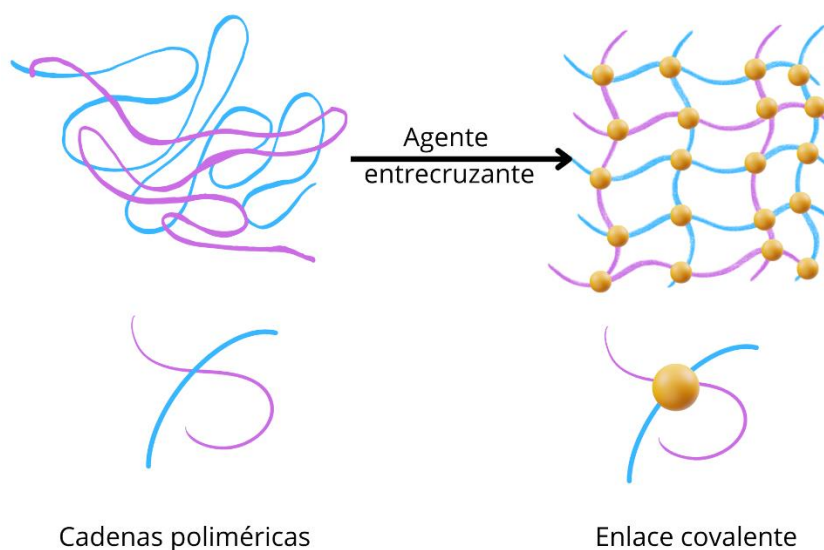


Figura 2. Formación de cadenas poliméricas y entrecruzamiento de estas.

6.3 Síntesis de hidrogeles asistida por radiación de microondas

La polimerización por radicales libres es uno de los métodos más típicos y ampliamente usados para la preparación de hidrogeles (Nikolić et al., 2018). Este método implica la química de polimerización típica de radicales libres, siendo los pasos: iniciación, propagación, transferencia de cadena y terminación. Para el primer paso, los iniciadores forman radicales libres, para que estos reaccionen con los monómeros.

Transformándolos en formas reactivas que luego reaccionaran con más monómeros y así sucesivamente dando paso a la propagación. Finalmente, la terminación es producida por transferencia de cadena o mediante combinación de radicales que generan matrices poliméricas. Este método de preparación de hidrogel puede llevarse a cabo en solución o a granel. Para la producción de grandes cantidades de hidrogeles, se opta por la polimerización en solución y el disolvente comúnmente utilizado es el agua (Varghese et al., 2020).

Un ejemplo de este proceso es el hidrogel ácido poli(acrílico) sintetizado por Khan et al. (2020) mediante polimerización por radicales libres en presencia del reticulante químico N, N'-metilenbisacrilamida (MBA) y persulfato de amonio ((NH₄)₂S₂O₈) como iniciador. En este mecanismo el (NH₄)₂S₂O₈, se disocia en sus iones constituyentes, en medio acuoso: NH₄⁺ y anión persulfato. El anión persulfato al calentarse se convierte en radicales libres del anión sulfato que reaccionan aún más con las moléculas de agua para formar radicales libres hidroxilo. Estos radicales libres reaccionan con el doble enlace C=C del monómero utilizado (en este caso el ácido acrílico), y el agente entrecruzante MBA, hasta formar radicales libres en la columna vertebral de ambos. Los radicales libres del ácido acrílico participan en la polimerización de cadena larga del polímero, mientras que los radicales libres de MBA conectan y entrecruzan la cadena larga hasta formar la red 3D de los hidrogeles de ácido poli(acrílico) [Figura 3].

Además de la polimerización por radicales libres de mezclas de monómeros vinílicos, también es posible obtener hidrogeles mediante la polimerización radicalaria de polímeros solubles en agua derivados con grupos polimerizables. Por ejemplo, polímeros naturales como dextrano, albúmina, almidón, etcétera, pueden derivarse con grupos metacrílicos y polimerizarse (Varghese et al., 2020).

Las reacciones de polimerización se llevan a cabo en recipientes o reactores, generalmente con aplicación de calor (Hasirci et al., 2011). Para el paso de iniciación en la reacción de radicales libres ocurre la escisión homolítica de enlaces que genera la especie reactiva (los radicales libres), y esto requiere un aporte de energía, ya sea de luz o de calor (Ashenurst, 2022; Carey & Sundberg 1990).

En distintas investigaciones dada la simplicidad de operación y equipo, la iniciación química por calentamiento convencional es el método más común usado para preparar hidrogeles (Zhao et al., 2023). Sin embargo, los tiempos requeridos de reacción son altos debido a que el calentamiento puede ser ineficiente en la transferencia de energía a todo el sistema, se depende mucho de la conductividad del recipiente de reacción, además de resultar en un perfil de temperatura mayor en las paredes del contenedor generando que el calentamiento no sea uniforme en la mezcla (Espinosa, 2018).

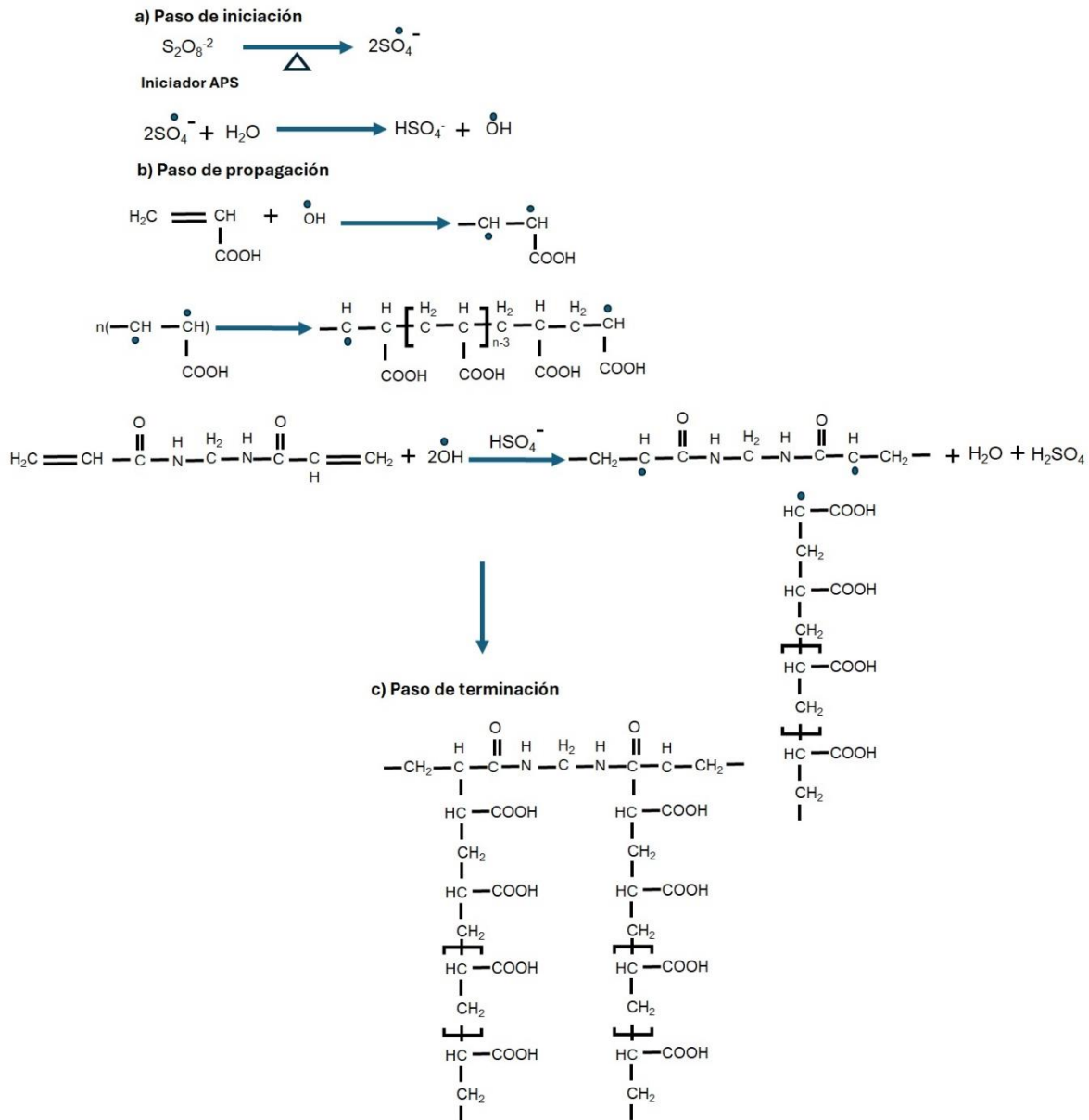


Figura 3. Síntesis vía radicales libres para la formación del hidrogel ácido poliacrílico.

Por lo anterior se ha optado por la síntesis de hidrogeles vía radiación, de las cuales se puede mencionar la radiación gamma (γ), por electrones de alta energía, microondas y radiación ultravioleta (Said et al., 2004). Siendo, en específico, la radiación por microondas una técnica innovadora, moderna y ecológica.

Se ha demostrado en diferentes investigaciones que los resultados obtenidos mejoran las propiedades de síntesis de los polímeros en tiempos cortos en contraste con los métodos térmicos convencionales (Tanan & Saengsuwan, 2014).

Esta tecnología se ha convertido constantemente en una herramienta sintética atractiva. Su principio está basado en la aplicación de irradiación de microondas (MW) como fuente de energía para reacciones orgánicas. Las MW comprenden radiaciones electromagnéticas con frecuencias que oscilan entre 0,3 y 300 GHz, para evitar interferencias con las telecomunicaciones y los radares. Mientras que, para fines domésticos y sintéticos, la frecuencia ocupada que suele ocuparse se encuentra entre 2 y 8 GHz. Gracias a su serie de ventajas únicas en cuanto la síntesis de hidrogeles se tiene, mayores rendimientos en tiempos de reacción más cortos, se evita la generación limitada de subproductos, pues cuanto mayor es el tiempo de reacción, mayor será la cantidad de productos secundarios producidos (Kappe, 2004).

Se ha comprobado que la radiación por microondas es una forma eficiente de calentamiento, pues la transferencia de energía de las moléculas de la mezcla de reacción es de manera directa (Figura 4) y como los recipientes de reacción son transparentes se genera un gradiente de temperatura invertido creando reacciones más rápidas (Espinosa, 2018).

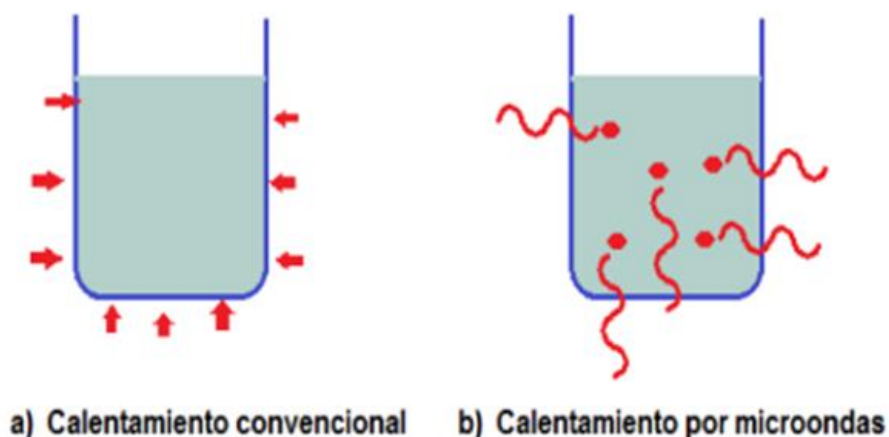


Figura 4. a) Diagrama comparativo del calentamiento convencional y b) el calentamiento por microondas.

Nota: Recuperado del estudio del proceso de polimerización por microondas del polietilentereftalato y del PET/TiO₂ nanohíbrido, (Espinosa, 2018).

Entre las ventajas que se puede enumerar de esta técnica se puede mencionar:

- ★ Aumento de las velocidades de reacción y disminución los tiempos de reacción (Sosnik et al., 2011).
- ★ Temperatura uniforme en toda la muestra (Lara et al., 2017).
- ★ Rendimientos mayores de entrecruzamiento en tiempos cortos de reacción (Shi & Liu, 2006).
- ★ Los hidrogeles producidos vía radiación de microondas presentan altas tasas de hinchamiento (Shi & Liu, 2006).

- ★ Las propiedades químicas, físicas y mecánicas se pueden mejorar mediante este método de síntesis (El Batouti et al., 2023).
- ★ La intensidad de entrecruzamiento está controlada por la dosis de radiación (Rahman et al., 2022).
- ★ Permiten una gestión fácil y precisa de la regulación energética (Lara et al., 2017).
- ★ Es una técnica amigable con el medio ambiente y ahorra energía (Espinosa, 2018).

6.4 Hidrogeles superabsorbentes a base de polímeros naturales

6.4.1 Polímeros naturales

Los recursos renovables son materiales producidos por fuentes biológicas incluidos los microorganismos, el reino animal y el reino vegetal. Los biopolímeros son un claro ejemplo de un producto generado por fuentes renovables (Rubio, 2009). Estos materiales poliméricos naturales constan de cadenas largas que contienen unidades repetidas de monómeros biodegradables como los aminoácidos, ácidos nucleicos y monosacáridos, las cuales forman una macromolécula lineal o ramificada (Yaashika et al., 2022; Varghese et al., 2020).

Existen seis tipos principales de biopolímeros los cuales son: proteínas, polinucleótidos, poliésteres, polisacáridos, poliisoprenos y lignina (Varghese et al., 2020). Por ejemplo, la elastina, queratina y gluten son biopolímeros basados en proteínas mientras que la celulosa y quitina son una clara muestra de polisacáridos (Karkit et al., 2021).

Dado que los biopolímeros son recursos de carácter renovable, muchos de ellos formando parte de la dieta diaria. La naturaleza puede seguir sintetizándolos a medida que el ser humano los sustrae (Rubio, 2009). Esto ha traído un interés en el desarrollo y comercialización de materiales poliméricos respetuosos con el medio ambiente que pueden ser utilizados en una multitud de aplicaciones (Elgarahy et al., 2023). Sus ventajas radican en que son mayormente económicos que los polímeros sintéticos o semisintéticos, fácilmente disponibles, potencialmente biodegradables y biocompatibles (Varghese et al., 2020).

Las cualidades destacadas de los biopolímeros los hacen sumamente interesantes para su comercialización en industrias como la farmacéutica, alimentaria y medioambiental. En actualidad se puede destacar que uno de los temas de investigación con mayor auge es la aplicación de estos materiales en el tratamiento de aguas residuales, para competir con los polímeros convencionales. En resumen, los biopolímeros y sus compuestos han sido empleados como coagulantes, floculantes, membranas, agentes fotocatalíticos y adsorbentes, con excelente capacidad de eliminar metales pesados, colorantes, materia orgánica y otros contaminantes ambientales (Elgarahy et al., 2023).

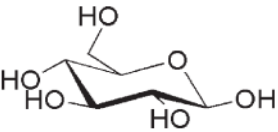
6.4.2 Polisacáridos

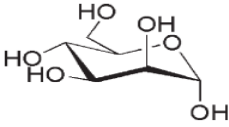
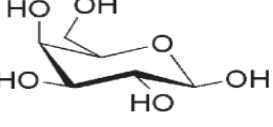
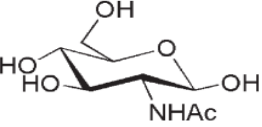
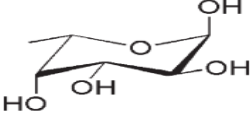
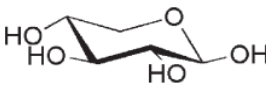
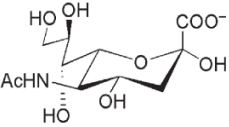
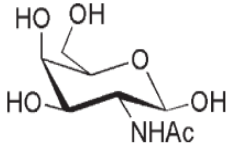
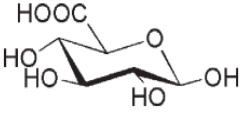
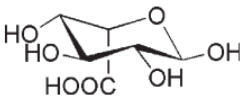
La mayor parte de biomateriales existentes se encuentran en forma de polisacáridos, siendo los hidratos de carbono los compuestos orgánicos con mayor abundancia en el reino vegetal, ocupando tres cuartas partes de la masa seca total (Seymour et al., 1995; Rubio, 2009; Zhu et al., 2019). Sus diversas propiedades moleculares y fisicoquímicas les han otorgado un lugar como objeto de estudio en diferentes campos de la investigación. Su utilización en la formación de hidrogeles ha destacado gracias a sus propiedades intrínsecas (Oliveira & Reis, 2008).

Los polisacáridos, también conocidos como glicanos, son macromoléculas constituidas por unidades monoméricas básicas de sacáridos comunes unidos entre sí por enlaces O-glicosídicos, formando estructuras moleculares lineales o altamente ramificadas (tabla 2), las cuales definen su diversidad y complejidad (Song et al., 2012). Sus fuentes naturales como plantas, animales, algas y microorganismos los convierten en recursos renovables. En los seres vivos cumplen funciones biológicas estructurales, de reserva y suministro de energía (Seymour et al., 1995; Ahmad et al., 2023). Alcanzan pesos moleculares de varios millones, y su fórmula estándar se puede establecer como $C_x(H_2O)_y$ donde $200 \leq x \leq 2500$. Las unidades que se repiten en la estructura del polímero suelen ser monosacáridos de seis carbonos, y su fórmula general se puede representar como $(C_6H_{10}O_5)_n$ donde n es el número de unidades repetidas en la columna vertebral del polímero que oscila entre 40 y 3000 (Bhosale, 2014). Considerándose homopolisacáridos a aquellos que están compuestos por la misma unidad, ejemplo de ello está la glucosa y el almidón; mientras que si su estructura comprende diferentes unidades de monosacáridos son denominados heteropolisacáridos, como el agar-agar o las gomas vegetales (Zhu et al., 2019).

Particularmente los polisacáridos de goma natural, hoy en día se encuentran continuamente en aplicaciones esenciales en industrias como la alimentaria, biotecnológica, medicina y medioambiental, convirtiéndolos en materiales frecuentes y comercialmente disponibles. Gracias a su excepcional divergencia estructural, características reológicas, biodegradabilidad y abundancia, han llamado la atención para uso en el desarrollo de materiales adsorbentes como los HSA (Ahmad et al., 2023; Ahmad et al., 2019).

Tabla 2. Unidades monoméricas básicas de los polisacáridos: monosacáridos más comunes.

NOMBRE	ESTRUCTURA
Glucosa	

Manosa	
Galactosa	
N-acetilglucosamina	
Fucosa	
Xilosa	
Ácido siálico	
N-acetilgalactosamina	
Ácido glucurónico	
Ácido idurónico	

Nota: Adaptado de *Polysaccharides*, de Song, E.H., Shang, J. & Ratner, D.M., 2012, en *Polymer Science: A Comprehensive Reference* por Matyjaszewski K. & Möller, M. (Eds) (pp. 138). <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53349-4.00246-6>

6.4.3 Gomas Naturales

El término goma se refiere a un grupo de polisacáridos con distintas funcionalidades comerciales, los cuales tienen la capacidad de formar una especie de gel o una solución viscosa; estabilizar diferentes tipos de sistemas de emulsiones y producir dispersiones. Las gomas naturales son carbohidratos hidrofílicos o hidrofóbicos de alto peso molecular que pueden disolverse parcial o completamente, o incluso hincharse en agua originando dispersiones coloidales con varias propiedades mecánicas y reológicas (Ghiasi et al., 2021). Su estructura molecular y composición química a menudo depende bastante de su origen, métodos de extracción y procesamiento (Ahmad et al., 2019).

Nuevos y numerosos exudados de goma naturales son reportados en la literatura de distintas fuentes, cada uno con estructuras legítimas y caracterización funcional, representando en gran medida una fuente inexplorada de productos naturales significativos (Sharma et al., 2017a). En las últimas décadas se han empleado como alternativas de los polímeros sintéticos, debido a que en su mayoría son económicos, inertes, inodoras, biocompatibles y cuentan con fácil disponibilidad (Ghiasi et al., 2021).

De acuerdo con su fuente de fabricación pueden clasificarse en: polisacáridos bacterianos (goma gellan, dextrano y xantana), productos botánicos (goma garrofín, goma guar y pectina), gomas de árbol (goma arábica, karaya, tragacanto, ghatti y kondagogu) y polisacáridos de algas (alginato, carragenina y agar) (Ahmad et al., 2019).

Entre sus principales ventajas se encuentran:

- Representan una fuente sostenible y no presentan un efecto adverso sobre los seres humanos o la salud ambiental (Ghiasi et al., 2021; Ahmad et al., 2019).
- Son producidos por organismos vivos por lo que son biodegradables (Rana et al., 2011).
- Las gomas naturales son carbohidratos compuestos principalmente por unidades repetitivas de monosacáridos, por lo que son biocompatibles y no son tóxicas (Rana et al., 2011; Deogade et al., 2012).
- Gran parte de las gomas se obtienen de fuentes comestibles y su procesamiento es respetuoso con el medio ambiente (Deogade et al., 2012).
- Disponibilidad local y bajo costo en diversas ocasiones (Rana et al., 2011).

Mientras las desventajas que presentan son:

- La fabricación de gomas requiere de factores ambientales y estacionales (Karmakar, 2016).
- Pueden presentar un cambio de viscosidad durante su almacenamiento y tasa de hidratación incontrolada (Jani et al., 2009; Alam & Parrott, 1971).

- Probabilidad de contaminación microbiana debido a que son carbohidratos, sin embargo, esto se puede evitar con un manejo adecuado y utilización de aditivos (Karmakar, 2016).

Estos hidrocoloides naturales han atraído gran atención en la parte de preparación de hidrogeles superabsorbentes, debido a las numerosas funcionalidades que contienen en su estructura. La principal ventaja de utilizar hidrogeles como adsorbentes a base de goma es su naturaleza amigable con el medio ambiente, excelente adaptación de su estructura con la naturaleza del contaminante. Además, la mayoría de las gomas, exceptuando el quitosano, poseen una naturaleza aniónica, lo que les permite remover de manera eficiente los contaminantes catiónicos, como los metales pesados y los colorantes catiónicos (Ahmad et al., 2017).

6.5 Goma de Xantana

La goma de xantana es un exopolisacárido aniónico natural de alto peso molecular producido por la fermentación de glucosa o sacarosa que pueden llevar a cabo diversas especies de *Xanthomonas* (bacteria gram-negativa), siendo *Xanthomonas campestris* B-1459 la bacteria utilizada comercialmente para su síntesis (Abu et al., 2021; Carmona, 2015). Su estructura química primaria consiste en un esqueleto lineal (1 → 4) de β -D-glucosa, sustituido en cada segunda unidad con una cadena lateral de trisacáridos que contiene un ácido D-glucurónico entre dos D-manosas (Figura 5). Las manosas internas pueden ser sustituidas por un grupo acetato y piruvato (Tao et al., 2016; Porras, 2022). Su naturaleza aniónica es atribuida a los grupos de ácido pirúvico y ácido glucurónico presentes en las cadenas (Bueno et al., 2013). Se desconoce un poco de su estructura secundaria y terciaria, algunos autores a través de estudios por rayos X han propuesto dos conformaciones: una conformación ordenada (hélice) y una desordenada en espiral aleatorio (Guilminot, 2023; Carmona 2015).

Esta goma natural es uno de los hidrocoloides alimentarios más importantes, utilizada principalmente como agente espesante y estabilizante en la industria alimentaria en yogurt, salsa, helados y demás. También ha tenido destacadas aplicaciones en la industria cosmética y de cuidado personal (champús, geles, cremas), farmacéutica, la recuperación de petróleo (como agente de relleno) e incluso en pinturas de la industria textil; todo esto es gracias a sus excelentes propiedades fisicoquímicas, no toxicidad y la capacidad de biodegradarse (Abu et al., 2021; Carmona, 2015).

A pesar de que la goma de xantana es considerada un polisacárido no gelificante, se ha reportado que puede tener la capacidad de formar geles en combinación con proteínas en condiciones asociativas (Porras, 2022). Algunos grupos funcionales como los grupos carboxilo e hidroxilo presentes en sus cadenas, le proporcionan una fuerte capacidad de coordinación con distintos iones y por lo tanto presenta buenas propiedades de adsorción en especies catiónicas. Haciendo a este polisacárido un material muy atractivo en el desarrollo de adsorbentes, como los HSA, para la remoción de distintos contaminantes del agua, además que una ventaja es que esta goma no es tóxica y tiene el mayor rango de producción de

La agarosa (Figura 6) es la estructura idealizada del agar, y, de hecho, es la fracción que esencialmente se gelifica. Está formada por la unidad monomérica repetida de agarobiosa, disacárido formado por D-galactopiranososa y 3,6-anhidro-L-galactopiranososa, unidas por enlaces glicosídicos (Praiboon et al., 2006; Armisén & Gaiatas, 2009). Esta estructura principal, que representa al menos dos tercios del agar, cuenta con pocas variaciones y bajo contenido de ésteres de sulfato, éteres metílicos o cetales del ácido piruvato (Armisén & Gaiatas, 2009; Araki, 1996). Mientras que la agarpectina es una mezcla heterogénea de moléculas pequeñas que se presenta en menores cantidades, su estructura es similar a la agarosa, pero con la diferencia que posee ramificaciones sulfatadas (3% a 10% de sulfato) y puede presentar sustituyentes cetal de ácido metílico y pirúvico (Praiboon et al., 2006).

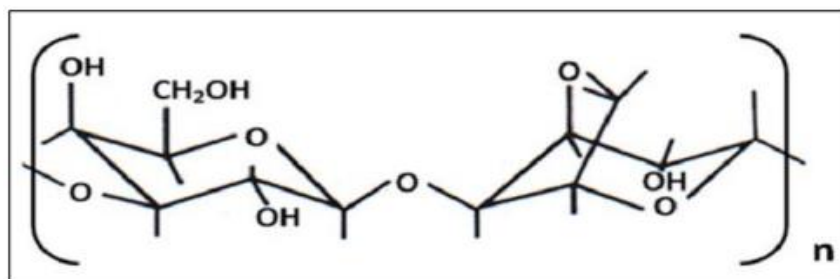


Figura 6. Estructura Química de la Agarosa

Nota: Recuperado de Nano-Electrochemistry and Nano-Electrografting with an Original Combined AFM-SECM (p. 305), por A. Ghorbal et al., 2013, *Nanomaterials*, 3(2).

6.7 Mecanismo de remoción de metales pesados de los HSA

En la mayoría de HSA los mecanismos de adsorción se explican por la combinación de interacciones que operan simultáneamente en diversos grados. Dependiendo en gran medida de: los grupos funcionales presentes en el hidrogel, la química de los contaminantes, los parámetros experimentales proporcionados (temperatura, pH, tiempo de reacción, etc.), interacciones tanto electrostáticas como de intercambio iónico, enlaces de hidrógeno, y otros más (Sinha & Chakma, 2019). A continuación, se explica brevemente los principales mecanismos con los que este tipo de polímeros cuentan para la remoción de contaminantes:

Interacciones electrostáticas

En las interacciones electrostáticas de los HSA, los grupos funcionales específicos en unidades monoméricas son los que llevan iones de carga opuesta a los iones metálicos respectivos para que puedan ser adsorbidos (Pourjavadi et al., 2015). El pH de la solución es un factor de gran impacto en la generación de iones cargados en la superficie adsorbente del hidrogel. Las interacciones electrostáticas son la fuerza de adsorción dominante para la extracción de metales pesados en varios hidrogeles. Mediante la modulación de las interacciones electrostáticas; la microestructura y las propiedades de las partículas del biopolímero HSA pueden controlarse y modificarse adecuadamente (Darban et al., 2022).

