

Remoción de arsénico en agua subterránea mediante procesos de adsorción

Samantha Borjon-Castro^a, Eduardo Soto-Regalado^a, Jacob Josafat Salazar-Rábago^a, Nancy E. Dávil la-Guzmán^{a*}

^aUniversidad Autónoma de Nuevo León, Av. Universidad S/N, Cd. Universitaria, San Nicolas de los Garza, Nuevo León, CP 66455, México.

*nancy.davilagz@uanl.edu.mx.

Recibido 17 diciembre 2021, Aceptado 28 enero 2022

Resumen

La presencia de arsénico (As) en agua potable es un serio problema de salud pública debido a su impacto negativo en la salud humana. Varios métodos de remoción de As han sido desarrollados, tales como precipitación, adsorción e intercambio iónico. El reto más grande en la remoción de As es la presencia de fosfatos y silicatos en el agua los cuáles son químicamente comparables con el As(V). Existen dos principales mecanismos involucrados en la remoción de As: intercambio iónico e interacciones electrostáticas. El pH de la solución es uno de los factores más importantes que limita la eficiencia en la remoción debido a que determina la cantidad y el tipo de especies químicas presentes en el agua. Los procesos que combinan intercambio iónico y adsorción son los métodos que han mostrado resultados notables en la remoción de As en presencia de interferencias de fosfatos y silicatos.

Palabras clave: Adsorción; arsénico; intercambio iónico; silicatos; agua potable.

Abstract

Arsenic (As) in drinking water is a serious public health problem due to its negative impact on human health. Several As removal methods have been developed, such as precipitation, adsorption and ion exchange. The biggest challenge in As removal is the presence of phosphates and silicates in the water which are chemically comparable to As(V). There are two main mechanisms involved in As removal: ion exchange and electrostatic interactions. Solution pH is one of the most important factors limiting removal efficiency because it determines the amount and type of chemical species present in the water. The processes that combine ion exchange and adsorption are the methods that have shown remarkable results in the removal of As in the presence of phosphate and silicate interferences.

Keywords: Adsorption; arsenic; ion-exchange; silicate; drinking water.

1. Introducción

Los metales pesados pueden encontrarse en el agua por fuentes naturales o antropogénicas. Los metales pesados pueden entrar al cuerpo humano a través del consumo de alimentos o por beber agua potable contaminada [1]. En el caso particular del arsénico, el límite máximo permisible en el agua potable en México es de 25 $\mu\text{g/L}$, mientras que la Organización Mundial de la Salud (WHO, por sus siglas en inglés) indica un máximo de 10 $\mu\text{g/L}$. No obstante, hay zonas en donde ese límite es rebasado de forma significativa, por ejemplo, en Sonora se han encontrado concentraciones de 305 $\mu\text{g/L}$, en la Comarca Lagunera de 865 $\mu\text{g/L}$ y en Hidalgo del orden de hasta 1350 $\mu\text{g/L}$ [2].

En la actualidad, se encuentran algunos métodos para la remoción del arsénico, tales como adsorción, intercambio iónico, fitorremediación, precipitación química, electrocoagulación, tecnologías de membrana, entre otros. Sin embargo, entre los métodos de remoción de arsénico más utilizados se encuentra la adsorción, debido a que tiene una eficiencia de remoción de arsénico mayor al 95% y es económicamente factible [3]. La adsorción es la acumulación de iones o moléculas de un gas, líquido en una superficie. Este proceso crea una capa de adsorbato en la superficie del adsorbente [4]. La adsorción puede ser clasificada como adsorción física o adsorción química de acuerdo con el tipo de interacciones que ocurren entre el adsorbente y el adsorbato (Figura 1).

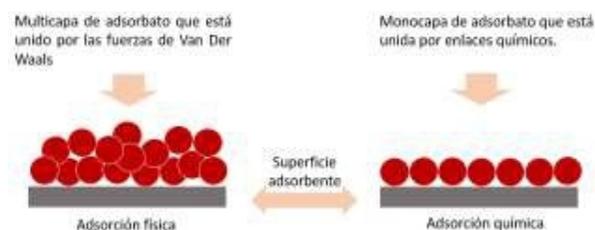


Figura 1. Representación esquemática del proceso de adsorción física (izquierda) y adsorción química (derecha) [5].

