

**UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA**

**Contaminación por microplástico en un lago endorreico de tierras bajas:
El caso de Petén Itzá**

Alejandra Mejía Saenz de Tejada

Bióloga

Guatemala, mayo de 2019

**UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA**

Contaminación por microplástico en un lago endorreico de tierras bajas:

El caso de Petén Itzá

Informe de tesis

Presentado por

Alejandra Mejía Saenz de Tejada

Para optar al título de

Bióloga

Guatemala, mayo de 2019

JUNTA DIRECTIVA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA

M.A. Pablo Ernesto Oliva Soto	Decano
Licda. Miriam Roxana Marroquín Leiva	Secretaria
Dr. Juan Francisco Pérez Sabino	Vocal I
Dr. Roberto Flores Arzú	Vocal II
Lic. Carlos Manuel Maldonado Aguilera	Vocal III
Br. Byron Enrique Pérez Díaz	Vocal IV
Br. Pamela Carolina Ortega Jiménez	Vocal V

*A mis padres Sandra y Luis, que me han criado
con tanto amor y la confianza en que puedo
hacer cualquier cosa que me proponga.
Muchas gracias, por tanto.
Este logro es nuestro.*

AGRADECIMIENTOS

Pueblo de Guatemala	Por darme el privilegio de una educación gratuita, incluso con el apoyo de quienes no tienen acceso a ella
Gerson Ochaeta	Por guiarme en la parte final de mi licenciatura, por todas las gestiones, consejos y bienvenidas en tu bello lago
Jorge Jiménez	Por tu eterno optimismo, disponibilidad, correcciones clave y discusiones sobre la RAE
WCS y GIZ	Por creer en mi proyecto y apoyarme económicamente durante el trabajo de campo
AMPI	Por facilitarme la logística de la toma de datos. Gracias especialmente a Julio Chan y Daniel Bolón
CUDEP	Particularmente a Rudy Torres, por permitirme usar las instalaciones y el equipo de laboratorio
Rescue the Planet	Por confiarme su red de muestreo, sin la cual habría sido imposible realizar este estudio
Sergio Pérez	Por darme acceso tan amablemente al equipo óptico de la colección de mamíferos

ÍNDICE

I. RESUMEN.....	1
II. INTRODUCCIÓN.....	2
III. ANTECEDENTES	5
A. El plástico en el mundo.....	5
1. Origen del plástico.....	5
2. El plástico como una amenaza	7
B. Microplástico	9
1. Asociación con sustancias tóxicas	11
2. Incorporación a redes tróficas	12
3. Investigaciones en lagos	14
4. Estudios en Guatemala	15
C. Lago Petén Itzá.....	16
1. Características físicas	16
2. Flora y fauna	19
3. Relación e importancia para el ser humano.....	20
IV. JUSTIFICACIÓN	24
V. OBJETIVOS	25
A. General	25
B. Específicos.....	25
VI. HIPÓTESIS	26
VII. MATERIALES Y MÉTODOS	27
A. Universo.....	27
B. Materiales	27
C. Métodos	28

1. Colecta de material	28
2. Extracción de plástico	30
3. Conteo y cálculo de abundancia	30
4. Análisis estadístico.....	31
VIII. RESULTADOS	33
IX. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	42
A. Caracterización de las fuentes de contaminación	42
B. Abundancia de microplástico	46
C. Patrones de distribución de microplástico	52
D. Preocupaciones para el futuro	53
X. CONCLUSIONES.....	56
XI. RECOMENDACIONES	57
XII. REFERENCIAS	59
XIII. ANEXOS.....	72

I. RESUMEN

El microplástico consiste en pequeñas (<5 mm) partículas de plástico que pueden provenir de diversas fuentes y son ubicuas en el planeta. Por su asociación con sustancias tóxicas y capacidad de acumularse en redes tróficas, constituye una amenaza para los ecosistemas y la salud humana. Sin embargo, los estudios en cuerpos de agua dulce son escasos, particularmente en países en vías de desarrollo. En Guatemala, se ignora la magnitud del problema. A pesar de la importancia sociopolítica, económica y biológica del lago Petén Itzá, se desconocían sus niveles de contaminación por microplástico.

Este proyecto evaluó la contaminación por microplástico, caracterizando sus principales fuentes, se estimó su abundancia relativa y se identificaron sus patrones de distribución. Se hicieron 33 transectos en lancha utilizando una red especial, distribuidos según la cercanía a poblados, afluentes superficiales, una PTAR y puntos control. Se aisló, cuantificó y clasificó el microplástico proveniente de cada transecto, identificándose en todas las muestras con una abundancia media de 147,588.8 km⁻². Las áreas de influencia de los ríos presentaron una abundancia mayor que los demás tratamientos, particularmente de fibras. Los ríos y arroyos estudiados atraviesan los centros urbanos más densamente poblados de la región y sólo una fracción de las viviendas está conectada al sistema de alcantarillado, por lo que aguas residuales son vertidas directamente en los ríos. Además, los pueblos que rodean el lago no poseen un manejo adecuado de desechos sólidos. Esto puede explicar la abundancia de microplástico hallada, que es alarmante para la salud de un cuerpo de agua endorreico y sus pobladores.

Con esta investigación se espera impulsar el desarrollo de planes adecuados para el manejo de residuos y contribuir al fortalecimiento institucional local en la reducción de uso de plástico en la microcuenca. Se demuestra que es imperativo un manejo correcto de aguas residuales y que la contaminación de ríos amenaza el bienestar del lago Petén Itzá. Es necesario fomentar más investigaciones sobre la contaminación por microplástico, pero, fundamentalmente, alertar y concientizar a la población sobre los peligros asociados al uso desmesurado de plástico.

II. INTRODUCCIÓN

El plástico es un polímero sintético o semisintético, que ha revolucionado la vida del ser humano por su maleabilidad y múltiples usos (Brydson, 1999, p.1). Sin embargo, desde mediados del siglo pasado, su producción ha aumentado drásticamente, año con año y a nivel mundial (Avio, Gorbi, & Regoli, 2016). A principios de la década de 1950 se estima que la producción era de 0.5 millones de toneladas anuales, lo que ha incrementado a 335 millones por año para 2016 (PlasticsEurope, 2017; International Organization for Standardization [ISO], 2016). Según el Programa Ambiental de la Organización de Naciones Unidas ([UNEP], 2018), cerca de la mitad de los desechos plásticos provienen de empaques, los cuales son utilizados por unos pocos minutos antes de ser descartados. A pesar de su breve uso, mucho de este plástico toma de cientos a miles de años en degradarse, particularmente el poliestireno expandido (UNEP, 2018), conocido también como duroport. La producción total de plástico en el mundo, a lo largo del tiempo, ha sido de 9 mil millones de toneladas, pero solo el 9% de éste ha sido reciclado. El plástico resultante finaliza en rellenos sanitarios y en el medio ambiente. La demanda y producción excesiva, en conjunto con las malas prácticas para su deposición, ha convertido la contaminación por plástico en una problemática global, tanto en ambientes terrestres como acuáticos (Browne et al., 2011).

Se ha estimado que entre el 70 y 80% de todos los desechos acuáticos son de origen terrestre (Joining Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection [GESAMP], 2010) y son llevados a los mares (Avio et al., 2016; Eriksen et al., 2014; Reisser et al., 2013) y lagos (Fischer, Paglialonga, Czech, & Tamminga, 2016; Free et al., 2014; Eriksen et al., 2013) a través de drenajes, estuarios y ríos. Los desechos plásticos son generados, en su mayoría, en los centros urbanos y el manejo que se les dé es crucial para regular su impacto. Jambeck y su equipo (2015), determinaron que el tamaño poblacional y la calidad del sistema de manejo de residuos y desechos determina qué países contribuyen más a la contaminación por plástico en el mar. El mal manejo del plástico no tiene únicamente consecuencias estéticas, sino conlleva daños a nivel biológico (Jabeen et al., 2016; Wilcox, Van Sebille, & Hardesty, 2015; Fossi et al., 2012), económico (ten Brink, Schweitzer, Watkins, & Howe, 2016) y de salud humana (Galloway, 2015; Frölich et al., 2010).

Desde hace casi 50 años se ha documentado el daño que el plástico puede provocar a la fauna marina (e.g. Gregory, 1987; Kenyon & Kridler, 1969). Sin embargo, la liberación e incorporación de pequeñas partículas de plástico en distintos ambientes es un tema de investigación reciente y relativamente poco explorado (Lithner, Nordensvan, & Dave, 2012; Bhattacharya, Lin, Turner, & Ke, 2010). Dichas partículas reciben el nombre de microplásticos cuando tienen un tamaño de entre 0.3 y 5 mm (Arthur, Baker, & Bamford, 2009). El microplástico proviene de una gran variedad de fuentes; una parte es ya fabricada en dimensiones pequeñas y se conoce como microesferas (Duis & Coors, 2016; Fendall & Sewell, 2009), mientras que los fragmentos y las fibras son producto de la degradación de piezas más grandes (Dris et al., 2016b; Klemchuk, 1990).

El microplástico es alarmantemente ubicuo (Eriksen et al., 2014). Se le ha encontrado en aguas superficiales marinas (e.g. Avio et al., 2016; Eriksen et al., 2014; Reisser et al., 2013), lacustres (e.g. Fischer et al., 2016; Free et al., 2014; Eriksen et al., 2013), sedimentos (e.g. Imhof, Ivleva, Schmid, Niessner, & Laforsch, 2013), aire (Dris, Gasperi, Saad, Mirande, & Tassin, 2016a) e incluso en agua embotellada (Schymansky, Goldbeck, Humpf, & Fürst, 2018). Existe evidencia de microplástico en redes tróficas, donde puede bioacumularse y causar daños a los organismos, incluyendo a seres humanos. La principal amenaza del microplástico, sin embargo, es su capacidad de adsorber contaminantes hidrofóbicos tóxicos (Rochman, Hoh, Kurobe, & The, 2013) y su asociación con sustancias letales como el mercurio (Barboza et al., 2018).