Intercambio iónico

Este mecanismo es muy eficiente y conveniente, especialmente para la eliminación de contaminantes peligrosos como los metales pesados, ya que, el intercambio iónico tiene la capacidad de separar estos contaminantes de las aguas residuales. Este proceso se lleva a cabo mediante un intercambio de iones entre el agua residual y el adsorbente (HSA), los aniones o cationes no deseados disueltos en el agua son reemplazados o eliminados por iones de carga similar que están presentes en la superficie del hidrogel. Al igual que el mecanismo anterior, este depende mucho del pH de la solución (Hubicki et al., 2015).

Interacciones hidrofóbicas

Es la interacción que existe entre las moléculas de agua y los hidrófobos, es decir, aquellas moléculas no polares que no reaccionan con las moléculas de agua (Van Oss et al., 1986). Cuando ocurre la adsorción por los HSA, es más probable que una molécula poco soluble en agua, como por ejemplo los iones metálicos, sea atraída por las moléculas hidrófobas permitiendo la formación de un complejo, extrayendo así estos contaminantes del agua (Darban et al., 2022).

Complejación de la superficie

La eliminación de iones metálicos tóxicos a través de este mecanismo ocurre debido a una reacción química que se lleva a cabo en la superficie del adsorbente, en donde el sorbato se enlaza covalentemente con el sorbente. El donante de pares de electrones, el ligando (átomos o iones capaces de proporcionar electrones), y el aceptor de electrones, en este caso los iones metálicos, interactúan para formar varios complejos (Yang et al., 2019 & Zhu et al., 2023). Existen dos tipos de complejación de la superficie: *esfera interna (inner-sphere)* y *esfera exterior (outer-sphere)*, los cuales ocurren en la interfase sólido-agua. El tipo de complejación *esfera interior* se refiere a una interacción directa entre el ligando y el catión metálico sin la interfaz de las moléculas de agua existentes en el medio, mientras que en la complejación *esfera exterior* existe una fina capa de moléculas entre el espacio de los iones metálicos y los ligandos. Lamentablemente, si la complejación *esfera interna* se convierte en el mecanismo principal de la adsorción de los metales pesados en el hidrogel, la reutilización de este polímero y la recuperación del o los metales adsorbidos se ven afectados (Wu et al., 2020 & Rahnemaie et al., 2006).

Interacciones de coordinación (quelación)

La quelación es la reacción que sucede entre un ion metálico y un agente complejante orgánico lo que resulta en la formación de una estructura de anillo que envuelve al ion metálico y lo elimina (Dixon, 2013). Como materiales adsorbentes de nuevo desarrollo, los hidrogeles han atraído una atención particular debido a sus ventajas de aplicación como la incorporación de grupos quelantes en su estructura (Hua & Li, 2014).

6.8 Técnicas de caracterización para hidrogeles

6.8.1 Cinética de hinchamiento

Los hidrogeles se caracterizan por ser materiales poliméricos con la capacidad de hincharse en agua o en soluciones acuosas, y retener una fracción significativa de esta dentro de su estructura tridimensional aumentando su volumen sin disolverse ni afectar su estructura original (Omidian & Park, 2010; Salazar, 2021). Pasando de un estado vítreo (seco) a un estado gomoso (forma hinchada). Su proceso de hinchamiento implica el estiramiento de la red del hidrogel y la interacción entre las cadenas de la red y el agua. El cual se puede definir en tres pasos: 1) la difusión del agua en la red del hidrogel, 2) el aflojamiento de las cadenas y, por último, 3) la ampliación de la red del hidrogel. Cuando ha entrado suficiente agua en la matriz del hidrogel, el estado vítreo se convierte en estado gomoso, denominado hinchazón; siendo el proceso de difusión el responsable de la entrada y eliminación del agua en la matriz del hidrogel (Bashir et al., 2018; Lei et al., 2021).

El agua presente en la estructura de un hidrogel se puede encontrar en cuatro formas: el agua libre que se halla en la capa externa y puede ser eliminada fácilmente, el agua intersticial que no se une a las cadenas del hidrogel, sino que está atrapada dentro de la red hinchada, el agua unida que forma enlaces con los grupos hidrófilos del polímero y el agua semiligada en donde las moléculas de agua tienen propiedades intermedias entre el agua libre y el agua ligada (Omidian & Park, 2010).

En estos sistemas a medida que el disolvente se difunde en las cadenas del hidrogel, la respuesta no es inmediata. De forma que la penetración de las moléculas depende de las propiedades físicas de la red del polímero y sus interacciones con dichas moléculas, cuanto más hidrófila es la estructura del polímero, más fuerte es la interacción polímero-agua. En una estructura rígida con una alta densidad de entrecruzamiento existirán pocos espacios entre las cadenas del polímero y estos no podrán ser expandidos de manera significativa ni mantener una gran cantidad de líquido dentro del polímero (Garmendía, 2020; Omidian & Park, 2010).

En este sentido el estudio de la difusión del agua en la matriz del hidrogel, es decir, la tasa de hinchamiento; así como el ámbito de la liberación de fluidos, es una determinación importante en la caracterización de un hidrogel. Para medir la tasa de hinchamiento, el método más comúnmente usado es la relación peso-hinchamiento que se puede expresar en unidad de peso o en porcentaje, utilizando las siguientes ecuaciones (Zhang et al., 2020; Bastidas, 2015).

Razón de hinchamiento:

$$Rh = \frac{W_2 - W_1}{W_1}$$

Ecuación (1)

Porcentaje de Hinchamiento:

$$\% \text{Hinchamiento} = \left(\frac{W_t - W_1}{W_1} \right) \times 100$$

Ecuación (2)

Porcentaje de agua en peso:

$$\% \text{Agua} = \frac{W_1 - W_2}{W_2}$$

Ecuación (3)

En donde W_1 es el peso del xerogel, W_2 es el peso del hidrogel en el equilibrio y W_t es el peso del hidrogel en hidratado en el tiempo t .

Esto se puede expresar en un perfil (un gráfico) de capacidad de hinchamiento versus intervalos de tiempo consecutivos en que una muestra de hidrogel es medida.

6.8.2 Análisis de composición e interacciones moleculares por FTIR

Un hidrogel cuenta con estructuras físicas y químicas, sus propiedades y funcionalidad están relacionadas con estas composiciones. Para monitorear el grado de polimerización o procesos de injerto, existen técnicas analíticas que ayudan a determinar la estructura y composición química de una muestra (Omidian & Park, 2010). Entre ellas, se encuentra la espectroscopía infrarroja por Transformadas de Fourier (FTIR, por sus siglas en inglés) una de las más utilizadas. Su fundamento se basa en la interacción de la radiación infrarroja (IR) con sistemas materiales; mide las transiciones de energía vibracional de las moléculas, lo que produce información sobre los distintos tipos de enlaces químicos, los átomos involucrados y el entorno químico local presente dentro de un material (Parker, 1991; Raghuwanshi & Garnier, 2019).

Un espectro infrarrojo es obtenido al hacer pasar radiación IR a través de la muestra de un compuesto, de esto se obtiene una gráfica del porcentaje de transmitancia de la radiación en función del número de onda o longitud de onda de dicha irradiación. El instrumento con el que se obtiene es denominado espectrofotómetro IR. Cada pico hacia abajo en el espectro IR representa la absorción de energía, los cuales son llamados bandas de absorción, y son indicadas en el gráfico usando números de onda (Bruice, 2008).

El segmento IR del espectro electromagnético está situada entre la región de microondas y luz visible, se divide en tres zonas: el infrarrojo cercano, medio y lejano. Los dos tercios del lado izquierdo del espectro (aproximadamente $4000-1400 \text{ cm}^{-1}$) corresponde al sitio donde se encuentran más bandas de absorción asociadas a los grupos funcionales, mientras que la tercera parte de la derecha del espectro se llama región dactiloscópica (aprox. $1400-600 \text{ cm}^{-1}$), porque es característica de cada compuesto. Aunque dos moléculas

presenten los mismos grupos, sus espectros IR no serán idénticos, ya que, su patrón de picos variará en la zona dactiloscópica (Bruice, 2008).

En la caracterización de hidrogeles esta técnica es muy utilizada, para brindar una visión general de su estructura. Se puede verificar la incorporación de monómeros en la estructura del hidrogel a través de la identificación de grupos funcionales característicos de cada uno. Se obtiene información sustancial sobre las interacciones implicadas entre las moléculas para la formación de enlaces que permitieron la formación de la red sólida. Estas interacciones pueden identificarse en los espectros IR por la aparición y desaparición de bandas vibracionales características de grupos asociados y libres (Ramirez et al., 2016; Suzuki et al., 2008).

6.8.3 Otras técnicas de caracterización

Entre algunas otras técnicas que contribuyen a conocer las características de un hidrogel superabsorbente se encuentran:

- ★ Caracterización reológica.

La determinación reológica es empleada en la caracterización de hidrogeles para conocer las respuestas elásticas y viscosas de una muestra al ser sometida a una tensión cortante, que es la fuerza por unidad de área y es obligatoria para que un material comience a fluir; esto a través del tiempo, la temperatura y una frecuencia de cizallamiento (Eddy et al., 2013). Con esto se consigue conocer las propiedades y resistencia mecánicas del polímero. Para este tipo de pruebas se utiliza un equipo denominado reómetro (Kempe et al., 2008; Azeera et al., 2019).

Con la información obtenida se puede plantear un concepto para definir la estructura de la red y composición química de los hidrogeles, ya que, la viscosidad de un material depende de las fuerzas de atracción intermoleculares, las cuales se sujetan a la composición, tamaño y forma, y energía cinética de las moléculas (Azeera et al., 2019; Eddy et al., 2013). La capacidad de respuesta reológica a los estímulos ambientales externos pueden ser componentes esenciales para diseñar hidrogeles (Rehman & Shah, 2021).

- ★ Caracterización morfológica y estructural

La capacidad de sorción de agua y cinética de hinchamiento de los hidrogeles dependen de su estructura microporosa, por ello, el aumento de la porosidad ha sido un tema relevante para distintos investigadores (Subia et al., 2010). Esta característica se puede observar a través de técnicas como la microscopía electrónica de transmisión (MET) y la microscopía electrónica de barrido (MEB), en donde se puede confirmar que el hidrogel sintetizado cuenta con una estructura la cual le permite la permeación del agua y su interacción con el grupo hidrófilo, además de poder examinar su textura, forma, distribución de fases,

observación de compatibilidad de mezclas, segregación de fase e incluso la formación de cristalización. Estas técnicas se fundamentan en el uso de electrones para formar imágenes y su diferencia radica en que el MET permite la obtención de imágenes de morfología interna de una muestra mientras que el MEB solo de morfología superficial; siendo el MEB el método más comúnmente usado en la literatura para estudiar la morfología del hidrogel (Ramírez et al., 2016; Prin et al., 2010).

6.7 Metales pesados

Los metales pesados se pueden definir como un grupo de elementos metálicos (metales y metaloides) que exhiben ciertas propiedades químicas y eléctricas en común, como la densidad o toxicidad. Generalmente son aquellos que se distinguen por tener densidades mayores a $4 \pm 1 \text{ g/cm}^3$ (Yu et al., 2011); entre ellos se encuentran metales esenciales como el hierro (Fe), cobre (Cu) y zinc (Zn), y metales tóxicos como el cadmio (Cd), el mercurio (Hg) y plomo (Pb) (Manahan, 2014 & Cerrudo et al., 2021).

El medio ambiente global se constituye por numerosos metales, los cuales han tenido un destacado papel en el desarrollo industrial y avances tecnológicos. Estos se derivan de una gran variedad de fuentes naturales, como los procesos de meteorización de la corteza terrestre, erosión del suelo, actividad termal, infiltración, entre otros más. Si bien muchos de ellos son esenciales para la supervivencia y salud de animales y personas desde el punto de vista nutricional por ser elementos traza, es decir, nutrientes requeridos a niveles bajos pero tóxicos a niveles más altos; otros son motivo de preocupación debido a sus propiedades tóxicas incluso a muy bajas concentraciones (Sarkar, 2002 & Manahan, 2014).

Desde la Revolución Industrial el empleo de metales para la fabricación de productos ha sido un pilar en la economía de distintos países, sin embargo, el incremento de la extracción minera y la combustión de carbón para generar fuentes de energía ha ocasionado que exista el riesgo de exposición en las personas. La mayoría de estos son extremadamente tóxicos como iones o formando parte de ciertos compuestos, debido a que son solubles en agua y pueden ser absorbidos fácilmente por tejidos vegetales y animales, alterando las funciones de biomoléculas como proteínas y ácidos nucleicos (Yu et al., 2011).

Estos contaminantes inorgánicos no se degradan y su acumulación en el ambiente se da a un ritmo acelerado debido a las demandas que la sociedad moderna ejerce, es por ello por lo que es importante que se mantenga un equilibrio entre la dispersión de metales en el medio ambiente debido a la contaminación, y el bienestar de los organismos vivos (Sarkar, 2002 & Yu et al., 2011). Algunos de los metales pesados y metaloides considerados los más peligrosos desde el punto de vista ambiental incluyen cromo (Cr), níquel (Ni), cobre (Cu), Zn, Cd, **Pb**, arsénico (As) y Hg (Ali et al., 2019). De los cuales el Hg, Cd, As, Cu, Ni y **Pb** son reportados como los que contaminan el medio ambiente con más frecuencia por su amplio uso (Mitra et al., 2022).

Los metales pesados más tóxicos reportados en diversas bibliografías son el plomo, mercurio, cadmio, talio (Tl) y antimonio (Sb). El talio posee un efecto más severo que otros metales pesados y el antimonio que pertenece al mismo grupo periódico que el arsénico presenta propiedades químicas y metabólicas similares a él, pero son menos abundantes en la naturaleza (Karbowska, 2016 & Gwaltney, 2002). No obstante, los principales amenazantes para la salud están asociadas con la exposición a Pb, Cd, Hg, Cr y As, pues estos han sido los metales más reportados en casos de envenenamiento en humanos (Järup, 2003 & Balali et al., 2021). A continuación, en la siguiente tabla se presenta información relevante de los metales de mayor interés ambiental.

Tabla 3. Principales características de los metales pesados con mayor incidencia en el medio ambiente y los seres humanos

Metal Pesado	Características Químicas y Físicas							Principales fuentes generadoras	Tipos de daños que pueden causar en el ser humano
	Símbolo	Masa molecular (g/mol)	Numero atómico	Estados de oxidación más comunes	Densidad (g/mL)	Punto de fusión (°C)	Punto de ebullición (°C)		
Plomo	Pb	207.2	82	+2 +4	11.4	327.4	1740	Industria eléctrica, automotriz y de pintura. Combustibles y derivados del petróleo. Minería de plata.	El envenenamiento agudo provoca dolor de cabeza, dolor abdominal. Anemia. Sus efectos se detallan más adelante.
Cobre	Cu	63.546	29	+1 +2 +3	8.94	1083	2595	Minería y fundición. Baños de decapado y de galvanoplastia en procesos metálicos. Industria eléctrica Pesticidas	Trastornos gastrointestinales. Hemólisis. Anemia hipocrómica, disminuye la tasa de crecimiento, diarreas, cambios de coloración del pelo, infertilidad temporal e insuficiencia cardíaca
Cadmio	Cd	112.441	48	+2	8.6	320.9	765	Fuentes geogénicas, fabricación y aplicación de fertilizantes fosfatados, actividades mineras e industria metalúrgica	Inhíbe procesos enzimáticos, efectos tóxicos en el sistema gástrico, enfermedad itai-itai, alteración renal y malabsorción de calcio.
Mercurio	Hg	200.59	80	+1 +2	13.6	-38.89	356.6	Combustibles fósiles como el carbón y el lignito contienen mercurio.	Daños en el sistema nervioso, malformaciones genéticas, desordenes en

								Pesticidas y plaguicidas. Productos de laboratorio químico desechadas	el sistema respiratorio, urinario y reproductivo, daño pulmonar
Arsénico	As	74.921	33	-3 +3 +5	5.727 (25/4 °C)	818 (36 atm)	615 (sublimado)	Semiconductores. Herbicidas. Volcanes. Minería y fundición. Industria metalúrgica. Producción de cristalería y cerámica.	Lesiones en la médula ósea. Enfermedades vasculares. Puede generar bronquitis. Asociado con cáncer de esófago.
Cromo	Cr	51.996	24	+2 +3 +6	7.2	1857± 20	2.672	Industria de electroplatinado. Residuos sólidos Refinerías Cutido de cuero Preservación de la madera	Asociado al cáncer de pulmón y estómago, lesiones en la piel, daño en hígado y riñón, alteraciones crónicas del sistema nervioso
Níquel	Ni	58.693	28	+1 +2 +3	8.9	1453	2732	Fundición de acero. Industria de vehículos de motor y aeronave. Producción de baterías. Procesamiento de alimentos, pigmentos y catalizadores.	Fibrosis pulmonar, enfermedades renales y cardiovasculares y cáncer del tracto respiratorio. Efectos epigenéticos. Dermatitis de contacto.

Nota: Adaptado de "Handbook on the toxicology of metals" (Nordberg et al., 2007).

6.8 Contaminación del agua por metales pesados

Los ecosistemas acuáticos cubren más del 70% del planeta, producen aproximadamente la misma cantidad de biomasa que todos los ecosistemas terrestres juntos, y absorben alrededor del 90% del calor producido por las actividades humanas, al igual que una gran cantidad de dióxido de carbono emitido, el cual transportan a las profundidades del océano, contribuyendo de esta forma a frenar en cierto grado al cambio climático (Villafañe et al., 2021). Sin embargo, la presencia potencial de contaminantes químicos ha puesto en riesgo su aprovechamiento y afectado su equilibrio natural.

La contaminación del agua se puede definir como cualquier cambio físico, químico o biológico que daña la calidad de este recurso propiciando un efecto dañino a cualquier ser vivo que tenga contacto con ella (Guadarrama et al., 2016). Este problema sustancial afecta a los ecosistemas (perjudicando aguas dulces, costeras y de mar abierto) y la salud de los seres humanos; ocurriendo principalmente hoy en día como consecuencia de la creciente industrialización y urbanización, pues se ha desencadenado un uso

inadecuado de ella al utilizar las cuencas hidrográficas como medio de eliminación de desechos industriales, e casa habitación, comercio, etc.; causando un alarmante deterioro. (Villafañe et al., 2021).

Entre los distintos contaminantes del agua, los metales pesados, son un problema que ha venido afectando al ser humano desde la antigüedad. Se tienen registros de que civilizaciones antiguas como los romanos sufrieron envenenamiento por plomo, pues sus sistemas de canalización estaban fabricados con este metal (Belaire y Jacobs, 2017). Además, son considerados como unos de los grupos más peligrosos debido a su naturaleza persistente, tóxica, no biodegradable y su tendencia a acumularse en los organismos, siendo objeto de estudio y regulación por décadas, algunos de ellos inclusive son incluidos en las listas de contaminantes prioritarios debido al alarmante daño que pueden ocasionar en la salud de los seres vivos (Kumar et al., 2014 & Barceló y López, 2008).

La liberación de estos contaminantes en los recursos hídricos y al medio ambiente en general, es a través de fuentes naturales (la ruptura de rocas que los contienen o erupciones volcánicas); y actividades antropogénicas. El segundo caso hace referencia a las actividades originadas por el ser humano, abarcando cinco actividades principalmente: industriales, agrícolas, disposición de residuos, minería y metalurgia (Sánchez et al., 2020). Siendo los procesos industriales que involucran metales o recubrimientos metálicos, así como productos y residuos de baterías, componentes electrónicos, pesticidas y hasta medicamentos los que generan una mayor contaminación (Shah, 2021; Ibáñez, 2013).

Los metales pesados más comúnmente encontrados en los ecosistemas acuáticos son el cromo, cobre, cadmio y plomo. Los dos últimos no son esenciales y por lo tanto presentan efectos tóxicos que difícilmente pueden compensarse a nivel metabólico. Por otra parte, el Cr y Cu son elementos esenciales y requeridos en las células en pequeñas cantidades por lo que existe cierta tolerancia hacia ellos, sin embargo, a partir de ciertas concentraciones estos también pueden llegar a ser dañinos (Mares et al, 2019).

Han existido múltiples casos donde la contaminación del agua por metales pesados ha demostrado sus efectos negativos tanto en la salud humana como en los ecosistemas, un claro ejemplo, es el caso que se vivió en 1998 en la comunidad de Torreón, Coahuila ubicada en Norte-centro de México, donde se reportó que los niños del lugar sufrieron envenenamiento por plomo debido a que las actividades industriales del área incorporaban este metal a la cadena alimenticia y el agua (Valdés, 1999). Otro acontecimiento relevante fue el reportado en Japón en la década de 1950, donde se descubrió la enfermedad denominada itai-itai, una combinación de osteomalacia y osteoporosis, la cual fue causada por agua contaminado con cadmio que fue utilizada para regar cultivos de arroz locales (Järup, 2003).

Ante una normativa que exige ser más estricta y que destaca a los metales pesados como contaminantes prioritarios para el medio ambiente convirtiéndolos en uno de los problemas medioambientales más graves. Es necesario eliminar estos compuestos tóxicos de las aguas residuales para poder proteger la integridad de las personas y el medio ambiente (Fu & Wang, 2011).

6.9 El plomo y su contaminación

El plomo es un elemento químico de símbolo Pb con una masa atómica de 207.2 g/mol y un número atómico 82, que pertenece al grupo 14 y periodo 6 de la tabla periódica, presenta 2 estados de oxidación usuales: +2 y +4, tiene 38 isótopos, y se le puede encontrar en la composición química de 514 minerales de la corteza terrestre (Cerrudo et al., 2021 & USDHHS, 1999). Es un metal pesado de color gris azulado y en el medio ambiente generalmente posee un número de oxidación +2, combinándose con otros elementos como el azufre y el oxígeno (CDC, 2009 & Cerrudo et al., 2021). Generalmente, el Pb puede presentarse en formas iónicas, de óxido, de hidróxido y de oxianión en el medio ambiente. Entre los cuales, el Pb (II) es la forma predominantemente común y altamente reactiva e iónica, pero también se encuentran los compuestos de Pb (VI) los cuales tienden a ser covalentes y oxidantes fuertes (Mishra et al., 2019).

Está presente en pequeñas cantidades en todas partes del entorno: aire, agua, suelo y rocas (EPA, 2022 & Yu et al., 2011). Se lo puede hallar de forma natural en la galena (PbS), así que los suelos meteorizados derivados de este mineral pueden contener un elevado contenido de Pb, un ejemplo son los depósitos volcánicos con alto contenido en sulfuro de plomo (Cerrudo & Piedad, 2021).

Una de sus características es que presenta una alta ductilidad y maleabilidad, lo que ha permitido que sea elegido para la fabricación de una amplia variedad de materiales (Yu et al., 2011, 196). Las principales aplicaciones que tiene el Pb están en la industria automotriz, con la producción de baterías, soldaduras, revestimientos y la protección de superficies. Otras áreas donde destacan diversas aplicaciones de este metal son en la industria de armamento, imprenta e industria cosmética (Fernández et al., 2020). En México este metal es empleado en grandes cantidades para la fabricación de revestimiento de cables eléctricos, en las redes de tuberías, baterías y tanques. Gracias a su alta densidad y propiedades nucleares, se utiliza como blindaje protector de materiales radiactivos (García Becerril, 2014).

El plomo es el más abundante de los metales pesados que hay en la corteza terrestre y su amplio uso ha favorecido a que se magnifique su concentración en los ecosistemas, por ejemplo, en los sitios donde se extrae, se funde y se refina; en los complejos suburbanos, en las industrias que utilizan el metal o incluso dentro los hogares donde se tienen productos como cerámicas, tuberías y materiales de plomería; gasolina, cosméticos, entre otros. Generando que los niveles ambientales de plomo aumenten considerablemente (EPA, 2022 & Yu et al., 2011).

El hallar plomo en el medio ambiente se facilita debido a la explotación minera y el incremento de industrias que lo incorporan en sus procesos. Es usado en un 40% como metal, mientras que un 25% es utilizado para aleaciones y un 35% es manejado como compuestos orgánicos e inorgánicos, tales como el óxido y dióxido de plomo, que son usados para la fabricación de pinturas. Estos contaminantes pueden ser fácilmente liberados al aire durante la combustión de carbono y aceite. Una vez que ingresan a la atmósfera, las partículas con plomo pueden viajar a grandes distancias contaminando suelos, ríos, lagos y lagunas

(WHO, 2007 & Ubillus, 2003). La gasolina con contenido de plomo fue una importante fuente de dispersión atmosférica y terrestre para que este metal haya entrado eventualmente a los sistemas de aguas naturales (Manahan, 2014).

Concentraciones de plomo entre 0,003 y 0,20 mg/L, se han encontrado en el agua de mar, por lo que varias especies acuáticas, como los peces, que habitan en los ecosistemas marinos incorporan el metal disponible y lo introducen en la cadena trófica. Algunos otros estudios han encontrado una relación cercana entre las concentraciones de plomo en agua de río y las concentraciones de plomo en tejidos blandos de moluscos y peces (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 2020). El contenido de plomo inorgánico proveniente de fuentes industriales y mineras se encuentran en el agua con un estado de oxidación de +2 (Manahan, 2014).

La Organización Mundial de la Salud y la Directiva de la Comunidad Europea establecieron como límite máximo aceptable de plomo en el agua de grifo en 10 $\mu\text{g/L}$ (Chowdhury et al., 2022), mientras que, en México el Reglamento de la Ley General de Salud en Materia del Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios, establece como límite una cifra de 0.05 mg/L en agua de consumo humano (INECC, 2007).

6.10 Efectos a la salud en humanos causados por plomo

La contaminación en ecosistemas acuáticos y terrestres por metales pesados tóxicos es un problema ambiental de gran interés para la salud pública (Ali et al., 2019). Los efectos en la salud que pueden causar se dan principalmente por medio de dos mecanismos: el primero tiene que ver con el aumento de las concentraciones de estos agentes tóxicos en el aire, **agua**, suelo y alimentos y, en segundo lugar, se puede deber a la modificación de la estructura de la sustancia química (ATSDR, 2019). Por ejemplo, el Hg, Pb, Cd y As, son elementos libres a los que no se les considera particularmente tóxicos en su estado condensado, sin embargo, cuando se encuentran en forma catiónica o enlazados a cadenas cortas de átomos de carbono presentan una toxicidad alta (Mendoza, 2017).

Centrándose en el metal de interés para esta investigación, el plomo es un tóxico de carácter acumulativo debido a su propiedad de unirse fácilmente a átomos de oxígeno y azufre en las proteínas, formando un complejo estable (Verstraeten et al., 2008). Su relevancia no solo radica con la absorción de una dosis excesiva, sino con la acumulación de dosis no tóxicas ingeridas separadamente (Quiroga et al., 2010). Tanto la exposición aguda (exposición durante un período de tiempo muy breve, generalmente 24 horas) como crónica (exposiciones durante periodos prolongados como meses semanas y años) al plomo tiene el potencial de causar muchos efectos sistémicos nocivos (Mitra et al., 2017 & ATSDR, 2019), los cuales incluyen

- Hipertensión

- Anemia franca
- Efectos gastrointestinales
- Desequilibrios inmunológicos (Mitra et al., 2017)
- Infertilidad
- Déficits cognitivos
- Daño en la función renal (Polo & Sulca, 2019)
- Afectaciones en el metabolismo del calcio (Quiroga et al., 2010).

