

Artículo original: Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales como fuentes de contaminación de microplásticos

Revista
Científica



UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS

Original article: Municipal wastewater treatment plants as sources of microplastic pollution

Elsa María de Fátima Reyes Morales

Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno (AMSCLAE), fatimarys3@gmail.com

<https://orcid.org/0009-0007-1225-3629>

Flor Mayarí Barreno Ortiz

Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno (AMSCLAE), flormayari@gmail.com

<https://orcid.org/0009-0008-3590-5332>

Jaqueline Graciela Rodríguez Samol

Escuela de Química Biológica, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala (USAC), jaqueline.r.samol@gmail.com

<https://orcid.org/0009-0004-0685-2471>

Joseline Mishelle López Par

Escuela de Química Biológica, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala (USAC), mishelopez38@gmail.com

<https://orcid.org/0009-0004-0685-2471>

Revista Científica (Instituto de Investigaciones Químicas y Biológicas. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia. Universidad de San Carlos de Guatemala)

Vol. 33, núm. 1, 2025

ISSN: 2070-8246

ISSN: 2224-5545

Periodicidad: Continua

cientifica.revista@usac.edu.gt

Recepción: 24 marzo 2025

Aprobación: 05 septiembre 2025

DOI: <https://10.54495/Rev.Cientifica.v33i1.493>

Resumen: Los microplásticos (MPs) representan una amenaza para los ecosistemas acuáticos y terrestres desde los años sesenta, debido a la intensificación comercial. Se cree que las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) son una fuente importante de contaminación de MPs para el medio ambiente, pero se desconoce su grado de contribución. Este estudio tiene como objetivo caracterizar el aporte de MPs desde dos PTARs ubicadas en la cuenca del lago Atitlán. Se recolectaron ocho muestras de agua en los efluentes (E) y cinco muestras en los lodos estabilizados (L) de las PTARs de Panajachel (PAN) y San Marcos La Laguna (SML) durante los meses de abril a junio del 2022. Se identificaron 1,913 partículas de MPs según morfotipo y tamaño, siendo más abundantes en los lodos estabilizados (74%; 0.02 - 81.2 partículas g⁻¹) que en los efluentes (26%, 0.3 - 42.3 partículas L⁻¹). Las fibras y los fragmentos fueron los más abundantes. Los resultados de este estudio evidencian que las PTARs son una fuente de descarga de MPs en el lago Atitlán. Se requiere de estudios adicionales para comprender el destino final de estos contaminantes dentro de la cuenca del lago Atitlán y los impactos ambientales.

Palabras clave: efluente, lodos estabilizados, contaminantes emergentes, microplásticos.

Abstract: Microplastics (MPs) have posed a threat to aquatic and terrestrial ecosystems since the 1960s, driven by the intensification of global commercial demand for plastics. Wastewater treatment plants (WWTPs) are considered a major source of microplastics in the environment; however, their global contribution remains uncertain. This study aimed to characterize the release of microplastics from two WWTPs located in the Lake Atitlán basin. Between April and June 2022, eight effluent (E) and five sludge (L) samples were collected from the WWTPs in Panajachel (PAN) and San

Marcos La Laguna (SML). Samples were analyzed for microplastic abundance, morphotype, and size. A total of 1,913 particles were identified, with a higher concentration in sludge (74%; 0.02–81.2 particles g⁻¹) compared to effluent (26%; 0.3–42.3 particles L⁻¹). Fibers and fragments were the most prevalent microplastic types. Our findings indicate that WWTPs are a significant source of microplastic pollution in aquatic environments, particularly in Lake Atitlán. Further research is needed to assess the environmental fate and ecological impacts of microplastics discharged into the Lake Atitlán basin.

Key words: Effluent, sludge, emerging contaminant, microplastics.

Introducción

En los últimos años ha aumentado la preocupación sobre la presencia de microplásticos (MPs) en diversos medios acuáticos, principalmente por el aumento significativo de plásticos encontrado en las zonas costeras y en gran parte del océano Pacífico. Las partículas de MPs, comúnmente definidas como aquellas menores a 5 mm, están compuestas principalmente de polietileno, polipropileno y otros polímeros (Edo et al., 2020; Hernández-Fernández et al., 2022; Liu et al., 2021). Las partículas de MPs se clasifican según su origen en primarios o secundarios. Los MPs primarios son producidos intencionalmente, como en productos de cuidado personal, gránulos para materias primas y polvo de plástico, entre otros (Expósito et al., 2021; Hidayaturrehman & Lee, 2019). Los MPs secundarios se originan a partir de la fragmentación de plásticos más grandes, así como la degradación por efectos ambientales, como la radiación solar, viento y lluvia, o abrasión mecánica (Bogdanowicz et al., 2021; Li et al., 2018; Prajapati et al., 2021). Los morfotipos más frecuentes de microplásticos son las fibras, films, espumas, fragmentos y microesferas. (Free et al., 2014; Hernández-Fernández et al., 2022; Li et al., 2020; Sharma et al., 2021).