Los adsorbentes convencionales que han sido estudiados para la remoción de arsénico incluyen carbón activado, alúmina activada y adsorbentes a base de óxidos de hierro. Por otra parte, los adsorbentes no convencionales como los biosorbentes, residuos industriales y adsorbentes modificados, han sido estudiados en las últimas décadas. De los adsorbentes mencionados, se destacan los óxidos de hierro, debido a que tienen una gran área superficial y una alta reactividad intrínseca de los sitios de superficie, así como una alta densidad de sitios activos [6].

El arsénico en medios acuosos se presenta como arsénico (III) y arsénico (V), siendo el primero el más tóxico y difícil de remover. Ambos forman oxianiones con un grado de protonación que depende del pH. La capacidad de adsorción puede verse afectada debido al pH [7], así como a la presencia de iones, como puede ser el fosfato y sílice, sin embargo, este último suele

manifestarse en mayor concentración, por lo que toma el rol principal como interferente. El 50% del sílice disuelto se presenta en especies poliméricas, siendo casi en su totalidad las especies diméricas [8]. Después de unos minutos, estas especies recubren la superficie accesible del óxido de hierro, creando una carga superficial aniónica y compitiendo con el arseniato por los sitios de adsorción. Finalmente, tras un periodo de días y semanas, los polímeros de sílice se forman gradualmente en la superficie del adsorbente, con un tamaño que puede variar hasta los 100 nm, bloqueando el acceso a los poros internos del óxido de hierro e inhibiendo la adsorción de arsénico [9].

La presencia de sílice en el agua se debe en gran parte a la hidrólisis de los minerales de silicato que entran en contacto con agua subterránea. La concentración de sílice depende en gran medida del tiempo en que ha estado en contacto la roca con el agua [10]. En el mundo, la concentración de sílice está en un rango de 5–50 mg/L [11], sin embargo, en México se han reportado concentraciones de hasta 112.4 mg/L [12]. Esto representa un grave problema en la remoción de arsénico, debido a que la capacidad de adsorción del hidróxido de hierro se ve afectada cuando la concentración de sílice rebasa los 40 mg/L [13].

2. Alúmi na acti vada

Majumder (2018) presentó un estudio sobre la remoción de arseniato por medio de alúmina activada [14]. Se logró una capacidad de adsorción de 0.0327 mg/g y se demostró que a bajo pH la alúmina permanece cargada positivamente mientras que las especies del arseniato se quedan cargadas negativamente, lo que significa que favorecen las interacciones electrostáticas entre el arsénico y los grupos funcionales de la alúmina. La alúmina activada al estar presente en un medio acuoso está cubierta con el grupo hidroxilo. A pH bajos se produce la adsorción mediante atracción electrostática, aunque, también puede darse el mecanismo de adsorción por medio del intercambio de ligandos OH. En este último caso, el anión del metal pesado desplaza al OH de la superficie del adsorbente [15].

Nakamoto *et al.* (2018) plantearon el uso de un material compuesto de óxido de cerio depositado en alúmina activada para la remoción de arsenito y arseniato [16]. La alúmina activada tiene propiedades beneficiosas para la remoción de arsénico debido a su alta área superficial, resistencia química y que no es tóxica. A su vez, el óxido de cerio es un adsorbente que tiene alta capacidad de adsorción de arsenito, lo cual lo hace un buen candidato. Estos dos materiales en conjunto lograron una capacidad máxima de adsorción de 13.6 mg/g para el arseniato y 10.5 mg/g para el arsenito, superando las capacidades de adsorción de estos adsorbentes por separado.

3. Carbón acti vado

El carbón activado es uno de los adsorbentes más utilizados desde hace varias décadas debido a que es un material barato, abundante y del que se ha reportado altas capacidades de adsorción para metales pesados. Tan *et al.* (2020) utilizaron carbón activado para la remoción de arseniato, logrando una capacidad máxima de adsorción de 1.59 mg/g [17].

El carbón activado tiene baja selectividad para la remoción de arsénico en medios acuosos debido a la falta de funcionalidades superficiales selectivamente específicas, las cuales adsorben las especies de arsénico. En base a esta problemática, además de buscar disminuir costos Velazquez-Jimenez *et al.* (2018)

propusieron la modificación de carbono activado con zirconio para la remoción del arseniato [18]. Se consiguió una capacidad máxima de adsorción de 5.67 mg/g, que es mayor que la reportada en literatura para el carbón activado sin modificar. Ese aumento en la capacidad de adsorción se debió a que los complejos del zirconio-oxalato tenían una carga superficial positiva, que atrajo a los oxianiones del arsénico.