Se ha documentado la abundancia de microplástico en aguas marinas y dulceacuícolas alrededor del mundo. A pesar de la importancia de los cuerpos de agua dulce para el ser humano y otras formas de vida, la mayor cantidad de investigaciones ha sido en mares y océanos (Eerkes-Medrano, Thompson, & Aldridge, 2015). Adicionalmente, los estudios son escasos en países en vías de desarrollo, particularmente en América Latina (UNEP, 2018). En Guatemala, este tipo de investigaciones se ha restringido al lago de Atitlán, aun siendo un país con múltiples cuerpos de agua. Entre estos, el lago Petén Itzá es particularmente relevante, al ser el tercero más grande del territorio nacional y formar parte de la cuenca de los ríos San Pedro y Usumacinta (García y Kauffer, 2009). El lago Petén Itzá tiene importancia sociopolítica, al ser compartido por cuatro municipios, cuyos

habitantes frecuentemente utilizan el agua del lago directamente para uso doméstico (Salguero, 2009). También se usa para diversas actividades económicas, tales como agricultura, ganadería, pesca y turismo (Salguero, 2009; Pape, 2002). Asimismo, la relevancia biológica del lago ha sido documentada por su rica historia geológica (Pérez et al., 2010; Anselmetti et al., 2005, Brenner, 1983) y diversidad de flora y fauna (Oliva, Pérez, Herrera, & Gaitán, 2008; Pape, 2002). No obstante, este lago ha presentado evidencia de contaminación (Oliva, 2011; Oliva et al., 2008; Oliva, Pérez, Herrera, Juárez, & Galindo, 2006). No existe un manejo adecuado de residuos y desechos sólidos ni líquidos en los alrededores de dicho lago, lo cual contribuye a su deterioro.

Dada la relación del plástico con otros contaminantes y su capacidad de ingresar a cadenas tróficas, junto con el consumo de agua y animales acuáticos en el lago Petén Itzá, resulta crítico orientar estudios hacia su potencial polución. Esta investigación buscó evaluar la contaminación por microplástico en el agua superficial de Petén Itzá, un lago endorreico de tierras bajas. Para esto se estimó la abundancia relativa de microplástico y se caracterizó las principales fuentes de contaminación, para luego identificar sus patrones de distribución en el agua superficial de este lago. El conocimiento y comprensión de la magnitud del problema podría impulsar el desarrollo de planes de manejo adecuados, así como contribuir al fortalecimiento institucional local para la gestión y reducción de uso de plástico en la microcuenca del lago Petén Itzá.

III. ANTECEDENTES

A. El plástico en el mundo

1. Origen del plástico

Hasta el siglo XIX, los seres humanos creaban sus posesiones a partir de metales, piedras, madera, cerámica, vidrio, pieles, cuernos y fibras (Brydson, 1999, p.1). Por su dureza, también se utilizaba marfil y caparazones de tortuga, aunque tenían un precio alto y su obtención era difícil (Knight, 2012, p.8). A mediados de ese siglo, algunos científicos buscaron replicar la consistencia de estos últimos y que además se pudiera hacer rápido a un costo bajo. En 1856, el británico Alexander Parkes introdujo la parquesina (Brydson, 1999, p.4), registrada años más tarde como celuloide. Este es el nombre comercial del nitrato de celulosa, considerado el primer termoplástico inventado (Gilbert, 2017, p.3; Bensaude Vincent, 2013, p.19). A pesar de su maleabilidad, el celuloide no tuvo el impacto esperado y su producción era incomparable con la del hierro, vidrio y algodón, probablemente porque siempre fue visto como una imitación (Bensaude Vincent, 2013, p.19). A finales de ese siglo, se inició a experimentar con caseína y formaldehído. Hasta entonces, la materia prima del plástico era natural (Knight, 2012, p.8; Brydson, 1999, p.9).

La investigación llevó a la producción de nuevos materiales plásticos, por lo que a principios del siglo XX ya estaban disponibles la goma laca, gutapercha, ebonita y el celuloide (Gilbert, 2017, p.4). Al poco tiempo, se descubrió que el formaldehído puede formar sustancias resinosas (Brydson, 1999, p.5). En 1909, Leo Baekeland desarrolló y patentó la baquelita. Este se considera el primer plástico sintético y fue hecho a partir de formaldehído y fenol, un desecho del carbón (Harper, 2000, p.2). Materiales como éste se convirtieron en los primeros plásticos sintéticos comercialmente exitosos, pero no eran tan versátiles como los formulados después (Gilbert, 2017, p.5).

El plástico más común en la actualidad es totalmente sintético y relativamente reciente, ya que su producción comenzó a crecer alrededor de 1930 (Knight, 2012, p.9). En esta década y la siguiente ocurrió el desarrollo industrial de los cuatro termoplásticos más comunes hoy en día: el poliestireno (e.g. duroport), policloruro de vinilo (i.e. PVC),

poliolefinas (e.g. polietileno [PET]) y polimetilmetacrilato (e.g. acrílico; Gilbert, 2017, p.6). La popularización del plástico en esa época se atribuye a las exitosas campañas de mercadeo de empresas químicas de Estados Unidos. Se cambió la imagen del plástico de una imitación barata a una fuente novedosa de estabilidad social, por su oferta laboral y aportes a la economía (Bensaude Vincent, 2013, p.19). Su introducción al mercado sustituyó paulatinamente el uso de otros materiales y permitió la creación de nuevos productos (Brydson, 1999, p.4).

Una de las características fundamentales del plástico es que es creado y moldeado simultáneamente, lo que representa un ahorro de tiempo y recursos (Bensaude Vincent, 2013, p.21). Inicialmente, se debía diseñar a partir de los materiales disponibles, pero la posibilidad y facilidad de crear nuevos componentes revolucionó la vida del ser humano. La plasticidad de estos polímeros ha constituido una fuente de empoderamiento para diseñadores industriales, llevando a la creación de nuevos tipos de artefactos, edificios e incluso telas (Bensaude Vincent, 2013, p.22). Un ejemplo de ello son los automóviles, ya que la nueva tecnología permitió la creación de piezas de manera sinérgica, con más seguridad para el conductor. Asimismo, en 1951 se introdujo el poliéster, una innovación en la industria textil (Knight, 2012, p.9). Diez años más tarde se lograron crear materiales lo suficientemente ligeros y resistentes para hacer mejores naves espaciales (Bryson, 1999, p.9). Alrededor de esta época hubo un cambio del carbón hacia el petróleo como materia prima del plástico, el cual se continúa utilizando (Brydson, 1999, p.9). Actualmente, la industria del plástico está estrechamente ligada con la del aceite (Gilbert, 2017, p.8), la cual ha demostrado tener efectos negativos sobre el medioambiente (e.g. Wake, 2005).

El plástico posee otras características que lo hacen perfecto para crear productos y empaques, como baja densidad y durabilidad elevada (Knight, 2012, p.5). Sin embargo, son estas propiedades las que lo hacen una amenaza para el medioambiente cuando los desechos no son manejados de manera adecuada (Ryan, 2015, p.2). Su alta durabilidad significa que puede permanecer en el ambiente por una diversa cantidad de años y su baja densidad favorece la dispersión por agua y viento (Ryan, Moore, van Franeker, & Moloney, 2009). Como consecuencia, actualmente los residuos y desechos plásticos son

contaminantes ubicuos y se les puede encontrar hasta en las áreas más remotas del mundo (Browne et al., 2011; Barnes, Galgani, Thompson, & Barlaz, 2009).

Dado su éxito comercial, la demanda y producción de plástico ha aumentado de manera alarmante (figura 1). Los efectos negativos de este material comenzaron a ser registrados científicamente alrededor de 1960. Para ese entonces, se estima que la producción de plástico era de 1.5 millones de toneladas anuales. Esto ha incrementado a la exorbitante cifra de 335 millones toneladas por año para 2016 (PlasticsEurope, 2017; ISO, 2016).

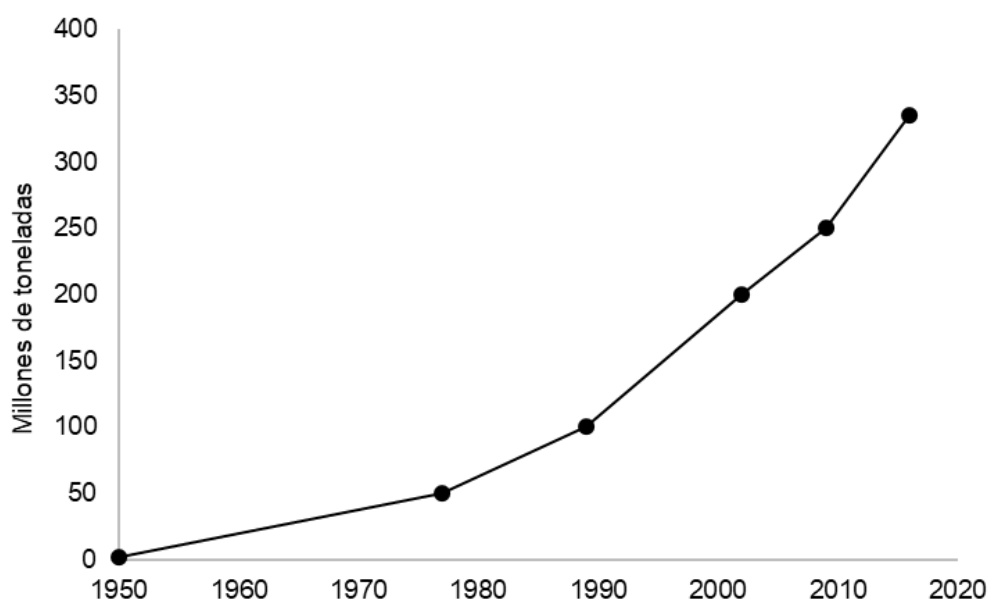


Figura 1. Producción anual de plástico a nivel mundial.
Fuente: elaboración propia con datos de PlasticsEurope, 2017.

2. El plástico como una amenaza

La preocupación por el impacto del plástico sobre el medioambiente inició en la década de 1960 (Ryan, 2015, p.3). Kenyon y Kridler (1969) hicieron la primera publicación científica sobre ingestión de plástico por animales, estudiando el albatros (*Phoebastria immutabilis*) en algunas islas de Hawái. Hallaron presencia de este material en el estómago de 74 de 100 polluelos evaluados, con un promedio de 2 g por animal. Publicaciones posteriores, pero con aves colectadas en esos años, presentaron resultados similares (e.g. *Pachyptila*

sp. [Harper & Fowler, 1987]; *Oceanodroma leucohoa* [Rothstein, 1973]; *Fratercula artica* [Parslow & Jefferies, 1972]).