Los plásticos llegan al medio ambiente a través de fuentes puntuales o difusas. Las fuentes difusas incluyen descargas no contraladas provenientes de instalaciones industriales de producción de plástico, escorrentías de áreas urbanas, agrícolas o industriales, así como deposición atmosférica (Edo et al., 2020). Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) se consideran como una de las principales fuentes de MPs secundarios en los ambientes acuáticos y terrestres (Edo et al., 2020; Liu et al., 2021). Debido al aumento en la producción y uso de plásticos en las últimas décadas, la ocurrencia de MPs en el medio ambiente también ha ido escalando y estos contaminantes son frecuentemente encontrados en ríos (Edo et al., 2020; Li et al., 2020; McCormick et al., 2014; Yonkos et al., 2014), lagos (Edo et al., 2020; Eriksen et al., 2013; Fältström et al., 2021; Free et al., 2014; López Xalin, 2018) y playas (Browne et al., 2011; Edo et al., 2020; Thompson et al., 2004) los cuales tienen un impacto negativo en los organismos acuáticos. Debido a su naturaleza hidrofóbica (Cole et al., 2013), los MPs tienden a absorber contaminantes orgánicos persistentes, como los éteres de polibromodifenilo (PBDEs), compuestos disruptores - endocrinos (CDEs), productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCPs). Estos contaminantes tóxicos pueden eventualmente entrar en la cadena alimenticia de un ecosistema cuando los MPs son ingeridos por peces, invertebrados acuáticos y otros organismos de vida silvestre (do Sul y Costa, 2014; Liu et al., 2021).

Los MPs más comunes son las fibras, fragmentos, microesferas y films. Dentro de las fibras las más abundantes son las de origen natural (66%), donde el algodón y el poliéster (sintético) aportan el 44% y 33%, respectivamente (Edo et al., 2020; Talvitie et al., 2017; Liu et al., 2021) las cuales provienen del desprendimiento de partículas durante el proceso de lavado de textiles. Así mismo, los MPs están presentes en numerosos productos de cuidado personal y cosméticos como lociones, jabones, exfoliantes faciales, corporales y pastas dentales. Muchos de estos productos se utilizan a diario alrededor del mundo y los MPs que contienen llegan a formar parte de las aguas residuales domésticas. Una vez en el alcantarillado, estos MPs junto con otros desechos, llegan a las PTARs municipales, en donde su eliminación no es cien por ciento efectiva, convirtiéndose en una fuente potencial de contaminación en el medio ambiente (Carr et al., 2016; Habib et al., 2020; Liu et al., 2021). A pesar que la abundancia de MPs y su impacto en el medio ambiente ha sido ampliamente estudiado, especialmente en la última década, el aporte desde las PTARs como fuentes puntuales de contaminación de MPs en el medio ambiente acuático también ha ganado atención recientemente (Edo et al., 2020). Este estudio tiene como objetivo principal determinar la carga de microplásticos provenientes de dos plantas de tratamiento dentro de la cuenca del lago Atitlán al medio ambiente, a través de la recolecta de muestras de agua de los efluentes y de lodos estabilizados, registro de la abundancia, densidad, tamaño y morfotipos de MPs presentes. Con base en los resultados, también se discuten las perspectivas sobre las directrices para futuras investigaciones.

Materials y métodos

Área de estudio

El área de estudio se ubica en la cuenca del lago de Atitlán, la cual tiene un área de 546.03 km² (Reyes Morales et al., 2018). Las PTARs estudiadas se encuentran ubicadas en los municipios de Panajachel (PAN) y San Marcos La Laguna (SML). El criterio de selección fue el uso de la tecnología de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales en ambas plantas. Los lodos activados son un proceso biológico de tratamiento de aguas residuales que utiliza microorganismos para llevar a cabo la descomposición de materia orgánica. Debido a que los microorganismos crecen y son mezclados por la agitación del aire, se agrupan formando flóculos que a su vez forman una masa microbiana activa llamada lodo activado (Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno [AMSCLA], 2017).

La planta de tratamiento de PAN es un sistema convencional de lodos activados que trata las aguas residuales de 11,500 habitantes, tiene un caudal de diseño de 37 L s⁻¹ el cual puede llegar a fluctuar hasta 42 L s⁻¹ y descarga en el río San Francisco (Figura 1) (AMSCLAE, 2017). La planta de tratamiento de SML tiene un sistema de lodos activados de reactores biológicos secuenciales por lote (Sequential Batch Reactors [SBR]), diseñada para tratar las aguas residuales de 1,471 habitantes, tiene dos reactores secuenciales y cada reactor tiene la capacidad de tratar 107.65 m³ y descarga a una batería de pozos de absorción los cuales infiltran el agua tratada al subsuelo (Figura 1) (Fondo de Cooperación para Agua y Saneamiento de España [FCAS], 2017). El sistema de tratamiento de SML difiere de la de PAN en que el flujo de agua no es continuo, el agua residual que ingresa es almacenada en el tanque de homogeneización y al llenarse el tanque, el agua es bombeada a un reactor y cada reactor completa dos ciclos de tratamiento durante un período de 24 horas para un total de cuatro descargas.

