

¿Se Pueden Remover los Compuestos Per- y Polifluoroalquilados (PFAS) en los Humedales Construidos?

René Martínez-Gallegos, Grecia A. Ortega-Hernández, Jessica Rocha-Peña, Florentina Zurita *

Centro de Investigación en Calidad Ambiental, Centro Universitario de la Ciénega, Universidad de Guadalajara, Ocotlán 47820, Jalisco, México.

* Autor de correspondencia: florentina.zurita@academicos.udg.mx

Artículo de divulgación científica

Recibido: 21 de febrero de 2026

Aceptado: 21 de mayo de 2026

Publicado: 2 de junio de 2026

DOI: <https://doi.org/10.56845/terys.v5i2.687>

Resumen: Los compuestos per- y polifluoroalquilados (PFAS) son sustancias sintéticas ampliamente empleadas en sectores como la industria textil, papelera y de empaques, recubrimientos, electrónica y espumas contra incendios; debido a su alta estabilidad química y a su capacidad para repeler agua, aceites y manchas. Por ello, pueden encontrarse en productos cotidianos como textiles impermeables, envases para alimentos y utensilios de cocina antiadherentes. Sin embargo, estas mismas características los convierten en contaminantes altamente persistentes, resistentes a los procesos naturales de degradación y con potencial de generar efectos adversos en la salud humana y los ecosistemas. Este artículo analiza el uso de los humedales construidos (HC) como una alternativa sustentable para el tratamiento de aguas residuales que contienen PFAS, mediante los procesos naturales que ocurren en estos sistemas. En ellos, cada componente desempeña un papel fundamental: las plantas con mayor biomasa y sistemas radiculares complejos favorecen la retención y absorción de contaminantes; los sustratos enriquecidos con materiales innovadores, como el biochar o el carbón activado, incrementan la eficiencia de remoción; y los microorganismos asociados contribuyen a la biotransformación parcial de los PFAS, aunque la ruptura completa de los enlaces carbono-flúor (C-F) continúa representando un desafío.

Palabras clave: PFAS, humedales construidos, plantas, sustrato, microorganismos

Introducción

Los per- y polifluoroalquilados (PFAS) son un grupo de contaminantes de enorme preocupación, debido a su toxicidad y resistencia a la biodegradación; los PFAS se conocen como los “químicos eternos” (Dehghani *et al.*, 2025). Su dispersión en ecosistemas acuáticos, suelos y organismos vivos, representa un alto riesgo para la salud humana y el medio ambiente (Fenton *et al.*, 2021; Dehghani *et al.*, 2025). Se utilizan ampliamente en diversos productos industriales y de consumo, como textiles impermeables, utensilios de cocina antiadherentes, espumas contra incendios, entre otros (Glüge *et al.*, 2020). Los PFAS se pueden remover de las aguas residuales mediante tecnologías como la adsorción con carbón activado o procesos de oxidación avanzada. Sin embargo, los residuos concentrados o materiales contaminados generados durante el tratamiento, pueden requerir procesos de destrucción térmica (Zhang *et al.*, 2022). Frente a este desafío, los humedales construidos (HC) se han evaluado como una Solución basada en la Naturaleza (SbN), para la remoción de dichos contaminantes como una alternativa sostenible y de bajo costo que reproduce los procesos físicos, químicos y biológicos de los humedales naturales (Liu *et al.*, 2023; Savvidou *et al.*, 2024).

Por ello, en este documento se analizan algunas investigaciones recientes que demuestran que la tecnología de los HC representa una opción para la remoción de los PFAS, así como la aportación de los distintos componentes de los HC en la remoción de tales contaminantes.

Desarrollo

Humedales construidos

Los HC son sistemas que replican el funcionamiento de los humedales naturales (en los cuales, ocurren procesos físicos, químicos y biológicos) para el tratamiento de aguas residuales. En las últimas décadas, los HC se han consolidado como una tecnología de bajo costo de operación y mantenimiento, y con capacidad para integrarse en el entorno natural; lo que los ha convertido en una alternativa viable frente a tecnologías convencionales energéticamente más demandantes (Liu *et al.*, 2023).

Existen diferentes configuraciones hidrológicas (Fig. 1) en los HC; tales como el flujo superficial y el flujo subsuperficial, que pueden operar tanto de forma horizontal como vertical (Savvidou *et al.*, 2024). La elección del tipo de flujo depende de la naturaleza del agua residual a tratar, las condiciones climáticas, la carga contaminante y el espacio disponible para su instalación (Pandey *et al.*, 2024).