En la década de 1970 aumentó el número de publicaciones. Cornelius (1975) visibiliza la muerte de tortugas marinas en Costa Rica por ingestión de plástico, observado desde 20 años antes. Asimismo, se reporta bloqueos intestinales en manatí (*Trichechus manatus latirostris*) por materiales de pesca, principalmente hilo (Forrester, White, Woodard, & Thompson, 1975), en el cual también se enredan lobos marinos (*e.g. Callorhinus ursinus* [Scordino, 1985; Fowler, 1985]). Cawthorn (1985) hace una síntesis de animales marinos enredados en plástico, entre los que menciona ballenas (*Orcinus orca*, *Eubalena australis* y *Balaenoptera acutorostrata*) y tiburones (*Mustelus lenticulatus*).

En el período de 1970 y 1980 se trazó una línea base para comprender la distribución, abundancia e impacto de los desechos en los ecosistemas marinos. Además, se establecieron políticas de manejo para atacar la problemática de la contaminación por plástico (Ryan, 2015, 5). A pesar de firmarse 15 años antes, hasta en 1988 se logró la prohibición total de depósito de plástico en altamar, a través de la Convención Internacional para la Prevención de Contaminación desde Barcos (MARPOL 73/78; Xanthos & Walker, 2017). Aunque 134 países firmaron, estudios han demostrado que la contaminación por plástico continúa creciendo. Esto se puede deber a que la mayoría de plástico en el mar tiene un origen terrestre (Jambeck et al., 2015). En la década siguiente hubo un descenso en investigaciones de este tipo, a pesar del continuo aumento en la producción de plástico (PlasticsEurope, 2017). Fue hasta el presente milenio que se retomaron los estudios, con el escandaloso descubrimiento de islas de basura en medio del Océano Pacífico (*Great Pacific garbage patch* [Moore, Moore, Leecaster, & Weisberg, 2001]).

Estudios en el mar del Sur de China indican que el duroport (23%) y otros plásticos (45%) representaban más del 90% de los sólidos flotantes y el 95% de los desechos en la playa. Se determinó que las fuentes eran principalmente terrestres, asociadas con actividades recreacionales costeras (Lee, Shim, Kwon, & Kang, 2013). En el Mediterráneo griego, se estima que las dos fuentes principales de desechos son la costa directamente (69%) y tuberías (26%; Koutsodendris, Papatheodorou, Kougiourouki, & Georgiadis, 2008). Sin

embargo, se sabe que los desechos marinos son ubicuos y se pueden encontrar hasta en las áreas más remotas del planeta, como el Ártico (Bergmann & Klages, 2012). Aunque en números pequeños, en el Océano Antártico también se han encontrado desechos flotantes (Barnes et al., 2009). De 120 objetos observados al sur de los 63°S, el 42% consistió en plástico. Incluso al sur de los 73°S se han hallado objetos de este tipo (Ryan, 2015, 10). Además de los desechos plásticos convencionales, desde hace algunos años ha surgido la urgencia imperativa de comprender una nueva escala del mismo problema: el microplástico.

B. Microplástico

El microplástico, como su nombre sugiere, consiste en partículas minúsculas de plástico (Arthur et al., 2009), un término que se le atribuye a Thompson y su equipo (2004). En la actualidad se debate el límite dimensional del microplástico. Algunos autores consideran que son los <5 mm, mientras que otros lo restringen <2 mm, <1mm o incluso <0.5 mm (Cole, Lindeque, Halsband, & Galloway, 2011). Para fines de esta investigación se utilizará la definición de Arthur et al. (2009), que define los microplásticos como partículas plásticas de 300 μm a 5 mm. Los elementos mayores a 200 mm se denominan macroplásticos y los mesoplásticos son el punto intermedio entre éstos y el microplástico. Un estudio utilizó la información global disponible para modelar la contaminación por plástico en los cuerpos de agua salada. Se halló que el 75% de los desechos plásticos son macroplásticos, el 11% mesoplásticos y un sorprendente 14% microplásticos. Los datos de la investigación sugieren que existe un total de 35,540 toneladas métricas de microplástico a la deriva en los océanos (Eriksen et al., 2014).

El término microplástico engloba un grupo heterogéneo de partículas que varía en forma, color, tamaño, composición, etc. (Eriksen et al., 2014). Una subdivisión popular se basa en el uso y fuente: microplástico primario y secundario (Galgani, Hanke, & Maes, 2015, 47). El primario es aquel creado intencionalmente de dimensiones minúsculas. Estas partículas se conocen también como microesferas, tal como las descritas por Carpenter y Smith (1972). El secundario, por otro lado, es producto de la degradación de objetos plásticos de mayor tamaño. Dicha degradación puede ocurrir por fenómenos físicos o

exposición a niveles elevados de radiación ultravioleta (Dris et al., 2016b; Klemchuk, 1990).

Muchos productos de cuidado personal, como pastas de dientes y cosméticos, son una fuente importante de microesferas (Duis & Coors, 2016; Fendall & Sewell, 2009). Éstas han remplazado los materiales exfoliantes tradicionales, como la piedra pómez, la avena y la cáscara de nuez (Chang, 2015). Algunos estudios han reportado que puede haber la misma cantidad de plástico en el empaque, que en el cosmético en sí (UNEP, 2015). Las microesferas están diseñadas para ser descartadas en las aguas grises. Sin embargo, las plantas de tratamiento no están diseñadas para remover partículas microplásticas, lo que significa que se liberan a los ecosistemas acuáticos. Se estima que diariamente se descargan 8 trillones de microesferas a los ambientes acuáticos, a través del afluyente de las plantas de tratamiento de aguas residuales (Rochman et al., 2015).

El microplástico secundario está compuesto por fragmentos y fibras. La fragmentación es la vía por la que los desechos plásticos se reducen en tamaño, un proceso menos sutil que la degradación (Browne, 2015, 231). Ambos procesos ocurren por la acción de la luz (fotólisis), calor y oxígeno (termoxidación), agua (hidrólisis), partículas de sedimento (abrasión) u organismos (Andrady, 2011). Las fibras, por otro lado, provienen principalmente de textiles. Se ha demostrado que una sola prenda puede liberar más de 1900 fibras acrílicas y de poliéster por ciclo de lavado, material que coincide con el encontrado en efluentes de aguas residuales (Browne et al., 2011). Este tipo de fibras también se han encontrado en el aire (Dris et al., 2016a), en ambientes tanto interiores como exteriores (Dris et al., 2016b). En Alemania, se ha hallado microplástico incluso en agua embotellada, sin importar el tipo de material del envase (Schymanski et al., 2018).

A pesar de las publicaciones pioneras y alarmantes de 1972 (*i.e.* Carpenter & Smith; Carpenter, Anderson, Harvey, Miklas, & Peck), la cantidad de investigaciones sobre microplástico se alzó hasta el siglo siguiente (Ryan, 2015, 16). En 2004, Thompson y su equipo demostraron que los fragmentos y fibras plásticas son contaminantes marinos ubicuos. Esto coincidió con la atención mediática que conllevó la descripción de las islas de basura del Océano Pacífico (Moore et al., 2001). Desde entonces, las publicaciones sobre microplástico han aumentado de manera exponencial (Ryan, 2015, 16), aunque en

muchos sitios se desconoce la magnitud del problema y sus efectos no se comprenden del todo. Actualmente se sabe que la abundancia y la distribución global del microplástico en los océanos ha tendido a aumentar a lo largo de las últimas décadas (Thompson, 2015; Cole et al., 2011) mientras que se ha registrado una disminución en el tamaño promedio de los desechos plásticos (Barnes et al., 2009). En los años más recientes, ha existido un incremento en la atención pública y científica sobre la existencia del microplástico y su potencial impacto en la biodiversidad y la salud humana (Galloway, 2015; Lusher, 2015), lo cual se discute en las siguientes secciones.

1. Asociación con sustancias tóxicas

Como ya se ha discutido, desde hace décadas se sabe de los daños físicos asociados con los desechos plásticos en los ecosistemas marinos, pero los daños químicos se están empezando a comprender. Los plásticos en el mar están asociados con un denominado coctel de químicos, que incluye químicos añadidos durante la manufactura (e.g. monómeros y aditivos [Lithner, Larsson, & Dave, 2011]), los productos de desecho de ésta y los químicos presentes en el ambiente acuático que se le adhieren (e.g. contaminantes orgánicos persistentes, POPs, y metales [Ogata et al., 2009]). Hay evidencia de que esta combinación de contaminantes puede estar biodisponible para ballenas (Fossi et al., 2014), tiburones (Fossi et al., 2014), aves marinas (Lavers et al., 2014) y peces (Barboza et al., 2018). El 78% de los químicos que la Agencia para la Protección del Medioambiente de los Estados Unidos (EPA) lista como contaminantes prioritarios están asociados con desechos plásticos en el mar (Rochman et al., 2013a).

Los efectos químicos del plástico pueden ser tan variados como su composición. Para estimarlo, es necesario conocer el tipo de polímero del que están hechos, el tiempo que ha estado presente en el cuerpo de agua y los lugares en los que ha estado (Rochman, 2015). Al ser polímeros, los plásticos están compuestos por cadenas largas de monómeros, los cuales varían según su tipo. Muchos de estos monómeros han demostrado ser tóxicos. Por ejemplo, el bifeno A, mejor conocido como BPA, es utilizado en la producción de policarbonato y se le ha asociado a disrupciones endocrinas (Halden,

2010). Asimismo, el estireno y polivinil clorato, que se utilizan para generar poliestireno (duroport) y PVC, pueden ser carcinógenos y/o mutagénicos (Lithner et al., 2011).

Por sus propiedades físicas y químicas, el microplástico tiene la capacidad de adsorber contaminantes que se encuentran a su alrededor, muchas veces hidrofóbicos y tóxicos (Barboza et al., 2018). A éstos se les denomina sustancias tóxicas bioacumulativas persistentes (PBTs) e incluyen a los POPs, como el bifenilo policlorado (PCB). El PCB fue reportado en microplástico por primera vez hace décadas (Carpenter et al., 1972) y ahora incluso se utilizan microesferas plásticas para monitorear los niveles de contaminación en el mar (Ogata et al., 2009). También se ha encontrado metales sobre plástico, como plomo, cobre, cadmio (Rochman, 2015) y muy recientemente mercurio (Barboza et al., 2018).