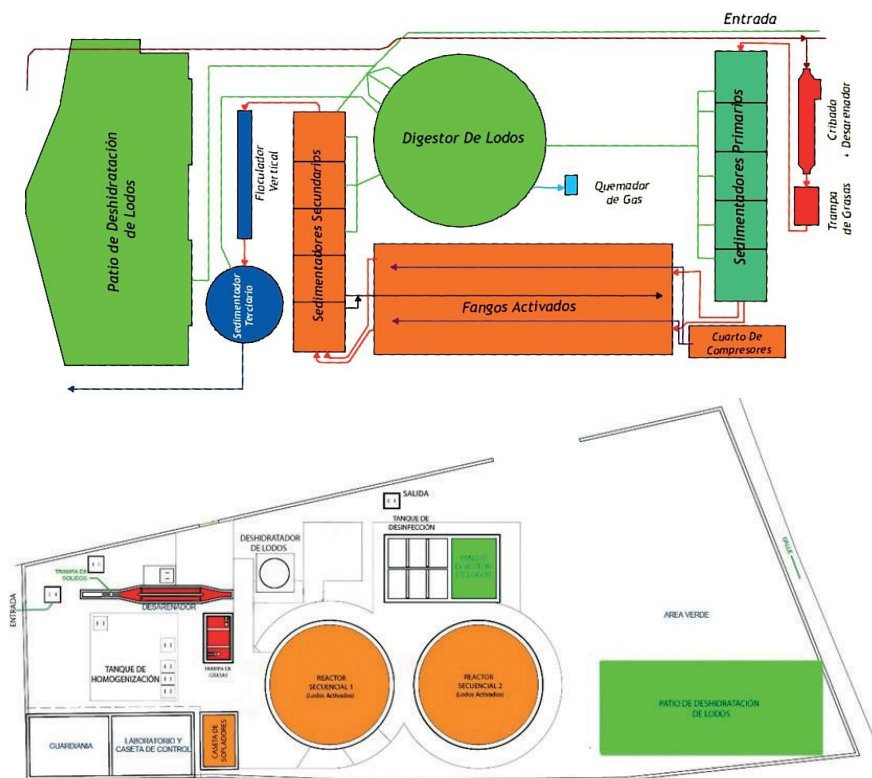


Figura 1. Diagrama de la planta de tratamiento de Panajachel (arriba) y San Marcos La Laguna (abajo).

Muestreo

Las unidades de muestreo en ambas PTARs fueron los efluentes (8 muestras) y los patios de secados de lodos (5 muestras). Las muestras fueron recolectas durante los meses de abril a junio del 2022. Las muestras de agua de los efluentes fueron recolectas en las cajas de registro (salida) (Figura 1) utilizando un muestreador de aguas residuales con capacidad de 1 L y filtradas a través de una red de plancton de 153 μm de poro. El volumen final fue almacenado en frascos de vidrio para evitar una contaminación adicional. Las muestras de lodos estabilizados fueron recolectadas en el patio de secado de lodos (Figura 1) utilizando una espátula de metal y fueron almacenados en frascos de vidrio de 1 L para evitar una contaminación adicional. A partir de este punto, la extracción de microplásticos se realizó siguiendo la metodología propuesta por Masura et al. (2015). Finalmente, los MPs fueron capturados en filtros de fibra de vidrio WhatmanTM de 47 mm y almacenados en papel aluminio para su identificación y clasificación utilizando un estereoscopio Olympus modelo SZ61 a un aumento de 40X. Los MPs luego de ser clasificados, según su morfotipo (e.i., fibra, espuma, microesferas, films y fragmentos) y medidos con papel milimétrico, fueron almacenados en viales de vidrio. Se utilizaron equipos e insumos de vidrio y metal, en la medida de lo posible, para evitar la contaminación por plásticos. Además, durante la identificación de los MPs se hicieron muestras de control para corregir la contaminación que pudiera ocurrir durante el procesamiento de las muestras.

Análisis de datos

Los MPs recolectados en cada planta de tratamiento y fuente de la muestra (Efluente - E y Lodos - L) fueron analizados y comparados mediante estadística descriptiva tomando en cuenta la abundancia, densidad y frecuencia por tamaño y tipo. Los análisis fueron realizados en R v 4.1.1 (R Core Team, 2017).

Resultados

Clasificación de los Microplásticos

Los MPs fueron clasificados por morfotipo y tamaño por fuente y PTAR. Se registraron 1,913 partículas de MPs entre ambas plantas de tratamiento. En PAN se recolectaron 655 partículas de MPs y en SML 1,258 partículas de MPs. Las cuatro formas detectadas fueron fragmentos, film (películas), fibras y espumas. Los MPs más abundantes y frecuentes según su morfotipo fueron las fibras (79%) seguido de espumas (15%), film (5%) y fragmentos (1%) (Figura 2). En el estudio no se registró ninguna partícula de microesfera. En los efluentes y lodos estabilizados el tamaño promedio de los MPs fue de 1.5 mm (SD = 1.3) y 1.9 mm (SD = 1.6), respectivamente (Figura 3).