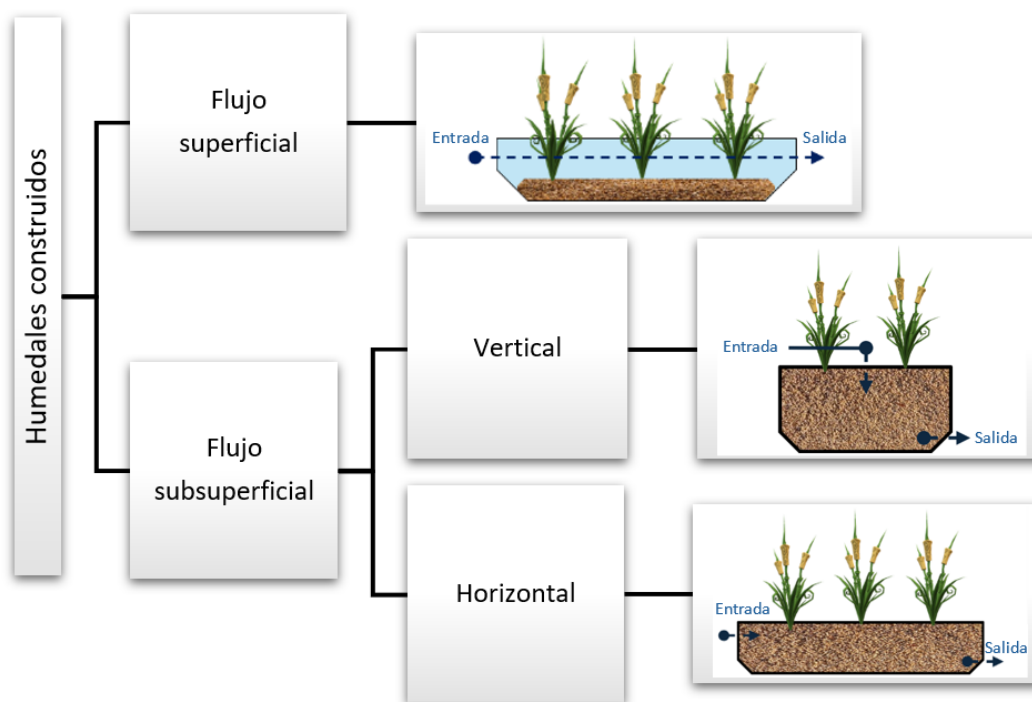


Figura 1. Clasificación de los HC según su configuración hidrológica. (Elaboración propia).

La eficiencia de los HC depende de la interacción de tres componentes esenciales: el sustrato, las plantas y los microorganismos. El sustrato, que generalmente está compuesto por materiales como grava o arena, proporciona un soporte físico para las raíces de las plantas y una superficie para el crecimiento de biopelículas microbianas que ayudan a degradar los contaminantes. Las especies vegetales, por su parte, contribuyen a la oxigenación y estabilización del sistema, además de contribuir en la captación directa de nutrientes y algunos contaminantes. De igual manera, los microorganismos presentes en el sustrato y en las raíces de las plantas desempeñan un papel fundamental en la biodegradación de la materia orgánica y transformación de contaminantes (Awad *et al.*, 2022; Pandey *et al.*, 2024; Savvidou *et al.*, 2024).

PFAS

Los PFAS constituyen una amplia familia de compuestos químicos sintéticos que, desde su introducción en la década de 1940, han sido utilizados ampliamente por su alta estabilidad térmica y química, así como por sus capacidades hidrofóbicas y lipofóbicas. Estas propiedades se originan de su estructura molecular, la cual está compuesta por una cadena de carbono completamente fluorada unida a un grupo funcional ya sea carboxílico o sulfónico (Fig. 2) (Zhang *et al.*, 2022; Dehghani *et al.*, 2025). Debido a estas características, los PFAS se han empleado en más de 200 categorías de productos industriales, por ejemplo, espumas contra incendios, textiles impermeables, utensilios de cocina antiadherentes, envases, cosméticos y dispositivos electrónicos (Glüge *et al.*, 2020). Se estima que existen más de 12,000 tipos de PFAS, y 600 se encuentran activos a nivel industrial según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency [EPA], 2019; Meegoda *et al.*, 2022).