4. óxi dos de hi erro

Entre los adsorbentes convencionales, se encuentran los óxidos de hierro. Liu *et al.* (2020) propusieron la remoción de arsénico mediante compuestos de óxido de hierro hidratado a base de resina [19]. Las nanopartículas de óxido de hierro hidratado son una excelente opción para la eliminación de arsénico en medios acuosos, sin embargo, son difíciles de aplicar directamente en lecho fijo o flujos continuos, por lo que inmovilizarlo en la superficie de una resina es una buena opción. Se logró una capacidad de adsorción máxima de 60 mg/g para el arseniato y 22 mg/g para el ácido *p*-arsanílico. El buen desempeño de adsorción se debió a las interacciones electrostáticas por los grupos cargados positivamente.

La goetita en polvo es difícil de separar del agua tratada y puede generar inconveniencias en su aplicación en columnas de lecho empacado. Es por esto que Ramírez-Muñiz *et al.* (2018) utilizaron la poliacrilamida como inmovilizador de la goetita para la remoción de arseniato [20]. No obstante, se descubrió que con un contenido bajo de goetita había más grupos funcionales hidrófilos libres para absorber agua, reduciendo la superficie específica de la goetita. Como resultado, disminuyó la capacidad de adsorción en comparación con la goetita sola

5. Adsorbentes no convenci onales

Los adsorbentes provenientes de la naturaleza pueden ser una buena opción si son modificados químicamente para obtener un buen rendimiento de remoción [21]. Un ejemplo de esto son los minerales de arcilla que tienen una carga superficial negativa, por lo que el arseniato y el arsenito presentan repulsiones electrostáticas con la superficie de las arcillas, mostrando bajos rendimientos de remoción. Mukhopadhyay *et al.* (2019) consideraron que se puede mejorar el desempeño de la arcilla en la remoción de arsénico introduciendo moléculas orgánicas en la estructura mineral [22]. Se hizo el estudio comparando la arcilla sin modificar, contra la arcilla modificada por tres agentes orgánicos: hexadecil trimetilamonio, quitosano y ácido cítrico. Se encontró que el mineral teniendo como surfactante el hexadecil trimetilamonio fue el más adecuado por su eficiencia de adsorción y capacidad máxima de adsorción de 473.2 µg/g para el arseniato. Esto se debe a que la introducción de cationes en la superficie de la arcilla provee de cargas positivas que favorecen la interacción con contaminantes aniónicos a través de mecanismos de adsorción física.

Alam *et al.* (2018) propusieron la adsorción de arseniato y arsenito en carbón activado derivado de *Cassia fistula* [23]. Las características del adsorbente como la carga superficial positiva, la presencia de grupos funcionales como los grupos carboxilo y carbonilo y la morfología superficial heterogénea irregular contribuyeron a una mayor capacidad de adsorción en comparación con otros bioadsorbentes como carbón activado a base de pulpa y hueso de aceituna, y carbón de corteza de roble. Se obtuvo una capacidad de adsorción máxima de 0.78 mg/g para el arsenito y 0.45 mg/g para el arseniato.

Soni *et al.* (2019) reportaron la síntesis y uso de zeolitas a base de cenizas volantes, dopadas con óxido de grafeno reducido para mejorar la capacidad de adsorción de arsenito y para disminuir costos [24]. Se comprobó que el material compuesto remueve una mayor cantidad de arsénico que la zeolita y el óxido de grafeno reducido, teniendo una concentración residual de arsenito de 8.23 $\mu\text{g/L}$, en comparación con la zeolita que fue de 24.19 $\mu\text{g/L}$ y de óxido de grafeno reducido, 19.56 $\mu\text{g/L}$.

Karanac *et al.* (2018) utilizaron un adsorbente a base de cenizas volantes para la remoción de arsénico presente en soluciones acuosas [25]. Las cenizas volantes pueden remover arsénico gracias a que contienen minerales que han sido utilizados para la eliminación de metales pesados en medios acuosos, como los hidróxidos de hierro y aluminio. Para mejorar sus propiedades, se dopó con magnetita, que es un material económico y fácil de operar, debido a sus propiedades magnéticas que le permiten ser fácilmente separado de soluciones acuosas. Esta modificación logró que se consiguiera una capacidad de adsorción máxima de 19.14 mg/g para el arseniato. Esto indica que los adsorbentes provenientes de residuos, como las cenizas volantes, pueden ser utilizados como adsorbentes de bajo costo.