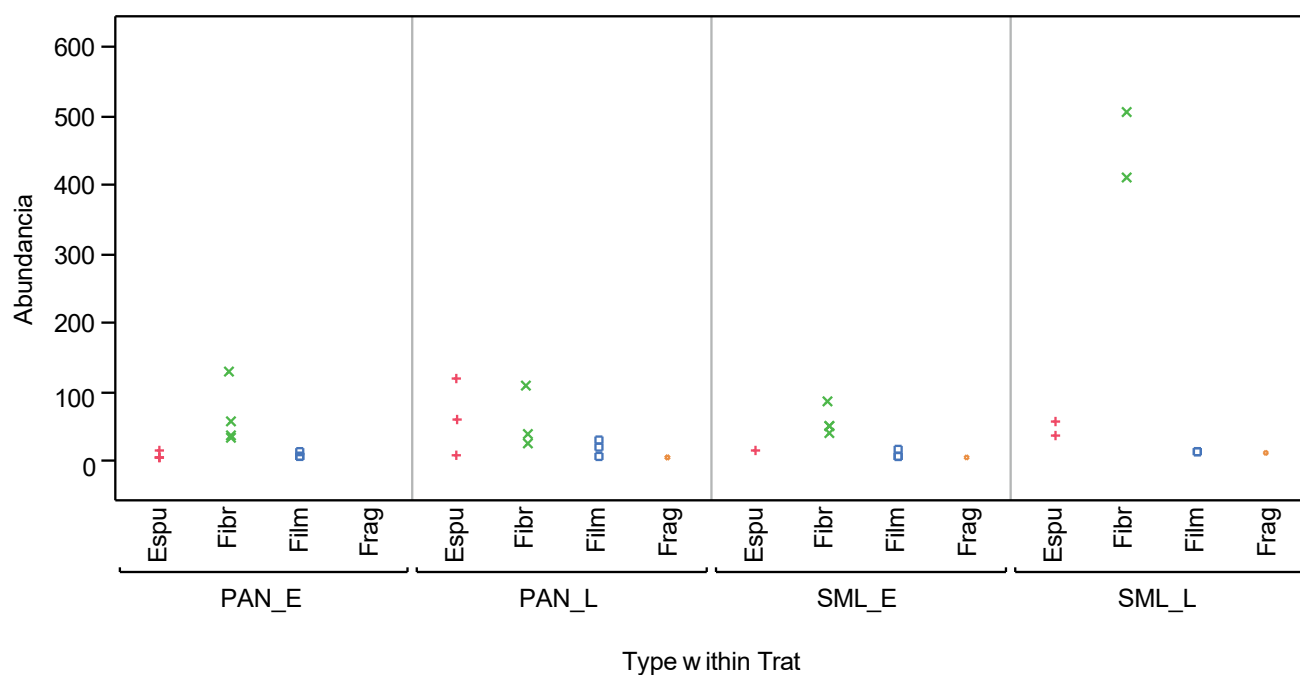


Figura 2. Abundancia microplásticos según morfotipo, fuente y planta de tratamiento de aguas residuales. Panajachel (PAN), San Marcos La Laguna (SML), Efluente (E) y Lodos estabilizados (L). Espuma (Espu, +, rojo), Fibra (Fibr, x, verde), Film (Film, □, azul), Fragmento (Frag, ◇, anaranjado).

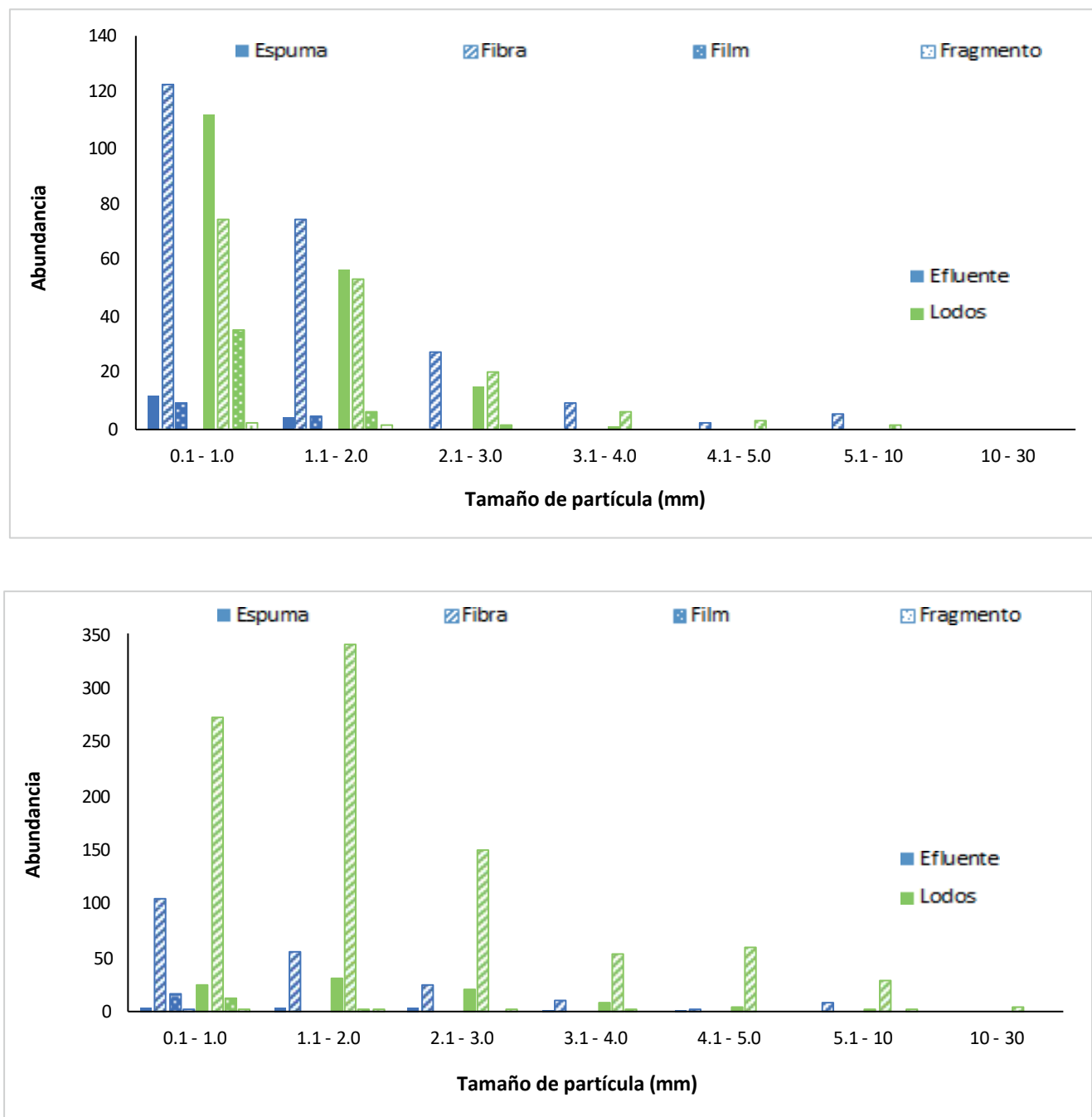


Figura 3. Clasificación y tamaño de microplásticos, fuente y planta de tratamiento de aguas residuales. Arriba - Panajachel (PAN), Abajo - San Marcos La Laguna (SML).

Densidad de microplásticos

En la figura 4 se muestra la densidad de MPs de los lodos estabilizados y efluentes de las dos plantas de tratamiento. El valor promedio de MPs para los lodos estabilizados es 38 partículas g⁻¹ y para el efluente es de 21 partículas L⁻¹.