La intoxicación por plomo se produce principalmente por la ingestión de alimentos o agua contaminada con este metal. Se tiene demostrado que su exposición prolongada a pequeñas dosis mayores a $5 \mu\text{g}/\text{dl}$ está asociado a efectos subclínicos (Polo & Sulca, 2019). En niños el impacto es mayor que en los adultos debido a que sus tejidos tanto externos como internos son más blandos. Incluso estudios prueban que niveles muy bajos de exposición en niños y bebés trae como consecuencia problemas de conducta, disminución del coeficiente intelectual y déficit de aprendizaje (Wani et al., 2015).

El plomo está presente en forma tanto inorgánica como orgánica, siendo quizás el plomo orgánico el más tóxico gracias a su naturaleza soluble en lípidos, produciendo consecuencias más rápidas. Mientras que el plomo inorgánico no es metabolizado y muchas veces es excretado, sin embargo, también se puede distribuir y depositar en tejidos blandos y en los huesos (Pfadenhauer et al., 2014). Las altas concentraciones de este metal en el cuerpo humano tienen una vida media en la sangre de uno a dos meses y en los huesos de 20 a 30 años (Mendoza, 2017).

Casi todos los órganos del cuerpo son afectados por el plomo, siendo el sistema nervioso el más perjudicado. Se cree que el plomo se absorbe rápidamente en el torrente sanguíneo y es ahí donde va afectando a diversos sistemas de órganos como el sistema nervioso central, el sistema cardiovascular, sistema renal, sistema inmunitario, neurológico, esquelético, hematológico, inmunológico, respiratorio, gastrointestinal, reproductivo y endocrino. Todas las investigaciones que se han realizado confirman que no existe algún nivel de plomo en la sangre que se considere seguro (Rubin et al., 2008 & Mitra et al., 2017).

La susceptibilidad a los efectos nocivos del plomo, así como también los signos y síntomas varían ampliamente, dependiendo de las características desconocidas de cada individuo como su composición genética. Diversos estudios experimentales y epidemiológicos han observado interacciones gen-ambiente y regulaciones epigenéticas que juegan un papel determinante en la modificación de los efectos nocivos del plomo en el cuerpo humano. No importa la vía o forma en que el plomo ingresa al cuerpo humano, los efectos fisiológicos subsiguientes son nocivos; sin embargo, con las medidas adecuadas se pueden minimizar o prevenir los efectos a la salud (Wani et al., 2015 & Mitra et al., 2017).

6.11 Efectos al medio ambiente

6.11.1 Impacto en las plantas

Para las plantas el plomo se considera como un elemento no esencial, ya que, no tiene un propósito biológico en ellas. Una gran cantidad de Pb genera especies reactivas de oxígeno, las cuales causan daños en la membrana lipídica, lo que resulta en una alteración de: la clorofila, reacciones metabólicas, absorción de elementos esenciales y en los procesos fotosintéticos. Estos efectos retardan la germinación de las semillas, suprimen el crecimiento y afectan la reproducción general de la planta (Najeeb et al., 2017 & Xu et al., 2000).

Como es un elemento altamente reactivo con las sustancias de sulfhidrilo en las células, genera inhibición en las acciones enzimáticas, cambia la permeabilidad de la membrana, provoca un desequilibrio del agua y reduce la calidad nutritiva (Sharma & Dubey, 2005 & Mishra et al., 2019). También se ha reportado que se provocan alteraciones en el ciclo de Calvin y genera deficiencia de CO₂ lo que conduce al cierre de estomas (Khan et al., 2015). La contaminación en el suelo causa que tubérculos como la zanahoria y papa bioacumulen niveles de concentración altos de este metal (Collin et al., 2022).

Se conoce que el Plomo causa deficiencia de Zinc (Zn) en las plantas, el cual es esencial para una variedad de enzimas (Kumar & Kumari, 2015). Entre las enzimas afectadas por significantes niveles de Pb, se encuentra el cloranfenicol acetiltransferasa, oxidoreductasa encargada de la eliminación de peróxidos tóxicos; así como las enzimas proteasa, amilasa y ATP sintasa, implicadas en la germinación de las semillas (Collin et al., 2022).

6.11. 2 Impacto en los animales

Muchos de los efectos adversos causados por el plomo en humanos, son evidentes en animales. La exposición a este metal en diversas ocasiones es igualada o superada por este tipo de seres vivos. Como lo es el caso de palomas de distintos vecindarios de Nueva York, las cuales presentaron niveles de exposición altos de Pb similares a la de los infantes de la misma zona; o la crisis de agua potable de 2015 en Flint, Michigan, en donde se hallaron concentraciones de plomo en la sangre de perros domésticos, 4 veces más altos que en las ciudades circundantes (Levin et al., 2021).

En los sistemas animales, el plomo ha sido el causante de un amplio espectro de efectos tóxicos. Distintas investigaciones aseguran que son evidentes los daños hepáticos, renales, neurotóxicos, reproductivos, óseos, además de afectaciones químicas en la sangre.

Estudios demuestran que el envenenamiento de plomo, por ejemplo, en aves por exposiciones crónicas, puede conducir a problemas como anemia, atrofia muscular, disminución de reservas de grasa, alas caídas, pérdida de coordinación y equilibrio, así como otros signos neurológicos los cuales incluyen parálisis en las

patas o convulsiones. Incluso una exposición aguda a altos niveles de plomo induce su muerte (Friend & Franson 1999; Pattee & Pain 2003).

Cuando el plomo es absorbido por el cuerpo de animales o personas, es principalmente depositado y acumulado en el sistema óseo, lo que puede resultar en diversos daños para los huesos. En distintos estudios con roedores se ha demostrado que consumir agua con altos niveles de Pb, está asociada con desórdenes en la boca y dientes; o incluso con daños más severos como el recambio óseo en ratas adultas, lo que genera que el hueso cortical sea más débil, y se presente osteoporosis, así como pérdida ósea (Boskabady et al., 2022).

Los peces, al ser la parte primordial de la cadena alimenticia en los sistemas acuáticos, son los organismos más susceptibles a la toxicidad del plomo, y como se mencionó anteriormente, los efectos de este metal pueden darse de la misma manera que en humanos (Kaoud & El-Dahshan, 2010). Pandi et al. (2020) reportan en su investigación que la acumulación de Pb en peces comestibles del género *Labeo rohita*, les genera daños severos en el hígado, además de se ve inhibida la síntesis de glóbulos rojos, lo que da como resultado un aumento de la deformabilidad y una vida útil más corta.

6.12 Tecnologías para la remoción de metales pesados en el agua

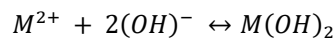
Los metales pesados no se degradan o descomponen en la naturaleza, para reducir su toxicidad a diferencia de otros contaminantes, estos deben eliminarse o transformarse en especies no reactivas y menos tóxicas (Kumar et al., 2021). En el agua y los ecosistemas acuáticos los metales pesados pueden encontrarse directa o indirectamente como iones libres, en formas insolubles y solubles como óxidos, hidróxidos, carbonatos, cloruros y sustancias húmicas (Ryu et al., 2013). Para su eliminación, en la actualidad, se han diseñado algunos materiales y métodos para remediar las aguas residuales que contienen destacables concentraciones de metales pesados antes de descargarlas al medio ambiente. Entre ellos se encuentra el intercambio iónico, membranas, ósmosis inversa, procesos electroquímicos, precipitación, filtración, tratamientos biológicos, coagulación/floculación, electrodiálisis y adsorción (Altalhi et al., 2021).

Distintas fuentes bibliográficas clasifican las técnicas de tratamiento para la remoción de metales pesados en las aguas residuales como convencionales y no convencionales, siendo las primeras las que comúnmente son empleadas en las plantas de tratamiento de aguas residuales y las segundas refiriéndose a aquellos métodos o materiales relativamente nuevos y novedosos (Caviedes et al., 2015). La selección de una técnica dependerá en gran medida de las características del agua residual a tratar y del nivel de tratamiento requerido. Sin embargo, de las distintas tecnologías disponibles, solo unas cuantas son empleadas por el sector industrial debido a limitaciones tecnológicas y económicas (Arif et al., 2022). A continuación, se resumen algunas de las técnicas más conocidas, centrándose más en la técnica de adsorción.

6.12.1 Tecnologías convencionales

Precipitación química

Es un proceso eficaz y de los más usados en la industria debido a su simplicidad y costo económicamente viable de los productos usados (Barakat, 2011). Consiste en obtener precipitados insolubles a diferentes gradientes de pH. Los agentes químicos, regularmente hidróxidos y sulfuros, reaccionan con los iones de los metales pesados generando el precipitado deseado; el cual puede separarse del agua mediante filtración o sedimentación (Masindi et al., 2021 & Sukhadeorao, 2020). Una de sus desventajas es el costo de mantenimiento por la gran generación de lodos residuales (Huisman et al., 2006). El mecanismo conceptual de la remoción de metales pesados por este método es (Wang et al., 2005):



Filtración por membrana

Los metales pesados pueden eliminarse a través de membranas de filtración hechas de diferente material, carga de superficie, permeabilidad, espesor y peso molecular (Taylor & Wiesner, 2002). Esta técnica depende de una fuerza impulsora, la cual puede ser el gradiente de concentración o la diferencia de presión (Masindi et al., 2021). Entre las ventajas que presenta son su fácil operación, alta eficacia y ahorro de espacio, sin embargo, su alto costo, contaminación de la membrana, bajo flujo permeado y generación de lodos, pueden limitar su uso en la eliminación de metales pesados (Sukhadeorao, 2020 & Caviedes et al., 2015). Esta técnica incluye:

- Ultrafiltración. Proceso de fraccionamiento selectivo que separa metales pesados, macromoléculas y sólidos suspendidos en una solución inorgánica en función del tamaño de los poros y el peso molecular de los compuestos separadores, utilizando presiones de hasta 145 psi (Vigneswaran et al., 2004 & Mungray et al; 2012).
- Osmosis inversa. Se utilizan membranas para la separación por exclusión de tamaño y carga del contaminante utilizando difusión controlada y cribado (Nemerow & Dasgupta, 1998).
- Electrodiálisis. Las especies ionizables en solución se hacen pasar a través de una membrana de intercambio iónico aplicando un potencial eléctrico (Chen, 2004).
- Nanofiltración. Utiliza membranas con poros de tamaño muy pequeños (<1 nm) requiriendo presiones de 10-50 bar (González et al., 2006). Su funcionamiento es relativamente parecido a una combinación entre ósmosis inversa y ultrafiltración (Fu & Wang, 2011).

Flotación

En este método se eliminan los metales pesados de un medio líquido utilizando un accesorio de burbujas de aire. La flotación por aire disuelto (DAF por sus siglas en inglés), la flotación de iones y la flotación por precipitación son los tres tipos existentes. El principio de todas ellas se basa en que las especies iónicas metálicas del medio acuoso puedan adherirse a burbujas de aire para su posterior eliminación en la superficie de un colector (Fu & Wang, 2011).

Intercambio iónico

Es un método de separación física utilizado exitosamente en la remoción de metales pesados de los efluentes industriales, debido a su alta capacidad de tratamiento, excelente eficiencia de remoción, cinética rápida y menor producción de lodos en comparación con otras técnicas (Kurniawan et al., 2016; Kang et al., 2004). Consiste en el intercambio de iones de carga equivalente en una matriz sólida, generalmente alguna resina sintética o natural, siendo las resinas sintéticas las más usadas por su eficacia de eliminación (Pabón et al., 2020; Alyüz et al., 2009). Para el caso de cationes como los metales pesados, se utilizan resinas fuertemente ácidas con grupos de ácido sulfónico ($-SO_3H$) y débilmente ácidas con grupos de ácido carboxílico ($-COOH$) (Fu & Wang, 2011). Entre las desventajas que presenta este método es su sensibilidad a diferentes gradientes de pH, su no selectividad, además de no poder manejar soluciones metálicas muy concentradas, ya que, la matriz tiende a ensuciarse fácilmente con sustancias orgánicas u otros sólidos de las aguas residuales (Kurniawan et al., 2016).

Coagulación - Floculación

Su objetivo es mejorar la separación de partículas en procesos como la sedimentación y filtración (Wang et al., 2005). Para ello se desestabilizan las partículas coloidales añadiendo un coagulante, el cual neutraliza las fuerzas que las mantienen separadas (Kurniawan et al., 2016). En el tratamiento de aguas residuales, una amplia variedad de coagulantes es usada, entre ellos se encuentran el sulfato ferroso, el alumbre y el cloruro férrico (Fu & Wang, 2011). Tradicionalmente este método es usado para la eliminación de la turbidez en el agua, sin embargo, se ha demostrado su eficacia en la eliminación de contaminantes como materia orgánica tóxica, metales pesados, radionucleidos y virus, los cuales pueden ser absorbidos por los coloides (Wang et al., 2005). En este proceso, finalmente para aumentar el tamaño de las partículas, a la coagulación le sigue la floculación, en donde las partículas inestables se transforman en flóculos voluminosos (Liciskó, 1997).

Adsorción

Los métodos tradicionales mencionados anteriormente presentan inconvenientes como la baja eficiencia debido a solo la eliminación parcial de los contaminantes, costos de capital altos en el funcionamiento del proceso, pasos complejos, además de la generación y posterior tratamiento de lodos indeseados (Husnain et al., 2020; Gómez et al., 2020). Es por lo que técnicas como la adsorción se han convertido en

alternativas distinguidas cuando se tienen en cuenta las limitaciones ambientales y económicas (Nikolić et al., 2018 & Hua & Li, 2014).

La técnica de adsorción es definida como un proceso de transferencia de masa, en donde una o más sustancias (adsorbato) que se encuentran presentes en una corriente gaseosa o líquida son transferidas de manera selectiva a un sólido con superficie porosa (adsorbente); así mediante interacciones fisicoquímicas, las especies adsorbidas se unen a la superficie sólida (Pereira et al., 2019).

Aunque la adsorción se pueda confundir muy comúnmente con el término absorción, debido a su similitud, existe una gran diferencia entre estos dos procesos. En la adsorción no se da una transferencia de masa entre las dos fases, sino que el adsorbato forma una capa en la superficie del adsorbente (Delgado, 2021). En algunos sistemas, puede ocurrir que en el proceso de adsorción también se pueda presentar la absorción, esto sucede cuando las moléculas presentes en la superficie del adsorbente penetran el seno de este. Es por lo que muchas veces es conveniente utilizar el término amplio que abarca a estos dos fenómenos el cual es la sorción (Ovín, 2013).

En general, la adsorción es un método con destacadas ventajas como la eficacia, simplicidad, costos rentables, naturaleza ecológica y no destructiva, y la posibilidad de regeneración del adsorbente empleado; el cual puede ser utilizado en la mitigación de una amplia variedad de contaminantes encontrados en los efluentes residuales, entre ellos los metales pesados, mediante la sorción (Yaqub et al., 2021; Sukhadeorao, 2020).

En este proceso los adsorbentes pueden reutilizarse por medio de un proceso de desorción adecuado, mediante el cambio de las condiciones del medio como la temperatura o el pH (Ariffin et al., 2017; Delgado, 2021).

Según la naturaleza de la unión del adsorbato en la superficie del adsorbente, la adsorción puede clasificarse en (El-sayed, 2020):

- Adsorción física/ fisorción: Este tipo de adsorción es causada por fuerzas de Van der Waals y electrostáticas, que ocurren entre las moléculas de adsorbato y los átomos de la superficie del adsorbente, sin que impliquen interacciones entre electrones, por lo que es reversible.
- Adsorción química/ quimisorción: Implica la interacción química entre el adsorbente y la sustancia adsorbida, pues ambos se unen mediante fuerzas covalentes.
- Intercambio iónico: Se da entre las cargas presentes en la superficie del sólido adsorbente y la atracción que tiene el adsorbato por ellas.

En la mayoría de los fenómenos de adsorción existe una combinación entre estos tres tipos de adsorción, siendo difícil distinguir la fisorción de la quimisorción (Acevedo, 2018).

Durante el proceso de adsorción se deben considerar distintos parámetros, factores y propiedades del adsorbente, ya que, estos pueden afectar la unión entre la superficie del sólido y el adsorbible, entre ellos están (Ovín, 2013):

- Efecto del pH: El pH del efluente líquido afecta tanto al adsorbente como al adsorbato, pues el grado de ionización del adsorbato, la carga superficial y retención en la superficie del adsorbente son influenciados por este parámetro. Por una parte, los iones H^+ y OH^- pueden establecer una competencia con la retención del adsorbato, y por otra la solubilidad de este mismo se ve afectada en la fase líquida (Ariffin et al., 2017; Ovín, 2013). Distintos autores reportan excelentes resultados de adsorción al aumentar el pH, por ejemplo, en iones metálicos y determinados colorantes.
- Efecto de la temperatura: El equilibrio de la adsorción depende de la naturaleza del proceso, ya sea endotérmico o exotérmico. De acuerdo con la teoría de la adsorción, la capacidad de adsorción se ve disminuida con el aumento de la temperatura, pues las moléculas adsorbidas en una superficie tienden a desorberse a temperaturas elevadas. Sin embargo, esto no siempre suele ser así, distintos autores han observado el efecto contrario en destacados materiales adsorbentes (Ariffin et al., 2017; Horsfall & Spiff, 2005).
- Tiempo de contacto: Este es un parámetro importante que rige el proceso de adsorción. Debido a que el tiempo de contacto entre una dosis inicial determinada de adsorbente y el adsorbato en solución, indica la interacción hasta el equilibrio para que el proceso se complete, dando como resultado la capacidad de adsorción, y de esta manera se obtiene información sobre la cinética de adsorción (Agbovi & Wilson, 2021).
- Superficie específica: Ya que la adsorción es un fenómeno superficial, esta característica es de suma importancia en un material adsorbente, debido a que indica los sitios activos necesarios para la unión del adsorbato en la superficie del sólido. Entre mayor sea la superficie del adsorbente se conseguirá una mayor retención del adsorbato (Iwuozor et al., 2021).
- Naturaleza del adsorbente: Un aspecto primordial a determinar en el proceso de adsorción el material adsorbente a utilizar. Dado que sus propiedades químicas superficiales y características estructurales influyen en los enlaces que este forme con el adsorbato y al mismo tiempo en la cantidad total del contaminante o sustancia de interés que puede retener en su superficie, así como en la cinética del proceso (Ovín, 2013).
- Cantidad de adsorbente: Este es un punto de interés en la determinación de la capacidad de adsorción, generalmente un aumento en la dosis de adsorbente genera un aumento de los sitios activos lo que da como resultado, el incremento de la eficacia de adsorción general del sistema (Beksissa et al., 2021).
- Naturaleza del adsorbato: El comportamiento físico y químico del adsorbato en la fase acuosa tiene gran influencia en la interacción, estabilidad y unión con la superficie del sólido adsorbente. La solubilidad está relacionada con su estructura química y la presencia de grupos funcionales que puedan interaccionar con los grupos presentes en la superficie del adsorbente. También su

naturaleza iónica y su grado de ionización determinarán en gran medida su retención en el sólido debido a interacciones entre cargas (Ovín, 2013).

- Concentración inicial del efluente: Este es un factor que juega como fuerza motriz importante en la transferencia de masa entre las fases sólida y acuosa, en muchos estudios se revela que la eficiencia de eliminación de ciertos contaminantes depende en gran medida de la concentración existente del mismo en la fase acuosa, presentándose una tendencia decreciente de eliminación con el aumento en la concentración inicial del adsorbato o adsorbatos de interés (Ariffin et al., 2017).

Los adsorbentes que se utilizan en el tratamiento de aguas contaminadas pueden ser naturales o sintéticos. Cada adsorbente exhibe características propias, relacionadas con la porosidad, estructura de poros y naturaleza de su superficie. Entre los adsorbentes naturales se incluyen el carbón vegetal, las arcillas, zeolitas y minerales; en muchos casos este tipo de materiales son mucho más baratos, abundantes y pueden presentar un excelente potencial para modificarse y así mejorar su capacidad de adsorción. Mientras que los adsorbentes sintéticos por su parte, la mayoría son elaborados a partir de productos y desechos industriales, agrícolas o domésticos, pero también se encuentran los polímeros sintéticos. Entre estos dos tipos, los más utilizados son los sintéticos debido a su mayor eficacia (Nageeb, 2013; Delgado, 2021).

Comercialmente los adsorbentes más comúnmente utilizados en la industria son (Chowdhury et al., 2022):

- Carbón activado
- Zeolitas
- Alúminas activadas comerciales (silicatos)
- Gel de sílice
- Polímeros sintéticos

Hoy en día, el adsorbente más comúnmente empleado es el carbón activado, no obstante, se siguen examinando una gran variedad de adsorbentes de bajo costo, para sustituir los carbones activados que representan el estado del arte de la técnica, ya que, su uso generalizado en el tratamiento de aguas residuales se ve restringido por costos elevados, deficiencia en la capacidad de regeneración e inconvenientes con su disposición al final de su vida útil (De Gisi et al., 2016).

Solo ciertos sólidos exhiben suficiente especificidad y capacidad de adsorción, para ser útiles como adsorbentes industriales (Sánchez, 2004). Esto ha generado un gran interés en el campo de la investigación para el desarrollo de nuevos y novedosos materiales adsorbentes (tecnologías no convencionales), que sean eficientes, económicos y que presenten una buena selectividad para su aplicabilidad en la descontaminación de las aguas residuales (Salim et al., 2019; García et al., 2012).

6.12.2 Tecnologías no convencionales

Adsorción por materiales agrícolas - bioadsorbentes

Los recursos de bajo costo y fácilmente disponibles incluyen los desechos agrícolas como biocarbon derivado de madera; cáscaras, bagazo, semillas y frutos de distintas plantas. Se ha demostrado que componentes que conforman a este tipo de materiales como la lignina, hemicelulosa, lípidos, azúcares simples, almidón, proteínas, agua e hidrocarburos presentan una alta capacidad de sorción hacia diferentes contaminantes. Además, muchos de estos residuos, que en diversas ocasiones representan un gran problema de eliminación por su alto volumen o naturaleza física, son utilizados como materia prima para la producción de carbón activado granular (Barakat, 2011; De Gisi et al., 2016). Muchos bioadsorbentes, como son denominados, se someten a procesos fisicoquímicos de bajo costo con el objetivo de aumentar su capacidad de adsorber contaminantes (Tejada et al., 2015).

Adsorción con subproductos industriales

Para los residuos industriales también se ha descubierto una gran aplicabilidad en la producción de adsorbentes. Muchos desechos sólidos generados como subproductos en las actividades de la industria representan un gran problema de eliminación, por lo que la posibilidad de ser reutilizados para la descontaminación de las aguas residuales trae consigo una ventaja en la disponibilidad de un material de adsorción de bajo costo y amigable con el medio ambiente al no desecharse como residuo directamente (De Gisi et al., 2016). En general, los residuos industriales que pueden utilizarse como destacados materiales adsorbente se dividen en los siguientes grupos: i) Cenizas volantes; ii) desechos de la industria siderúrgica; iii) residuos de la industria del aluminio; iv) residuos de la industria de fertilizantes; v) Otros residuos industriales, como los de la industria del cuero y la industria papelera (Bhatnagar & Sillanpää, 2010).

Biopolímeros

Los biopolímeros tienen el potencial de sustituir a los adsorbentes convencionales debido a sus características únicas, son materiales bastante atractivos industrialmente debido a que son capaces de reducir los contaminantes a concentraciones inferiores a las de una parte por millón, mostrando un alto porcentaje de eliminación. Poseen grupos funcionales capaces de adsorber iones como los metálicos y también la máxima posibilidad de carga química (Yaashikaa et al. 2022; Barakat, 2011). Entre ellos se encuentran los hidrogeles, descritos con mayor detalle más adelante.

Biorremediación y fitorremediación

Finalmente, la biorremediación, la cual comprende el uso de plantas o microorganismos que puedan reducir o eliminar contaminantes ambientales presentes en el agua, incluidos los metales pesados. Esta se percibe

como una tecnología relativamente nueva, la cual promete ser eficiente, económicamente rentable, y respetuosa del medio ambiente (Ali et al., 2013). Se han reportado que existen distintas especies de plantas que tienen la capacidad de absorber, metabolizar, precipitar e incluso evaporar metales pesados a través de sus hojas, raíces, enzimas, tejido vegetal, etc. Esto sin que haya repercusiones importantes en el sistema de este ser vivo debido a mecanismos de desintoxicación que la misma puede llevar a cabo (Anand et al., 2019).

6.13 Marco legal en relación con metales pesados en el ambiente

La Organización Mundial de la Salud (OMS) define al agua de consumo segura como aquella que no representa ningún riesgo significativo para la salud de quien la consume a lo largo de su vida. Para asegurar la protección del agua de consumo humano es requisito esencial que exista un “marco”. En consecuencia, las regulaciones legales para controlar los límites permisibles de metales pesados en el agua son fundamentales. Estas normas o regulaciones pueden diferir en naturaleza y forma dependiendo de los países y regiones donde se apliquen, así como de su capacidad para desarrollar y aplicar esta legislación (OMS, 2018).

En México se tienen establecidos niveles de concentración de exposición máximos permitidos de contaminantes en el ciudadano promedio, los cuales no afectan de forma significativa su salud. Estos se encuentran en las Normas Oficiales Mexicanas (NOMs) principalmente pero también existen reglamentos y leyes que lo estipulan. En materia de agua los límites máximos permitidos de metales pesados se encuentran en la NOM-001-SEMARNAT-2021, que estipula los límites permisibles establecidos de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación; la NOM-002-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado; y la NOM-127-SSA1-2021, la cual dictamina los límites permisibles de la calidad del agua para uso y consumo humano. También se encuentra en el Reglamento de la Ley General de Salud en Materia del Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios (RLGSMCSAEPS), en donde en su título tercero, capítulo I y artículo 213 menciona los límites permisibles de sustancias que no deben excederse en agua y hielo para uso y consumo humano y para refrigerar. A continuación, en la Tabla 4, se presentan estos límites para los metales pesados.

Tabla 4. Límites permisibles de metales pesados expresados en mg/L en materia de agua de acuerdo con la normatividad y legislación en México

Límites Máximos Permisibles (mg/L)				
Metal	NOM-001-SEMARNAT-2021	NOM-002-SEMARNAT-1996	NOM-127-	RLGSM CSAEPS

	PM: promedio mensual, PD: promedio diario, VI: valor instantáneo												SSA1 -2021	
	Ríos, arroyos, canales, drenes			Embalses, lagos y lagunas			Zonas marinas mexicanas			PM	PD	VI		
	PM	PD	VI	PM	PD	VI	PM	PD	VI					
Al	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0.2	0.2
Cd	0.2	0.3	0.4	0.1	0.15	0.2	0.2	0.3	0.4	0.5	0.75	1	0.005	0.005
Cu	4	5	6	4	5	6	4	5	6	10	15	20	2	1.50
Cr	1	1.25	1.5	0.5	0.75	1	1	1.25	1.5	0.5	0.75	1	0.05	0.05
Hg	0.01	0.015	0.02	0.005	0.008	0.01	0.01	0.015	0.02	0.01	0.015	0.02	0.006	0.001
Ni	2	3	4	2	3	4	2	3	4	4	6	8	0.07	---
Pb	0.2	0.3	0.4	0.2	0.3	0.4	0.5	0.75	1	1	1.5	2	0.01	0.05
Zn	10	15	20	10	15	20	10	15	20	6	9	12	---	5
As	0.2	0.3	0.4	0.1	0.15	0.2	0.2	0.3	0.4	0.5	0.75	1	0.025	0.05
Se	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0.04	0.05
Mn	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0.15	0.15

Nota: Información encontrada en NOM-001-SEMARNAT-2021, NOM-002-SEMARNAT-1996, NOM-127-SSA1-2021 y Art. 213 del RLGSMSAEP.