Cada vez más se estudia el uso de adsorbentes nanoestructurados para la remoción de contaminantes, ya que poseen características distintivas como una gran superficie específica, excelente reactividad y abundantes sitios de adsorción. Los nanomateriales de óxido de hierro magnético han sido reportados para la remoción de arsénico debido a su propiedad ferromagnética, que permite separar el adsorbente fácilmente del medio acuoso por un campo magnético externo. Deng *et al.* (2020) reportaron el uso de nanopartículas de dióxido de titanio soportado sobre nano-láminas de óxido magnético, obteniendo una capacidad de adsorción máxima de 36.36 mg/g para el arseniato y 30.96 mg/g para el arsenito [26]. Estos resultados favorables pueden atribuirse a la sinergia entre las nanopartículas de dióxido de titanio y las nano-láminas de óxido de hierro.

Ma *et al.* (2018) propusieron la remoción de arseniato mediante nanotubos de carbono de pared simple recubiertos de nanopartículas de óxido de hierro [27]. Los nanotubos de carbono sirvieron como soporte para las nanopartículas de óxido de hierro, aumentando así su dispersión y propiedad mecánica. Se reportó una capacidad máxima de adsorción de 49.63 mg/g, y se encontró que la velocidad de adsorción es alta sólo cuando hay bajas concentraciones de arsénico.

6. Influencia de la sílice en la adsorción de arsénico

Davis *et al.* (2001) estudiaron las implicaciones de la presencia de sílice en la adsorción de arsénico utilizando óxidos de hierro [8]. Encontraron que a valores de pH por encima de 8.5 y altas concentraciones de sílice disminuía la capacidad de adsorción hasta en un 45%; lo que significa que aumenta la adsorción de sílice a un nivel alto de pH, concentraciones de sílice y tiempo de reacción. Se concluyó que el sílice actúa como interferente debido a los sitios de adsorción.

Meng *et al.* (2002) analizaron los efectos combinados y separados del sílice, bicarbonato y fosfato, utilizando las mismas concentraciones para el sílice y fosfato, en la remoción de arsénico con un adsorbente a base de óxido de hierro [28]. Encontraron un patrón de afinidad: arseniato > fosfato > arsenito > sílice > bicarbonato. No había un efecto significativo con los

iones por separado, pero el fosfato, en presencia de sílice y bicarbonato, aumentó.

Más tarde, Smith *et al.* (2005) intentaron superar los efectos del sílice en la remoción de arsénico, agregando calcio a la solución [9]. Se hicieron pruebas utilizando como adsorbente alúmina activada y óxidos de hierro, destacando que la alúmina activada era más sensible a la presencia de sílice. A un pH de 8.5 la adición de calcio aumentó dramáticamente la adsorción de arsénico, pero sólo cuando los tiempos de reacción eran menores a las 4 horas. Se concluyó que la adición de calcio no era efectiva.

Nguyen *et al.* (2011) investigaron el efecto del sílice, vanadatos y fosfatos en la remoción de arsénico con adsorbentes comerciales, considerando también el pH [29]. Descubrieron que a pesar de que los fosfatos tienen mayor afinidad al adsorbente, la sílice los supera debido a que es mayor su concentración que los demás interferentes por tres órdenes de magnitud. No obstante, para el adsorbente a base de óxidos de hierro, se demostró que la capacidad de adsorción sufrió un cambio importante cuando la concentración de sílice aumentó de 33 a 53 mg/L, pero no hubo cambio cuando la concentración pasó de 53 a 73 mg/L. También observaron que disminuyendo el pH mejoraba el proceso de adsorción, pero sólo cuando no hay tan altas concentraciones de sílice.

Zhu *et al.* (2020) evaluaron el efecto de la presencia de iones fosfato y silicato en la remoción de arsénico en nanopartículas de hierro cero valente soportadas en carbón activado [30]. Los resultados mostraron una disminución del 59.2 y 47.5 % en la velocidad de adsorción de arsénico en presencia de fosfatos y silicatos, respectivamente, comparada con el control (remoción de arsénico sin interferencias). El As(V) , PO_4^{3-} y SiO_4^{2-} son aniones tetrahédricos que generan complejos de esfera interior con los grupos funcionales efectivos en la superficie de los óxidos de hierro.