A partir de estas observaciones han surgido interrogantes en cuanto al impacto de los contaminantes asociados al plástico. Es de particular preocupación sus consecuencias sobre la biota acuática y bioacumulación a lo largo de las redes tróficas (Stälä et al., 2014).

2. Incorporación a redes tróficas

La alta disponibilidad del microplástico en los cuerpos de agua facilita su ingreso a las redes tróficas (Rochman, 2015). Se han hecho modelos computacionales para entender la relación entre la ingestión de plástico y sus efectos químicos en los organismos (e.g. Koelmans, 2015). Esto también se ha hecho de manera experimental, midiendo la bioacumulación de químicos del plástico en animales en ambientes controlados (e.g. Barboza et al., 2018; Stälä et al., 2014; Lithner et al., 2012). En la actualidad se ha documentado la ingestión de plástico en todas las especies de tortugas marinas (siete de siete), el 59% de ballenas (47 de 80), el 36% de pinípedos (12 de 33) y el 40% de aves marinas (164 de 406, [Kühn, Bravo Rebolledo, & van Franeker, 2015]). Esta ingestión puede ser directa o indirecta, cuando las presas se encuentran contaminadas (Rochman, 2015).

Se tiene evidencia de la incorporación y daños por microplástico en productores primarios, el primer eslabón de las redes tróficas. Se ha demostrado que la exposición a partículas de plástico puede disminuir la productividad fotosintética de algas de los géneros *Chlorella* y *Scenedesmus*, posiblemente al bloquear el flujo de luz y aire (Battacharya et al., 2010). Las sustancias tóxicas asociadas al microplástico en lixiviados, han demostrado ser tóxicas para *Daphnia magna* (Lithner et al., 2012). Stälä y colaboradores (2014) demostraron que diversos taxa planctónicos del Mar Báltico ingieren microplástico. Además, evidenciaron bioacumulación de plástico en condiciones de laboratorio, al alimentar crustáceos misidáceos con mesozooplankton contaminado. Sin embargo, se sabe que especies de zooplankton (como *Neocalanus cristatus* y *Euphausia pacifica*) también pueden contaminarse con microplástico en condiciones naturales (Desforges, Galbraith, & Ross, 2015).

Se ha demostrado que puede haber transferencia de microplástico de consumidores primarios a secundarios, como de nauplio (*Artemia* sp.) a pez cebrá (*Danio rerio* [Batel, Linti, Scherer, Erdinger, & Braunbeck, 2016]) o de mejillón (*Mytilus edulis*) a cangrejo (*Carcinus maenas* [Farrell & Nelson, 2013]). También se ha detectado material plástico en el tracto digestivo de peces estrictamente planctívoros (Boerger, Lattin, Moore, & Moore, 2010), así como en el de consumidores terciarios (Jovanovic, 2017; Silva-Cavalcanti et al., 2016), donde pueden causar disminución en la capacidad depredadora, bloqueos intestinales, daño hepático, estrés oxidativo, entre otros (Ferreira et al., 2016; Pedá et al., 2016; Rochman et al., 2013). Al tener una posición alta en algunas redes tróficas, no es de extrañar que el ser humano también presente contaminación por microplástico (Galloway, 2015).

Además del consumo de animales contaminados (Van Cauwenberghe & Janssen, 2014), la interacción humana diaria y continua con objetos plásticos favorece la exposición a sus componentes químicos (Galloway, 2015). Experimentos con ratones han demostrado el paso de partículas plásticas del tracto digestivo al sistema circulatorio, lo que se podría extrapolar al ser humano (Hussain et al., 2001). Incluso, hay estudios que sugieren que la exposición a pequeñas partículas sólidas en el aire, posiblemente plásticas, podría provocar reacciones alérgicas, asma, cáncer y enfermedades cardíacas (GESAMP, 2015,

49). Sin embargo, se necesita de más investigaciones para poder tener certeza de los efectos del plástico sobre la salud humana (Galloway, 2015).

3. Investigaciones en lagos

A pesar de la importancia de los cuerpos de agua dulce, la mayoría de los estudios sobre contaminación por microplástico se ha realizado en mares y océanos (Eerkes-Medrano et al., 2015). En el cuadro 1 se presenta una síntesis de las publicaciones, en revistas científicas indexadas, sobre microplásticos en distintos lagos del mundo. Para fines comparativos se exponen también los datos para Guatemala, a pesar de estar disponibles, hasta el momento, únicamente como literatura gris.

Cuadro 1. Niveles de microplástico en lagos del mundo.

Año	País	Lago	Superficie (Km ²)	Criterio (µm)	Abundancia (partícula/Km ²)	Dominancia
2012 ¹	Suiza	Léman	580	>333	48,146	Fragmento
2013 ²	USA	Superior	82,000	>333	5,391	Microesfera
		Huron	60,000	>333	2,779	Microesfera
		Erie	25,700	>333	105,503	Microesfera
2014 ³	Mongolia	Hovsgol	2,760	>333	20,264	Fragmento
2016 ⁴	Italia	Bolsena	114	>330	2.68-3.36 (partículas/m ³)	Fragmento
		Chiusi	3.9	>330	0.82-4.42 (partículas/m ³)	Fibra
2016 ⁵	China	Taihu	2,000	>333	0.01×10 ⁶ - 6.8×10 ⁶	Fibra
2016 ⁶	USA	Michigan	58,030	>333	17,000	Fragmento
2018 ⁷	China	Dongting	2,500	>50	1,191.7 (partículas/m ³)	Fibra
		Hong	413	>50	2,282.5 (partículas/m ³)	Fibra
2018 ⁸	Guatemala	Atitlán	130	>330	128,763	Fragmento

Fuente: elaboración propia con datos de ¹Faure, Corbaz, Baecher, & De Alencastro (2012); ²Eriksen et al. (2013); ³Free et al. (2014); ⁴Fischer et al. (2016); ⁵Su et al. (2016); ⁶Mason et al. (2016); ⁷Wang, Yuan, Chen, & Wang (2018); ⁸López (2018).

Como se puede observar en el cuadro anterior, pocos de los estudios de este nivel se han desarrollado en países en vías de desarrollo y ninguno en América Latina. Los lagos con una mayor abundancia de microplástico se encuentran en China, aunque es importante notar que en dos de las investigaciones se utilizó un criterio de selección más inclusivo, lo cual no permite que los resultados sean realmente comparables con los de otros sitios. Tampoco se puede ver una relación evidente entre el área de superficie del lago con su abundancia relativa de microplástico. Asimismo, el tipo de material dominante tampoco ha sido el mismo para todos los lagos.

4. Estudios en Guatemala

En Guatemala, se han realizado únicamente dos investigaciones sobre microplástico: una en el agua superficial (López, 2018, cuadro 1) y la otra en sedimentos (Mejía, 2018) del lago de Atitlán, pero ambos son literatura gris. López (2018) estimó la abundancia de partículas microplásticas $>300 \mu\text{m}$ a través de ocho transectos con red de plancton. Encontró un promedio de 128,763 unidades Km^{-2} , convirtiendo al lago Atitlán en uno de los lagos más contaminado entre los estudiados. El tipo de microplástico dominante fue de tipo fragmento. No se hallaron diferencias significativas entre los resultados en la época seca y lluviosa, y el viento solamente explicó la distribución de las partículas en una de las temporalidades. Para futuras investigaciones, López (2018) recomienda considerar variables climáticas y actividades antropogénicas, así como investigar la presencia de microplástico en la biota y la adsorción de contaminantes.

El trabajo con sedimentos se restringe a las playas de uno de los pueblos del lago de Atitlán, y compara el área de cobertura por macroplástico y la densidad de microplástico antes y después de la época de mayor turismo. Se encontró una densidad promedio de microplástico de 15.94 g m^{-3} . La cobertura por macroplástico fue consistentemente mayor en la segunda temporalidad, pero no hubo diferencias en cuanto a microplástico. Se recomienda la prohibición de plásticos de un solo uso, así como la instalación urgente de basureros en todo el municipio (Mejía, 2018).

Ambos estudios sugieren una mejora en las estrategias de manejo de residuos y desechos sólidos a nivel de cuenca. También se insta a aumentar los esfuerzos de investigación para comprender, en su totalidad, la magnitud del problema de la contaminación por microplásticos y poder plantear posibles soluciones en el futuro.

C. Lago Petén Itzá

1. Características físicas

El lago Petén Itzá es el tercer lago más grande de Guatemala (figura 2) y forma parte de la cuenca del río Usumacinta y la subcuenca del río San Pedro (García y Kauffer, 2009). Se ubica en el departamento de Petén, a una altitud de 110 msnm, entre las latitudes 16°54'40" y 17°01'00" y longitudes 89°41'30" y 89°58'30". Su extensión es de aproximadamente 100 Km², con profundidades de hasta 165 m, es decir, unos 55 m por debajo del nivel del mar. Por esto, es considerado el lago más grande y profundo de las tierras bajas de Centroamérica (Mueller et al., 2010). Se encuentra bajo la jurisdicción de las municipalidades de San José al norte, San Andrés al oeste y San Benito y Flores al sur, siendo Ciudad de Flores la cabecera departamental. La parte norte del lago Petén Itzá forma parte de la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biósfera Maya (RBM).