Otros organismos internacionales como la OMS establecen que son 13 principales metales pesados los que tienen mayor repercusión en el medio ambiente y la salud, los cuales son: As, Ti, Hg, Pb, Cu, Fe, Cr, Zn, Mn, Cd, Ni, Sn y Co. Mientras que la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA por sus siglas en inglés) menciona en su lista de contaminantes prioritarios los siguientes metales pesados: Pb, As, Be, Sb, Cu, Hg, Cd, Cr, Ni, Ag, Ti, Zn y Se. Cada una de estas organizaciones estipula un nivel de concentración permitido que sea “seguro” con bajos riesgos en la salud humana de estos contaminantes. Los niveles establecidos por diferentes organismos reguladores de algunos de estos metales se presentan en la siguiente tabla (Tabla 5):

Tabla 5. Niveles máximos tolerados de metales pesados por organismos de internacionales y de otros países expresados en mg/L para agua potable

Límites permisibles de metales pesados en agua potable en mg/L

Organismo regulador	Hg	Cd	Cu	Ni	Pb	Cr	As	Se	Mn
US EPA ^{a y b}	0.002	0.005	1.3	---	0.015	0.1	0.01	0.05	<0.05
OMS ^{b y c}	0.006	0.003	2	0.07	0.01	0.05	0.01	0.04	0.08
Unión Europea ^{c y d}	0.001	0.005	2	0.02	0.01	0.05	0.01	0.01	0.05

Nota: ^aEPA (2023), ^bLlaver et al. (2021), ^cIzah et al. (2016), ^dMinisterio de Sanidad España (2023).

7. METODOLOGÍA

7.1 Reactivos y materiales

Los reactivos químicos utilizados para la síntesis de los hidrogeles superabsorbentes provienen de marca Sigma–Aldrich (GR): Goma de Xantana (GX), Agar-Agar (AA), el monómero acrilamida (C₅H₃NO), el agente entrecruzante N,N'-Metilenbisacrilamida (C₇H₁₀N₂O₂) e iniciador de la reacción persulfato de potasio (K₂S₂O₈). Para la determinación de plomo en las soluciones acuosas se utilizó la prueba Plomo (Merck) No. de catálogo 1.09717.000.1. En todos los experimentos se utilizó agua desionizada.

7.2 Equipos de laboratorio

Una parrilla de calentamiento con agitación magnética marca Thermo Scientific, modelo SP131325 se utilizó para generar la mezcla de precursores. Un equipo de radiación de microondas marca General Electric modelo (JES1036PWH) con las siguientes especificaciones: 120 V, 60Hz y 1100 W en donde se llevó a cabo la reacción de síntesis de los hidrogeles superabsorbentes. Un deshidratador de alimentos marca Excalibur fue utilizado para el secado de las muestras. Una balanza analítica marca VELAB modelo VE-300 para evaluar la capacidad de hinchamiento. Y un equipo fotométrico Spectroquant Nova 60 que se utilizó para la determinación de plomo.

7.3 Síntesis de Hidrogeles de Goma de Xantana/Poliacrilamida/Agar-agar (HGX-PAM/AA)

Con la finalidad de optimizar las condiciones de síntesis, purificación y deshidratación en la obtención del polímero con características y comportamientos particulares de un hidrogel, la primera etapa consistió en realizar numerosos ensayos previos.

Para la síntesis de hidrogeles entrecruzados se utilizó goma de xantana y agar-agar como cadenas principales poliméricas naturales, acrilamida (AM) como monómero sintético, persulfato de potasio (KPS) como iniciador polimérico, N,N'-metilbisacrilamida (MBA) como agente entrecruzante y agua desionizada como disolvente.

Se estudiaron los efectos de las variables: tiempo de irradiación de microondas (T_{MW}) para 60, 80, 100 s y concentración de agente entrecruzante de 2.418×10^{-3} , 2.712×10^{-3} y 3.007×10^{-3} M, para obtener un hidrogel con un alto porcentaje de retención de agua.

El procedimiento fue el siguiente:

Se pesaron cada uno de los reactivos químicos variando únicamente la variable de estudio y manteniendo constantes los demás reactivos de partida. Se vertió aproximadamente 50 mL del volumen de disolvente en un vaso de precipitado de 500 mL y se agregó 1.25 g de goma de xantana al vaso para agitarse por aproximadamente 1 min, inmediatamente se añadió 1.25 g de agar-agar a la solución. Esta mezcla fue agitada durante 40 minutos hasta observarse la solubilidad de los biopolímeros (masa homogénea y sin grumos). Por otro lado, en un vaso de 40 mL se agregaron 10 mL de agua desionizada para disolver a través de agitación la concentración de iniciador (KPS) correspondiente. Una vez solubilizado el KPS, este fue agregado al vaso de precipitado de 500 mL con la mezcla de la goma y el agar. Seguidamente en otro vaso de precipitado de 40 mL se disolvió también el entrecruzante en 10 mL de agua. Una vez disuelto se agregó a la mezcla y se dejó agitar por 15 min. Por último, la acrilamida se hidrató hasta disolverse para agregarse gota a gota a la disolución. Una vez solubilizados todos los reactivos, la mezcla fue llevada al equipo de microondas, en donde se polimerizó bajo radiación vía microondas hasta formar la matriz del hidrogel.

7.4 Purificación y secado de hidrogeles HGX-PAM/AA

El producto resultante o hidrogel fue vaciado y lavado 4 veces en aproximadamente 150 mL de agua desionizada por cada lavada, después fue colocado en agua desionizada durante 24 h, pasado este tiempo se volvió a hacer un lavado cuatro veces más (Figura 7). Esto con la finalidad de remover posibles restos de monómero residual. Finalmente, las muestras de hidrogel fueron llevadas a su forma de xerogel, en un deshidratador de alimentos a una temperatura de 60 °C por 24 h. Cada muestra fue pesada después del lavado y del secado.

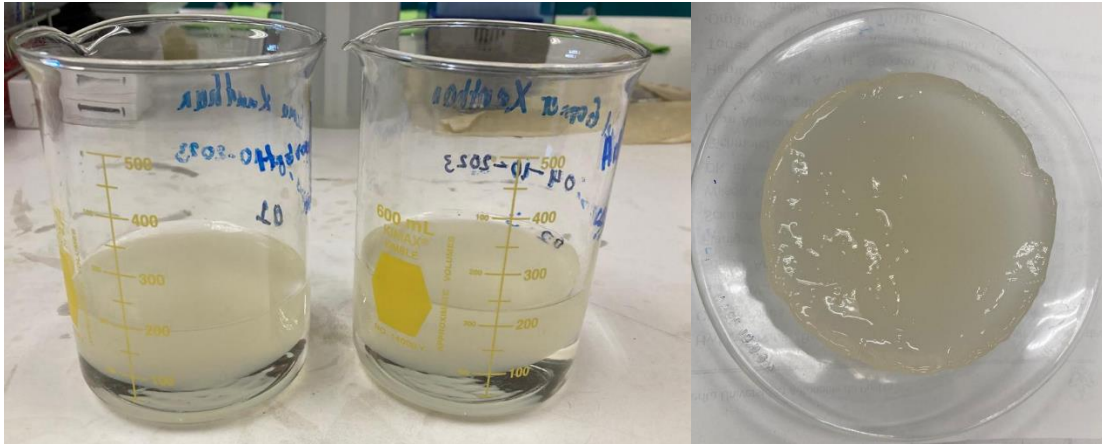


Figura 7. Fotografía de hidrogeles HGX-PAM/AA durante el lavado y después del lavado de 24 horas.

7.5 Técnicas de caracterización

7.5.1 Estudio de la cinética de hinchamiento

La capacidad de hinchamiento de los HGX-PAM/AA fue obtenida a través del método gravimétrico, en donde una masa conocida de xerogel fue sumergida en 50 mL de agua desionizada a temperatura ambiente. Se registraron variaciones de peso de cada muestra con respecto del tiempo en una balanza analítica cada dos horas obteniendo cada día 5 mediciones cada 2 horas, durante tres días consecutivos. Cada uno de los experimentos se realizó por triplicado para cada xerogel obtenido. El porcentaje de hinchamiento se calculó a través de la ecuación (2):

$$\% \text{ Hinchamiento} = \left(\frac{W_t - W_1}{W_1} \right) \times 100 \quad (2)$$

Donde W_t es el peso del hidrogel hidratado en el tiempo t y W_1 es el peso del xerogel en gramos.

Los resultados se expresaron en un perfil (un gráfico) de capacidad de hinchamiento versus intervalos de tiempo consecutivos en que la muestra de hidrogel fue medida.

7.5.2 Análisis estructural por FTIR

Se llevó a cabo la caracterización de espectroscopía Infrarroja por transformada de Fourier utilizando la técnica de Reflectancia Total Atenuada (FTIR-ATR) de los precursores (goma de xantana, agar-agar) y de los xerogeles entrecruzados que presentaron mayor porcentaje de hinchamiento. Los experimentos se realizaron en un espectrofotómetro marca Bruker modelo ALPHA II Platinum en un rango de 4000-400. cm^{-1} , después de 32 scans/muestra con una resolución de 4 cm^{-1} .

7.6 Pruebas de remoción de Pb

Para efectos de desarrollo del presente trabajo de investigación se seleccionó al ion Pb^{2+} como catión representativo de los metales pesados, con la finalidad de analizar la capacidad de remoción de este grupo de contaminantes por parte de los hidrogeles HGX-PAM/AA. Para ello se prepararon soluciones estándar de 15 ppm de plomo en matraces aforados de 100 mL, a partir de la sal $Pb(NO_3)_2$, a tres diferentes valores de pH: 3, 4 y 5, lo cuales fueron ajustados utilizando soluciones 0.1 M de HCl y NaOH.

Los estudios de adsorción se llevaron a cabo a temperatura ambiente, agregando un peso conocido del xerogel en 15 mL de las soluciones variables de pH. La determinación de los iones de Pb^{2+} adsorbidos se realizó después de retirar los hidrogeles de las soluciones al cabo de 1, 3, 48 y 72. Midiendo la concentración restante en las soluciones, a través del método fotométrico utilizando un equipo Spectroquant Nova 60 a una longitud de onda de 525 nm, siguiendo el procedimiento de la prueba Plomo (Merck) No. de catálogo 1.09717.000.1. Cada uno de los experimentos a diferentes valores de pH y exposición de tiempo se realizaron por duplicado.

El porcentaje de adsorción de la remoción del metal se obtuvo utilizando la Ec. (4)

$$\text{Porcentaje de remoción \%} = \frac{C_0 - C_1}{C_0} \times 100\% \quad (4)$$

Donde C_0 es la concentración inicial en mg/L de los iones Pb^{2+} y C_1 es la concentración en mg/L en el tiempo t en que los iones metálicos fueron medidos.

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 Ensayos preliminares de la síntesis y obtención de HGX-PAM/AA

En el presente trabajo se ha investigado la influencia de los parámetros de síntesis como: efecto de concentración de agente entrecruzante y efecto de tiempo de irradiación, en hidrogeles basados en goma de xantana, modificando el procedimiento reportado por Hasija et al. (2018), esto con el objetivo de obtener hidrogeles superabsorbentes que presenten un alto porcentaje de hinchamiento para su aplicación en la descontaminación de aguas con iones Pb.

Los HGX-PAM/AA fueron sintetizados mediante polimerización por radicales libres, usando irradiación por microondas, en presencia del entrecruzante químico MBA, el iniciador persulfato de potasio y el disolvente H_2O desionizada. El mecanismo de reacción comienza con el iniciador térmicamente inestable KPS, que se descompone por irradiación, generando el radical anión persulfato, el cual reacciona con el agua y forma radicales hidroxilo, estos radicales denominados primarios reaccionan con el monómero para iniciar la

polimerización, seguidamente ocurre el paso de propagación, donde reaccionan los polisacáridos GX y AA con los radicales y monómeros. Finalmente, en el paso de terminación, los radicales libres de MBA conectan y entrecruzan las cadenas largas hasta formar la red tridimensional del copolímero (Rodríguez et al., 2021; Khan et al., 2020), como se observa en la Figura 8.

La formación del hidrogel superabsorbente se dio mediante la copolimerización por reticulación del monómero acrilamida (AM) en presencia de los polisacáridos goma de xantana y agar asistida por radiación de microondas. Esta técnica es una de las más prometedoras para modificar las características de los polímeros naturales, obteniendo las propiedades deseadas de capacidad de alto hinchamiento y durabilidad por la formación de poli(acrilamida) dada por el monómero, así como la biocompatibilidad y biodegradabilidad que ofrecen los biopolímeros GX y AA (Rodríguez et al., 2021; Kumar et al., 2017).

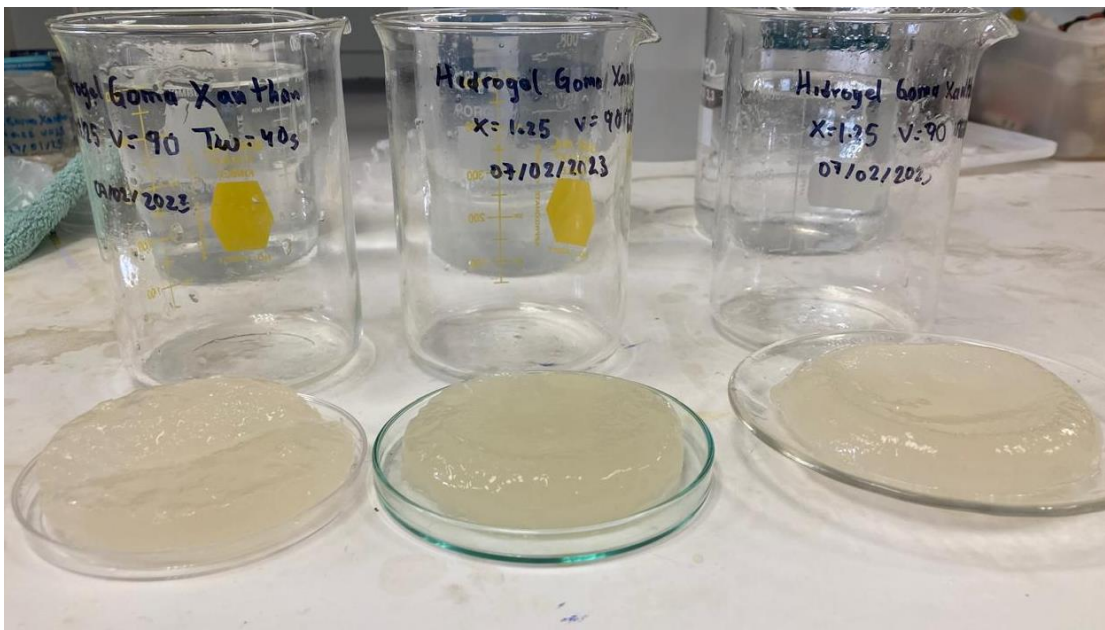


Figura 8. Fotografía de la formación de los hidrogeles HGX-PAM/AA a diferentes tiempos de irradiación en microondas

En esta investigación, la cantidad del disolvente agua se fue aumentado hasta obtener un volumen que permitiera solubilizar completamente los reactivos de reacción, según Ninciuleanu et al., 2021, informan que “entre más diluido se encuentra el medio de polimerización esto mejorará la formación de puntos de entrecruzamiento en la red del hidrogel”. La mayoría de los hidrogeles superabsorbentes obtenidos presentaron una consistencia suave, blanda y elástica (Figura 8), sin embargo, después de un corto tiempo se disolvían o fracturaban en agua.

8.2 Efecto de la variable de concentración de entrecruzante

El entrecruzamiento es un proceso mediante el cual segmentos poliméricos de diferentes cadenas se interconectan mediante enlaces físicos o químicos. Los hidrogeles permanentes o químicos son formados por enlaces covalentes (y en ocasiones iónicos). Para lo cual se utilizan agentes entrecruzantes que conducen a la unión de las macromoléculas (Marković et al., 2020).

Un hidrogel superabsorbente debe tener la capacidad de mantener su forma sin disolverse en agua presentando un determinado grado de hinchamiento. El agente entrecruzante influye en estas propiedades, por lo que se probaron distintas concentraciones de MBA. En la tabla 6 se muestra las concentraciones de los reactivos establecidos y la variación de la concentración de MBA.

Tabla 6. Parámetros de reacción en el efecto de concentración de agente entrecruzante MBA para la formación de HSA a base de GX

Hidrogel	GX/AA (g)	Iniciador $K_2S_2O_8$ (mol/L)	Monómero Acrilamida (mol/L)	Volumen de agua (mL)	Tiempo de irradiación de Mw (s)	Agente entrecruzante MBA (mol/L)
HGX-PAM/AA-E1	1.25	9.954×10^{-3}	3.274×10^{-2}	110	60	2.418×10^{-3}
HGX-PAM/AA-E2						2.712×10^{-3}
HGX-PAM/AA-E3						3.007×10^{-3}

Para los hidrogeles HGX-PAM/AA-E2 y HGX-PAM/AA-E3 (Tabla 6), se observó una estructura estable, compacta y densa durante su manipulación en el lavado, mientras que el hidrogel HGX-PAM/AA-E1 se fracturaba con mayor facilidad (Figura 9).

Kurečić et al. (2012) explica que “hidrogeles formados con una proporción de entrecruzante no óptima en la síntesis dará como resultado geles viscosos y un polímero que se pueda disgregar o deshacer durante su lavado o hinchamiento a causa de un entrecruzamiento insuficiente”, lo que se pudo observar con el hidrogel denominado HGX-PAM/AA-E1, “mientras que aquellos con una proporción de entrecruzante alta formarán una estructura más compacta, lo que a su vez podría reducir la capacidad de hinchamiento. Por lo tanto, determinar la concentración óptima de monómero/entrecruzante es el factor más crítico para obtener la máxima capacidad de hinchamiento en los estudios de un hidrogel”.

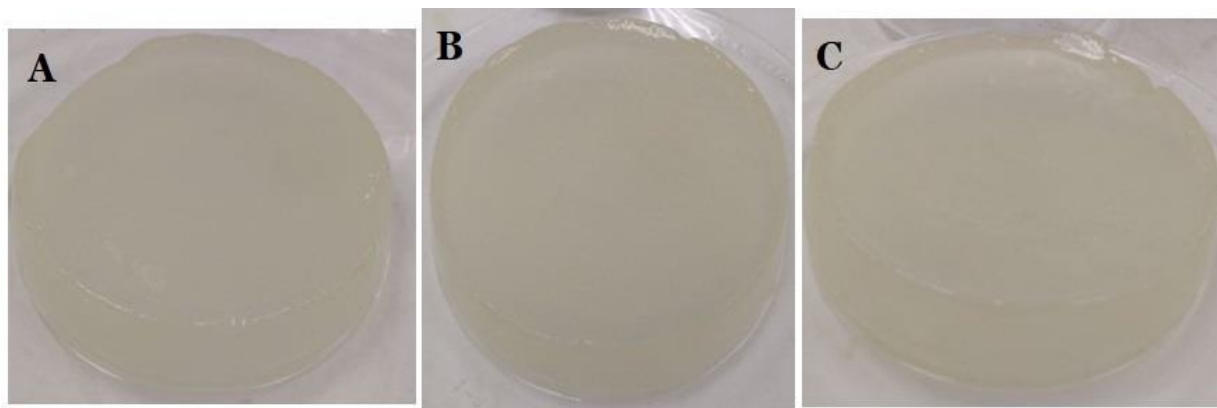


Figura 9. Hidrogeles crudos obtenido a distintas concentraciones de agente entrecruzante MBA: **A)** HGX-PAM/AA-E1, **B)** HGX-PAM/AA-E2 y **C)** HGX-PAM/AA-E3.

Finalmente, la mayoría de los hidrogeles superabsorbentes obtenidos presentaron una consistencia suave, blanda y elástica. Y en forma de xerogel (estado seco) también se informa. En los xerogeles se observan que ciertas cantidades de reactivos no reaccionaron completamente, notándose una mejor uniformidad (según Figura 10) y composición conforme la concentración de agente entrecruzante fue aumentando, Figura 10C.

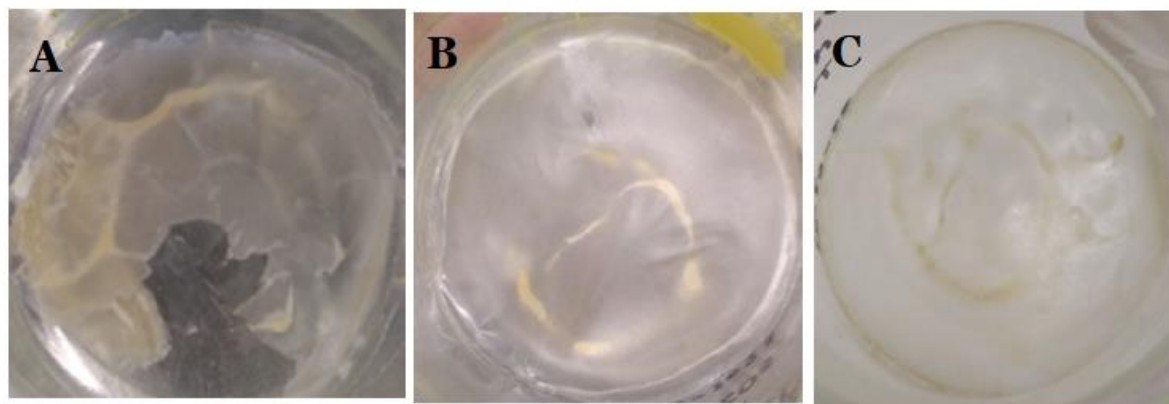


Figura 10. Xerogeles obtenidos después de 24 horas de secado a 60 °C con distintas concentraciones de agente entrecruzante MBA. **A)** 2.418×10^{-3} mol/L, **B)** 2.712×10^{-3} mol/L y **C)** 3.007×10^{-3} mol/L

8.3 Efecto de la variable tiempo de irradiación de microondas

La utilización de radiación de microondas para la síntesis química de materiales poliméricos, como los hidrogeles, es una técnica emergente que ha demostrado tener excelentes resultados, ya que, se obtiene un producto en tiempos de reacción cortos con una ruta sintética simple y es considerada una tecnología amigable con el medio ambiente por su bajo consumo de energía y menor generación de subproductos (Alfaifia et al., 2014).

La dosis de radiación para la formación de la red polimérica tiene gran influencia en el entrecruzamiento y por ende en la capacidad de hinchamiento del hidrogel, es por lo que encontrar la dosis óptima es un paso importante. En la tabla 7, se muestra la variación del tiempo de irradiación de microondas (60, 80 y 100 segundos) en donde las concentraciones de reactivos de partida y volumen de disolvente fueron constantes.

Según la Tabla 7, a tiempos de irradiación mayores a 60 segundos se permitieron obtener hidrogeles con mejor aspecto, sólidos y compactos sin disgregación durante su manipulación, como se puede ver en la Figura 11. Por lo que, se puede concluir que bajo estos tiempos de irradiación se lleva a cabo una reacción en condiciones óptimas para que todos los reactivos reaccionen generando una mejor formación de la red polimérica de hidrogeles superabsorbentes.

Tabla 7. Parámetros de reacción en el efecto de tiempo de irradiación de microondas (MW) para la formación de HSA a base de GX

Hidrogel	GX/AA (g)	Iniciador $K_2S_2O_8$ (mol/L)	Monómero Acrilamida (mol/L)	Volumen de agua (mL)	Agente entrecruzante MBA (mol/L)	Tiempo de irradiación de MW (s)
HGX-PAM/AA-T1	1.25	9.954×10^{-3}	3.274×10^{-2}	110	3.007×10^{-3}	60
HGX-PAM/AA-T2						80
HGX-PAM/AA-T3						100

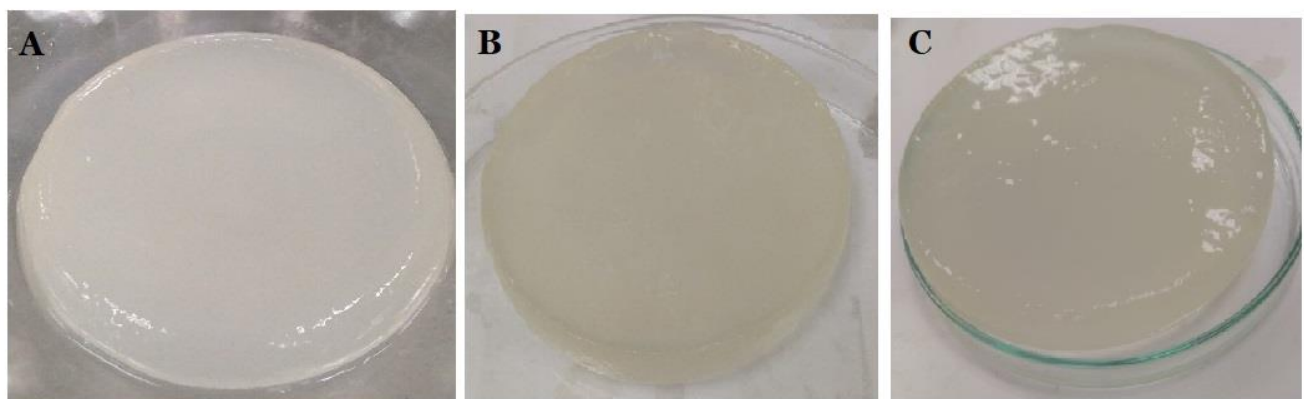


Figura 11. Hidrogeles crudos obtenidos a distintos tiempos de irradiación en microondas. **A)** HGX-PAM/AA-T1, **B)** HGX-PAM/AA-T2 y **C)** HGX-PAM/AA-T3

De los xerogeles obtenidos, como se puede ver en la Figura 12, las muestras sintetizadas a 80s de T_{MW} y 100s de T_{MW} , Figura 12 **B** y **C**, respectivamente, se mostraron mucho más homogéneas,

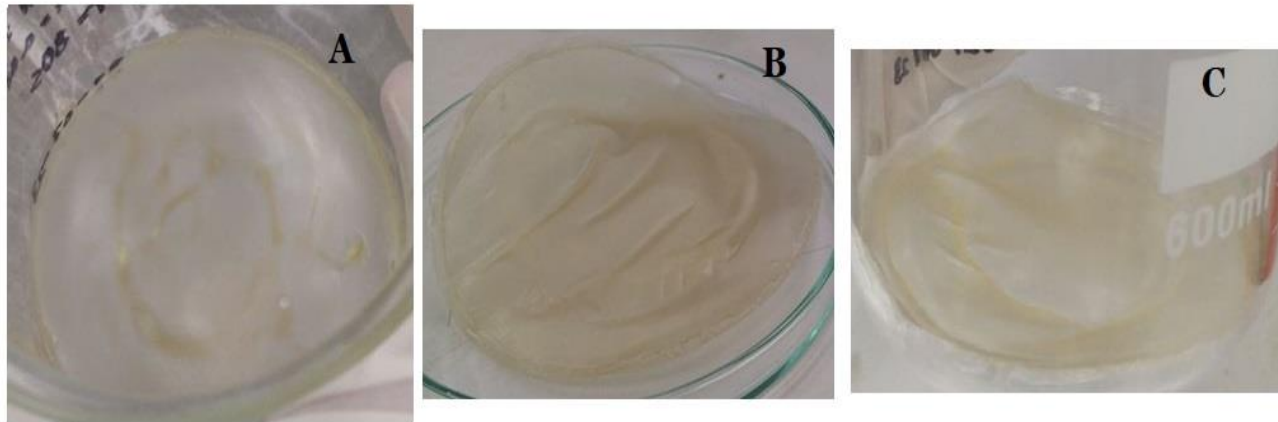


Figura 12. Xerogeles obtenidos después de 24 horas de secado a 60 °C con distintos tiempos de irradiación de MW. **A)** 60 segundos, **B)** 80 segundos y **C)** 100 segundos

8.4 Porcentaje de hidratación (%H) de los HGX-PAM/AA obtenidos

La capacidad de hincharse en medio acuoso es una de las características más importantes de los hidrogeles que debe aprovecharse para ser utilizados como potenciales materiales adsorbentes que eliminen los contaminantes del agua, incluidos los metales pesados. Está demostrado que existe una gran relación entre el hinchamiento y el área superficial. Ante mayores porcentajes de hinchamiento mayor expansión superficial, lo que permite una mayor interacción entre los grupos activos de la superficie del hidrogel y los iones metálicos, aumentando la capacidad de adsorción de los contaminantes.