El éxito industrial de los PFAS se debe a la fuerza del enlace C-F considerado uno de los más estables en la química orgánica. Sus características favorecen su movilidad, lo que ha provocado que se les encuentre en el aire, suelo, aguas superficiales y subterráneas, e incluso en organismos vivos (Awad *et al.*, 2024). Los PFAS ingresan al cuerpo humano a través del consumo de agua contaminada, alimentos contaminados, inhalación de polvo doméstico o contacto con

productos que contienen estos compuestos. Los efectos a la salud asociados con la exposición a estas sustancias son alteraciones en la función tiroidea, hepática y renal; además se han reportado impactos en el sistema inmune, reproductivo y metabólico (Fenton *et al.*, 2021; Dehghani *et al.*, 2025). Por ello, la eliminación de los PFAS del medio ambiente, principalmente de las aguas residuales, representa uno de los mayores desafíos en la actualidad (Awad *et al.*, 2024).

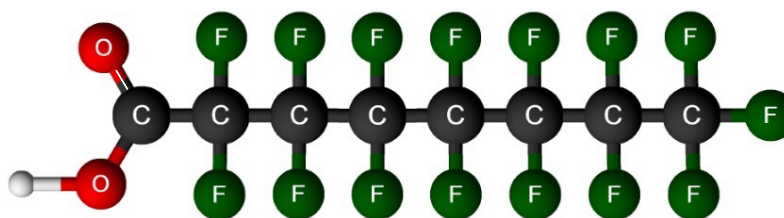


Figura 2. Ejemplo de la estructura química de un compuesto PFAS. (Elaboración propia).

Remoción de PFAS en humedales construidos

Los HC han sido objeto de evaluación en los últimos años como una alternativa para la remoción de PFAS en aguas residuales, en respuesta al creciente interés por el tratamiento de contaminantes emergentes persistentes. Los estudios realizados sobre estas tecnologías demuestran que las eficiencias de remoción presentan una alta variabilidad, la cual depende en gran medida del tipo de humedal, la configuración hidráulica empleada y las características del influente tratado. Las eficiencias reportadas van desde valores muy bajos hasta valores superiores al 90% bajo condiciones específicas de diseño y operación (Savvidou *et al.*, 2024).

Al comparar los diferentes tipos de humedales se ha demostrado que los de flujo superficial tienen un mejor desempeño, registrando remociones medias cercanas al 64%. Por otro lado, los humedales subsuperficiales de flujo horizontal alcanzan valores promedio de remoción del 46%; mientras que en los humedales verticales las remociones suelen ser más bajas y con una alta variabilidad asociada a procesos de desorción. En conjunto, los estudios realizados evidencian que la eficiencia de remoción de PFAS en los HC es el resultado de la interacción sinérgica entre sus componentes esenciales, los cuales participan de manera directa e indirecta en la remoción de estos compuestos. (Savvidou *et al.*, 2024).

En este contexto, el sustrato se reconoce como uno de los componentes clave que explica las eficiencias de remoción observadas en los HC ya que favorece la retención y transformación de contaminantes (Wang *et al.*, 2025). Además de proporcionar soporte estructural para las raíces de las plantas, ofrece superficies de adsorción y espacios para el desarrollo de comunidades microbianas capaces de degradar o transformarlos (Savvidou *et al.*, 2024; Ofiera *et al.*, 2025). La adsorción es el mecanismo predominante de remoción de los PFAS, con eficiencias variables de entre 40-99% según la composición y las propiedades superficiales del sustrato (Ma *et al.*, 2023; Ofiera *et al.*, 2025).

Entre los materiales más utilizados se encuentran la arena, grava, biochar, carbón activado granular (GAC) y zeolita. El GAC ha demostrado alta eficacia para los PFAS de cadena larga debido a su superficie específica y capacidad de interacción hidrofóbica (Savvidou *et al.*, 2024; Ofiera *et al.*, 2025). Sin embargo, su desempeño para los PFAS de cadena corta es limitado, y presenta una baja velocidad de transferencia de masa, así como una capacidad de regeneración reducida. No obstante, estudios recientes han demostrado que la incorporación de biochar junto con GAC en los sustratos puede mejorar significativamente la absorción de PFAS por las plantas y reducir su concentración en los efluentes, especialmente en el caso de los compuestos de cadena corta (Ma *et al.*, 2023; Savvidou *et al.*, 2024). En contraste, las resinas de intercambio aniónico han demostrado mayor eficiencia en la adsorción de ácidos perfluoroalquilados aniónicos como los PFOS, aumentando su eficiencia frente a estos (Wang *et al.*, 2025).