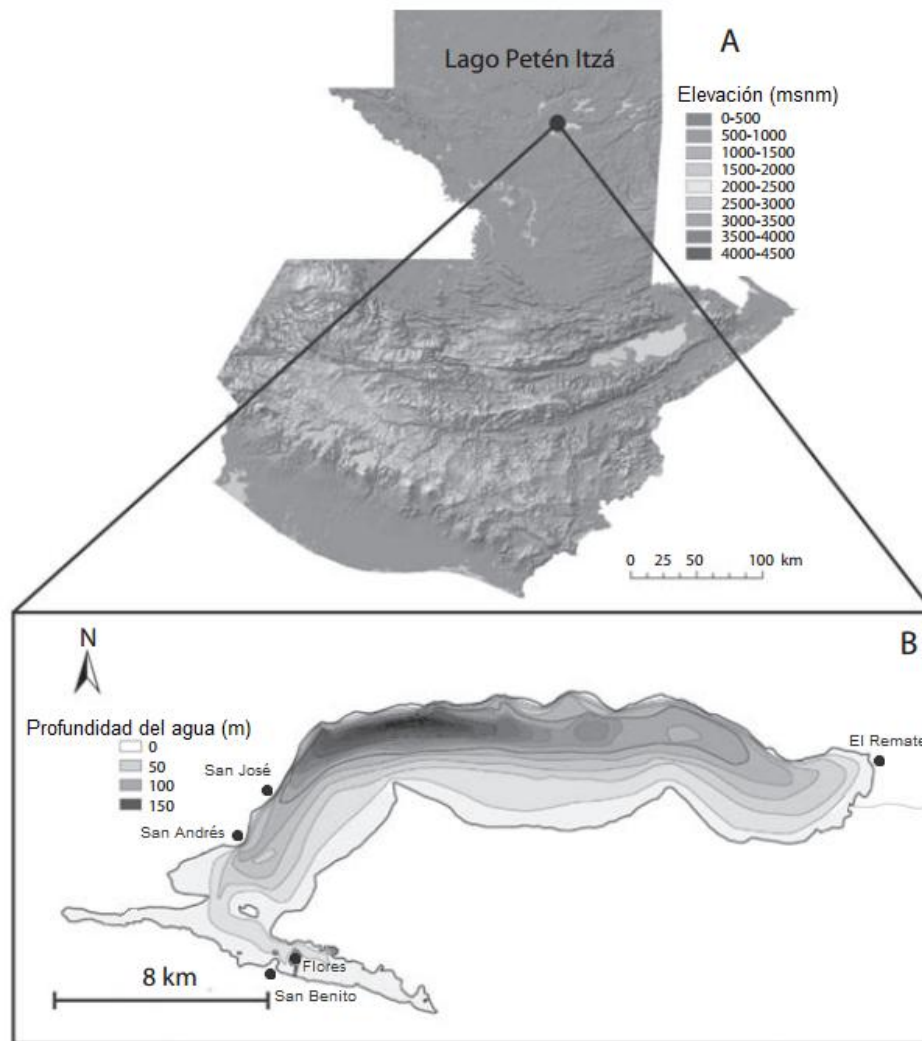


Figura 2. Ubicación del lago Petén Itzá (A) y mapa batimétrico (B).
Fuente: modificado de Pérez, Lorenschat, Brenner, Scharf, & Schwalb, 2010.

A principios del Cretácico (hace ~65 millones de años), partículas de carbonato de calcio se iniciaron a depositar en el fondo del mar, lo que luego se transformó en piedra caliza de hasta 5 Km de profundidad en algunos puntos (Brenner, 2018). Como consecuencia de un levantamiento del suelo marino, los depósitos cársticos quedaron expuestos y se convirtieron en lo que ahora es la mayoría de la Península de Yucatán, donde se ubica el lago Petén Itzá (Anselmetti et al., 2006). Debajo de estos depósitos marinos, se sabe que hay sedimentos continentales que datan del Jurásico. Por dichos motivos, la región del lago ha sido de interés paleoambiental por los últimos 40 años (Brenner, 2018). La mayoría de las investigaciones se han enfocado en la reconstrucción paleoecológica del

Holoceno, particularmente en el impacto de la civilización maya. Los estudios han demostrado que esta región tuvo cambios climáticos y ambientales drásticos, desde el final de la última glaciación hasta el Holoceno temprano (Anselmetti et al., 2006; Hodell, Anselmetti, Brenner, & Ariztegui, 2006). En el Holoceno tardío, la microcuenca del lago Petén Itzá fungió como un sitio clave de asentamiento humano, al contar con agua dulce, suelos fértiles y diversidad de plantas y animales (Brenner, 2018).

Se han distinguido tres tipos de recursos hídricos en la microcuenca: sistema lacustre (lagos, lagunas y aguadas), sistema fluvial (ríos, arroyos y riachuelos) y sistema subterráneo (Salguero, 2009). Además del lago, existe una serie de pequeños cuerpos de agua, siendo los más extensos las lagunas Sacpuy, Quexil, Salpetén y Macanché (figura 3). Petén Itzá es un lago endorreico, lo que significa que no cuenta con ningún canal fluvial que sirva como salida natural. El agua superficial ingresa desde los ríos Ixlú e Ixpop, además de los arroyos tributarios permanentes El Ahorcado, Pijul, El Betz y Shucupó. Sin embargo, es importante mencionar que, al ser de origen cárstico, puede existir entradas y salidas de agua subterránea (Bastarrechea, 1988), aunque los estudios no han sido suficientes.

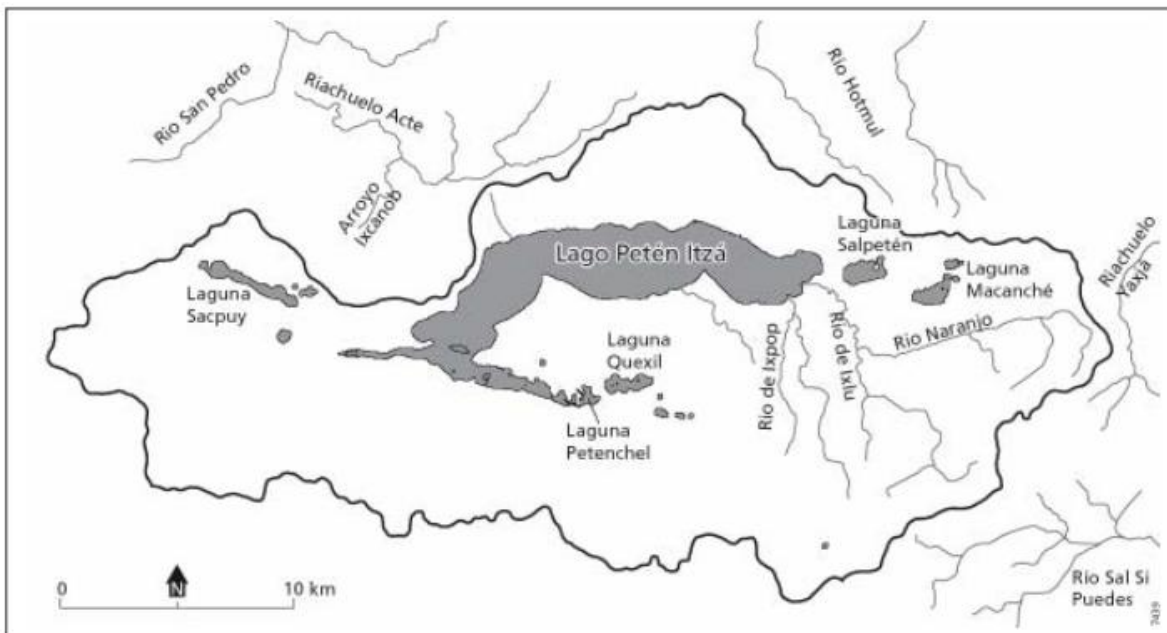


Figura 3. Recursos hídricos en la microcuenca del lago Petén Itzá.
Fuente: Salguero, 2009.

Los estudios limnológicos en el lago Petén Itzá no han sido lo suficientemente abundantes o consistentes para poder comprender algunos de sus patrones. Sin embargo, se sabe que existe una estratificación térmica que persiste la mayoría del año (Brezonik & Fox, 1974). El agua superficial del lago se mantiene entre 29 y 31°C en los meses más cálidos, mientras que el agua más profunda tiene una temperatura de 24-25°C (Pérez et al., 2013). Pudiera existir hipoxia o anoxia en las aguas más profundas, como consecuencia de un período prolongado de estratificación térmica. No hay evidencia de que ocurra una mezcla vigorosa en la columna de agua que pudiera reoxigenar el fondo. Es posible que exista circulación hídrica cuando el agua superficial se enfría y desciende por cambios de densidad, rompiendo la termoclina. No obstante, se necesitan monitoreos constantes para confirmar dicha hipótesis (Brenner, 2018).

El lago Petén Itzá es rico en sulfatos de calcio, por su origen geológico ya mencionado. Además, cuenta con bajas concentraciones de iones, junto con una transparencia de hasta 7.5 m (Pérez et al., 2010), lo que lo ha hecho una fuente ideal de agua potable. Sin embargo, en los últimos años ha mostrado un incremento de nutrientes de origen antropogénico, particularmente en la parte suroeste del lago (Rosenmeier, Hodell, Brenner, Curtis, & Guilderson, 2002).

2. Flora y fauna

En 1980 se describieron ~160 taxa de fitoplancton. Aunque no se determinó su especie, los phyla presentes fueron Cyanophyta, Euglenophyta, Pyrrophyta, Chrysophyta y Chlorophyta (Brenner, 2018). Reyes, Morales, Oliva y Dávila (2009) reportan 232 especies vegetales en los cuerpos de agua de la región maya Tikal-Yaxhá, la cual incluye al lago Petén Itzá. Las especies más frecuentes fueron *Urticularia gibba*, *Typha domingensis*, *Najas guadalupensis*, *Vallisneria americana*, *Eleocharis celulosa*, *Potamogeton ilinoensis*, *Mimosa pigra*, *Hallodule baudetei*, *Chara* sp., *Eleocharis intersicta* y *Cladium jamaicense*. En los sitios de la región con mayor actividad humana y ganadera

observaron un leve proceso de eutrofización y presencia de malezas acuáticas como *Eichornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia minima*, *N. guadalupensis* y *P. ilinoensis*.

Hasta la fecha, se han reportado 22 especies de peces, que pertenecen a las familias Clupeidae, Characidae, Pimelodidae, Artherinidae, Cyprinodontidae, Poecilidae, Cichlidae y Synbranchidae (Brenner, 2018). Sin embargo, no fue posible hallar una lista de todas las especies. Cano (2008) reporta 19 de éstas. Se consideraba que la única especie no nativa era una tilapia, aunque desde 2009, se ha notado la presencia de un plecóstomo (pez diablo), una especie invasora. Algunos pobladores locales han señalado que esto afecta la pesca en el lago Petén Itzá (Barrientos & Quintana, 2012). El pez blanco (*Petenia splendida*) es el de mayor interés pesquero y científico (Brenner, 2018).