Determinar las condiciones y variables óptimas que den como resultado el hidrogel con mayor porcentaje de hinchamiento es crucial para esta investigación, por lo tanto, se estudian dos efectos que representan una gran influencia en el grado de hinchamiento de un hidrogel, los cuales son efecto de concentración de agente entrecruzante MBA y efecto de tiempo de irradiación por microondas T_{MW} .

8.4.1 Concentración de MBA en la capacidad de hinchamiento

Uno de los factores más importantes que afecta el hinchamiento de los hidrogeles es la relación de entrecruzamiento y se define como la relación entre la cantidad de agente entrecruzante y las unidades repetitivas de monómero. El tipo y concentración de agente entrecruzante controla la estructura de la matriz polimérica y define su grado de entrecruzamiento. Todo esto tiene un efecto en la estructura de la red porosa o el grado de porosidad e hinchamiento del hidrogel. Los hidrogeles muy entrecruzados tienen una estructura más compacta y se hidratan mucho menos que un hidrogel análogo con menor grado de entrecruzamiento (Benítez et al., 2018).

En la figura 13 se presentan los resultados obtenidos durante el estudio de hinchamiento de las muestras HGX-PAM/AA-E1, HGX-PAM/AA-E2 y HGX-PAM/AA-E3, de las diferentes concentraciones del entrecruzante MBA. Como se puede observar a través de las curvas generadas, el hinchamiento aumenta conforme la concentración de MBA es mayor.

Ante mayor cantidad de agente entrecruzante, en este caso MBA, se pudo percibir durante la parte experimental de cinética de hinchamiento que las muestras de xerogel sometidos a hidratación presentaban mejores propiedades mecánicas y mayor estabilidad. El comportamiento de las muestras HGX-PAM/AA-E2 y HGX-PAM/AA-E3, fue más estable durante su hidratación, presentando una estructura elástica y blanda con excelente aumento de volumen. Mientras que las muestras de xerogel HGX-PAM/AA-E1 después de hincharse en un determinado tiempo en agua desionizada, comenzaron a disgregarse y formar una masa viscosa alrededor de su estructura, generando pérdida de masa durante cada pesada. Lo que se puede distinguir en la curva de la concentración de 2.418×10^{-3} mol/L de MBA, teniendo un descenso del %H a partir del minuto 3000 debido a la pérdida de masa por la formación del gel soluble.

Lo anterior se puede deber como lo menciona Xu et al. (2022) cuando se adiciona una concentración mínima de agente reticulante, la reacción de entrecruzamiento no transcurre de forma completa y no se forma una estructura de red estable, es decir, con inapreciable grado de entrecruzamiento de forma que casi todos los productos sintetizados son solubles después de cierto tiempo en contacto con el agua. Por otro lado, Sharma y Madras (2016) informan que la absorción de agua puede aumentar conforme la concentración de entrecruzante aumenta hasta un cierto valor y luego disminuye.

De acuerdo con la Figura 13, la concentración MBA que presentó un mayor porcentaje de hinchamiento fue de 3.007×10^{-3} mol/L, logrando un valor máximo de hinchamiento, a los 1560 minutos con un porcentaje de 3847.88 %, y a tiempos posteriores los porcentajes de hinchamiento se mantuvieron entre 3687.53 y 3801.83 % hasta los 3360 minutos.

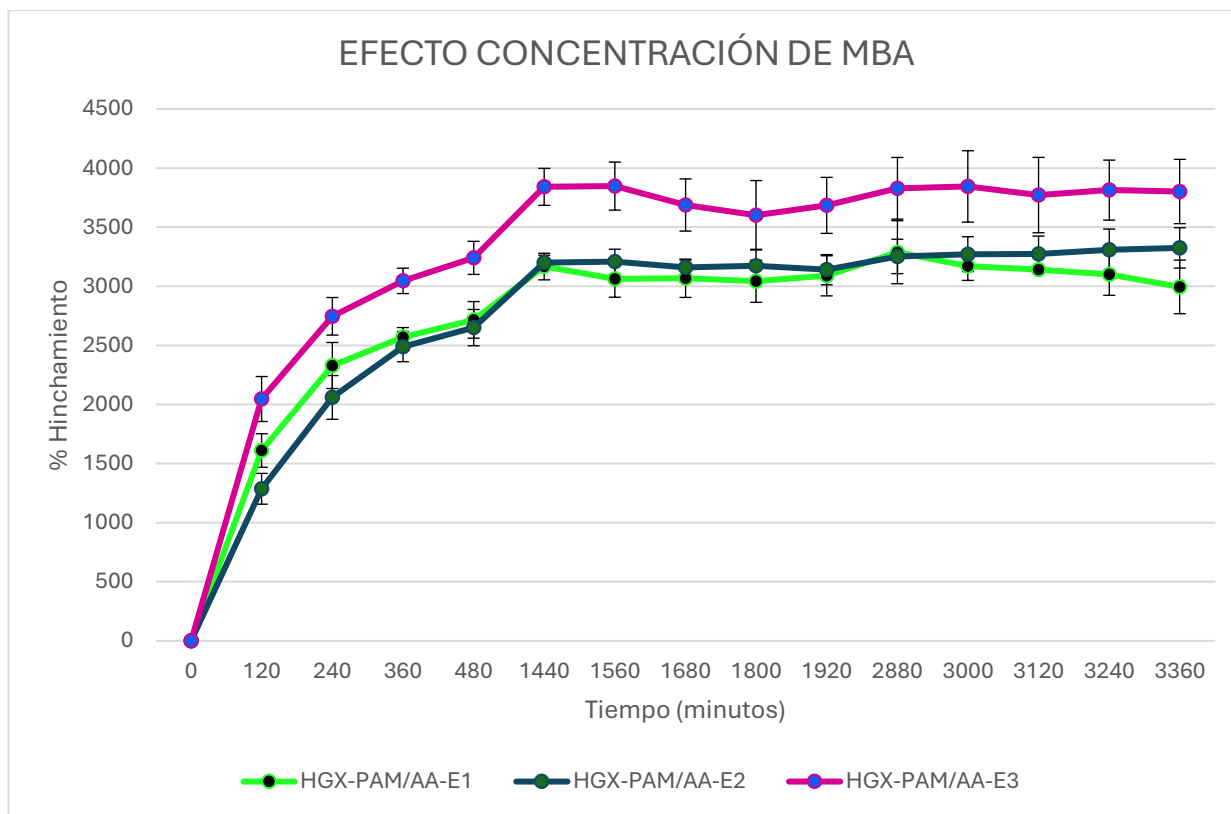


Figura 13. Cinética de hinchamiento de las muestras de los hidrogeles: HGX-PAM/AA-E1 (2.418×10^{-3} mol/L), HGX-PAM/AA-E2 (2.712×10^{-3} mol/L) y HGX-PAM/AA-E3 (3.007×10^{-3} mol/L).

8.4.2 Tiempo de irradiación de microondas en la capacidad de hinchamiento

En la figura 14 se muestran las curvas de porcentaje de hidratación (%H) con respecto al tiempo (min) de los hidrogeles HGX-PAM/AA-T1, HGX-PAM/AA-T2 y HGX-PAM/AA-T3 a diferentes tiempos de exposición de irradiación de microondas. El %H se ve incrementado significativamente cuando se aumentó el tiempo de irradiación de 60 segundos (HGX-PAM/AA-T1) a 80 segundos (HGX-PAM/AA-T2), sin embargo, al aumentar el tiempo de irradiación de microondas de 80 segundos a 100 segundos (HGX-PAM/AA-T3), el %H se ve afectado disminuyendo considerablemente. Por lo que el incremento del %H fue en el orden de $HGX-PAM/AA-T2 > HGX-PAM/AA-T1 > HGX-PAM/AA-T3$.

More y Chapekar (2024) mencionan que el hinchamiento se puede aumentar cuando el tiempo de irradiación también es incrementado, sin embargo, al llegar a cierto punto de aumento en la dosis de irradiación se tiene una disminución en el hinchamiento debido a la formación de estructuras más compactas por la formación de mayores puntos de reticulación, y en consecuencia se ven afectadas las propiedades de los polímeros naturales. Alfaifi et al. (2014) menciona que esto es atribuido debido a que

cuando existe mayor cantidad de energía se obtiene una mayor generación de radicales libres en el paso de iniciación de la reacción.

El comportamiento de las curvas de hinchamiento de las muestras de hidrogel es muy similar hasta el minuto 1440. Mientras que para las curvas de los hidrogeles HGX-PAM/AA-T1 y HGX-PAM/AAT3 se observa una tendencia hacia el equilibrio a partir del minuto 1440 debido a que su variación, como es apreciable, es mínima. Para la muestra HGX-PAM/AA-T2 existe un comportamiento irregular en donde el porcentaje de hinchamiento incrementa después de cierto tiempo de exposición en agua desionizada y luego disminuye, a partir del minuto 1920 se obtiene un comportamiento menos variable, sin embargo, se nota una disminución del hidrogel significativa en el minuto 3360. Esto puede deberse a que con el aumento del tiempo la red porosa del polímero se satura y después expulsa agua. Ghobashy (2018) describen el proceso de hinchamiento de los hidrogeles como un curso continuo de hinchamiento y deshinchamiento afectado por la presión de las moléculas de agua en la red tridimensional, dando como resultado una curva con esas características.

Los resultados de la cinética de hinchamiento indican que la dosis óptima de T_{MW} es de 80 segundos, ya que, se obtuvo la máxima capacidad de absorción de agua, obteniendo un valor máximo de hinchamiento de 5201.274% a los 1800 minutos.

Los resultados de cinética de hinchamiento tanto del efecto de la concentración del agente entrecruzante MBA como del tiempo de irradiación por microondas mostraron que los hidrogeles sintetizados a base de goma de xantana, agar-agar y poliacrilamida, son superabsorbentes y su capacidad de hinchamiento aumenta conforme la concentración de entrecruzante es mayor, debido a que existe una óptima formación de la red polimérica con características para absorber de manera eficaz la mayor cantidad de agua, y se espera que, como se reporta en la literatura, que si se sigue incrementando la concentración de este reactivo, el hinchamiento se vería reducido. En cuanto a la dosis de tiempo de irradiación el hinchamiento inicialmente aumenta de 60 segundos a 80 segundos, pero se genera una disminución considerable en el porcentaje de hinchamiento al incrementar a 100 segundos.

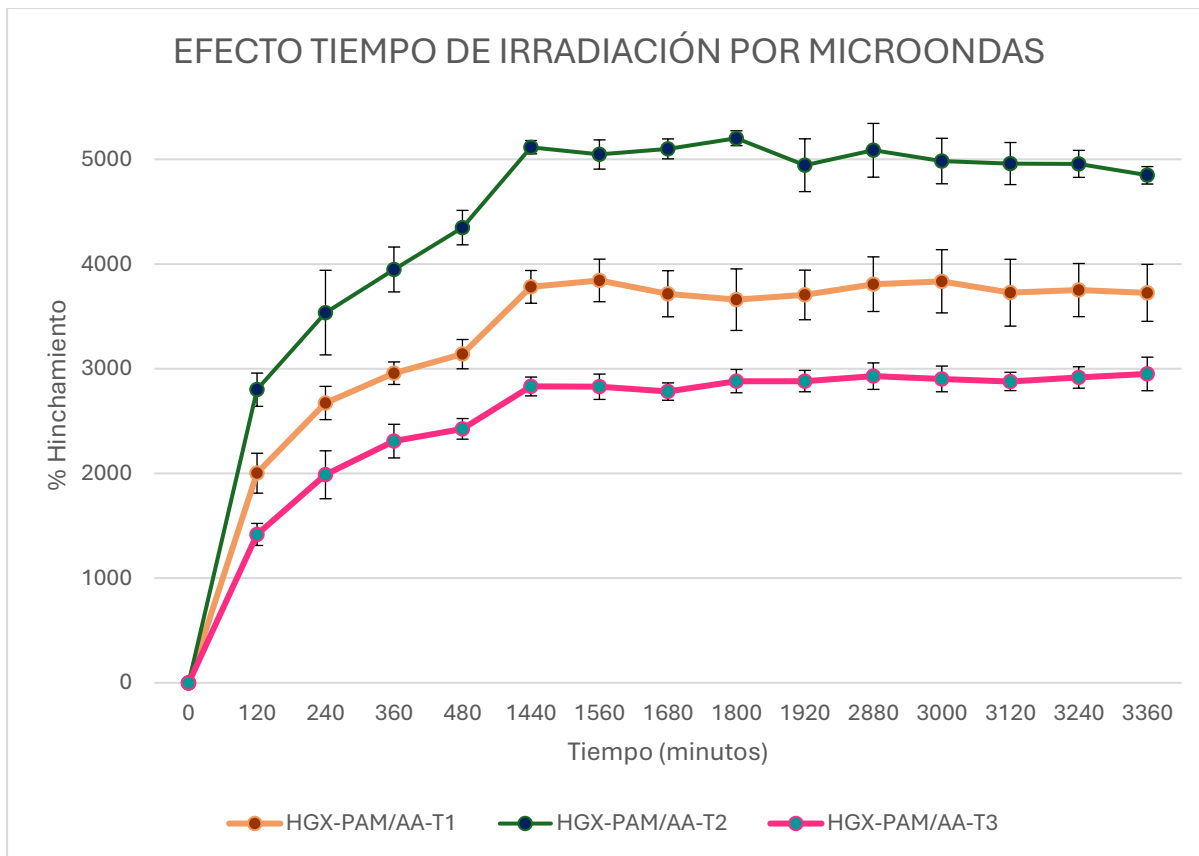


Figura 14. Cinética de hinchamiento de las muestras de los hidrogeles: HGX-PAM/AA-T1 (60 segundos), HGX-PAM/AA-T2 (80 segundos) y HGX-PAM/AA-T3 (100 segundos).

8.5 Caracterización de Goma de Xantana, Agar, agente entrecruzante MBA y HGX-PAM/AA mediante FTIR.

8.5.1 Espectros de absorción IR de Goma de Xantana

El espectro de absorción FTIR de goma xantana se muestran en la Figura 15. La goma de xantana muestra una banda de absorción ancha alrededor de 3352 cm^{-1} , debido a la vibración de estiramiento de O-H. La banda a 2884 cm^{-1} se debe a la vibración de estiramiento de C-H en grupos metilo y metileno, vibraciones de estiramiento asimétricas y simétricas de los enlaces C-O del grupo carboxilo a 1601 cm^{-1} y 1401 cm^{-1} , respectivamente. Estiramiento de deformación del acetato de carbonilo entre 1018 y 1243 cm^{-1} (banda ancha) estos pueden atribuirse a vibraciones de estiramiento C-O o C-O-C de los enlaces glucosídicos de la goma xantana (Yuan et al., 2022).

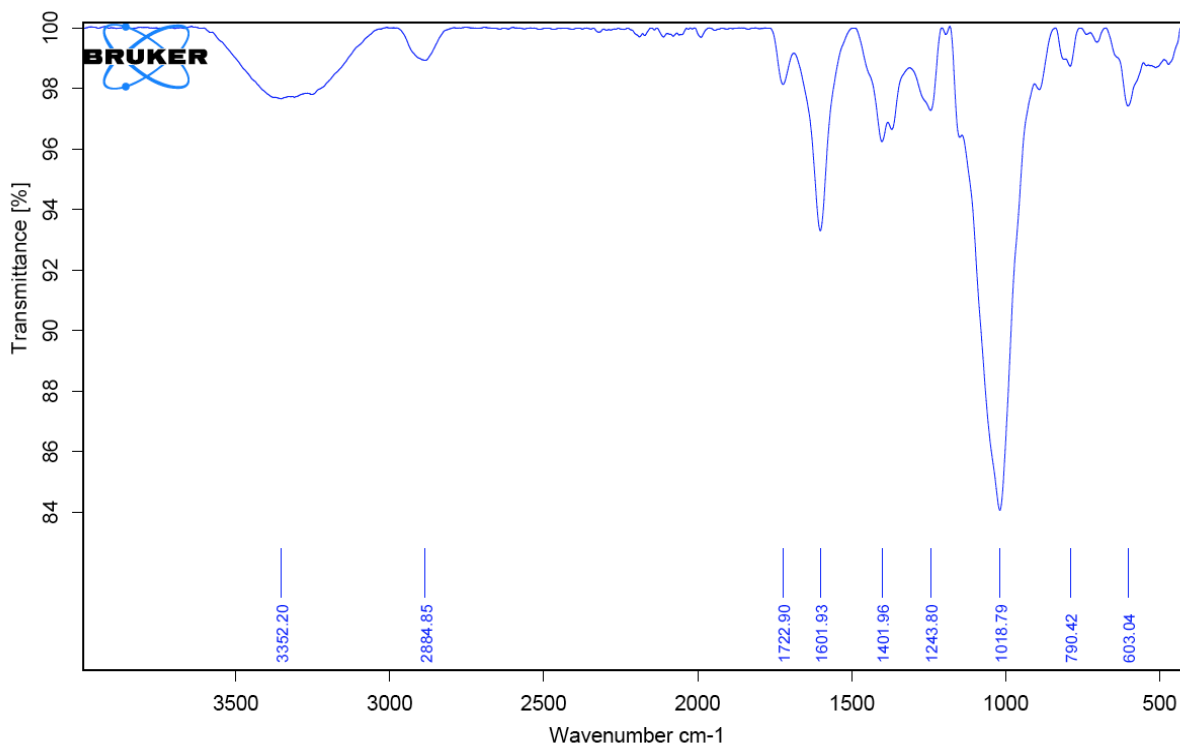


Figura 15. Espectro infrarrojo de Goma de Xantana

8.5.2 Espectro de absorción IR de Agar-agar

En la Figura 16 se exhibe el espectro de FTIR del agar mostrando una banda en 3390 cm^{-1} que es correspondiente a la vibración de estiramiento del grupo O-H. La banda a 2917 cm^{-1} se debió a la vibración de estiramiento de C-H. Los picos detectados en 1622 cm^{-1} y 1420 cm^{-1} son asociados a las vibraciones de estiramiento de C=O del grupo péptido. La banda en 1226 cm^{-1} es debida a grupos éster de sulfato (S=O) presentes en las moléculas de agar. También se observaron los picos en 1027 cm^{-1} y 925 cm^{-1} que pueden asignarse a vibraciones de estiramiento C-O y C-C del anillo piranosa común en los polisacáridos. Las bandas entre $800\text{-}600$ son características de los polisacáridos tipo agar como la red de 3,6-anhidro-galactosa (Gómez y Rupérez, 2011).

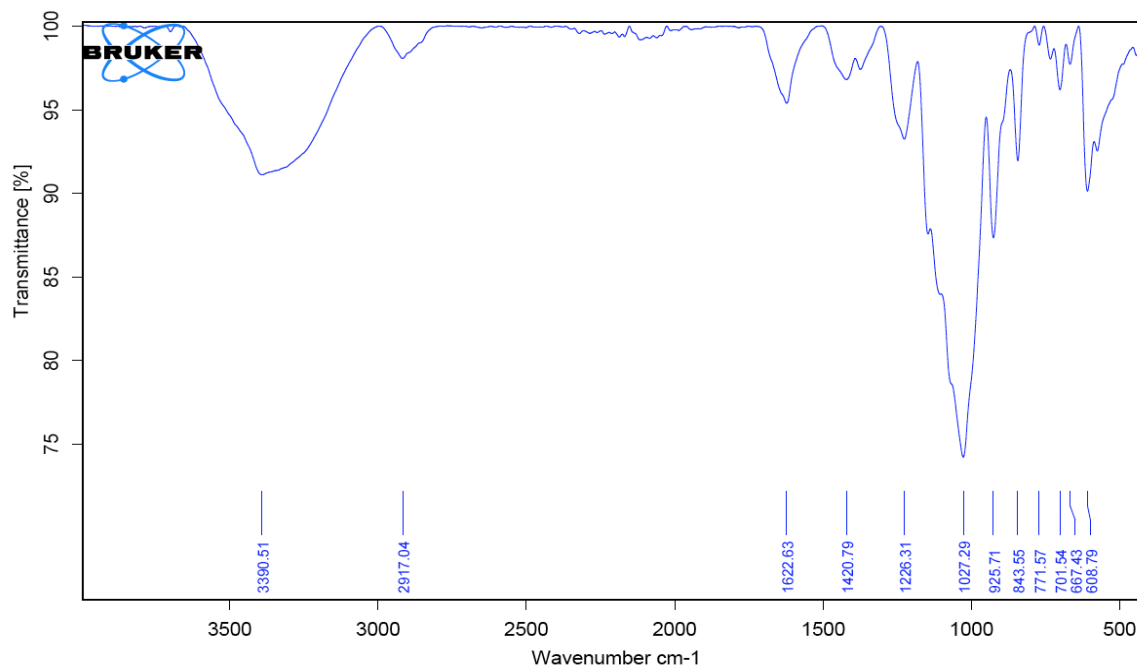
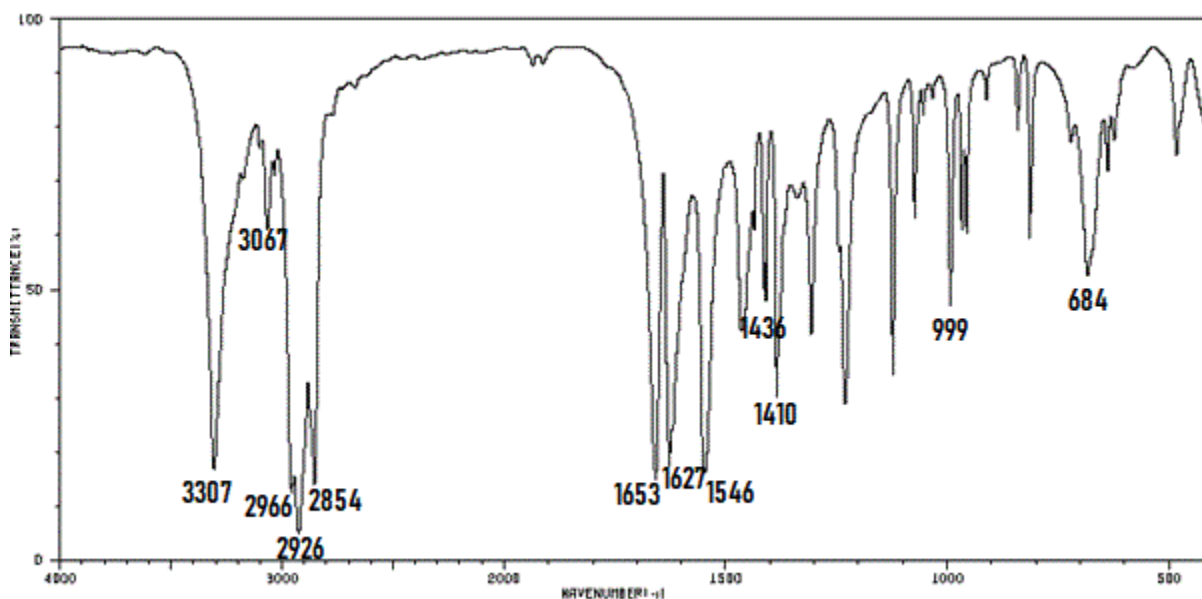


Figura 16. Espectro infrarrojo de Agar-agar

En las figuras posteriores, se muestran los espectros de infrarrojo del monómero acrilamida y entrecruzante N,N'metilenbisacrilamida obtenidos de la base de datos Spectral Data Base System for Organic Compounds (SDBS).

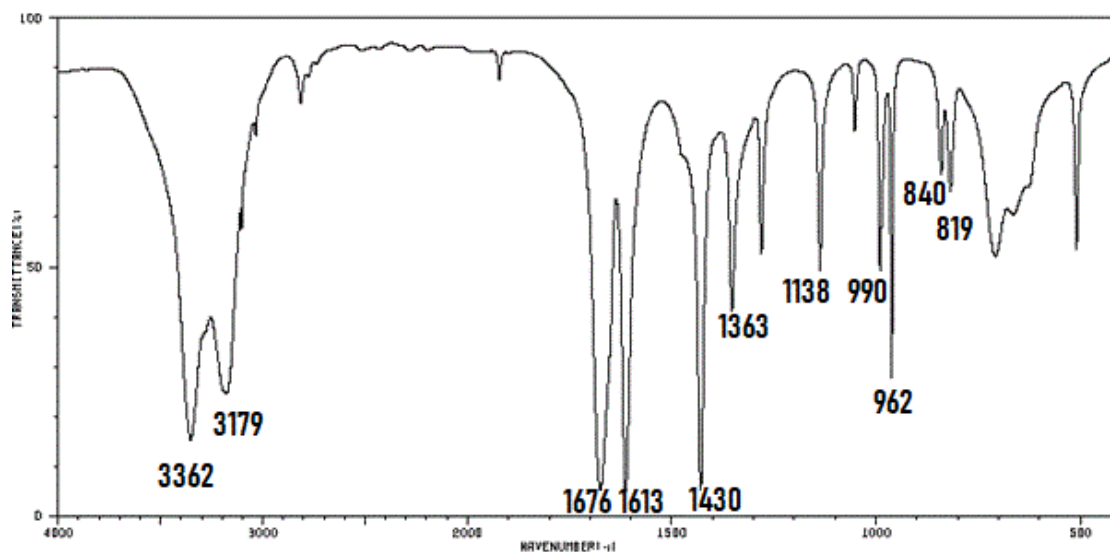
8.5.3 Espectro de absorción IR del entrecruzante MBA

El espectro IR del agente entrecruzante N,N'metilenbisacrilamida se observaron a 3307 cm⁻¹ una banda intensa correspondiente al alargamiento del enlace N-H de la amida secundaria, las bandas de absorción 3100 y 3067 cm⁻¹ corresponden al estiramiento asimétrico y simétrico, respectivamente del enlace =CH₂, mientras que la banda en 2854 cm⁻¹ se asigna al enlace C-H, pertenecientes al grupo vinilo. La banda en 2966 cm⁻¹ es correspondiente a la vibración de alargamiento del grupo metileno -CH₂. A 1653 cm⁻¹ se presenta un pico característico al alargamiento del grupo C=O de la amida secundaria, mientras que a los 1627 cm⁻¹ se destaca un pico intenso que es atribuido a las vibraciones de alargamiento del doble enlace C=C y a 1546 cm⁻¹ se observa una banda correspondiente a las vibraciones de flexión del enlace N-H. El pico que surge a 1436 cm⁻¹ se puede atribuir al alargamiento del enlace C-N, también a 1410 cm⁻¹ se observa una banda relacionada y que es característica a la flexión del enlace -CH₂, a 999 cm⁻¹ se destaca un pico perteneciente a la flexión fuera el plano del enlace =CH₂, así como a 684 cm⁻¹ se observa una banda de intensidad media correspondiente a la flexión fuera del plano del enlace N-H (Venkatram y Ramana, 2008).



8.5.4 Espectro de absorción IR del monómero AM

En el espectro de absorción FTIR se observaron las bandas características del monómero acrilamida. La presencia de una banda con doble pico ubicada entre 3362 y 3179 cm^{-1} corresponde al estiramiento asimétrico y simétrico del grupo N-H de amidas primarias. La banda presente en 1676 cm^{-1} corresponde al estiramiento del grupo carbonilo C=O, mientras que la banda ubicada en 1613 cm^{-1} corresponde a la vibración de flexión plana de N-H del grupo amino (NH_2). Además, se observan las bandas en 1430 y 1363 cm^{-1} que pertenecen a la deformación por flexión plana de $-\text{CH}_2$ y C-H, respectivamente. Otra banda característica se encuentra en 1138 cm^{-1} que se asocia a la vibración de estiramiento del grupo C-N (Jonathan, 1961).