7. Resinas de intercambio iónico

Urbano *et al.* (2012) utilizaron una resina con base de N-metil-D-glucamina para remover arsénico [31]. La selectividad de la resina fuertemente básica siguió el siguiente patrón: $\text{SO}_4^{2-} > \text{HAsO}_4^{2-} > \text{CO}_3^{2-} \sim \text{Cl}^- > \text{H}_2\text{AsO}_4^-$. Encontraron que la interferencia de aniones como el sulfato y el fosfato son consecuencia de las similitudes tanto estructurales como de carga con el anión arseniato. Sin embargo, los interferentes no tuvieron un gran impacto, pues se obtuvo una capacidad de adsorción máxima de 55 mg As/g.

Awual *et al.* (2013) hicieron pruebas con resinas de intercambio aniónicas débilmente básicas, a base de poliaminas y aminas terciarias, para la remoción de arseniato [32]. Descubrieron que a pH menores aumenta la adsorción de arsénico. Además, se vio que en presencia de iones como nitratos y sulfatos puede haber una disminución hasta 50% de la capacidad de adsorción.

Laatikainen *et al.* (2016) estudiaron la remoción de arsénico en un sistema en continuo combinando intercambio iónico con una resina fuertemente básica y un adsorbente selectivo de arsénico [33]. El proceso propuesto consistió en cuatro columnas, en donde en la segunda columna se retienen los sulfatos y nitratos utilizando una resina de intercambio iónico, posteriormente, el agua contaminada, pero libre de iones interferentes, va hacia la tercera columna en donde se retiene el arsénico mediante un adsorbente y ya en la cuarta columna sale

agua purificada. El arreglo de las columnas en el sistema aumentó en un 80% la capacidad de adsorción del arsénico.

Karakurt *et al.* (2019) hicieron pruebas con distintas resinas comerciales de intercambio iónico para la remoción de arseniato [34]. Encontraron que las resinas comerciales de intercambio aniónicas débilmente básicas eran afectadas considerablemente por el pH, mientras que la resina fuertemente básica no presentó ningún cambio.

Chen *et al.* (2020) investigaron la remoción de nitratos, vanadio, molibdeno, uranio y arseniatos utilizando resinas de intercambio aniónicas fuertemente básicas en varios sitios de tratamiento de aguas en Estados Unidos [35]. Se observó que la materia orgánica natural podía ser un interferente considerable, disminuyendo la capacidad de adsorción en un 15% en Idaho y 33% en Oregon.

8. Conclusi ones

El arsénico es reconocido como un contaminante persistente en agua subterránea con un impacto severo sobre la salud humana cuando es expuesto a través del agua potable, entre otras fuentes. Los materiales adsorbentes y las resinas de intercambio iónico son capaces de remover directamente los iones de As, pero el proceso es altamente dependiente del pH. Sin embargo, la mayoría de los materiales selectivos para la remoción de As son adecuados en el intervalo de pH entre 6 y 8, el cuál es el intervalo de pH del la mayoría de las aguas naturales.

La mayoría de los aniones que coexisten en el agua natural con el As, tales como sulfatos, nitratos, bicarbonados, fluoruros y cloruros, no interfieren en la remoción de As. Sin embargo, los fosfatos y silicatos tienen un impacto adverso en la remoción de As debido a que presentan una estructura química similar al As. Un enfoque de remoción dual es necesario para remover los interferentes previo a la adsorción de As.

9. Agradeci mi entos

Los autores agradecen el apoyo financiero otorgado por el CONACYT, a través de la beca No. 1080931.