También se ha reportado herpetofauna acuática en el lago Petén Itzá. En cuanto a tortugas, es hábitat de la tortuga blanca (*Dermatemys mawii*), la jicotea (*Trachemys scripta*), la tortuga tres lomos (*Staurotypus triporcatus*) y algunas especies del género *Kinosternon*. El reptil más conspicuo en el lago es el cocodrilo (*Crocodylus moreletti*), que puede llegar a medir hasta 2.5 m. Se ha registrado que esta especie ha sido cazada por su carne o piel. (Brenner, 2018).

La mayoría de la información biológica reportada para el lago Petén Itzá no está fácilmente disponible, publicada en revistas científicas indexadas y probablemente tampoco ha sido revisada por pares (Brennes, 2018). Es necesario elevar los esfuerzos de investigación en esta región para contar con información actualizada y confiable.

3. Relación e importancia para el ser humano

Como se ha mencionado, el lago Petén Itzá es compartido por cuatro municipios (figura 4): Flores (48%), San Benito (18%), San Andrés (9%) y San José (8%). A pesar de no estar sobre la orilla del lago, Santa Ana (12%), San Francisco (3%) y La Libertad (2%) también forman parte de la microcuenca (MANMUNI Petén Itzá, MARN, & SEGEPLAN, 2010). Se considerará únicamente los primeros cuatro municipios, pues, por su cercanía, son los que pueden tener más influencia sobre el lago.

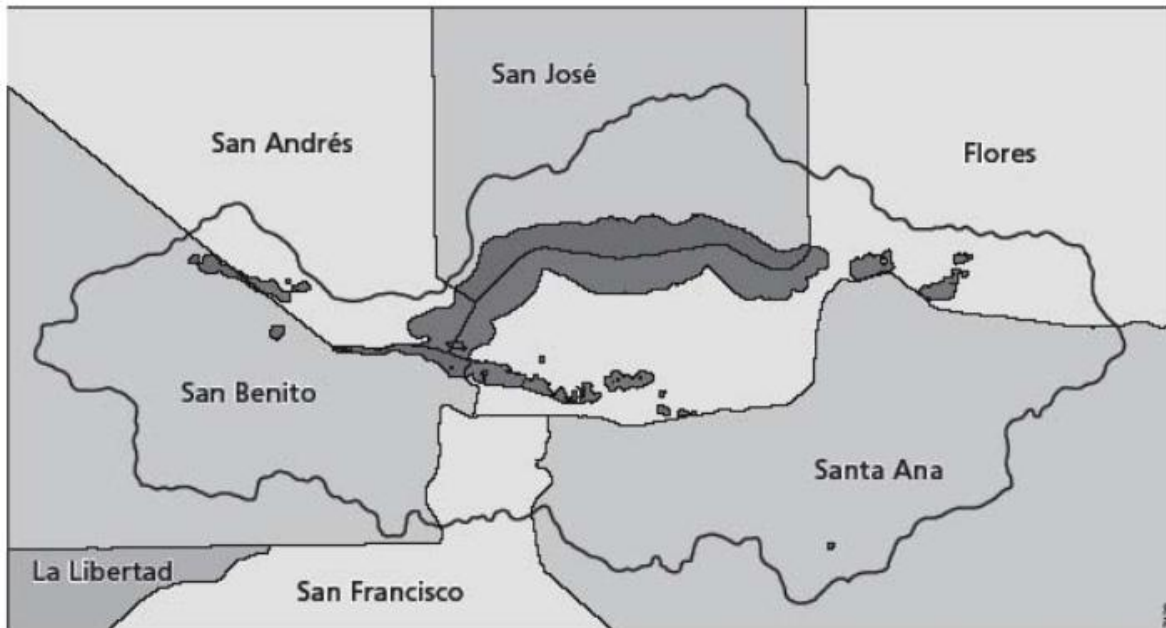


Figura 4. Delimitación política del lago Petén Itzá y su microcuenca.
Fuente: Salguero, 2009.

Según el Plan estratégico para el desarrollo sostenible de la cuenca del lago Petén Itzá 2010-2020 (MANMUNI Petén Itzá et al., 2010), alrededor del 77% de las viviendas alrededor del lago Petén Itzá cuentan con servicio de agua entubada (cuadro 2). Sin embargo, por su nivel de dureza, el agua no se considera potable. Nueve de los poblados utilizan como fuente principal el agua del lago, siendo estos San Miguel, El Arrozal, El Remate, Macanché, Tres Naciones (municipio de Flores), San Andrés (municipio de San Andrés), San José, San Pedro y Jobompiche (municipio de San José). El resto (y mayoría) de poblados utilizan pozos y solamente uno nacimientos (Ixlu, Flores).

Cuadro 2. Indicadores de los municipios del lago Petén Itzá en 2010.

	Flores	San Benito	San Andrés	San José
Población total	53,867	54,431	38,985	5,250
Viviendas	7,104	10,977	2,027	924
% Viviendas con agua entubada	87.96	69.34	77.11	100
% Viviendas con alcantarillado	8.54	9.09	0	0
Producción estimada de desechos (tonelada día ⁻¹)*	12.00	19.02	3.67	1.77
% Viviendas con servicio de extracción de basura	20.44	20.29	30.34	59.96

*Por falta de estudios formales, MANMUNI Petén Itzá et al. (2010) hicieron un cálculo utilizando 35 kg por persona.

Fuente: elaboración propia con datos de MANMUNI Petén Itzá et al. (2010).

Como se observa en el cuadro 2, la mayoría de las viviendas carecen de un sistema mínimo para la recolección, transporte y tratamiento de residuos y desechos sólidos. El municipio de San José es el que cuenta con un porcentaje mayor de cobertura (~60%). El servicio en dicho municipio es gratuito y provee puntos de recolección de desechos. Sin embargo, este sistema está disponible únicamente para la cabecera municipal y Jobompiche. Según datos del Instituto Nacional de Estadística (INE [2003]), el 68% de los habitantes queman la basura. Sin embargo, existen cuatro vertederos de basura principales en los alrededores del lago Petén Itzá. Estos se ubican en Santa Elena, San Benito, San Andrés y San José y en ninguno está sujeto a normas o planes de tratamiento. Se ha notado que la acumulación de basura puede ser tanta que llega a bloquear la carretera que conduce a Flores (MANMUNI Petén Itzá et al., 2010). Se evidencia entonces, que, como en el caso de San José, aunque haya un servicio gratuito de extracción de basura, persiste la mala disposición de residuos y desechos sólidos. Para 2010, se tenía estimado un proyecto de casi medio millón de quetzales para la creación de un basurero común para estos municipios.

Sólo los municipios de Flores y San Benito cuentan con servicio de alcantarillado (cuadro 2), el cual se restringe a las cabeceras municipales y Santa Elena de La Cruz, Flores, y

está a cargo de la Empresa Municipal de Agua (EMAPET). Para su establecimiento, el banco KFW de la Cooperación Alemana donó 180 millones de quetzales en 1997. No obstante, se ha estimado que más del 90% de todos los drenajes de la microcuenca conducen el agua por gravedad, entubada o no, al espejo del lago Petén Itzá (MANMUNI Petén Itzá et al., 2010).

Salguero (2009) determinó las actividades productivas que dependen del agua del lago Petén Itzá. Estas son la agricultura y ganadería, el uso doméstico, la pesca, el turismo y transporte lacustre. La agricultura es generalmente de subsistencia y migratoria, con el maíz y el frijol como cultivos principales. Aunque la cantidad de agua que se utiliza para riego es poca, la agricultura es clave para comprender el estado trófico del lago, pues está sujeto a flujos de escorrentía natural que pueden arrastrar restos de agroquímicos (Salguero, 2009). La ganadería, por otro lado, es una actividad productiva totalmente ineficiente, particularmente bajo las condiciones de la microcuenca, donde es extensiva. Es de la causa principal de la deforestación en Petén (BID, 2018) y Guatemala (FAO, 2011), algo que también se ha observado en la selva amazónica (Walker & Moran, 2000). Adicionalmente, las fincas extraen agua directamente del lago, mientras que la contaminación por heces de bovino contribuye a la eutroficación del cuerpo de agua, sin mencionar los productos químicos utilizados como control de plagas en los potreros (Salguero, 2009). Este lago también es importante como elemento del paisaje y atractivo turístico. Es una parada obligatoria para quienes se dirigen al Parque Nacional Tikal, aunque su belleza natural lo hacen un destino turístico por sí mismo (Salguero, 2009). Tanto la agricultura, la ganadería, la pesca y el turismo son fuentes de ingreso importantes en la microcuenca, y se pueden ver perjudicadas con el deterioro del lago.

IV. JUSTIFICACIÓN

El microplástico es indudablemente un material peligroso para el medio ambiente (e.g. Browne, 2015) y el ser humano (e.g. Galloway, 2015). Múltiples estudios han evidenciado su alarmante ubicuidad (e.g. Eriksen et al., 2013; Browne et al., 2011), relación con contaminantes hidrofóbicos tóxicos (e.g. Barboza et al., 2018; Rochman et al., 2013) y capacidad de ingresar y bioacumularse en redes tróficas (e.g. Kühn et al., 2015; Stälä, 2014), hasta llegar al ser humano (e.g. Van Cauwenberghe & Janssen, 2014). En las personas, se especula que el microplástico pueda causar desde reacciones alérgicas hasta cáncer y enfermedades cardíacas (GESAMP, 2015, 49).

El lago Petén Itzá es una fuente de agua vital para la biota local, así como para muchos de sus pobladores que la extraen para uso doméstico (MANMUNI Petén Itzá et al., 2010). Asimismo, el lago y la calidad de su agua tienen una fuerte influencia sobre la pesca, agricultura, ganadería y turismo, todas actividades productivas importantes en la región (Salguero, 2009), por lo que se le ha estimado un valor económico de US\$45.8 millones (Pape, 2002). Al ser un lago endorreico, todos los desechos sólidos que ingresan permanecen en el agua por un tiempo indefinido. Dada su potencial toxicidad (Rochman, 2015), la contaminación por microplástico podría estar poniendo en peligro no solamente el equilibrio ecológico del sistema, y la economía local y nacional, sino la seguridad alimentaria de los turistas y habitantes de la microcuenca.