Todas las asignaciones de bandas de los materiales de partida son resumidas detalladamente en la Tabla 8.

Tabla 8. Vibraciones características de los enlaces de GX, AA , AM y MBA.

Compuesto	Frecuencia (cm⁻¹)	Asignación
Goma de Xantana	3352	Estiramiento O-H
	2284	Estiramiento de C-H
	1601 1401	Estiramiento asimétrico y simétrico de los enlaces C-O del grupo carboxilo
	1018 1243	vibraciones de estiramiento C-O o C-O-C de los enlaces glucosídicos
	3390	Estiramiento O-H
Agar	2917	Estiramiento de C-H
	1622 1420	Estiramiento asimétricas y simétricas de los enlaces C=O del grupo péptido
	1226	Estiramiento del grupo S=O
	1027 925	vibraciones de estiramiento C-O o C-O-C de los enlaces glucosídicos
	3307	Estiramiento N-H
N,N'-metilbisacrialamida	3100	Estiramiento asimétrico vinilo terminal =CH ₂
	3067	Estiramiento simétrico vinilo terminal -CH ₂
	1653	Estiramiento C=O grupo amida
	1627	Estiramiento del doble enlace C=C
	1546	Flexión N-H
	1436	Estiramiento C-N
	1410	Flexión -CH ₂
	999	Flexión =CH ₂
	684	Flexión N-H
Acrilamida	3362	Estiramiento asimétrico del grupo N-H
	3179	Estiramiento simétrico del grupo N-H
	1676	Estiramiento del grupo C=O
	1613	Vibración de flexión plana N-H
	1430	Flexión -CH ₂
	1363	Flexión C-H

	1138	Estiramiento del grupo C-N
--	------	----------------------------

8.5.5 Espectros de absorción IR de los hidrogeles superabsorbentes HGX-PAM/AA-E3 y HGX-PAM/AA-T2

Los espectros de absorción FTIR que se muestran en la Figura 17 corresponden a los hidrogeles superabsorbentes HGX-PAM/AA-E3 (A) y HGX-PAM/AA-T2 (B) que presentaron los mayores porcentajes de hinchamiento. Los espectros FTIR de los HGX-PAM/AA-E3 y HGX-PAM/AA-T2 muestran una gran similitud entre ellos y en mayor proporción con los biopolímeros o polisacáridos de partida (GX y AA), se observan ligeros cambios en cuanto a las intensidades de las bandas de absorción, ligeros desplazamientos de las bandas de absorción, así como nuevas bandas de absorción asociadas al agente entrecruzante (MBA) y a la poliacrilamida (PAM).

Los espectros de FTIR de los hidrogeles HGX-PAM/AA-E3 y HGX-PAM/AA-T2, presentaron las siguientes bandas: una banda ancha de intensidad media correspondiente al estiramiento de los grupos -OH (hidroxilo) y -NH (amida) es observada en 3343 cm^{-1} para HGX-PAM/AA-E3 y 3281 cm^{-1} para HGX-PAM/AA-T2, mientras que la banda débil presente en 2920 y 2923 cm^{-1} se asocia la tensión del grupo C-H para HGX-PAM/AA-E3 y HGX-PAM/AA-T2 respectivamente. La banda de absorción que muestra dos picos, el primero pico a 1662 cm^{-1} para HGX-PAM/AA-E3 y 1658 cm^{-1} para HGX-PAM/AA-T2, son asociadas al estiramiento del doble enlace C=O (carbonilo) del grupo amida a partir del agente entrecruzante N,N'-metilbisacrilamida, confirmando la formación del hidrogel entrecruzado indicativo de la presencia del reticulante. Mientras que el segundo pico a 1608 cm^{-1} para HGX-PAM/AA-E3, así como 1609 cm^{-1} para HGX-PAM/AA-T2 son representativos de la flexión del grupo N-H. En tanto que a 1407 cm^{-1} y 1411 cm^{-1} las vibraciones son propias a los estiramientos de los enlaces C-N otro indicativo de la formación del hidrogel entrecruzado (Malik et al., 2020; Serbezeanu et al., 2023). Otras bandas características de las cadenas poliméricas principales están asociadas a las vibraciones de estiramiento C-O o C-O-C de los enlaces glucosídicos a 1021 y 923 cm^{-1} (HGX-PAM/AA-E3), así como 1015 y 927 cm^{-1} (HGX-PAM/AA-T2) (Yuan et al., 2022). Las bandas que aparecen después 844 cm^{-1} para HGX-PAM/AA-E3 y después de 845 cm^{-1} para HGX-PAM/AA-T2 pertenecen a la vibración de flexión de los puentes de 3,6-anhidro-galactosa y C-H anomérico de los carbonos residuales de β -galactosa del agar (Gómez y Rupérez, 2011).

El desplazamiento de las bandas es debido a las interacciones entre los distintos grupos funcionales de las unidades constituyentes GX, AA, PAM y MBA indicando el reordenamiento intramolecular, entrecruzamiento y formación de la red polimérica en los hidrogeles HGX-PAM/AA-E3 y HGX-PAM/AA-T2.

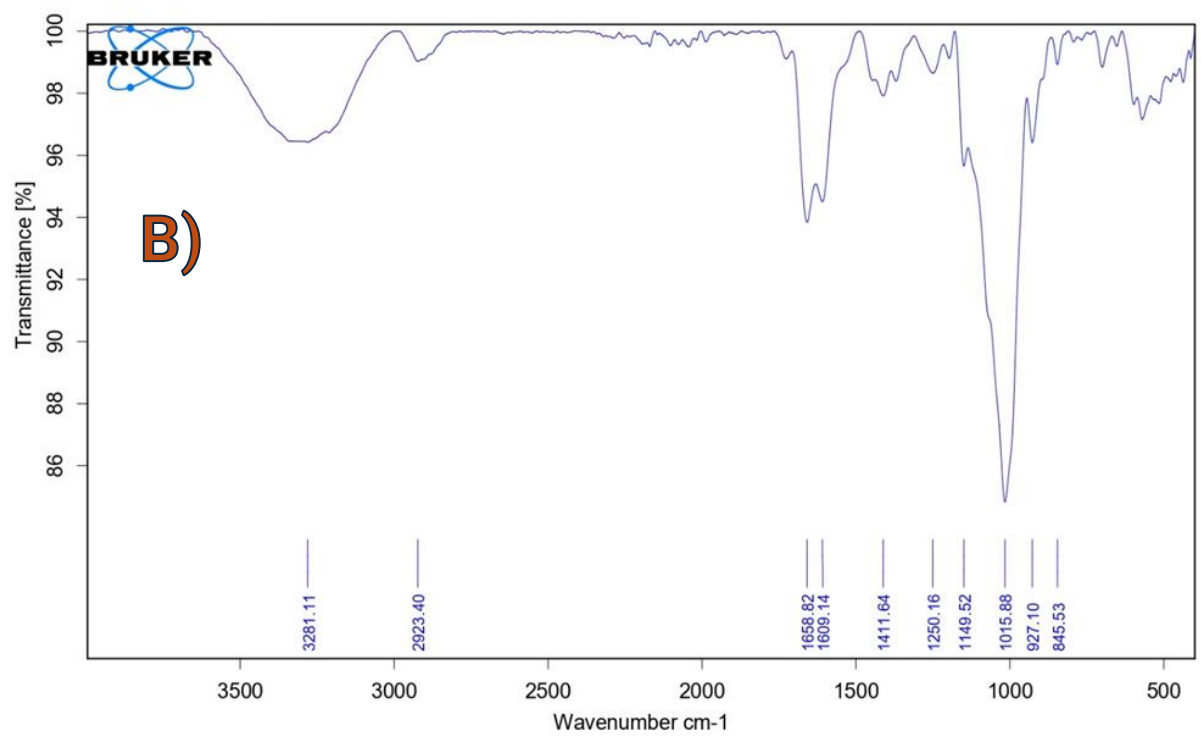
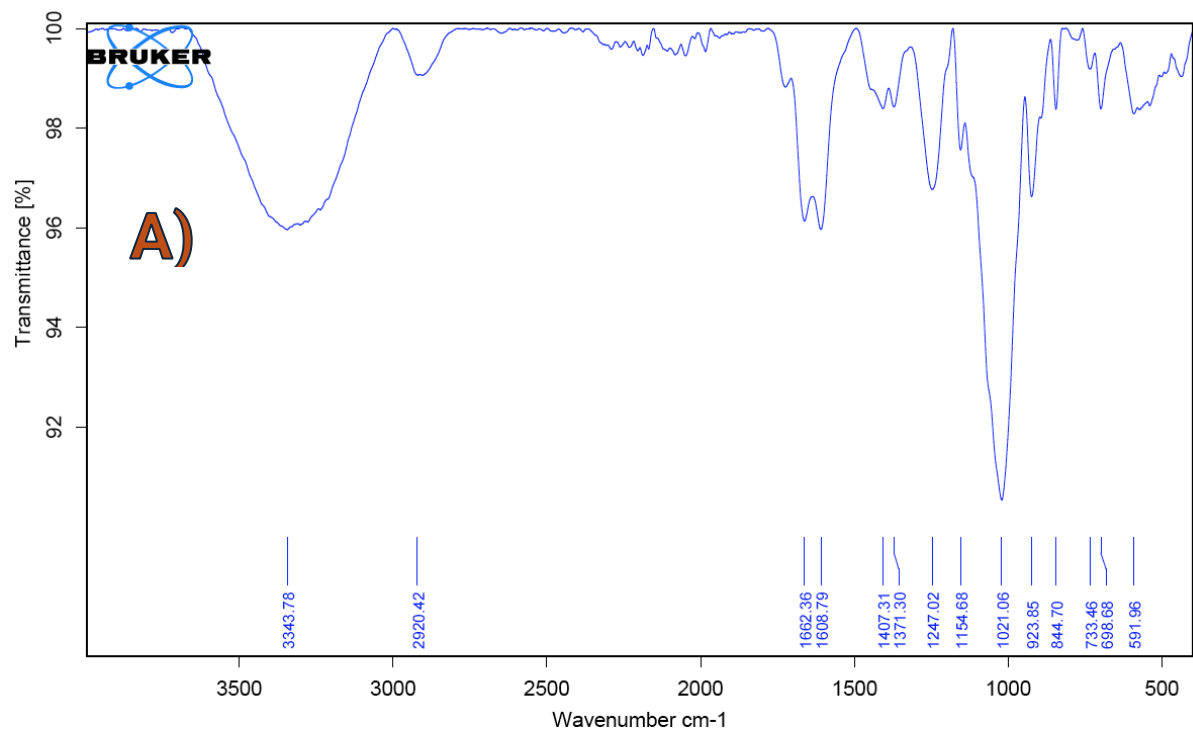


Figura 17. Espectros IR de los xerogeles: HGX-PAM/AA-E3 (A) y HGX-PAM/AA-T2 (B).

En la tabla 9, se muestran las absorciones particulares de los grupos funcionales de hidrogeles superabsorbentes HGX-PAM/AA-E3 y HGX-PAM/AA-T2.

Tabla 9. Números de onda en cm^{-1} de los grupos funcionales presentes en los sistemas poliméricos

		Grupos funcionales							
		O-H y N-H	C-H	C=O	N-H	C-N	C-C	C-O	C-H anomérico
		Números de onda cm^{-1}							
Sistema polimérico	HGX-PAM/AA-E3	3352	2920	1662	1608	1407	1021	923	844
	HGX-PAM/AA-T2	3390	2923	1658	1609	1411	1015	927	845

8.6 Evaluación de la capacidad de adsorción de plomo por HGX-PAM/AA-T2

Para evaluar el desempeño del hidrogel HGX-PAM/AA-T2 en términos de eliminación de metales pesados se seleccionó al ion Pb^{2+} como representante de este grupo de elementos químicos. La tasa de remoción de iones Pb(II) de los hidrogeles se evaluó utilizando muestras de soluciones acuosas modelo con una concentración inicial de 15 ppm a pH 5, 4 y 3. Este rango de pH fue elegido debido a que el ion Pb(II) predomina en medios acuosos ácidos.

Como se muestra en la Figura 18 cuando se obtiene un pH mayor a un valor de 6 es posible la generación de hidróxidos de plomo en forma de precipitados. Debido a esto el rango de pH está restringido, siendo un parámetro determinante en los análisis de remoción, pues la formación de precipitados podría influir en la disminución de la eficiencia de adsorción por el hidrogel (Encina, 2019).

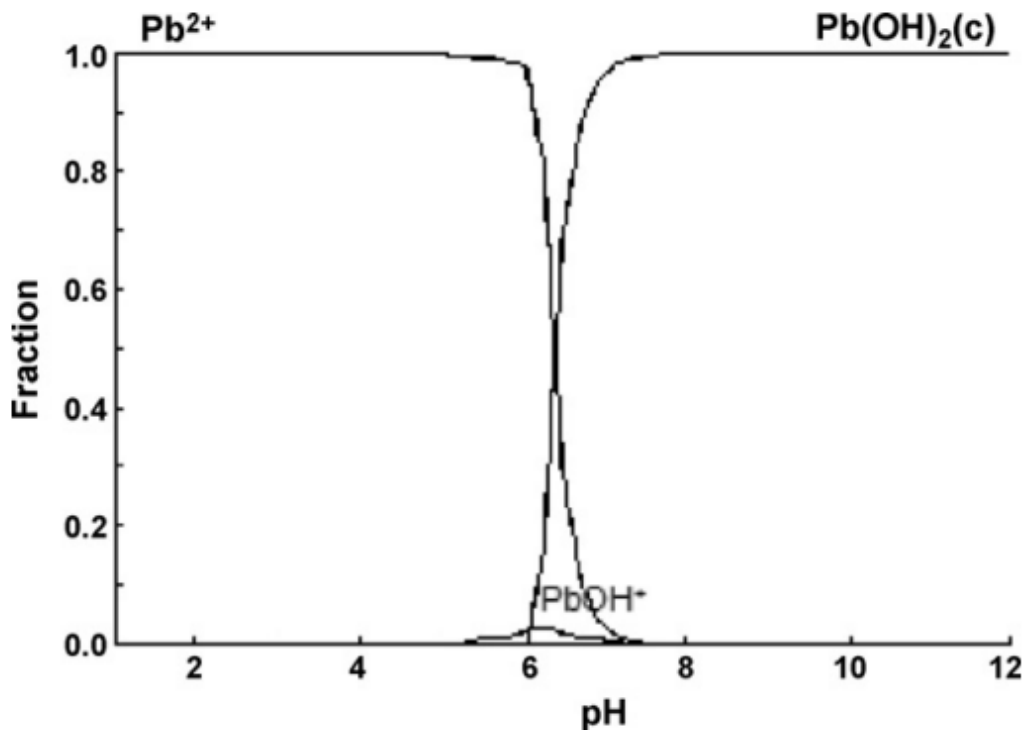


Figura 18. Diagrama de predominio de especies del ion Pb^{2+} a diferentes valores de pH.

Nota: Recuperado de *Use pH-sensitive polymer hydrogels in lead removal from aqueous solution*, (Ramírez et al., 2011).

El porcentaje de iones Pb^{2+} eliminados por el hidrogel HGX-PAM/AA-T2 fue calculado de acuerdo con la ecuación 4 y los resultados son representados en la Figura 19, la cual muestra el rendimiento de eliminación de los iones $Pb(II)$ por el hidrogel HGX-PAM/AA después de 1, 3, 48 y 72 horas a los diferentes valores de pH.

Como ya se mencionó anteriormente, la eliminación de contaminantes de una solución acuosa a través de la adsorción está influenciada por distintos factores y uno muy importante es el pH de la solución. Este parámetro puede tener un efecto en la carga superficial de los hidrogeles, el grado de ionización, incluso en el tipo de mecanismo de remoción del metal, la especiación del adsorbato, así como en la forma existente del adsorbato (Yin et al., 2023; Yu et al., 2013). El efecto de tiempo de contacto es determinante en el proceso de adsorción, ya que, dictamina el mecanismo de eliminación y teniendo en cuenta este factor se puede realizar una evaluación de la factibilidad del proceso (Ahmed y Mohamed, 2023).

Como se observa en la Figura 19, en la primera hora de exposición de las muestras del hidrogel HGX-PAM/AA-T2 no existe diferencia notable entre la remoción a pH 4 y 3, ya que se obtiene un porcentaje de 53.15 y 54.66 % respectivamente, mientras que la muestra a pH 5 el porcentaje de remoción fue de 45.81%. Sin embargo, después tres horas de exposición, a pH = 3, 4 y 5 se logran porcentajes de remoción de 55.31, 54.69 y 54.9 %, respectivamente. En las siguientes 48 horas también es observable que no existe

una considerable diferencia entre los porcentajes de remoción del ion Pb^{2+} de las soluciones acuosas en los tres valores de pH, recabando que la mayor remoción fue de 77.04% a un pH de 5 en 72 horas.

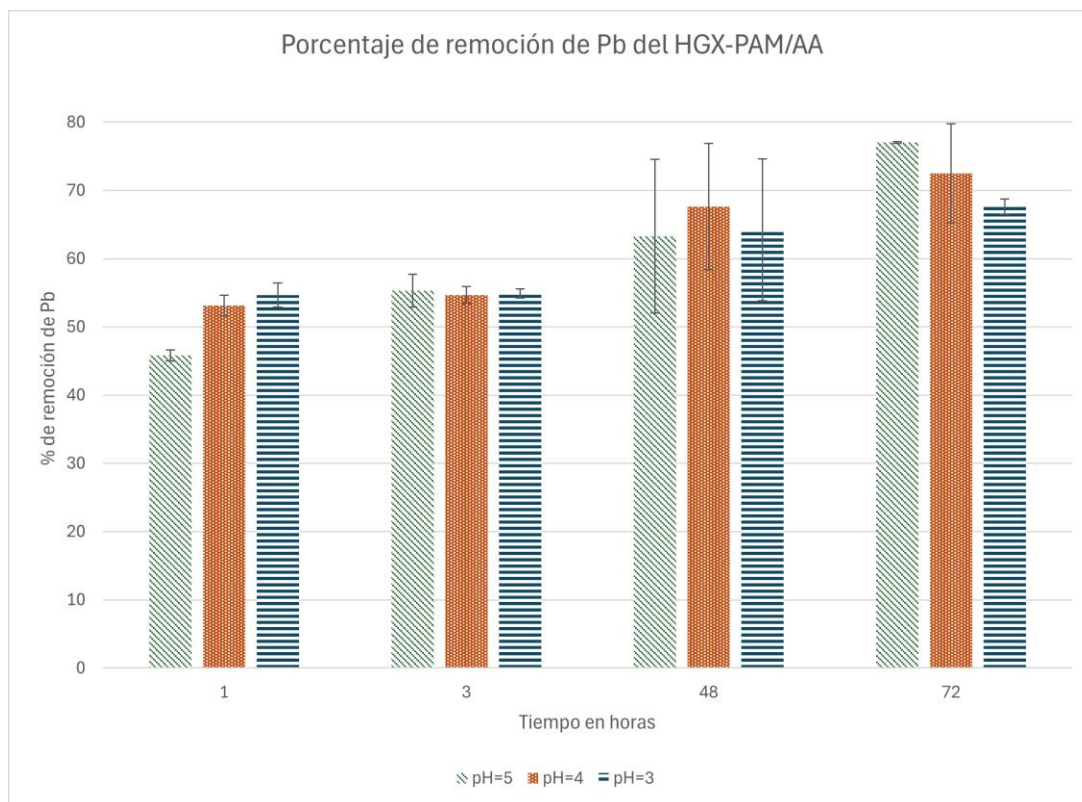


Figura 19. Efecto de pH en la remoción de $Pb(II)$ en soluciones acuosas con concentración inicial de 15 ppm del hidrogel HGX-PAM/AA

Como se ha mencionado anteriormente se puede observar en la Figura 19, los porcentajes de remoción del ion Pb^{+2} no varían considerablemente, pero sí es notable que la mayor remoción fue a un valor de pH 5 a 72 h, esto se puede explicar porque existe una menor competencia por los sitios de adsorción disponibles de los grupos activos y funcionales del hidrogel entre los cationes hidrógeno (H^+) y los cationes metálicos (Pb^{+2}). A pH más ácidos ocurre la protonación en los sitios activos del adsorbente impidiendo que Pb^{2+} sea adsorbido (Zhou et al, 2012; Badalamoole y Abubakar, 2018).

Un comportamiento similar fue reportado por Jang et al. (2008), en donde no se observó una destacable influencia por la variación de pH (2 hasta 5), en la adsorción de Pb^{2+} por composites de hidrogel de hidroxipatita/poliacrilamida (HAp/PAAm) en soluciones acuosas de 180 ppm después de un tiempo de contacto de 120 horas. En la caracterización del material adsorbente por Microscopía Electrónica de Barrido (MEB) se puede identificar que el mecanismo de eliminación de los iones metálicos por el hidrogel HAp/PAAm fue bastante diferente dependiendo del valor de pH de la solución, aun cuando las cantidades finales de remoción de los iones Pb^{2+} son independientes del valor de pH.

Zhou et al. (2012), investigaron la remoción de los iones metálicos Cd^{2+} , Pb^{2+} y Ni^{2+} en soluciones acuosas utilizando hidrogeles sintetizados con ácido acrílico e injerto de celulosa, los cuales denominaron como "Cg-AA". Evaluando la influencia de diferentes factores que afectan el proceso de adsorción como el pH, concentración inicial de adsorbato, tiempo de contacto, etc. Informando que en el "efecto de los diferentes valores de pH sobre la cantidad de adsorción de iones de metales pesados en los hidrogeles Cg-AA", es observable que no se presenta una notable diferencia en la remoción del ion Pb^{2+} en mg/g entre los valores de pH de 3 a 6.

En los últimos años se ha investigado la remoción de metales pesados por distintos materiales adsorbentes, incluidos los hidrogeles a base de polímeros naturales como la goma de xantana. En la tabla 10 se informa de algunos trabajos reportados.

Los hidrogeles proporcionan abundantes sitios de adsorción ($-\text{OH}$, $-\text{NH}_2$, $-\text{COOH}$, $-\text{SO}_3\text{H}$ y $-\text{CONH}_2$) para unir los iones metálicos. Los grupos funcionales específicos en redes reticuladas actúan como sitios de adsorción para eliminar eficazmente los iones metálicos. Los mecanismos de adsorción hacia iones metálicos en hidrogeles pueden clasificarse como adsorción física y quimisorción. En general, en comparación con la adsorción física, la quimisorción permite que el hidrogel tenga una mayor afinidad por los metales pesados debido a la formación de enlaces coordinados entre un ion metálico y ligandos ($-\text{COOH}$, $-\text{NH}_2$, $-\text{SO}_3\text{H}$, etc.), interacción electrostática, intercambio iónico, etc.

Tabla 10. Investigaciones realizadas sobre el uso de adsorbentes para la remoción de Pb.

Adsorbente	Componentes del adsorbente	Vía de síntesis	Concentración inicial de la solución	pH de la solución	Porcentaje de remoción máximo	Referencia
Bioadsorbente híbrido	Pectina, goma gellan, goma xantana y goma de algarroba.	Calentamiento convencional	1.2 mmol/L	5	Se reporta una remoción casi del 100%	Jakóvik-Kolon et al. (2017)
Hidrogel MwXG-PEA	Acrilato de etilo y goma xantana	Microondas	100 mg/L	1, 2 y 3	~10-15%	Pandey y Mishra (2012)
				4	~25%	
				5	~75%	
Hydrogel Gg-cl-P(AAm-co-AN)	Goma ghatti, acrilamida y acrilonitrilo	Calentamiento convencional	50 mg/L	2	~12%	Mittal et al. (2015)
				3	~37%	
				4	~72%	
				5	~97%	
Hydrogel net-PAAc-g-4VP	Ácido acrílico (AAc) y 4-vinilpiridina	Radiación gamma	10 mg/L	3	~65%	Ramírez et al. (2011)
				4	~90%	
				5	~88%	
				6	~85%	

Hidrogel PVA/XG	Alcohol polivinílico y goma xantana	Calentamiento convencional	50 mg/L	7	39.6%	Zhang et al. (2024)
-----------------	-------------------------------------	----------------------------	---------	---	-------	---------------------

9. CONCLUSIONES

Se lograron sintetizar con éxito hidrogeles superabsorbentes a partir de goma de xantana, agar-agar como cadenas poliméricas naturales, persulfato de potasio como iniciador, MBA como entrecruzante, acrilamida como monómero y agua desionizada como disolvente de la reacción, mediante polimerización vía microondas, obteniéndose en la mayoría de casos un buen aspecto físico (en cuanto a homogeneidad y resistencia). Los parámetros de reacción, como la concentración de agente entrecruzante MBA y el tiempo de irradiación en la reacción, fueron optimizados para determinar los hidrogeles superabsorbentes con mayor hinchamiento.

De acuerdo con los % hinchamientos, se concluye que la alteración de cada variable influye en la red polimérica o reticulación química, y por lo tanto en la absorción de agua. Los hidrogeles sintetizados que mostraron una mayor capacidad de hidratación fueron HGX-PAM/AA-E3 y HGX-PAM/AA-T2 obteniendo un porcentaje máximo de hinchamiento de 3847.88% a los 1560 minutos y 5201.274% a los 1800 minutos, respectivamente. Considerando los resultados del estudio de hinchamiento, los parámetros óptimos de síntesis son los correspondientes al hidrogel denominado como HGX-PAM/AA-T2. Siendo las condiciones óptimas de reacción, las siguientes: de 1.25 g de GX y agar-agar; 3.274×10^{-2} mol/L del monómero acrilamida; 3.007×10^{-3} mol/L de MBA como entrecruzante; 9.954×10^{-3} mol/L de iniciador $K_2S_2O_8$; 80 segundos de tiempo de irradiación en microondas y 110 mL de agua desionizada como disolvente. En donde bajo estos parámetros se logró obtener un excelente comportamiento de hinchamiento de los hidrogeles superabsorbentes alcanzando un porcentaje de hidratación máximo del orden de 5201.274%.

La caracterización mediante espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (IR-FT) de los hidrogeles sintetizados: HGX-PAM/AA-E3 y HGX-PAM/AA-T2, exhibieron distintas bandas con un ligero desplazamiento, superposición y desaparición de algunos de los picos característicos de los componentes puros, lo cual es una clara indicación de la incorporación de los materiales de partida en la red polimérica.

El estudio de eliminación de iones Pb^{2+} se realizó con el hidrogel HGX-PAM/AA-T2 sintetizado bajo condiciones óptimas. Con base a las pruebas sobre la evaluación en la remoción de plomo en soluciones acuosas se puede concluir que es posible la adsorción del catión Pb^{2+} , alcanzando un porcentaje máximo de adsorción de 77.04% a un pH de 5 en 72 horas. Los resultados de los experimentos de adsorción demuestran que los efectos de tiempo de adsorción y pH influyen en la eliminación del ion metálico analizado. El análisis de la capacidad de adsorción de hidrogel HGX-PAM/AA-T2 todavía tiene mucho margen de mejora ampliando el estudio del mecanismo, cinética de adsorción y regeneración del adsorbente. Con la finalidad de proporcionar un desempeño conveniente del adsorbente para el tratamiento de aguas residuales.

Sugerencias

Esta investigación podría ampliarse hasta conseguir mejores resultados en el porcentaje de hidratación modificando los demás parámetros de partida no analizados como concentración de iniciador, concentración de monómero, cantidad de las cadenas poliméricas principales (agar-agar y GX) y volumen de disolvente.