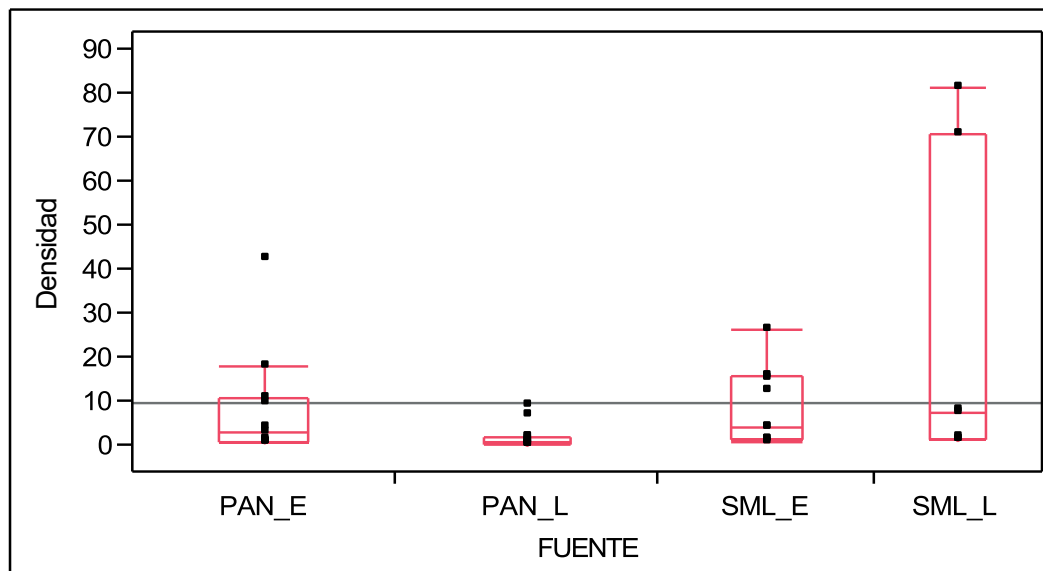


Figura 4. Densidad de microplásticos por fuente y planta de tratamiento de aguas residuales. Panajachel (PAN), San Marcos La Laguna (SML), Efluente (E) en MPs L-1 y Lodos estabilizados (L) en MPs g-1.

Discusión

Clasificación de los Microplásticos

Los tamaños y morfotipos de los MPs presentes en los efluentes y lodos estabilizados dependen principalmente de su origen causal (e.i., si provienen de un producto cosmético o de cuidado personal), la forma y tamaño, o si se generaron a partir de la degradación o fragmentación de un plástico (Hernández-Fernández et al., 2022). En este estudio la mayoría de las partículas identificadas correspondieron a fibras, de aproximadamente 1.9 mm. La alta frecuencia de partículas pequeñas en el estudio podría deberse a que los MPs son fragmentados por procesos físicos, químicos o biológicos a MPs secundarios (Edo et al., 2020; Liu et al., 2021). Asimismo, se registraron partículas de gran tamaño (> 5 mm) lo que sugiere que la etapa de pretratamiento de cribado, ubicado al inicio del proceso del tratamiento, no está removiendo eficientemente este tipo de contaminantes. La amplia diversidad de tamaños de las partículas de MPs pueden revelar que las tecnologías de las PTARs no tienen selectividad para la eliminación de partículas microplásticas en función del tamaño.

Las fibras constituyeron el morfotipo de MPs predominante en las PTARs de Panajachel y San Marcos La Laguna, tanto en el efluente como en los lodos estabilizados. Entre las principales fuentes de fibras, se encuentran las lavadoras domésticas las cuales pueden liberar 1,900 fibras por lavado y prenda (Browne et al., 2011). Factores como el número de lavadas, el volumen de agua utilizado y el tipo de ropa influyen en el número de fibras liberadas que terminan en las PTARs (Edo et al., 2020; Fältström et al., 2021). La morfología de los microplásticos puede influir en su eficiencia remoción durante el proceso de tratamiento de una PTAR. Las fibras, y en algunos casos los fragmentos, son las formas con mayor frecuencia de

remoción debido a que estas pueden adherirse fácilmente a otras partículas; esto aumenta su tamaño y simplifica su eliminación en las diferentes etapas de tratamiento (Hernández-Fernández et al., 2022; Long et al., 2019).

Los films y microesferas se detectaron en cantidades muy pequeñas, por lo que no se pueden hacer inferencias sobre su eliminación. No obstante, se podría considerar que las microesferas están siendo retenidas en los lodos activados. Muchas investigaciones han enfocado su estudio en microesferas, sin embargo, las concentraciones que han registrado son relativamente bajas en aguas tratadas (0.00002 a 1 partícula L-1) (Carr et al., 2016; Kalčíková et al., 2017; Murphy et al., 2016; Sutton et al., 2016). Ensayos a escala de laboratorio demostraron que un 52% de las microesferas fueron capturadas en los lodos activados (Kalčíková et al., 2017) y el resto liberadas a los ecosistemas acuáticos (Cheung & Fok, 2017; Habib et al., 2020).