Las soluciones al problema de la contaminación por microplástico son complejas, pero antes de proponer o aplicar una, es indispensable tener un buen conocimiento del fenómeno. No es posible mitigar una problemática que se desconoce. Es por esto que, través de la presente investigación, se pretende evaluar la contaminación por microplástico en la superficie del lago Petén Itzá. De esta manera se espera trazar una línea base en el conocimiento y comprensión de la magnitud del problema, lo que podría impulsar el desarrollo de planes de manejo adecuados, así como contribuir al fortalecimiento institucional local para la gestión y reducción de uso de plástico en la microcuenca del lago Petén Itzá. El conocimiento de la situación actual permitirá evaluar el impacto de la gestión futura en el lago.

V. OBJETIVOS

A. General

- Evaluar la contaminación por microplástico en el agua superficial de un lago endorreico de tierras bajas

B. Específicos

- Caracterizar las principales fuentes de contaminación por microplástico en el lago Petén Itzá
- Estimar la abundancia relativa de microplástico en el lago Petén Itzá
- Identificar los patrones de distribución de microplástico en el lago Petén Itzá

VI. HIPÓTESIS

La abundancia relativa de microplástico depende de las características de las fuentes de contaminación en el lago Petén Itzá, siendo mayor en el área de influencia de los centros urbanos.

VII. MATERIALES Y MÉTODOS

A. Universo

1. Población: microplástico en el agua superficial del lago Petén Itzá
2. Muestra: microplástico aislado en 33 muestras de agua del lago Petén Itzá

B. Materiales

Cuadro 3. Materiales utilizados en la investigación.

Categoría	Objeto	Procedencia
Equipo de campo	Lancha	AMPI
	Red de microplástico (<i>manta trawl</i>)	Rescue the Planet
	Tamiz de 5 mm	Facultad de Farmacia
	Tamiz de 0.210 mm	Facultad de Agronomía
	GPS	AMPI
	<i>Tester</i>	AMPI
	Cuaderno	Tesista
	Lápiz	Tesista
Equipo de laboratorio	Marcador permanente	Tesista
	Balanza analítica	CUDEP
	Horno	CUDEP
	Estufa (<i>hot plate</i>)	CUDEP
	Microscopio de disección (aumento 40X)	Facultad de Farmacia
Material de laboratorio	Piseta	AMPI
	Espátula de metal	Tesista
	Viales de 5 mL	Tesista
Reactivos	FeSO ₄ ·7H ₂ O	Facultad de Farmacia
	Agua destilada	AMPI
	H ₂ SO ₄	Facultad de Farmacia

Categoría	Objeto	Procedencia
	Peróxido de hidrógeno (H ₂ O ₂ 30%)	AMPI
Cristalería	Frascos de vidrio con tapadera	Tesista
	Beaker de 500 mL	CUDEP
	Varilla de agitación	CUDEP
Análisis	Computadora	Tesista
	Programa estadístico R 3.5.2	Tesista

AMPI = Autoridad para el Manejo y Desarrollo Sostenible de Cuenca del lago Petén Itzá

CUDEP = Universidad de San Carlos de Guatemala, Centro Universitario de Petén

Fuente: elaboración propia.

C. Métodos

1. Colecta de material

Se realizaron muestreos por transectos en el agua superficial del lago Petén Itzá, arrastrando desde una lancha una red de microplástico (*manta trawl*) de 333 µm de luz. La ubicación de los transectos (tratamientos) estuvo determinada por: 1) la proximidad a poblados (Su et al., 2016), 2) la desembocadura de los afluentes superficiales más contaminados (Ochaeta & Matus, 2017), 3) el ingreso del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y 4) los puntos menos influenciados por actividad humana, como control (Ochaeta & Matus, 2017; figura 5).

Cuadro 4. Puntos de muestreo.

Tratamiento	Puntos de muestreo	Número de transectos
Poblados	Flores/ San Benito	3
	San Andrés/ San José	3
	El Remate	3
Ríos	Río Ixlú	3
	Arroyo Pijul	3
	Arroyo El Ahorcado	3
PTAR	Desembocadura del efluente	6

Tratamiento	Puntos de muestreo	Número de transectos
Control	Punto más profundo (1)	3
	Biotopo Cerro Cahuí (2)	3
	Área despoblada (3)	3
TOTAL		33

Fuente: elaboración propia.

Se realizó un total de nueve transectos por tratamiento, menos en la desembocadura del efluente de la PTAR, en el que se hicieron seis al ser solamente un punto (cuadro 4). Cada transecto se hizo en línea recta, con una duración aproximada de 10 minutos, a 2 nudos de velocidad. Se tomó el punto GPS de inicio y final del recorrido. Utilizando una piseta, se trasladó el material capturado a una serie de dos tamices, el primero de 5 mm y el segundo de 0.210 mm. Esto permitió coleccionar aquellas partículas mayores a 0.333 mm pero menores a 5 mm, que posteriormente fueron almacenadas en frascos de vidrio rotulados. En todos los puntos se midió in situ la temperatura, conductividad y pH utilizando un *tester* Hanna HI 98129, como parte de la caracterización de los tratamientos.



Figura 5. Ubicación de los puntos de muestreo. Cada color representa un tratamiento: rojo=poblados; celeste=ríos; verde=PTAR; amarillo=control.

Fuente: elaboración propia con el programa QGIS 3.4.

2. Extracción de plástico

El aislamiento de microplástico se trabajó con base en la metodología de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos (*National Oceanic and Atmospheric Administration* [NOAA, 2015]). El análisis inició por el secado de las muestras. Para esto, se trasvasaron las muestras del frasco de colecta a un beaker rotulado, utilizando la menor cantidad de agua posible. Las muestras fueron trasladadas a un horno y se mantuvieron a 90°C por un periodo de 24 horas o hasta que estuvieron totalmente secas.

Para eliminar la materia orgánica, una vez secas, las muestras pasaron por un tratamiento de oxidación húmeda con peróxido (WPO), en presencia de Fe (II) como catalizador. La solución de Fe (II) se preparó en el laboratorio, añadiendo 7.5 g de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ a una mezcla de 500 mL de H_2O y 3 mL de H_2SO_4 . A cada beaker se le añadió 20 mL de solución de Fe (II) 0.05 M y luego 20 mL de H_2O_2 30%. Se dejó reposar por 5 minutos, para después agitar con una varilla de vidrio. Se calentó cada muestra a 75°C utilizando una estufa (*hot plate*). Al observar ebullición, se removió cada beaker hasta que las burbujas cesaron y después se volvió a calentar a la misma temperatura por 30 minutos. Este procedimiento se repitió hasta que la materia orgánica estuviera totalmente degradada o su cantidad disminuyera sensiblemente. Una vez finalizada la WPO, se esperó a que los beakers se enfriaran.

El producto de la WPO fue pasado por un tamiz de 0.210 mm, utilizando agua y una espátula. Los sólidos colectados de cada muestra se trasladaron a cajas de Petri individuales, debidamente rotuladas. Las cajas de Petri se introdujeron a un horno, donde permanecieron a 40°C por 24 horas o hasta que estuvieron secas. El mismo procedimiento se realizó para las 33 muestras colectadas.

3. Conteo y cálculo de abundancia

Utilizando un microscopio de disección con aumento de 40X y pinzas, se hizo una clasificación, conteo y separación de las partículas de plástico presentes en cada muestra.

La clasificación consistió en el tipo morfológico de partícula: fragmento, fibra o microesfera, lo cual permitió la caracterización de los tratamientos en cuanto al tipo morfológico de microplástico que presentaron. Se utilizó una grilla para llevar un mejor control sobre el material observado en cada caja de Petri. El microplástico hallado fue depositado en viales de vidrio de 5 mL, de tapadera con rosca.

Se midió el ancho de la red utilizada en la fase de campo (0.6 m) y se calculó la distancia recorrida a partir de las coordenadas de inicio y final de cada transecto. Al multiplicar ambos, se obtuvo el área de superficie cubierta por la red, que, en conjunto con la cantidad de partículas de microplástico capturadas, permitió el cálculo de su abundancia relativa:

$$Abundancia\ relativa = \frac{Partículas\ de\ microplástico}{Área\ cubierta}$$

4. Análisis estadístico

La variable independiente consistió en el lugar en el que se realizó el transecto, es decir, el tratamiento (poblado, río, PTAR, control) y la variable dependiente la abundancia de microplástico. Se tomaron como covariables la temperatura, el pH y la conductividad. Se realizó una serie de análisis de varianza (ANDEVA [Fisher, 1925]) y pruebas de Bonferroni para determinar si existió diferencia entre los tratamientos en cuanto a cada una de las covariables medidas.

Para calcular la abundancia media de microplásticos, se hizo un promedio ponderado, calculando el porcentaje del lago influenciado por cada tratamiento. Se realizó un ANDEVA para comparar los tratamientos. Esto se hizo para establecer si existió diferencia entre los sitios de colecta. Posteriormente, se llevó a cabo una prueba de Bonferroni para determinar cuál de los tratamientos fue el responsable de la diferencia. Así, se identificó la principal fuente de contaminación como el tratamiento con mayor abundancia de microplástico.

Con la información anterior fue posible determinar los patrones de distribución de dicho material en el lago Petén Itzá, al saber cuál de los tratamientos aportó un nivel de contaminación mayor. Todas las pruebas estadísticas fueron realizadas mediante el programa *R* 3.5.2.

VIII. RESULTADOS

Se caracterizaron los tratamientos, como potenciales fuentes de contaminación, en términos del tipo morfológico de microplástico que presentaron y ciertas características fisicoquímicas. Las categorías de microplástico fueron fragmentos, fibras y microesferas (anexo 1), mientras que las características fisicoquímicas consideradas fueron la temperatura, el pH y la conductividad. Los datos detallados de la caracterización de los 33 transectos, según el tratamiento, sitio de muestreo y transecto se exponen en el cuadro 5.

Como se puede observar, todas las muestras de todos los tratamientos presentaron partículas de microplástico (cuadro 5). En la totalidad de los casos, la categoría de microplástico dominante fueron las fibras. Éstas alcanzaron un número mínimo de 7 unidades, en el tratamiento control, mientras que el conteo ascendió hasta 74 unidades para el tratamiento de ríos y arroyos. Los fragmentos consistieron en el segundo tipo de microplástico más frecuente y se encontraron en todas las muestras, menos en el segundo transecto del centro profundo (tratamiento control). En conjunto, las fibras y los fragmentos constituyeron el 70.4% y 29.4%, respectivamente, del total de microplásticos obtenidos del lago Petén Itzá. Las microesferas, en cambio, en las 33 muestras del agua superficial del lago fueron halladas únicamente en tres ocasiones (0.2%), en tres tratamientos distintos (cuadro 5).