Completar la caracterización del hidrogel HGX-PAM/AA-T2 a través de técnicas morfológicas para determinar el tamaño de poro y análisis FTIR después de la adsorción del metal. Permitiendo conocer mejor la estructura del hidrogel y su influencia en el proceso de eliminación del Pb.

Conocer la influencia de otros efectos de adsorción como la concentración de adsorbente y adsorbato. Realizar la cinética de adsorción bajo diferentes modelos para conocer el mecanismo de adsorción y la eficiencia del proceso y hacer el estudio de regeneración del adsorbente lo cual permitiría una evaluación más robusta.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Abdullah, N., Yusof, N., Lau, W. J., Jaafar, J., & Ismail, A. F. (2019). Recent trends of heavy metal removal from water/wastewater by membrane technologies. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 76, 17-38. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2019.03.029>
- Abu Elalla, M. H., Goda, E. S., Gab-Allah, M. A., Hong, S. E., Pandit, B., Lee, S., Gamal, H., ur Rehman, A., & Yoon, K. R. (2021). Xanthan gum-derived materials for applications in environment and eco-friendly materials: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104702>
- Acevedo, D.B. (2018). Pruebas de adsorción y regeneración química de carbón activado granular de madera y de cáscara de coco para el tratamiento de agua residual de la industria del teñido textil. [Tesis de maestría]. División de Ciencias Básicas e Ingeniería. <http://hdl.handle.net/11191/6719>
- Agarwal, S. K. (2009). *Heavy Metal Pollution*. APH Publishing Corporation.
- Agbovi, H.K. & Wilson, L.D. (2021). 1 - Adsorption processes in biopolymer systems: fundamentals to practical applications. En: Kalia, S. (Ed.), *Natural Polymers-Based Green Adsorbents for Water Treatment* (pp. 1-51). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820541-9.00011-9>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry - ATSDR. (2019). *Módulo I - Introducción a la toxicología | Notas para la instrucción | ATSDR en español*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Retrieved December 22, 2022, de: https://www.atsdr.cdc.gov/es/training/toxicology_curriculum/modules/1/es_lecturenotes.html
- Ahmad, S., Ahmad, M., Manzoor, K., Purwar, R., & Ikram, S. (2019). A review on latest innovations in natural gums based hydrogels: Preparations & applications. *International Journal of Biological Macromolecules*, 136, 870-890. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2019.06.113>
- Ahmad, S., Tanweer, M. S., Ahmad Mir, T., Alam, M., Ikram, S., & Sheikh, J. N. (2023). Antimicrobial gum based hydrogels as adsorbents for the removal of organic and inorganic pollutants. *Journal of Water Process Engineering*, 51(103377). <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103377>
- Ahmed, M.A., y Mohamed, A.A. (2023). A systematic review of layered double hydroxide-based materials for environmental remediation of heavy metals and dye pollutants. *Inorganic Chemistry Communications*, 148, 110325. <https://doi.org/10.1016/j.inoche.2022.110325>
- Ali, H., Khan, E., & Anwar-Sajad, M. (2013). Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), 869-881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>

- Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019, 14. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>
- Ali, R. M., Hamad, H. A., Hussein, M. M., & Malash, G. F. (2016). Potential of using green adsorbent of heavy metal removal from aqueous solutions: Adsorption kinetics, isotherm, thermodynamic, mechanism and economic analysis. *Ecological Engineering*, 91, 317-332. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.015>
- Alfaif, A. Y.A., El-Newehy, M. H., Abdel-Halim, E.S., & Al-Deyab, S. S. (2014). Microwave-assisted graft copolymerization of amino acid based monomers onto starch and their use as drug carriers. *Carbohydrate Polymers*, 106, 440-452. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2014.01.028>
- Altalhi, T., Ahamed, M. I., Lichtfouse, E., & Inamuddin (Eds.). (2021). *Remediation of Heavy Metals*. Springer International Publishing.
- Alyüz, B., & Veli, S. (2009). Kinetics and equilibrium studies for the removal of nickel and zinc from aqueous solutions by ion exchange resins. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3), 482-488. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.006>
- Anand, S., Bharti, S.K., Kumar, S., Barman, S.C., Kumar, N. (2019). Phytoremediation of Heavy Metals and Pesticides Present in Water Using Aquatic Macrophytes. En: N., Arora & N., Kumar (Eds) *Phyto and Rhizo Remediation. Microorganisms for Sustainability*, (pp. 89–119, vol 9.) Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-32-9664-0_4
- Apolinar, Y. (2010). Síntesis, caracterización y evaluación de hidrogeles de sacarosa. [Caso de Estudio para obtener el grado de especialización en química aplicada, Centro de Investigación en Química aplicada]. <https://ciqa.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1025/419/1/Yolanda%20Apolinar%20Ramirez.pdf>
- Araki, C. (1966). Some Recent Studies on the Polysaccharides of Agarophytes. En: E. Gordon-Young & J.L. McLACHLAN, *Proceedings of the Fifth International Seaweed Symposium, Halifax, August 25–28, 1965*, (pp. 3-17). Elsevier.
- Arif, Z., Sethy, N. K., Kumar Mishra, P. & Kumar P. (2022). Adsorptive Remediation of Pollutants from Wastewater. En: S., Madhav, P., Singh, V., Mishra, S., Ahmed, P.K. Mishra (Eds) *Recent Trends in Wastewater Treatment*, (pp. 31-50). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-99858-5_2
- Ariffin, N., Abdullah, M. M. A. B., Mohd, M. R. R., Murshed, M. F., Zain, H., Faris, M. A., & Bayuaji, R. (2017). Review on Adsorption of Heavy Metal in Wastewater by Using Geopolymer. *MATEC Web of Conferences* 97, 97(1), 8. <https://doi.org/10.1051/mateconf/20179701023>
- Armisen, R. & Gaiatas, F. (2009). 4- Agar. En: G.O., Phillips & P.A. Williams, *Handbook of Hydrocolloids (Second edition)*, (pp. 82-107). Elsevier.
- ATSDR. (2020, Agosto). *Toxicological Profile for Lead*. EPA. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>
- Azeera, M., Vaidevi, S. & Ruckmani, K. (2019). Characterization Techniques of Hydrogel and Its Applications. En: Mondal, M. (Ed) *Cellulose-Based Superabsorbent Hydrogels* (pp. 737–761). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77830-3_25
- Azimi, A., Azari, A., Rezakazemi, M., & Ansarpour, M. (2017). Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewaters: A Review. *ChemBioEng Reviews*, 4(1), 37-59. doi:10.1002/cben.201600010
- Badalamoole, V., y Abubakar Zauro, S. (2018). Absorptive removal of Cu²⁺ and Pb²⁺ from aqueous solutions using xanthan gum-g-poly[(N,N'-dimethylacrylamide)-co-(2-acrylamido-2-methylpropanesulfonic acid)]-ZnO nanocomposite gel. *Separation Science and Technology*, 54(14), 2164–2179. <https://doi.org/10.1080/01496395.2018.1541094>
- Balali-Mood, M., Naseri, K., Tahergorabi, Z., Khazdair, M. R., & Sadeghi, M. (2021). Toxic Mechanisms of Five Heavy Metals: Mercury, Lead, Chromium, Cadmium, and Arsenic. *Front. Pharmacol.*, 12, 643972. 10.3389/fphar.2021.643972
- Barceló, D. & López, M. J. (2008). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. *Jornadas de presentación de resultados: el estado ecológico de las masas de agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas, Sevilla*.
- 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>
- Bashir, S., Teo, Y. Y., Ramesh, S., & Ramesh, K. (2018). Synthesis and characterization of karaya gum-g-poly (acrylic acid) hydrogels and in vitro release of hydrophobic quercetin. *Polymer*, 147, 108-120. <https://doi.org/10.1016/j.polymer.2018.05.071>

- Bastidas, A. (2015). *Obtención de hidrogeles basados en caseína y genipina*. [Tesis de licenciatura]. Universidad de los Andes.
- Beksissa, R., Tekola, B., Ayala, T., & Dame, B. (2021). Investigation of the adsorption performance of acid treated lignite coal for Cr (VI) removal from aqueous solution. *Environmental Challenges*, 4, 100091. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100091>
- Belaire, A.C. & Jacobs, B. (2017). *Tratamiento de Aguas Contaminadas con Plomo (II) Mediante una Técnica en Continuo de Bioadsorción en Columna de Corcho*. [Trabajo fin de grado, Universidad Autónoma de Barcelona]. https://ddd.uab.cat/pub/tfg/2017/190174/TFG_BelaireJacobs.pdf
- Benítez, J.; Lárez, C.; Urbina, C. y Rojas, B. 2018. Efectos de la isomería configuracional sobre el hinchamiento de hidrogeles basados en acrilamida/anhídrido maleico. *Avances en Química*, 3: 61-67.
- Bhatnagar, A., & Sillanpää, M. (2010). Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment—A review. *Chemical Engineering Journal*, 157(2), 277-296. [10.1016/j.cej.2010.01.007](https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.01.007)
- Boskabady, M., Ghorani, V., Beigoli, S., & Boskabady, M. H. (2022). The effects of environmental lead on teeth and bone status and the mechanisms of these effects, animal and human evidence, a review. *Toxin Reviews*, 41(1), 1396-1415. <https://doi.org/10.1080/15569543.2022.2026398>
- Bruice, P. Y. (2008). *Química orgánica* (V. González y Pozo, Trans.). Pearson Educación.
- Caviedes Rubio, D. I., Muñoz Calderón, R. A., Perdomo Gualtero, A., Rodríguez Acosta, D., & Sandoval Rojas, I. J. (2015). Tratamientos para la Remoción de Metales Pesados Comúnmente Presentes en Aguas Residuales Industriales. Una Revisión. *Revista Ingeniería y Región*, 13(1), 73-90. <https://doi.org/10.25054/22161325.710>
- Carmona, J.A. (2015). *Reología de dispersiones acuosas de goma xantana de prestaciones avanzadas*. [Tesis de doctorado, Universidad de Sevilla] <https://core.ac.uk/download/pdf/51396075.pdf>
- Centers for Disease Control and Prevention CDC. (2009). *Lead*. The Centers for Disease Control and Prevention. https://www.cdc.gov/biomonitoring/pdf/Lead_FactSheet.pdf
- Cerrudo, B., & Piedad, M. (2021, mayo 17). *Biosíntesis de Plomo y su contaminación en aguas de consumo*. Centro Universitario de Estudios Medioambientales. <http://rehip.unr.edu.ar/bitstream/handle/2133/20742/2021-17-5-%20Plomo.pdf?sequence=3>
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11-41. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- Cheng, B., Pei, B., Wang, Z., & Hu, Q. (2017). Advances in chitosan-based superabsorbent hydrogels. *RSC Advances*, 7(67), 42036–42046. [10.1039/c7ra07104c](https://doi.org/10.1039/c7ra07104c)
- Chowdhury, I. R., Chowdhury, S., Mazumder, M. A. J., & Al-Ahmed, A. (2022). Removal of lead ions (Pb²⁺) from water and wastewater: a review on the low-cost adsorbents. *Appl Water Sci*, 12(185). <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01703-6>
- Collin, S., Baskar, A., Geevarghese, D. M., Syed Ali, M. N. V., Bahubali, P., Choudhary, R., Lvov, V., Tovar, G. I., Senatov, F., Koppala, S., & Swamiappan, S. (2022). Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects in plants: A review. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 3(1). <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2022.100064>
- Covarrubias, S. A., & Peña, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Bioteología e ingeniería ambientales*, 33(1), 7-21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- Darban, Z., Shahabuddin, S., Gaur, R., Ahmad, I., & Sridewi, N. (2022, abril 22). Hydrogel-Based Adsorbent Material for the Effective Removal of Heavy Metals from Wastewater: A Comprehensive Review. *Gels*, 8(5). [10.3390/gels8050263](https://doi.org/10.3390/gels8050263)
- Dattilo, M., Patitucci, F., Prete, S., Parisi, O. I., & Puoci, F. (2023). Polysaccharide-Based Hydrogels and Their Application as Drug Delivery Systems in Cancer Treatment: A Review. *J Funct Biomater*, 14(2). [10.3390/jfb14020055](https://doi.org/10.3390/jfb14020055)
- De Gisi, S., Lofrano, G., Grassi, M., & Notarnicola, M. (2016). Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. *Sustainable Materials and Technologies*, 9, 10-40. <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2016.06.002>
- Delgado-Pallares, N. (2021). Adsorción en el tratamiento de aguas contaminadas. *MoleQla: revista de Ciencias de la Universidad Pablo de Olavide*, (42).
- Department of Health and Human Services - DHHS, U. (1999). Toxicological profile for lead. *United States Department of Health and Human Services, Atlanta, GA, USA*.

- Dixon, J. C. (2013). Chemical Weathering in Cold Climates. En: Schroder, J. (Ed.), *Treatise on Geomorphology* (pp. 245-257). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374739-6.00063-4>
- Eddy, N. O., Udofia, I., Uzairu, A., Odiongenyi, A. O., & Obadimu, C. (2013). Physicochemical, Spectroscopic and Rheological Studies on Eucalyptus Citriodora (EC) Gum. *Journal of Polymer and Biopolymer Physics Chemistry*, 2(1), 12-24. [10.12691/jpbpc-2-1-3](https://doi.org/10.12691/jpbpc-2-1-3)
- Elgarahy, A. M., Eloffy, M. G., Guibal, E., Alghamdi, H. M., & Elwakeel, K. Z. (2023). Use of biopolymers in wastewater treatment: A brief review of current trends and prospects. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 64, 292-320. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2023.05.018>
- El-sayed, M. E.A. (2020). Nano-adsorbents for water and wastewater remediation. *Science of The Total Environment*, 739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139903>
- Enas, M. A. (2015). Hydrogel: preparation, characterization, and applications: A review. *Journal of Advanced Research*, 6(2), 105-121. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2013.07.006>
- Encina-Melo, L.P. (2019). *Bio-adsorbentes basados en Hemicelulosa tipo Galactoglucomanano con propiedades de remoción de contaminantes inorgánicos*. [Informe de Memoria de Título para optar al Título de Ingeniero Civil Metalúrgico]. Universidad de Concepción
- Environmental Protection Agency - EPA. (2023, January 9). *National Primary Drinking Water Regulations | US EPA*. Environmental Protection Agency. Retrieved December 7, 2023, from <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations#Inorganic>
- EPA. (2022, May 25). *Basic Information about Lead in Drinking Water | US EPA*. Environmental Protection Agency. Retrieved October 10, 2022, from <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/basic-information-about-lead-drinking-water>
- EPA. (2022, September 8). *Learn about Lead | US EPA*. Environmental Protection Agency. Retrieved October 14, 2022, from <https://www.epa.gov/lead/learn-about-lead>
- Escobar, A. (2019). *Ecología y Medio Ambiente* (3rd ed.). McGraw-Hill Interamericana. <https://bookshelf.vitalsource.com/books/9781456275549>
- Friend, M. & Franson, C. (eds) (1999). *Field Manual of Wildlife Diseases*. U.S. Geological Survey. https://pubs.usgs.gov/itr/1999/field_manual_of_wildlife_diseases.pdf
- 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>
- García Becerril, M. d. L. (2014). *Química I* (Primera ed.). McGraw-Hill Interamericana. <https://bookshelf.vitalsource.com/books/9781456215828>
- García-Rojas, N., Villanueva-Díaz, P., Campos-Medina, E., & Velázquez-Rodríguez, A. (2012). Análisis de la adsorción como método de pulimiento en el tratamiento de aguas residuales. *Quivera Revista de Estudios Territoriales*, 14(1), 109-129. <https://quivera.uaemex.mx/article/view/10455>
- Garmendía, Y. (2020). *Síntesis y caracterización de hidrogeles de poli(ácido-gamma-glutámico)*. [Tesis de maestría, Universidad de Sonora]. Repositorio UNISON. <http://www.repositorioinstitucional.uson.mx/handle/20.500.12984/6705>
- Ghobashy, M.M. (2018). Superabsorbent. En: Haider S. y Haider A. (eds) *Hydrogels*. InTech. <https://doi.org/10.5772/intechopen.74698>
- Ghorbal, A., Grisotto, F., Charlier, J., Palacin, S., Goyer, C., Demaille, C., & Brahim, A. B. (2013). Nano-Electrochemistry and Nano-Electrografting with an Original Combined AFM-SECM. *Nanomaterials*, 3(2), 303-316. <https://doi.org/10.3390/nano3020303>
- Gómez-Aguilar, D. L., Esteban-Muñoz, J. A., & Baracaldo-Guzmán, D. (2020). Tecnologías no convencionales para la remoción de plomo presente en aguas residuales: una revisión bibliográfica 2010-2019. *Tecnura*, 24(64), 97-116. <https://doi.org/10.14483/22487638.15849>
- Gómez-Ordóñez, E., & Rupérez, P. (2011). FTIR-ATR spectroscopy as a tool for polysaccharide identification in edible brown and red seaweeds. *Food Hydrocolloids*, 25(6), 1514-1520. <https://doi.org/10.1016/j.foodhyd.2011.02.009>
- González, M.P., Navarro, R., Saucedo, I., Avila, M., Prádanos, P., Palacio, L., Martínez, F., Martín, A., & Hernández, A. (2006). Effect of phosphoric and hydrofluoric acid on the charge density of a nanofiltration membrane. *Desalination*, 200(1-3), 361-363. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.363>
- González, X. (2016). *Diseño, síntesis y caracterización fisicoquímica de un hidrogel nanofuncionalizado basado en polietilenglicol*. [Tesis para obtener el grado de Químico]. Universidad Autónoma de México.

- Gwaltney-Brant, S.M. (2002). 26 - Heavy Metals en W.M. Haschek, C.G. Rousseaux & M.A. Wallig (Eds.) (pp. 701-733). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B678-0-12-330215-1.X5000-5>
- Hennink, W. E., & van Nostrum, C. F. (2012). Novel crosslinking methods to design hydrogels. *Advanced Drug Delivery Reviews*, *64*, 223-236. <https://doi.org/10.1016/j.addr.2012.09.009>
- Hoffman, A. S. (2012). Hydrogels for biomedical applications. *Advanced Drug Delivery Reviews*, *64*(1), 18-23. <https://doi.org/10.1016/j.addr.2012.09.010>
- Horsfall, M., & Spiff, A. I. (2005). Effects of temperature on the sorption of Pb²⁺ and Cd²⁺ from aqueous solution by *Caladium bicolor* (Wild Cocoyam) biomass. *Electron. J. Biotechnol.*, *8*(2). <https://www.scielo.cl/pdf/ejb/v8n2/a05.pdf>
- Hua, R., & Li, Z. (2014). Sulfhydryl functionalized hydrogel with magnetism: Synthesis, characterization, and adsorption behavior study for heavy metal removal. *Chemical Engineering Journal*, *249*(1), 189-200. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.03.097>
- Hubicki, Z., Wawrzekiewicz, M., Wójcik, G., Kolodynska, D., & Wolowicz, A. (2015). Ion Exchange Method for Removal and Separation of Noble Metal Ions. En A. Kilislioglu, *Ion Exchange - Studies and Applications*. InTech. doi: 10.5772/60597
- Huisman, J. L., Schouten, G., & Schultz, C. (2006). Biologically produced sulphide for purification of process streams, effluent treatment and recovery of metals in the metal and mining industry. *Hydrometallurgy*, *83*(1-4), 106-113. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2006.03.017>
- Husnain, S. M., Asim, U., Yaqub, A., Shahzad, F., & Abbas, N. (n.d.). Recent trends of MnO₂-derived adsorbents for water treatment: a review. *New Journal of Chemistry*, *44*, 6096-6120. <https://doi.org/10.1039/C9NJ06392G>
- Ibáñez Cornejo, J. G. (2013). *Química Ambiental*. McGraw-Hill Interamericana. <https://bookshelf.vitalsource.com/books/9781456211493>
- Inamuddin, Lichtfouse, E., & Ahamed, M. I. (Eds.). (2020). *Water Pollution and Remediation: Heavy Metals*. Springer International Publishing.
- INECC. (2007, November 15). *POLITICA DE REDUCCION DE RIESGOS SOBRE PLOMO EN MEXICO*. Instituto Nacional de Ecología. Retrieved October 11, 2022, from <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/33/politica.html>
- Iwuozor, K. O., Ighalo, J. O., Chizitere Emenike, E., Adaobi Igwegbe, C., & George Adeniyi, A. (2021). Do adsorbent pore size and specific surface area affect the kinetics of methyl orange aqueous phase adsorption? *Journal of Chemistry Letters*, *2*(1), 188-198.
- Izah, S. C., Chakrabarty, N., & Srivastav, A. L. (2016). A Review on Heavy Metal Concentration in Potable Water Sources in Nigeria: Human Health Effects and Mitigating Measures. *Exposure and Health*, *8*, 285-304. <https://doi.org/10.1007/s12403-016-0195-9>
- Jakóbk-Kolon, A., Bok-Badura, J., Milewski, A. K., & Mitko, K. (2017). Sorption studies of cadmium and lead ions on hybrid polysaccharide biosorbents. *Separation Science and Technology*, *53*(7), 1132-1141. <https://doi.org/10.1080/01496395.2017.1298613>
- Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*, *6*(1), 167-182. <https://doi.org/10.1093/bmb/ldg032>
- Jonathan, N. (1961). The infrared and Raman spectra and structure of acrylamide. *Journal of Molecular Spectroscopy*, *6*, 205-214. [https://doi.org/10.1016/0022-2852\(61\)90243-0](https://doi.org/10.1016/0022-2852(61)90243-0)
- Kang, S. Y., Lee, J. U., Moon, S. H., & Kim, K. W. (2004). Competitive adsorption characteristics of Co²⁺, Ni²⁺, and Cr³⁺ by IRN-77 cation exchange resin in synthesized wastewater. *Chemosphere*, *56*(2), 141-147. [10.1016/j.chemosphere.2004.02.004](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.02.004)
- Kaoud, H. A., & El-Dahshan, A. R. (2010). Bioaccumulation and histopathological alterations of the heavy metals in *Oreochromis niloticus* fish. *Nature and Science*, *8*(4), 147-156.
- Karbowska, B. (2016). Presence of thallium in the environment: sources of contaminations, distribution and monitoring methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, *188*(640). <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5647-y>
- Kartik, A., Akhil, D., Lakshmi, D., Gopinath, K. P., Arun, J., Sivaramakrishnan, R., & Pugazhendhi, A. (2021). A critical review on production of biopolymers from algae biomass and their applications. *Bioresource Technology*, *329*, 124868. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124868>
- Kasai, R. D., Radhika, D., Archana, S., Shanavaz, H., Koutavarapu, R., Lee, D. Y., & Shim, J. (n.d.). A review on hydrogels classification and recent developments in biomedical applications,. *International Journal of Polymeric Materials and Polymeric Biomaterials*, *72*(13), 1059-1069. [10.1080/00914037.2022.2075872](https://doi.org/10.1080/00914037.2022.2075872)

- Katime I.A., Katime O & Katime D. (2004). *Los materiales inteligentes de este milenio: Los hidrogeles macromoleculares: síntesis, propiedades y aplicaciones*. Ed. Universidad del País Vasco.
- Kempe, S., Metz, H., Bastrop, M., Hvilsom, A., Contri, R. V., & Mäder, K. (2008). Characterization of thermosensitive chitosan-based hydrogels by rheology and electron paramagnetic resonance spectroscopy. *European Journal of Pharmaceutics and Biopharmaceutics*, 68(1), 26-33. <https://doi.org/10.1016/j.ejpb.2007.05.020>
- Khan, A., Khan, S., Khan, M. A., Qamar, Z., & Waqas, M. (2015). The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(1), 13772–13799. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4881-0>
- Kumar, D., Pandey, J., Raj, V., & Kumar, P. (2017). A Review on the Modification of Polysaccharide Through Graft Copolymerization for Various Potential Applications. *The Open Medicinal Chemistry Journal*, 11, 109-126. <https://doi.org/10.2174/1874104501711010109>
- Kumar, G. H., & Kumari, J. P. (2015). Heavy Metal Lead Inflammatory Toxicity and Its Assessment in Phytoremediating Plants—A Review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(1). <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2547-7>
- Kumar, R., Tripathi, R.M., & Gupta, A.K. (2014). Seasonal Variation of heavy metal concentration in water of River Yamuna, Allahabad, Uttar Pradesh, India. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 3(7), 945-949. <https://www.ijcmas.com/vol-3-7/Rajeev%20Kumar,%20et%20al.pdf>
- Kumar, V., Sharma, A., Kumar, R., Bhardwaj, R., Kumar Thukral, A., & Comino, J. R. (2020). Assessment of heavy-metal pollution in three different Indian water bodies by combination of multivariate analysis and water pollution indices. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 26(1), 1-16. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1497946>
- Kumar, V., Sharma, A., & Cerda, A. (Eds.). (2021). *Heavy Metals in the Environment: Impact, Assessment, and Remediation*. Elsevier Science.
- Kurniawan, T. A., Chan, G. Y.S., Lo, W. H., & Babel, S. (2006). Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. *Chemical Engineering Journal*, 118(1-2), 83-98. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.01.015>
- Laino, R. M., Bello-Mendoza, R., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Jiménez-Otárola, F., & Musálem-Castillejos, K. (2015). Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 2007-2422. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-24222015000400004&script=sci_arttext
- Levin, R., Zilli, C. L., Rosenbaum, M., Bischoff, K., Mordarski, D., & Brown, M. (2021). The urban lead (Pb) burden in humans, animals and the natural environment. *Environmental Research*, 192(1), 0013-9351. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110377>
- Licskó, I. (1997). Realistic coagulation mechanisms in the use of aluminium and iron(III) salts. *Water Science and Technology*, 36(4), 103-110. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00426-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00426-5)
- Llaver, M., Oviedo, M.N., Quintas, P.Y., Wuilloud, R.G. (2021). Analytical Methods for the Determination of Heavy Metals in Water. En: Inamuddin, Ahamed, M.I., Lichtfouse, E., Altalhi, T. (Eds) *Remediation of Heavy Metals. Environmental Chemistry for a Sustainable World* (vol 70., pp. 1-50). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-80334-6_1
- Madduma-Bandarage, U. S., & Madihally, S. V. (2020). Synthetic hydrogels: Synthesis, novel trends, and applications. *Journal of Applied Polymer Science*, 138(19). <https://doi.org/10.1002/app.50376>
- Malik, N.S., Ahmad, M., Minhas, M.U., Tulain, R., Barkat, K., Khalid, I. y Khalid, Q. (2020). Chitosan/Xanthan Gum Based Hydrogels as Potential Carrier for an Antiviral Drug: Fabrication, Characterization, and Safety Evaluation. *Front. Chem.*, 8 (50). <https://doi.org/10.3389/fchem.2020.00050>
- Manahan, S. E. (2014). *Introducción a la química ambiental* (M. d. C. Durán Domínguez de Bazúa, Ed.). Reverté.
- Mancera Rodríguez, N. J., & Álvarez León, R. (2006). Estado del Conocimiento de las Concentraciones de Mercurio y otros Metales Pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 11(1), 3-23. <https://doi.org/10.15446/abc>
- Mansur, H. S., Oréface, R. L., & Mansur, A. A.P. (2004, septiembre 29). Characterization of poly(vinyl alcohol)/poly(ethylene glycol) hydrogels and PVA-derived hybrids by small-angle X-ray scattering and FTIR spectroscopy. *Polymer*, 45(21), 7193-7202. <https://doi.org/10.1016/j.polymer.2004.08.036>
- Mares Guzmán, F.A., Muñoz Nájera, M.A., Barrera G. & Ramírez, P. (2019). Effects Induced by the Presence of Metals in Species of Economic and Ecological Importance in Mexican Aquatic Environments. En