Respecto a las plantas, éstas pueden contribuir a la remoción de PFAS a través de mecanismos de absorción, acumulación, translocación y, en menor medida, mediante procesos de degradación. Estos compuestos son absorbidos y posteriormente transportados hacia los tejidos aéreos, especialmente en especies que presentan una mayor tasa de transpiración (Li *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2025). Inicialmente, los PFAS se acumulan en las raíces y, posteriormente, se trasladan a los brotes, donde se observan concentraciones superiores (Greger & Landberg, 2024). Los PFAS de cadena

corta pueden llegar a las partes aéreas de la planta, mientras que los de cadena larga se quedan en las raíces y el sustrato. Solo los compuestos más solubles logran atravesarla y ser transportados mediante el proceso de transpiración (Liljeström *et al.*, 2025; Zhao *et al.*, 2025). De acuerdo con Greger y Landberg (2024), un mayor volumen de biomasa favorece la remoción de PFAS, así como la presencia de sistemas radiculares extensos, al incrementar la eficiencia de absorción (Zhao *et al.*, 2025). Además, los exudados radiculares modifican el pH y la fuerza iónica de la rizosfera, lo que aumenta la biodisponibilidad de los PFAS y facilita su absorción por las plantas (Zhao *et al.*, 2025).

En la Tabla 1 se muestran algunos estudios recientes sobre la eficiencia de la remoción de PFAS en HC con distintas especies vegetales.

Tabla 1. Eficiencia de eliminación de PFAS en HC con distintas especies de plantas

Tipo de humedal	Escala	Plantas	Eficiencia de remoción (%)*	Referencia
Humedal subsuperficial de flujo vertical	Piloto	<i>Scirpus Californicus</i> , <i>Typha Latifolia</i>	1.2-12.0	Lott <i>et al.</i> (2023)
Humedal subsuperficial de flujo vertical	Laboratorio	<i>Acorus calamus</i>	22.2-63.9 (2.2-4.3)	Ma <i>et al.</i> (2023)
Humedal subsuperficial de flujo vertical	Laboratorio	<i>Acorus calamus</i>	50.0-91.1 (0.1-0.5)	Kang <i>et al.</i> (2023)
Humedal subsuperficial de flujo horizontal	Laboratorio	<i>Cyperus alternifolius</i>	96.7-100	Ji <i>et al.</i> (2023)
Humedal subsuperficial de flujo vertical	Laboratorio	<i>Acorus calamus</i>	49.7-73.6 (2.0-2.5)	Xiao <i>et al.</i> (2023)
Humedal subsuperficial de flujo vertical	Laboratorio	<i>Iris pseudacorus</i>	53.6-75.7	Qian <i>et al.</i> (2023)
Humedal subsuperficial de flujo vertical	Laboratorio	<i>Acorus calamus</i>	29.0-42.0 (1.0)	Ma <i>et al.</i> (2024)
Humedal subsuperficial de flujo vertical	Mesocosmos	<i>Iris pseudacorus</i>	56.8-65.1 (0.2-0.3)	Hu <i>et al.</i> , (2025)
Humedal subsuperficial de flujo vertical	Piloto	<i>C. sativa Futura 75</i> , <i>Carex elata</i> y clones de <i>Salix spp.</i> Wilhelm y Loden	13.0-15.0	Liljeström <i>et al.</i> , (2025)

* El valor entre paréntesis es el porcentaje de captación por las plantas

Finalmente, la transformación de los PFAS por microorganismos en los HC es un proceso complejo que depende de varios factores, como la estructura química de estos compuestos, los microorganismos presentes y las condiciones de operación del sistema (Bhattacharya *et al.*, 2024). Para que estos procesos ocurran, los microorganismos deben interactuar con los PFAS y producir enzimas capaces de modificar estructuras químicas muy estables, como el enlace carbono-flúor. Sin embargo, la alta estabilidad de esta unión dificulta que los compuestos se degraden por completo. Por otro lado, algunos microorganismos especializados, conocidos como defluorinadores, tienen la capacidad de utilizar los PFAS como fuente de carbono, favoreciendo así su biodegradación (Huang & Jaffé, 2019; Kumar *et al.*, 2023; Savvidou *et al.*, 2024). En este sentido, estudios con bacterias como *Acidimicrobium sp.* cepa A6 (Huang & Jaffé, 2019) y *Pseudomonas*, así como con hongos como *Phanerochaete chrysosporium*, han mostrado potencial para la biotransformación y defluorinación parcial de algunos PFAS bajo condiciones específicas (Bhattacharya *et al.*, 2024; Kumar *et al.*, 2023).