10. Referenci as

1. Wołowiec, M.; Komorowska-Kaufman, M.; Pruss, A.; Rzepa, G.; Bajda, T. *Minerals* **2019**, *9*, 487.
2. Centro de Investigaciones en Materiales Avanzados. <https://cimav.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1004/1056/1/Libro%202013-Arsenico%20en%20el%20Agua%20con%20ISBN.pdf>. (accesado el 30 de octubre de 2021).
3. Alka, S.; Shahir, S.; Ibrahim, N.; Ndejiko, M. J.; Vo, D.-V. N.; Manan, F. A. J. *Clean. Prod.* **2020**, *9*, 123805.
4. Chakraborty, R.; Asthana, A.; Singh, A. K.; Jain, B.; Susan, A. B. H. *Int. Journal Environ. Anal. Chem.* **2020**, *102*, 342-379.
5. Sarkar, A.; Paul, B. *Chemosphere* **2016**, *158*, 37-49.
6. Siddiqui, S. I.; Chaudhry, S. A. *Process Saf. Environ. Prot.* **2017**, *111*, 592-626.
7. Stollenwerk, K. G. *In Arsenic in Ground Water*. Springer: Boston 2003; pp. 67-100.
8. Davis, C. C.; Knocke, W. R.; Edwards, M. *Environ. Sci. Technol.* **2001**, *35*, 3158-3162.
9. Smith, S. D.; Edwards, M. J. *Water Supply: Res. Technol. - AQUA* **2005**, *54*, 201-211.
10. Marçais, J.; Gauvain, A.; Labasque, T.; Abbott, B. W.; Pinay, G.; Aquilina, L.; Chabaux, F.; Viville, D.; de Dreuzy, J. R. *Sci. Total Environ.* **2018**, *636*, 260-272.
11. Zeng, H.; Arashiro, M.; Giammar, D. E. *Water Res.* **2008**, *42*, 4629-4636.
12. Guzmán, A.; Nava, J. L.; Coreño, O.; Rodríguez, I.; Gutiérrez, S. *Chemosphere* **2016**, *144*, 2113-2120.
13. Barlokova, D.; Ilavsky, J.; Marton, M.; Kunstek, M. *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* **2019**, *900*, 012026.
14. Majumder, C. J. *Environ. Eng.* **2018**, *144*, 04017115.
15. U.S. Environmental Protection Agency. <https://swap.stanford.edu/20110204154153/http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/600r00088/600r00088.pdf> (accesado el 23 de octubre de 2021).
16. Nakamoto, K.; Kobayashi, T. *Sep. Sci. Technol.* **2019**, *54*, 523-534.
17. Tan, G.; Mao, Y.; Wang, H.; Xu, N. *Chem. Eng. Res. Des.* **2020**, *159*, 582-591.
18. Velazquez-Jimenez, L. H.; Arcibar-Orozco, J. A.; Rangel-Mendez, J. R. *J. Environ. Manage.* **2018**, *212*, 121-130.
19. Liu, B.; Liu, Z.; Wu, H.; Pan, S.; Cheng, X.; Sun, Y.; Xu, Y. *Sci. Total Environ.* **2020**, *742*, 140508.
20. Ramirez-Muñiz, K.; Perez-Rodriguez, F.; Rangel-Mendez, R. *J. Mol. Liq.* **2018**, *264*, 253-260.
21. Asere, T. G.; Stevens, C. V.; Du Laing, G. *Sci. Total Environ.* **2019**, *676*, 706-720.
22. Mukhopadhyay, R.; Manjiaiah, K. M.; Datta, S. C.; Sarkar, B. *J. Hazard. Mater.* **2019**, *377*, 124-131.
23. Alam, M. A.; Shaikh, W. A.; Alam, M. O.; Bhattacharya, T.; Chakraborty, S.; Show, B.; Saha, I. *Appl. Water Sci.* **2018**, *8*, 198.
24. Soni, R.; Shukla, D. P. *Chemosphere* **2019**, *219*, 504-509.
25. Karanac, M.; Đolić, M.; Veličković, Z.; Kapidžić, A.; Ivanovski, V.; Mitrić, M.; Marinković, A. *J. Environ. Manage.* **2018**, *224*, 263-276.
26. Deng, M.; Wu, X.; Zhu, A.; Zhang, Q.; Liu, Q. *J. Environ. Manage.* **2019**, *237*, 63-74.
27. Ma, M.-D.; Wu, H.; Deng, Z.-Y.; Zhao, X. *J. Mol. Liq.* **2018**, *259*, 369-375.
28. Meng, X.; Korfiatis, G. P.; Bang, S.; Bang, K. W. *Toxicol. Lett.* **2002**, *133*, 103-111.
29. Nguyen, V. L.; Chen, W. H.; Young, T.; Darby, J. *Water Res.* **2011**, *45*, 4069-4080.
30. Zhu, H.; Shi, M.; Zhang, X.; Liu, B.; Yao, D. *Nanomaterials* **2020**, *10*, 1791.
31. Urbano, B. F.; Rivas, B. L.; Martinez, F.; Alexandratos, S. D. *React. Funct. Polym.* **2012**, *72*, 642-649.
32. Awual, M. R.; Hossain, M. A.; Shenashen, M. A.; Yaita, T.; Suzuki, S.; Jyo, A. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2013**, *20*, 421-430.
33. Laatikainen, M.; Sillanpää, M.; Sainio, T. *Desal. Water Treat.* **2016**, *57*, 13770-13781.
34. Karakurt, S.; Pehlivan, E.; Karakurt, S. *Oncogene* **2019**, *2*.
35. Chen, A. S. C.; Wang, L.; Sorg, T. J.; Lytle, D. A. *Water Res.* **2020**, *172*, 115455.