- L.M. Gómez-Oliván (Ed.), *Pollution of Water Bodies in Latin America* (pp. 201–228). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-27296-8_12
- Marković, G., Marinović-Cincović, M., Samaržija-Jovanović, S., Jovanović, V., Budinski-Simendić, J. (2020). Crosslinking of Polymers: Rubber Vulcanization. En: Gutiérrez, T.J. (eds) *Reactive and Functional Polymers* (Vol. 2, pp. 117–134). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-45135-6_5
- Masindi, V., & Muedi, K. L. (2018). Environmental Contamination by Heavy Metals en H.M., Saleh & R. Aglan (Ed.), *Heavy Metals* (pp. 115-132). InTech. doi: 10.5772/intechopen.76082
- Masindi, V., Mkhonza, P. & Tekere, M. (2021). Source of heavy metal. En Inamuddin, M.I. Ahamed, E. Lichtfouse & T. Altalhi (eds), *Remediation of Heavy Metals. Environmental Chemistry for a Sustainable World* (vol. 70, pp. 419-454). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-80334-6_17
- Méndez, W. P. (2019). *Adsorción de plomo en agua utilizando el exoesqueleto de camarón*. [Tesis para titulación, Universidad de Guayaquil]. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/39654>
- Mendoza, O. (2017). Metales Pesados y el Agua de Consumo en Colima. Una Cuestión de Salud Pública. Recuperado en junio 10, 2023, de: http://www.ucol.mx/content/publicacionesenlinea/adjuntos/Metales-pesados-y-el-agua-de-consumo-en-Colima_439.pdf
- Ministerio de Sanidad España (2020). Calidad del agua de consumo humano en España 2019. E.L. Guevara & M. Moreno. https://www.sanidad.gob.es/profesionales/saludPublica/docs/INFORME_AC_2019.pdf
- Mishra, S.; Bharagava, R. N.; More, N.; Yadav, A.; Zainith, S.; Mani, S.; Chowdhary, P. (2019). Heavy Metal Contamination: An Alarming Threat to Environment and Human Health. En: Sobti, R., Arora, N., Kothari, R. (ed), *Environmental Biotechnology: For Sustainable Future* (pp. 103-125). Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7284-0_5
- Mittal, H., Maity, A., y Ray, S.S. (2015). The Adsorption of Pb²⁺ and Cu²⁺ onto Gum Ghatti-Grafted Poly(acrylamide-co-acrylonitrile) Biodegradable Hydrogel: Isotherms and Kinetic Models. *J. Phys. Chem. B* 2015, 119(5), 2026–2039. <https://doi.org/10.1021/jp5090857>
- Mitra, P., Sharma, S., Purohit, P., & Sharma, P. (2017). Clinical and molecular aspects of lead toxicity: An update. *Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences*, 54(7), 506-528. <https://doi.org/10.1080/10408363.2017.1408562>
- Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. B., Nainu, F., Khusro, A., Idris, A. M., Khandaker, M. U., Osman, H., Alhumaydhi, F. A., & Simal-Gandara, J. (2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*, 34(3), 101865. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>
- More, A.P., Chapekar, S. (2024). Irradiation assisted synthesis of hydrogel: A Review. *Polym. Bull.* 81, 5839–5908. <https://doi.org/10.1007/s00289-023-05020-z>
- Moreno Rivas, S. C., & Ramos-Clamont Montfort, G. (2018). Descontaminación de arsénico, cadmio y plomo en agua por biosorción con *Saccharomyces cerevisiae*. *TIP. Revista especializada en ciencias químico-biológicas*, 21(2), 51-68. <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2018.0.155>
- Mungray, A. A., Kulkarni, S. V., & Mungray, A. K. (2012). Removal of heavy metals from wastewater using micellar enhanced ultrafiltration technique: a review. *cent.eur.j.chem.*, 10, 27–46. <https://doi.org/10.2478/s11532-011-0134-3>
- Nageeb, M. (2013). Adsorption Technique for the Removal of Organic Pollutants from Water and Wastewater. En: M. Nageeb (Ed), *Organic Pollutants - Monitoring, Risk and Treatment*. InTech. doi: 10.5772/54048
- Najeeb, U., Ahmad, W., Zia, M. H., Malik, Z., & Zhou, W. (2017). Enhancing the lead phytostabilization in wetland plant *Juncus effusus* L. through somaclonal manipulation and EDTA enrichment. *Arabian Journal of Chemistry*, 10(2), S3310-S3317. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.01.009>
- Nemerow, N.L. & Dasgupta, A. (1998). *Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos*. Diaz de Santos.
- Ninciuleanu, C. M., Ianchiș, R., Alexandrescu, E., Mihăescu, C. I., Scoroșenco, C., Nistor, C. L., Preda, S., Petcu, C., & Teodorescu, M. (2021). The Effects of Monomer, Crosslinking Agent, and Filler Concentrations on the Viscoelastic and Swelling Properties of Poly(methacrylic acid) Hydrogels: A Comparison. *Materials*, 14(9), 2305. <https://doi.org/10.3390/ma14092305>
- Nikolić, L.B., Zdravković, A.S., Nikolić, V.D., Ilić-Stojanović, S.S. (2018). Synthetic Hydrogels and Their Impact on Health and Environment. En: Mondal, M. (eds) *Cellulose-Based Superabsorbent Hydrogels. Polymers and Polymeric Composites: A Reference Series* (pp. 1-29). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-76573-0_61-1
- Nordberg, G., Fowler, B. A., Nordberg, M., & Friberg, L. T. (Eds.). (2007). *Handbook on the Toxicology of Metals*. Elsevier Science.

- Oliveira J.T. & Reis, R.L. (2008). 18 - Hydrogels from polysaccharide-based materials: Fundamentals and applications in regenerative medicine. En R.L. Reis, N.M. Neves, J.F. Mano, M.E. Gomes, A.P. Marques & HS. Azevedo (Eds), *Natural-based Polymers for Biomedical Applications* (pp.485-514). Elsevier. <https://doi.org/10.1533/9781845694814.4.485>
- Omidian, H. & Park, K. (2010). Introduction to Hydrogels. En R.M., Ottenbrite, K. Park & T., Okano (Eds), *Biomedical Applications of Hydrogels Handbook* (pp. 1-16). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-5919-5_1
- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2018). Guías para la calidad del agua de consumo humano. Cuarta Edición. Ginebra. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/272403/9789243549958-spa.pdf?sequence=1>
- Ovín-Ania, M. C. (2003). Depuración de efluentes industriales con carbón activo. Adsorción de contaminantes y regeneración del adsorbente. [Tesis doctoral]. Universidad de Oviedo. <http://hdl.handle.net/10261/34359>
- Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18. <https://doi.org/10.31908/19098367.0001>
- Pandey, S., y Mishra S.B. (2012). Microwave synthesized xanthan gum-g-poly(ethylacrylate): An efficient Pb²⁺ ion binder. *Carbohydrate Polymers*, 90, 370-379. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2012.05.053>
- Pandi, P. S., Rajkumar, J., & Karthik, C. (2020). Hepatotoxic effect of lead and hepatoprotective effect of *Hydrilla verticillata* on hepatic transcriptional and physiological response in edible fish *Labeo rohita*. *Drug and Chemical Toxicology*, 45(3), 1276-1283. <https://doi.org/10.1080/01480545.2020.1815762>
- Parker, S. P. (1991). *Diccionario McGraw-Hill de química: A-M* (S. P. Parker, Ed.). McGraw-Hill.
- Patte, O. H. & Pain D. J. (2003). Lead in the Environment en D.J. Hoffman, B.A. Rattner, G.A. Burton Jr., and J. Cairns Jr (Eds.), *Handbook of Ecotoxicology* (2a ed, pp. 373–408) CRC Press.
- Pepelanova, I. (2021). Tunable Hydrogels: Introduction to the World of Smart Materials for Biomedical Applications. En: Lavrentieva, A., Pepelanova, I., Seliktar, D. (Eds), *Tunable Hydrogels. Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*, (pp. 1-35, vol 178). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/10_2021_168
- Pereira Sales, F. R., Galvão Serra, R. B., Alves de Figueirêdo, G. J., Almeida da Hora, P. H., & Cicerón de Sousa, A. (2019). Wastewater treatment using adsorption process in column for agricultural purposes. *Revista Ambiente & Água*, 14(1). <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2178>
- Pfadenhauer, L. M., Burns, J., Rohwer, A., & Rehfuess, E. A. (2014). A protocol for a systematic review of the effectiveness of interventions to reduce exposure to lead through consumer products and drinking water. *Systematic Reviews*, 3(36). <https://doi.org/10.1186/2046-4053-3-36>
- Polo, C., & Sulca, L. (2019). METALES PESADOS: FUENTES Y SU TOXICIDAD SOBRE LA SALUD HUMANA. *Ciencias*, 2(1), 20–36. <https://doi.org/10.33326/27066320.2018.1.842>
- Pourjavadi, A., Nazari, M., & Hosseini, S. H. (2015). Synthesis of magnetic graphene oxide-containing nanocomposite hydrogels for adsorption of crystal violet from aqueous solution. *RSC Advances*, 5(41), 32263-32271. <https://doi.org/10.1039/C4RA17103A>
- Praiboon, J., Chirapart, A., Akakabe, Y., Bhumibhamon, O., & Kajiwara, T. (2006). Physical and Chemical Characterization of Agar Polysaccharides Extracted from the Thai and Japanese Species of *Gracilaria*. *ScienceAsia*, 32, 11-17. [10.2306/scienceasia1513-1874.2006.32\(s1\).011](https://doi.org/10.2306/scienceasia1513-1874.2006.32(s1).011)
- Prin, J. L., Hernández, G., & Rojas, B. (2010). OPERANDO EL MICROSCOPIO ELECTRÓNICO COMO HERRAMIENTA PARA EL ESTUDIO DE LOS POLÍMEROS Y OTROS MATERIALES. I. EL MICROSCOPIO ELECTRÓNICO DE BARRIDO (MEB). *Revista Iberoamericana de Polímeros*, 11(1), 26-42. <https://reviberpol.files.wordpress.com/2019/07/2010-prin.pdf>
- Quiroga, D., Fernández, R., & Paris, E. (2010). *Salud Ambiental Infantil: manual para enseñanza de grado en escuelas de medicina* (1a ed.). Ministerio de Salud de la Nación. <https://bancos.salud.gob.ar/sites/default/files/2018-10/0000000271cnt-s12-manual-universitario-salud-ambiental-infantil.pdf#page=49>
- Qureshi, M. A., Nishat, N., Jadoun, S., & Ansari, M. Z. (2020). Polysaccharide based superabsorbent hydrogels and their methods of synthesis: A review. *Carbohydrate Polymer Technologies and Applications*, 1, 100014. <https://doi.org/10.1016/j.carpta.2020.100014>
- Raghuwanshi, V. S., & Garnier, G. (2019). Characterisation of hydrogels: Linking the nano to the microscale. *Advances in Colloid and Interface Science*, 274, 1-44. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2019.102044>

- Ramirez, A., Benítez, J. L., Rojas de Astudillo, L., & Rojas de Gáscue, B. (2016). Materiales polimeros de tipo hidrogeles: revisión sobre su caracterización mediante ftir, dsc, meb y met. *Rev. LatinAm. Metal. Mater.*, 36(2), 108-130. SciELO. https://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0255-69522016000200002
- Ramírez, E., Burillo, S.G., Barrera-Díaz, C., Roa, G., y Bilyeu, B. (2011). Use of pH-sensitive polymer hydrogels in lead removal from aqueous solution. *Journal of Hazardous Materials*, 192, 432-439. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.04.109>
- Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios. Art. 213. Última reforma publicada en el DOF 28-12-2004. (México).
- Rehman, T. U., & Shah, L. A. (2021). Rheological Investigation of GO Doped p(APTMA/Cl) Composite Hydrogel. *Zeitschrift für Physikalische Chemie*, 235(3), 329-343. <https://doi.org/10.1515/zpch-2019-1416>
- Rodrigues-Sousa, H., Sá Lima, I., Lima-Neris, L. M., Santos-Silva, A., Santos Nascimento, A. M. S., Pereira Araújo, F., Ratke, R. F., Alves-Silva, D., Antevelli Osajima, J., Rocha-Bezerra, L., & Silva-Filho, E. C. (2021). Superabsorbent Hydrogels Based to Polyacrylamide/Cashew Tree Gum for the Controlled Release of Water and Plant Nutrients. *Molecules*, 26(9), 2680. <https://doi.org/10.3390/molecules26092680>
- Rubin, R., Strayer, D. S., Rubin, E., & McDonald, J. M. (Eds.). (2008). *Rubin's Pathology: Clinicopathologic Foundations of Medicine*. Lippincott Williams & Wilkins.
- Rubio, E.F. (2009). *Estudio comparativo de materiales biocompatibles sintetizados a partir de gomas vegetales, goma biosintética e hidroxietilcelulosa*. [Tesis doctoral, Instituto Tecnológico de Ciudad Madero]. Repositorio Institucional TecNM. https://rinacional.tecnm.mx/bitstream/TecNM/3414/1/D96071115_donacion_tesis_bib.pdf
- Ryu, S. K., Park, J.-S., & Lee, I.-S. (2003). Purification and characterization of a copper-binding protein from Asian periwinkle *Littorina brevicula*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 134(1), 101-107. [https://doi.org/10.1016/S1532-0456\(02\)00217-X](https://doi.org/10.1016/S1532-0456(02)00217-X)
- Salazar, Q. (2021). *Formulación y caracterización de la cinética de hinchamiento de hidrogeles de gelatina con inulina y fructooligosacáridos*. [Tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de México]. Repositorio Institucional. <http://hdl.handle.net/20.500.11799/112053>
- Salim, O., Mahmoud, K. A., Pant, K. K., & Joshi, R. K. (2019). Introduction to MXenes: synthesis and characteristics. *Materials Today Chemistry*, 14(100191). <https://doi.org/10.1016/j.mtchem.2019.08.010>
- Sánchez, P. O. (2004). *Estudio de la capacidad de sorción del alginato de calcio en la remoción de Cr (III) en competencia con Fe (III) presentes en soluciones acuosas*. [Tesis de Ingeniería Química]. UAEM
- Sanchez-Silva, J. M., González-Estrada, R. R., Blancas-Benitez, F. J., & Fonseca-Cantabrana, Á. (2020). Utilización de subproductos agroindustriales para la bioadsorción de metales pesados. *TIP Rev.Esp.Cienc.Quím.Biol.*, 23(1), 1-18. <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2020.0.261>
- Sarkar, B. (Ed.). (2002). *Heavy Metals In The Environment*. Taylor & Francis.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. [SEMARNAT]. (2021). NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Ciudad de México: SEMARNAT.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. [SEMARNAT]. (1996). 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. Ciudad de México: SEMARNAT.
- Secretaría de Salud [SSA]. (2021). NOM-127-SSA1-2021. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua. Ciudad de México: SSA.
- Serbezeanu, D., Iftime, M.M., Ailiesei, G.L., Ipate, A.M., Bargan, A., Tăchiță, V.B. y Rîmbu, C.M. (2023). Evaluation of Poly(vinyl alcohol)–Xanthan Gum Hydrogels Loaded with Neomycin Sulfate as Systems for Drug Delivery. *Gels*, 9(8), 655; <https://doi.org/10.3390/gels9080655>
- Seymour, R. B., & Carraher, C. E. (1995). *Introducción a la química de los polímeros*. Editorial Reverte.
- Shah, L. A., Khan, M., Javed, R., Sayed, M., Khan, M. S., Khan, A., & Ullah, M. (2018, noviembre 10). Superabsorbent polymer hydrogels with good thermal and mechanical properties for removal of selected heavy metal ions. *Journal of Cleaner Production*, 201(1), 78-87. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.035>
- Shah, M. P., Rodriguez-Couto, S., & Kumar, V. (Eds.). (2021). *New Trends in Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewater*. Elsevier Science. <https://doi.org/10.1016/C2019-0-04585-2>

- Shalla, A. H., Yaseen, Z., Bhat, M. A., Rangreez, T. A., & Maswal, M. (2019). Recent review for removal of metal ions by hydrogels. *Separation Science and Technology*, 54(1), 89-100. <https://doi.org/10.1080/01496395.2018.1503307>
- Sharma, P., & Dubey, S. (2005). Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 1(17), 35-52. <https://doi.org/10.1590/S1677-04202005000100004>
- Sharma, R., Agrawal, P.R., Kumar, R., Gupta, G. & Ittishree. (2021). Chapter 4 - Current scenario of heavy metal contamination in water en A. Ahamad, S.I. Siddiqui & P. Singh, *Contamination of water* (pp. 49-64). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2020-0-01554-9>
- Sharma, T., & Madras, G. (2016). Effect of crosslinker on the swelling and adsorption properties of cationic superabsorbent. *Bull. Mater. Sci.*, 39(3), 613–626. <https://doi.org/10.1007/s12034-016-1220-0>
- Sinha, V., & Chakma, S. (2019, octubre). Advances in the preparation of hydrogel for wastewater treatment: A concise review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103295>
- Song, E.H., Shang, J. & Ratner D.M. (2012). 9.08-Polysaccharides. En K. Matyjaszewski & M. Möller (Eds), *Polymer Science: A Comprehensive Reference* (pp. 137-155). Elsevier.
- Souda, P., & Sreejith, L. (2015). Magnetic hydrogel for better adsorption of heavy metals from aqueous solutions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(3), 1882-1891. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2213343715000548>
- Subia, B., Kundu, J. & Kundu, S.C. (2010). Biomaterial Scaffold Fabrication Techniques for Potential Tissue Engineering Applications. En D. Eberli (Ed.), *Tissue Engineering Applications* (pp. 141-158). InTech. doi: 10.5772/8581
- Sukhadeorao Dongre, R. (2020). Lead: Toxicological Profile, Pollution Aspects and Remedial Solutions. En P. Chooto (Ed.), *Lead Chemistry*. IntechOpen. doi: 10.5772/intechopen.93095
- Suzuki, M., Yumoto, M., Shirai, H., & Hanabusa, K. (2008). Supramolecular gels formed by amphiphilic low-molecular-weight gelators of N alpha,N epsilon-diacetyl-L-lysine derivatives. *Chemistry*, 14(7), 2133-2144. National Library of Medicine. 10.1002/chem.200701111
- Tanwar, M., Gupta, R. K., & Rani, A. (2023). Natural gums and their derivatives based hydrogels: in biomedical, environment, agriculture, and food industry. *Critical Reviews in Biotechnology*. <https://doi.org/10.1080/07388551.2022.2157702>
- Taylor, J & Wiesner, M. (2002). Membranas. Capítulo 11. En: AWWA. *Calidad y Tratamiento del Agua. Manual de suministros de Agua Comunitaria*, (pp. 707 - 779). McGraw Hill.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., Sutton, D. J. (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. En: Luch, A. (eds), *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology* (pp. 133–164) Springer, Basel. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, A., & Ruiz Paternina, E. (n.d.). Cinética de adsorción de Cr (VI) usando biomasas residuales modificadas químicamente en sistemas por lotes y continuo. *Revista ION*, 28(1), 29-41. <https://revistas.uis.edu.co/index.php/revistaion/article/view/4952>
- Tipchai, S., Naylor, K. A., & Just, K. (2021, March 22). *The Value of Water and Its Essential Role in Supporting Sustainable Development | United Nations*. the United Nations. Retrieved October 10, 2022, from <https://www.un.org/en/un-chronicle/value-water-and-its-essential-role-supporting-sustainable-development>
- Toribio-Ruiz, D. (2021). *Hidrogeles Basados en Polisacáridos para Aplicaciones Biomédicas*. [Trabajo Fin de Máster]. Universidad del País Vasco. https://addi.ehu.es/bitstream/handle/10810/54031/TFM_DAVID_TORIBIO_RUIZ.pdf?sequence=3&isAllowed=y
- Ubillus Limo, J. (2003). *ESTUDIO SOBRE LA PRESENCIA DE PLOMO EN EL MEDIO AMBIENTE DE TALARA EN EL AÑO 2003*. https://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtual/monografias/ingenie/ubillus_lj/contenido.htm
- Ullah, F., Hafi Othman, M. B., Javed, F., Ahmad, Z., & Akil, H. M. (2015). Classification, processing and application of hydrogels: A review. *Materials Science and Engineering: C*, 57, 414-433. <https://doi.org/10.1016/j.msec.2015.07.053>
- Ur Rehman, T., Shah, L. A., Khattak, N. S., Khan, A., Rehman, N., & Alam, S. (2019). Superabsorbent Hydrogels for Heavy Metal Removal. En: Murillo-Tovar, M. A., Saldarriaga-Noreña, H. & Saeid A. (Eds.), *Trace Metals in the Environment - New Approaches and Recent Advances*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.89350>

- Valdés, F. (1999). *LA CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS EN TORREÓN, COAHUILA, MÉXICO*. Texas Center for Policy Studies. Retrieved May 30, 2023, from <http://www.texascenter.org/publications/torreon.pdf>
- Van Oss, C.J., Good, R. J., & Chaudhury, M. K. (1986). The role of van der Waals forces and hydrogen bonds in “hydrophobic interactions” between biopolymers and low energy surfaces. *Journal of Colloid and Interface Science*, 111(2), 378-390. [https://doi.org/10.1016/0021-9797\(86\)90041-X](https://doi.org/10.1016/0021-9797(86)90041-X)
- Varghese, S.A., Rangappa, S.M., Siengchin, S., Parameswaranpillai J. (2020). Chapter 2 - Natural Polymers and the hydrogels prepared from them. En Y. Chen (Ed.), *Hydrogels Based on Natural Polymers* (pp. 17-47). Elsevier.
- Venkatram, B., & Ramana, G. (2008). Vibrational spectra and modified valence force field for N,N'-methylenebisacrylamide. *Indian Journal of Pure & Applied Physics*, 46, 611-616. <https://nopr.niscpr.res.in/bitstream/123456789/2059/1/IJPAP%2046%289%29%20611-616.pdf>
- Verstraeten, S. V., Aimo, L., & Oteiza, P. I. (2008). Aluminium and lead: molecular mechanisms of brain toxicity. *Arch Toxicol*, 82(1), 789–802. <https://doi.org/10.1007/s00204-008-0345-3>
- Vigneswaran, S., Ngo, H.H., Chaudhary, D.S., Hung, Y.T. (2005). Physicochemical Treatment Processes for Water Reuse. En L.K., Wang, Y.T., Hung & N.K., Shamas (eds) *Physicochemical Treatment Processes. Handbook of Environmental Engineering*, (vol 3). Humana Press. <https://doi.org/10.1385/1-59259-820-x:635>
- Villafañe, V. E., Häder, D.-P., & Helbling, E. W. (Eds.). (2021). *Anthropogenic Pollution of Aquatic Ecosystems*. Springer International Publishing.
- Wang, L. K., Hung, Y.-T., & Shamas, N. K. (Eds.). (2005). *Physicochemical Treatment Processes: Volume 3*. Humana Press.
- Wani, A. L., Ara, A., & Usmani, J. A. (2015). Lead toxicity: a review. *Interdiscip Toxicol*, 8(2), 55-64. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4961898/#CIT0075>
- Wawrzekiewicz, M., & Hubicki, Z. (2015). Anion Exchange Resins as Effective Sorbents for Removal of Acid, Reactive, and Direct Dyes from Textile Wastewaters. En: A. Kilislioglu (Ed), *Ion Exchange*. InTech. doi: 10.5772/60952
- World Health Organization - WHO. (2007). *Health Risks of Heavy Metals from Long-range Transboundary Air Pollution*. World Health Organization Regional Office Europe. https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0007/78649/E91044.pdf
- World Water Assessment Programme - Wwap. (2021). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2021: El valor del agua*. UNESCO. <https://unhabitat.org/sites/default/files/2021/07/375750spa.pdf>
- Xu, J., Kim, K. O., & Yoon, K. J. (2022). Effect of Cross-Linker Length on the Absorption Characteristics of the Sodium Salt of Cross-Linked Polyaspartic Acid. *Polymers*, 14(1), 2244. <https://doi.org/10.3390/polym14112244>
- Xu, Q., & Shi, G. (2000). The toxic effects of single Cd and interaction of Cd with Zn on some physiological index of [*Oenanthe javanica* (Blume) DC]. *Journal of Nanjing Normal University (Natural Science)*, 23(4), 97-100. <https://europemc.org/article/cba/342684>
- Yaashikaa, P.R., Senthil-Kumar, P., & Karishma, S. (2022). Review on biopolymers and composites – Evolving material as adsorbents in removal of environmental pollutants. *Environmental Research*, 212(1), 113114. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113114>
- Yaashikaa, P. R., Senthil Kumar, P., & Karishma, S. (2022). Review on biopolymers and composites – Evolving material as adsorbents in removal of environmental pollutants. *Environmental Research*, 212, 113114. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113114>
- Yaqub, A., Shafiq, Q., Khan, A. R., Husnain, S. M., & Shahzad, F. (2021). Recent advances in the adsorptive remediation of wastewater using two-dimensional transition metal carbides (MXenes): a review. *New Journal of Chemistry*, 45(1), 9721-9742. DOI <https://doi.org/10.1039/D1NJ00772F>
- Yin, X., Ke, T., Zhu, H., Xu, P., y Wang, H. (2023). Efficient Removal of Heavy Metals from Aqueous Solution Using Licorice Residue-Based Hydrogel Adsorbent. *Gels*, 9(7), 559; <https://doi.org/10.3390/gels9070559>
- Yu, M.-H., Tsunoda, H., & Tsunoda, M. (2011). *Environmental Toxicology: Biological and Health Effects of Pollutants, Third Edition* (M. Tsunoda & H. Tsunoda, Eds.). Taylor & Francis.
- Yu, Z., Zhang, X., y Huang Y. (2013). Magnetic Chitosan–Iron(III) Hydrogel as a Fast and Reusable Adsorbent for Chromium(VI) Removal. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 52 (34), 11956–11966. <https://doi.org/10.1021/ie400781n>

- Yuan, S.; Liang, J.; Zhang, Y.; Han, H.; Jiang, T.; Liu, Y.; Zhang, Y.; Wang, W.; Dong, X. (2022). Evidence from Thermal Aging Indicating That the Synergistic Effect of Glyoxal and Sodium Sulfite Improved the Thermal Stability of Conformational Modified Xanthan Gum. *Polymers*, 14(2), 243. <https://doi.org/10.3390/polym14020243>
- Zhang, K., Luo, X., Yang, L., Chang, Z., & Luo, S. (2021). Progress toward Hydrogels in Removing Heavy Metals from Water: Problems and Solutions—A Review. *ACS ES&T Water*, 1(5), 1098-1116. [10.1021/acsestwater.1c00001](https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00001)
- Zhang, M., Hou, H., Zhou, H., Xiang, A., & Deng, Y. (2024). Adsorption behaviors and mechanisms of porous polyvinyl alcohol/xanthan gum hydrogel for methylene blue and Pb²⁺. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 12, 113461. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113461>
- Zhou, Y., Zhang, L., Fu, S., Zheng, L., and Zhan, H. (2012). Adsorption behavior of Cd²⁺, Pb²⁺, and Ni²⁺ from aqueous solutions on cellulose-based hydrogels. *BioRes*. 7(3), 2752-2765.
- Zhu, T., Mao, J., Cheng, Y., Liu, H., Lv, L., Ge, M., Li, S., Huang, J., Chen, Z., Li, H., Yang, L., & Lai, Y. (2019). Recent Progress of Polysaccharide-Based Hydrogel Interfaces for Wound Healing and Tissue Engineering. *Advanced Materials Interfaces Hall of Fame*, 6(17). <https://doi.org/10.1002/admi.201900761>