Conclusiones

Los HC representan una alternativa sostenible y prometedora para la remoción de PFAS en aguas contaminadas, al aprovechar la interacción entre plantas, sustrato y comunidades microbianas. Las plantas contribuyen mediante la absorción, acumulación y translocación de estos compuestos; el sustrato funciona como medio de adsorción y soporte

biológico; y finalmente, los microorganismos, aunque limitados en su capacidad de romper los enlaces C-F, favorecen su biotransformación parcial. La integración de todos estos elementos genera un sistema sinérgico que incrementa la eficiencia global de remoción de PFAS y refuerza el potencial de los HC como una SbN.

Aun así, la comprensión de estos procesos sigue siendo limitada. Es necesario evaluar el desempeño de los sistemas de los HC a largo plazo, caracterizar las comunidades microbianas implicadas en la biotransformación de PFAS y comprender el destino de los contaminantes retenidos en el sistema. Además, se requiere considerar el manejo posterior del sustrato saturado y la biomasa vegetal contaminada. En el contexto de México, también resulta pertinente explorar el uso de plantas ornamentales de abundante follaje como opción adaptada a las condiciones locales. Avanzar en estas líneas permitirá enfrentar con mayor claridad los desafíos científicos y aprovechar las oportunidades de innovación tecnológica, consolidando los HC como una herramienta clave para la gestión sostenible del agua.

Bibliografía

- Awad, J., Brunetti, G., Juhasz, A., Williams, M., Navarro, D., Drigo, B., Bougoure, J., Vanderzalm, J., & Beecham, S. (2022). Application of native plants in constructed floating wetlands as a passive remediation approach for PFAS-impacted surface water. *Journal of Hazardous Materials*, 429, 128326. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128326>
- Awad, J., Navarro, D., Kirby, J., Walker, C., & Juhasz, A. (2024). Long-term management of PFAS contaminated water using constructed floating wetlands: Opportunities, limitations, and implementation considerations. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 54(24), 1709–1733. <https://doi.org/10.1080/10643389.2024.2360762>
- Bhattacharya, A., Fathima, J., Varghese, S., Chatterjee, P., & Gadhamshetty, V. (2024). Advances in bioremediation strategies for PFAS-contaminated water and soil. *Soil & Environmental Health*, 100126. <https://doi.org/10.1016/j.seh.2024.100126>
- Dehghani, M. H., Aghaei, M., Bashardoust, P., Ghalhari, M. R., Nayeri, D., Malekpoor, M., Sheikhi, S., & Shi, Z. (2025). An insight into the environmental and human health impacts of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): Exploring exposure pathways and their implications. *Environmental Sciences Europe*, 37(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01122-9>
- Fenton, S. E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J. C., Lau, C., Ng, C., & Roberts, S. M. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substance toxicity and human health review: Current state of knowledge and strategies for informing future research. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(3), 606–630. <https://doi.org/10.1002/etc.4890>
- Fuertes, I., Gómez-Lavín, S., Elizalde, M. P., & Urriaga, A. (2017). Perfluorinated alkyl substances (PFASs) in northern Spain municipal solid waste landfill leachates. *Chemosphere*, 168, 399–407. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.072>
- Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Ng, C. A., Trier, X., & Wang, Z. (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22(12), 2345–2373. <https://doi.org/10.1039/d0em00291g>
- Greger, M., & Landberg, T. (2024). Removal of PFAS from water by aquatic plants. *Journal of Environmental Management*, 351, 119895. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119895>
- Hu, B., Zhao, F., Zhang, J., et al. (2025). Mitigating ecological risks: Role of arbuscular mycorrhizal symbiosis in translocation and transformation of per- and polyfluoroalkyl substances in constructed wetlands. *Environmental Science & Technology*, 59(12), XXX–XXX. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5c06131>
- Huang, S., & Jaffé, P. R. (2019). Defluorination of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) by *Acidimicrobium* sp. strain A6. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11410–11419. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04047>
- Ji, B., Zhao, Y., Yang, Y., Li, Q., Man, Y., Dai, Y., Fu, J., Wei, T., Tai, Y., & Zhang, X. (2023). Curbing per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs): First investigation in a constructed wetland-microbial fuel cell system. *Water Research*, 230, 119530. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119530>
- Kang, Y., Guo, Z., Ma, H., Wu, H., & Zhang, J. (2023). Enhanced removal of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) in constructed wetlands: Iron cycling and microbial mechanisms. *ACS ES&T Water*, 3(2), 287–297. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00250>
- Kumar, R., Dada, T. K., Whelan, A., Cannon, P., Sheehan, M., Reeves, L., & Antunes, E. (2023). Microbial and thermal treatment techniques for degradation of PFAS in biosolids: A focus on degradation mechanisms and pathways. *Journal of Hazardous Materials*, 452, 131212. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131212>
- Li, R., Tang, T., Qiao, W., & Huang, J. (2020). Toxic effect of perfluorooctane sulfonate on plants in vertical-flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Sciences*, 92, 176–186. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.02.018>
- Liljeström, O., Rosenqvist, D., Berggren Kleja, D., Enell, A., et al. (2025). Pilot-scale treatment of PFAS-contaminated groundwater in a subsurface flow constructed wetland: Evaluating multiple plant species. *Environmental Pollution*, 386, 127199. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.127199>
- Liu, S., Zhang, Y., Feng, X., & Pyo, S. (2023). Current problems and countermeasures of constructed wetland for wastewater treatment: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 57, 104569. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104569>
- Lott, D. J., Robey, N. M., Fonseca, R., Bowden, J. A., & Townsend, T. G. (2023). Behavior of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating landfill leachate. *Waste Management*, 161, 187–192. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.03.001>
- Ma, H., Kang, Y., Li, M., Dong, J., Wang, Y., Xiao, J., & Guo, Z. (2023). Enhancement of perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulphonic acid removal in constructed wetland using iron mineral: Performance and mechanisms. *Journal of Hazardous Materials*, 447, 130819. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.130819>