También se ha documentado en otras investigaciones que las fibras se eliminan en su gran mayoría durante el pretratamiento que incluye el cribado, desarenado y remoción de grasas, mientras que los fragmentos se eliminan principalmente en el tratamiento con lodos activados (Hernández-Fernández et al., 2022; Liu et al., 2021). Adicionalmente, se ha evidenciado que la densidad del plástico influye en su capacidad de remoción; lo que significa que los plásticos de baja y moderada densidad se pueden eliminar con sedimentación (Edo et al., 2020; Hernández-Fernández et al., 2022)

Concentración de microplásticos

Las diferencias del tipo de muestras (litros de agua vs gramos de lodo) dificultan la comparación precisa de los resultados. No obstante, se puede inferir que la variación en las concentraciones de microplásticos en este estudio podría estar asociada a la tecnología, el tiempo de retención y el número de etapas en cada planta de tratamiento. El pretratamiento puede remover entre 60% y 79% de los MPs y puede aumentar a un 78% y 96% cuando pasa por la etapa del tratamiento primario. El tratamiento secundario, como los lodos activados, también contribuye a la remoción de MPs hasta en un 98%. Sin embargo, estos porcentajes pueden variar dependiendo de los tratamientos y adaptaciones que tengan las plantas de aguas residuales (Hernández-Fernández et al., 2022). La alta densidad de MPs registrada en este estudio, en comparación con otros estudios donde se han registrado alrededor de 0.03 - 1 MPs L-3 y 4.2 a 25 MPs g-1, podría atribuirse a la deficiente operación en ambas PTARs por parte de las municipalidades. Estudios previos han reportado que las PTARs con tecnología de lodos activados tienen una baja eficiencia de remoción de MPs debido al retorno de lodos, algunos de los MPs transferidos en los lodos regresan en la fase acuosa debido a la recirculación de una parte del lodo sedimentado desde el sedimentador secundario hacia el tanque de aireación (Edo et al., 2020; López-Castellanos et al., 2020; Liu et al., 2021).

A pesar de que los efluentes presentaron menor abundancia de MPs en comparación con los lodos estabilizados, ambos representan un riesgo de contaminación emergente para el lago Atitlán debido a los volúmenes de los efluentes tratados y la disposición final de los lodos estabilizados. Los MPs pueden ser degradados por los propios procesos biológicos o ser transferidos a los lodos, lo que explicaría la elevada proporción entre el efluente y los lodos estabilizados (Carr et al., 2016; López-Castellanos et al., 2020).

Dentro de los procesos de depuración de aguas residuales existen etapas en donde la remoción de MPs puede ser crítica. Por ejemplo, en la unidad de lodos activados se puede dar la decantación de los MPs por floculación (Figura 5) debido a su polaridad y capacidad de sorción, las partículas en suspensión interactúan con los flóculos a través de enlaces de hidrógeno, fuerzas de Van der Waals o interacciones electrostáticas decantando en el sedimento (Edo et al., 2020; Liu et al., 2021). A pesar que el objetivo del estudio no era evaluar la eficiencia de remoción, parte de los MPs que ingresan en las PTARs son removidos en los biorreactores (lodos activados) al formar lodos agregados o flóculos. No obstante, debido a las diferencias

entre ambas PTARs (e.i., tiempos de retención, operación, unidades de tratamiento, continuidad del flujo, entre otros) la eficiencia de adsorción por los lodos activados se ve reflejado en la abundancia y densidad en los lodos estabilizados. La planta de tratamiento de Panajachel cuenta con un sedimentador primario, secundario y terciario, en los tres sedimentadores se forma un material flotante (nata o foam) el cual es removido manualmente con desnatadores y dispuesto en el de patio de grasas para deshidratarlo y luego descartarlo como lodo primario. Por lo tanto, se podría considerar que este lodo primario contiene un alto contenido de MPs debido a su flotabilidad y la capacidad de adsorción de los flóculos, por lo que no está siendo tomando cuenta en la carga de contaminación por el efluente ni en los lodos estabilizados (Carr et al., 2016; Edo et al., 2020; Lee et al., 2012; Liu et al., 2021; Long et al., 2019; Murphy et al., 2016).

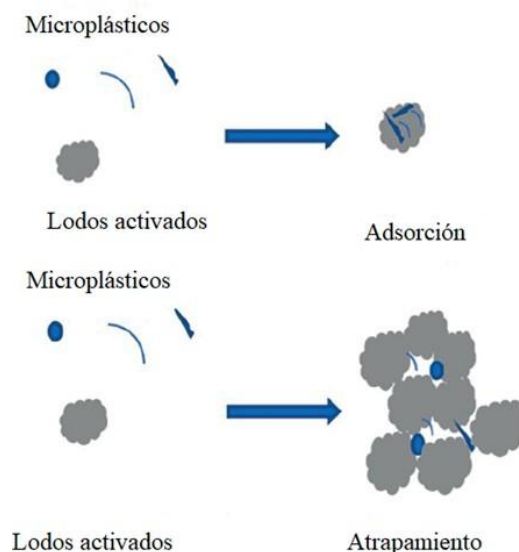


Figura 5. Eliminación de microplásticos por flocculación durante el proceso de lodos activados (adaptado de Liu et al., 2021).

Los lodos generados en las PTARs son considerados una de las fuentes más importantes de la presencia de microplásticos en el suelo. La planta de tratamiento de Panajachel genera alrededor de 66 g d⁻¹, lo que representa una emisión de 481 mil partículas de MPs por día. La descomposición de estos MPs toma alrededor de 1,000 años (Edo et al., 2020; Tudor et al., 2019). Los MPs adsorben componentes tóxicos agravando la contaminación del suelo. Su acumulación y transporte de estos contaminantes afecta no solo el crecimiento de las plantas, sino que también afecta las funciones y comunidades microbianas del suelo (Edo et al., 2020; Liu et al., 2021). Además, cuando son gestionados de forma inadecuada pueden ser arrastrados hacia fuentes de agua por escorrentía contaminando otros cuerpos de agua (Edo et al., 2020).