- Ma, H., Zhang, L., Wang, Y., Kong, G., Yu, X., Guo, Z., Kang, Y., Kuang, S., & Zhang, J. (2024). Strengthening effect of different iron minerals for perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulphonic acid removal in constructed wetlands: Mechanisms of electron transfer and microbial effect. *Chemical Engineering Journal*, 486, 150199. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.150199>
- Meegoda, J. N., Bezerra de Souza, B., Casarini, M. M., & Kewalramani, J. A. (2022). A review of PFAS destruction technologies. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(24), 16397. <https://doi.org/10.3390/ijerph192416397>
- Ofiera, L. M., Wintgens, T., & Kazner, C. (2025). Retention of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and influencing factors by conventional and modified constructed wetlands treating municipal wastewater effluent. *Environmental Technology & Innovation*, 39, 104319. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2025.104319>
- Pandey, D., Singh, S. V., Savio, N., Bhutto, J. K., Srivastava, R., Yadav, K. K., Sharma, R., Nandipamu, T. M. K., & Sarkar, B. (2024). Biochar application in constructed wetlands for wastewater treatment: A critical review. *Journal of Water Process Engineering*, 69, 106713. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106713>
- Qian, X., Huang, J., Yan, C., Xiao, J., Li, X., Wang, L., & Wei, Z. (2023). Comparison of eco-improvement on constructed wetlands with nano zero valent iron introduction under different levels of PFOA stress: Perspectives on plant, microbe, and PFOA removal. *Science of the Total Environment*, 891, 164052. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164052>
- Savvidou, P., Dotro, G., Campo, P., Coulon, F., & Lyu, T. (2024). Constructed wetlands as nature-based solutions in managing per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): Evidence, mechanisms, and modelling. *Science of the Total Environment*, 934, 173237. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173237>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2019). *EPA's per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) action plan* (EPA 823-R-18-004).
- Wang, F., Wang, M., Xu, L., Qian, J., Zou, B., Huo, S., Guan, G., & Cui, K. (2025). Strategies for the removal of per- and polyfluoroalkyl substances: A review. *Catalysts*, 15(7), 678. <https://doi.org/10.3390/catal15070678>
- Xiao, J., Huang, J., Wang, Y., & Qian, X. (2023). The fate and behavior of perfluorooctanoic acid (PFOA) in constructed wetlands: Insights into potential removal and transformation pathway. *Science of the Total Environment*, 861, 160309. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160309>
- Zhang, Z., Sarkar, D., Biswas, J. K., & Datta, R. (2022). Biodegradation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A review. *Bioresource Technology*, 344(Pt B), 126223. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126223>
- Zhao, C., Liu, H., Cheng, D., Wang, Y., Hu, Z., Wu, H., Xie, H., & Zhang, J. (2025). Insights into poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) removal in treatment wetlands: Emphasizing the roles of wetland plants and microorganisms. *Water Research*, 268, 122702. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122702>