En este estudio no se evaluó la eficiencia de remoción de MPs en PTARs debido a los objetivos del mismo, sin embargo, en investigaciones previas en la PTAR de Panajachel se documentó una reducción de 25 partículas L⁻¹ en el afluente hasta 4 partículas L⁻¹ en el efluente. Otros estudios han evidenciado que se pueden tener valores de eficiencia de remoción desde el 48% hasta 95%, comparando el efluente respecto a afluente (Hernández-Fernández et al., 2022, Liu et al., 2021). La información generada este trabajo puede contribuir a mejorar los procesos de depuración de aguas residuales en las plantas de tratamientos existentes, principalmente para eliminar esta nueva clase de contaminantes. Este estudio constituye el primer reporte sobre la presencia de microplásticos en los sistemas de tratamiento de aguas residuales dentro de la cuenca del lago Atitlán, así como su retención y transporte en lodos estabilizados y efluentes.

En el estudio se logró clasificar y cuantificar los microplásticos presentes en los efluentes y lodos estabilizados de las plantas de tratamiento de Panajachel y San Marcos La Laguna. Al comparar con resultados de estudios previos, se determinó que la cantidad de microplásticos descargados a los cuerpos de agua es considerablemente alta. No obstante, es necesario evaluar la eficiencia de remoción de MPs en ambas plantas de tratamiento para lo cual se recomienda recolectar información de las diferentes etapas del proceso, en especial el afluente. Se considera que debido a la naturaleza y tamaño de los MPs es recomendable implementar filtros de disco, filtros rápidos de arena o biorreactores de membrana para una remoción eficiente de estas partículas (López-Castellanos et al., 2020), ya que otros estudios se ha demostrado que los tratamientos preliminares o de pre-tratamiento tales como trampa de sólidos, desarenador, trampa de grasas no son suficientes para remover microplásticos en aguas residuales. No cabe duda que es preciso mejorar el manejo de los plásticos y promover su reducción cuando sea factible, para minimizar la cantidad de plásticos liberados al medio ambiente, ya que estas acciones pueden conferir otros beneficios al medio ambiente y al bienestar humano.

Agradecimientos

Los autores agradecen el trabajo y colaboración del personal del departamento de investigación y calidad ambiental y al departamento de saneamiento ambiental de la AMSCLAE y al personal operario de las PTARs de Panajachel y San Marcos La Laguna.

Referencias

- Autoridad para el manejo sustentable de la cuenca del lago de Atitlán y su entorno. (2017). Planta de Tratamiento Cebollales I. <https://www.amsclae.gob.gt/planta-de-tratamiento-cebollales-i/>
- Bogdanowicz, A., Zubrowska-Sudol, M., Krasinski, A., & Sudol, M. (2021). Cross-contamination as a problem in collection and analysis of environmental samples containing microplastics—a review. *Sustainability*, 13(21), 12123. <https://doi.org/10.3390/su132112123>
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9175-9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174-182. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>
- Cheung, P. K., & Fok, L. (2017). Characterization of plastic microbeads in facial scrubs and their estimated emissions in Mainland China. *Water research*, 122, 53-61. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.053>
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., & Galloway, T. S. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6646-6655. <https://doi.org/10.1021/es400663f>
- Edo, C., González-Pleiter, M., Leganés, F., Fernández-Piñas, F., & Rosal, R. (2020). Fate of microplastics in wastewater treatment plants and their environmental dispersion with effluent and sludge. *Environmental Pollution*, 259, 113837. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113837>
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., & Amato, S., 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77 (1-2), 177-182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>
- Expósito, N., Rovira, J., Sierra, J., Folch, J., & Schuhmacher, M. (2021). Microplastics levels, size, morphology and composition in marine water, sediments and sand beaches. Case study of Tarragona coast (western Mediterranean). *Science of The Total Environment*, 786, 147453. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147453>
- Fältström, E., Olesen, K. B., & Anderberg, S. (2021). Microplastic types in the wastewater system—a comparison of material flow-based source estimates and the measurement-based load to a wastewater treatment plant. *Sustainability*, 13(10), 5404. <https://doi.org/10.3390/su13105404>.
- Fondo de Cooperación par agua y Saneamiento de España. (2017). Diseño, construcción y explotación de la planta de tratamiento de aguas residuales del barrio 2 de San Marcos la Laguna, Sololá, Guatemala, utilizando la tecnología de reactores secuenciales: Manual de operación de la planta (Informe No.GTM-008-B).
- Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., & Boldgiv, B. (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 156-163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>
- do Sul, J. A. I., & Costa, M. F. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*, 185, 352-364. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>

- Habib, R. Z., Thiemann, T., & Al Kendi, R. (2020). Microplastics and wastewater treatment plants—a review. *Journal of Water Resource and Protection*, 12(01), 1. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2020.121001>
- Hernández Fernández, J., Cano, H., Guerra, Y., Puello Polo, E., Ríos-Rojas, J. F., Vivas-Reyes, R., & Oviedo, J. (2022). Identification and quantification of microplastics in effluents of wastewater treatment plant by differential scanning calorimetry (DSC). *Sustainability*, 14(9), 4920. <https://doi.org/10.3390/su14094920>
- Hidayaturrehman, H., & Lee, T. G. (2019). A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 696-702. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.071>
- Kalčíková, G., Alič, B., Skalar, T., Bundschuh, M., & Gotvajn, A. Ž. (2017). Wastewater treatment plant effluents as source of cosmetic polyethylene microbeads to freshwater. *Chemosphere*, 188, 25-31. <https://doi.org/10.1016/j>
- Lee, K. E., Morad, N., Teng, T. T., & Poh, B. T. (2012). Development, characterization and the application of hybrid materials in coagulation/flocculation of wastewater: A review. *Chemical Engineering Journal*, 203, 370-386. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.06.109>
- Li, C., Busquets, R., & Campos, L., C. (2020). Evaluación de microplásticos en sistemas de agua dulce: Una revisión. *Science of the Total Environment*, 707, 135578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>
- Li, J., Liu, H., & Paul Chen, J. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362–374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>
- Liu, W., Zhang, J., Liu, H., Guo, X., Zhang, X., Yao, X., Cao., Z., & Zhang, T. (2021). A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms. *Environment International*, 146, 106277. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106277>
- Long, Z., Pan, Z., Wang, W., Ren, J., Yu, X., Lin, L., Chen., H., & Jin, X. (2019). Microplastic abundance, characteristics, and removal in wastewater treatment plants in a coastal city of China. *Water Research*, 155, 255-265. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.028>
- López-Castellanos, J., Olmos, S., & Bayo, J. (2020). Emergentes y ubicuos: microplásticos en aguas residuales y EDAR. *Monitorización de cuatro EDAR en la Región de Murcia. Tecnoaqua*, (45), 60-70. <https://www.tecnoaqua.es/articulos/20210813/articulo-tecnico-microplasticos-aguas-residuales-monitorizacion-estacion-depuradora-aguas-residuales-murcia>
- López Xalin, N. (2018). Contaminación por microplásticos en la superficie del Lago Atitlán, Sololá. (Tesis de Licenciatura). Universidad Del Valle de Guatemala. <https://repositorio.uvg.edu.gt/handle/123456789/3453>
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., & Courtney, A. (2015). Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48). National Oceanic and Atmospheric Administration, Marine Debris Division. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-604>
- McCormick, A., Hoellein, T. J., Mason, S. A., Schluep, J., & Kelly, J. J. (2014). Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental Science & Technology*, 48(20), 11863-11871. <https://doi.org/10.1021/es503610r>

- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., & Quinn, B. (2016). Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental Science & Technology*, 50(11), 5800-5808. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416>
- Prajapati, S., Beal, M., Maley, J., & Brinkmann, M. (2021). Qualitative and quantitative analysis of microplastics and microfiber contamination in effluents of the City of Saskatoon wastewater treatment plant. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 32545-32553. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-12898-7>
- R Core Team. (2017). R: A language and environment for statistical computing [Software]. <https://www.R-project.org/>.
- Reyes-Morales, F., Ujpan, D., & Valiente, S. (2018). Batimetría y análisis morfométrico del lago de Atitlán (Guatemala). *Revista Científica*, 27(2), 48-58. <https://doi.org/10.54495/Rev.Cientifica.v27i2.70>
- Sharma, S., S. Basu, N.P. Shetti, M.N. Nadagouda & T.M. Aminabhavi. 2021. Microplastics in the environment: Occurrence, perils, and eradication. *Chemical Engineering Journal* (Lausanne, Switzerland: 1996), 408, 127317. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127317>
- Sutton, R., Mason, S. A., Stanek, S. K., Willis-Norton, E., Wren, I. F., & Box, C. (2016). Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 230-235. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.077>
- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., & Koistinen, A. (2017). How well is microlitter purified from wastewater? –A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research*, 109, 164-172. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.046>
- Tudor, V. C., Mocuta, D. N., Teodorescu, R. F., & Smedescu, D. I. (2019). The issue of plastic and microplastic pollution in soil. *Materiale Plastice*, 56(3), 484-487. <https://www.revmaterialeplastice.ro/pdf/3%20TUDOR%20V%20C%203%2019.pdf>
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., McGonigle, D., & Russell, A.E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic?x. *Science*, 304 (5672), 838-838. <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1094559>
- Yonkos, L. T., Friedel, E. A., Perez-Reyes, A. C., Ghosal, S., & Arthur, C. D. (2014). Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake Bay, USA. *Environmental Science & Technology*, 48(24), 14195-14202. <https://doi.org/10.1021/es5036317>



Autoría

Taxonomía CRediT

Elsa María de Fátima Reyes Morales (autor principal): Conceptualización, Curación de datos, Análisis formal, Metodología, Administración del proyecto, Recursos, Software, Redacción (borrador original, revisión y edición),

Flor Mayarí Barreno Ortiz (coautor): Conceptualización, Metodología, Administración del proyecto, Recursos, Supervisión, Redacción (revisión)

Jaqueline Graciela Rodríguez Samol (coautor): Curación de datos, Investigación, Validación.

Joseline Mishelle López Par (coautor): Curación de datos, Investigación, Validación.

Elsa María de Fátima Reyes Morales, Flor Mayari Barreno Ortiz, Jaqueline Graciela Rodríguez Samol, Joseline Mishelle López Par, Artículo Original : Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales como fuentes de contaminación de microplásticos Original article: Municipal wastewater treatment plants as sources of microplastic pollution Revista Científica (Instituto de Investigaciones Químicas y Biológicas Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia Universidad de San Carlos de Guatemala) vol. 33, num. 1 2025

Universidad de San Carlos de Guatemala. cientifica.revista@usac.edu.gt

ISSN:2070-8246ISSN-E:2224-5545

DOI:<https://doi.org/1054495/Rev.Cientifica.v32i2.493>

Los autores/as que publiquen en esta revista aceptan las siguientes condiciones:

Los autores/as conservan los derechos de autor y ceden a la revista el derecho de la primera publicación, con el trabajo registrado con la licencia de atribución de Creative Commons 4.0, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.

Los autores/as pueden realizar otros acuerdos contractuales independientes y adicionales para la distribución no exclusiva de la versión del artículo publicado en esta revista (p. ej., incluirlo en un repositorio institucional o publicarlo en un libro) siempre que indiquen claramente que el trabajo se publicó por primera vez en esta revista.

Se permite y recomienda a los autores/as a compartir su trabajo en línea (por ejemplo: en repositorios institucionales o páginas web personales) antes y durante el proceso de envío del manuscrito, ya que puede conducir a intercambios productivos, a una mayor y más rápida citación del trabajo publicado.

Esta obra está bajo una licencia internacional Creative Commons Atribución 4.0