Las características fisicoquímicas del agua superficial también se muestran en el cuadro 5. El registro mínimo de temperatura fue de 25.8°C y el máximo de 29.3°C, con una media de 27.3°C. El pH promedio fue de 8.15, oscilando entre 7.64 y 8.40, siendo ligeramente básico. Se registró una conductividad de entre 552 y 578 $\mu\text{S}/\text{cm}$, donde la media tuvo un valor de 557.15 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se evaluó si hubo una diferencia sustancial entre los tratamientos en términos de las características fisicoquímicas mencionadas. La diferencia fue inexistente para la temperatura y el pH. Sin embargo, se determinó que ésta fue significativa para la conductividad, teniendo un valor sensiblemente más elevado en el tratamiento de ríos y arroyos ($p=0.013$; figura 6).

Cuadro 5. Caracterización de los tratamientos por punto de muestreo y número de transecto.

Tratamiento	Punto	Transecto	Temperatura (C°)	Conductividad (µS)	pH	Fragmentos	Fibras	Microesferas	Total
Poblados	SB ¹ /Flores	1	29	562	8.2	21	32	0	53
Poblados	SB/Flores	2	27.4	557	8.23	4	11	0	15
Poblados	SB/Flores	3	26.4	561	8.24	13	23	0	36
Poblados	SA ² /SJ ³	1	28.3	553	8.13	3	66	0	69
Poblados	SA/SJ	2	27.6	554	8.2	1	26	0	27
Poblados	SA/SJ	3	26.7	557	7.97	16	62	0	78
Poblados	El Remate	1	26.8	556	8.18	11	38	0	49
Poblados	El Remate	2	26.9	557	8.16	19	37	0	56
Poblados	El Remate	3	26.2	555	8.27	19	30	0	49
Ríos	Ixlú	1	27.6	555	7.94	3	35	1	39
Ríos	Ixlú	2	26.5	578	7.64	6	27	0	33
Ríos	Ixlú	3	25.8	557	8.17	14	36	0	50
Ríos	Pijul	1	28.9	560	8.4	42	97	0	139
Ríos	Pijul	2	27.6	560	8.21	16	74	0	90
Ríos	Pijul	3	26.5	556	8.12	16	56	0	72
Ríos	El Ahorcado	1	29.3	560	8.25	66	76	0	142
Ríos	El Ahorcado	2	27.6	560	8.39	11	23	0	34
Ríos	El Ahorcado	3	26.4	564	8.06	18	71	0	89
PTAR	Xucupó	1	28.4	555	8.17	7	31	0	38

Tratamiento	Punto	Transecto	Temperatura (C°)	Conductividad (µS)	pH	Fragmentos	Fibras	Microesferas	Total
PTAR	Xucupó	2	27.4	556	8.27	4	18	0	22
PTAR	Xucupó	3	27.3	556	8.18	15	24	1	40
PTAR	Xucupó	4	26.7	555	8.07	40	42	0	82
PTAR	Xucupó	5	26.4	556	8.15	33	34	0	67
PTAR	Xucupó	6	26.8	554	8.09	21	36	0	57
Control	CP ⁴	1	28	557	8.19	4	24	0	28
Control	CP	2	27.6	555	8.23	0	7	0	7
Control	CP	3	27	555	8.08	3	10	0	13
Control	Jobompiche	1	27.6	554	8.11	4	14	0	18
Control	Jobompiche	2	27.5	556	8.1	24	13	0	37
Control	Jobompiche	3	26.7	555	8.14	3	22	0	25
Control	Puxcal	1	27.9	552	8.14	1	7	0	8
Control	Puxcal	2	26.7	552	8.16	4	10	0	14
Control	Puxcal	3	26.3	556	8.05	5	7	1	13
Total						467	1119	3	1589
Porcentaje (%)						29.4	70.4	0.2	100

¹SB = San Benito; ²SA = San Andrés; ³SJ = San José, ⁴CP = centro profundo.

Fuente: elaboración propia.

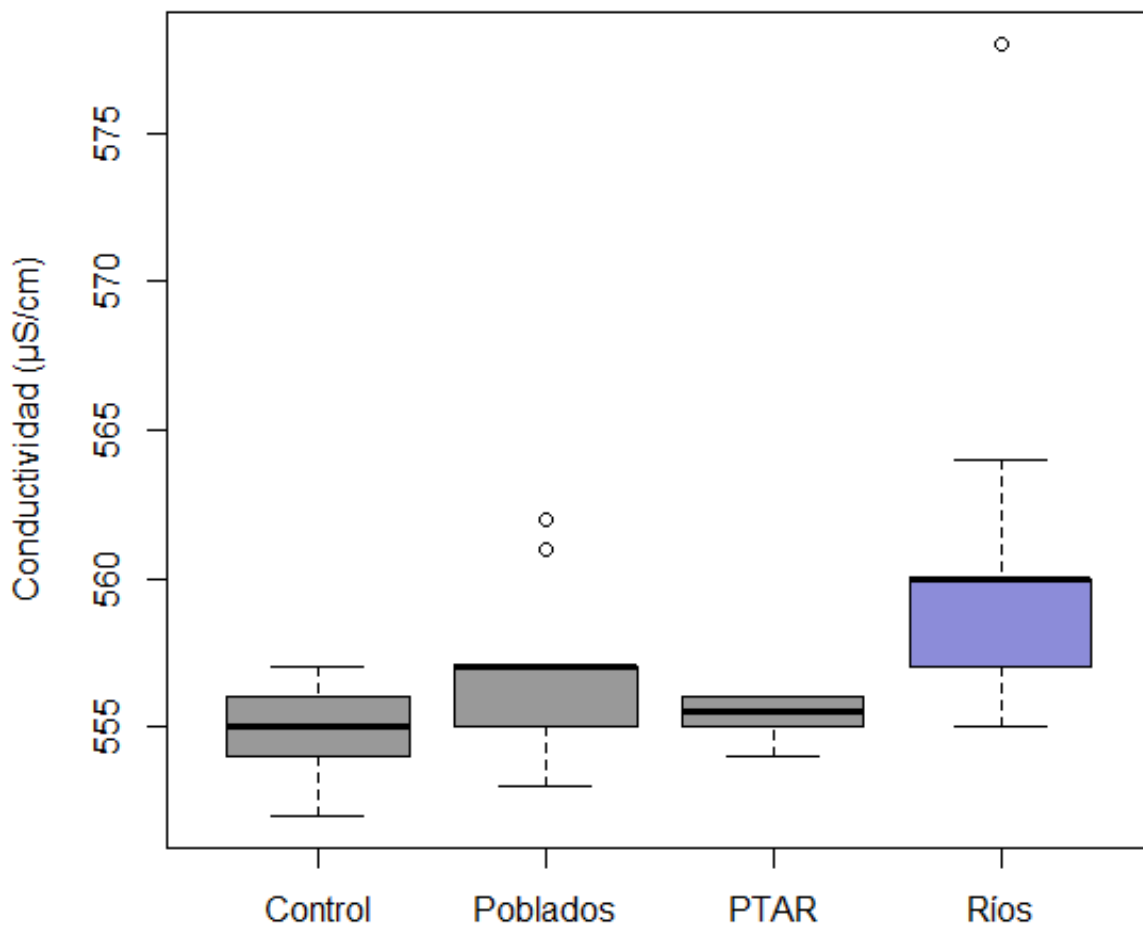


Figura 6. Conductividad según tratamiento.

Fuente: elaboración propia.

Se calculó la abundancia de microplástico para cada transecto y también por punto de muestreo (cuadro 6). Como se puede observar, la abundancia más elevada se encontró en el primer transecto del arroyo El Ahorcado, con un total de 823,847 partículas km^{-2} . El transecto con menor abundancia, en cambio, fue el segundo transecto del centro profundo, siendo de 31,064 partículas km^{-2} . La abundancia por punto de muestreo mostró una tendencia similar que los transectos, siendo la más alta en la desembocadura de los arroyos Pijul y El Ahorcado, donde superó las 475,000 partículas por km^2 . En contraste, la abundancia menor fue de 61,862 partículas km^{-2} , correspondiente a Puxcal.

Cuadro 6. Abundancia de microplástico por punto, transecto y promedio ponderado.

Tratamiento	Punto	Transecto	Abundancia (partículas km⁻²)	
Poblados	SB ¹ /Flores	1	235,185.53	132,491.70
Poblados	SB/Flores	2	78,817.11	
Poblados	SB/Flores	3	83,472.45	
Poblados	SA ² /SJ ³	1	277,650.35	150,629.82
Poblados	SA/SJ	2	114,986.58	
Poblados	SA/SJ	3	59,252.51	
Poblados	El Remate	1	223,597.27	213,844.51
Poblados	El Remate	2	291,849.07	
Poblados	El Remate	3	126,087.18	
Ríos	Ixlú	1	176,731.29	191,614.97
Ríos	Ixlú	2	134,817.14	
Ríos	Ixlú	3	263,296.47	
Ríos	Pijul	1	637,024.41	482,920.17
Ríos	Pijul	2	349,308.37	
Ríos	Pijul	3	462,427.75	
Ríos	El Ahorcado	1	823,847.48	475,216.82
Ríos	El Ahorcado	2	174,821.58	
Ríos	El Ahorcado	3	426,981.39	
PTAR	Xucupó	1	149,430.98	203,193.76
PTAR	Xucupó	2	78,364.32	
PTAR	Xucupó	3	118,497.45	
PTAR	Xucupó	4	242,462.95	
PTAR	Xucupó	5	469,187.68	
PTAR	Xucupó	6	161,219.16	
Control	CP ⁴	1	123,401.29	72,000.24

Tratamiento	Punto	Transecto	Abundancia (partículas km ⁻²)	
Control	CP	2	31,063.89	
Control	CP	3	61,535.55	
Control	Jobompiche	1	84,130.23	120,739.47
Control	Jobompiche	2	157,385.19	
Control	Jobompiche	3	120,702.97	
Control	Puxcal	1	35,563.14	61,862.40
Control	Puxcal	2	56,188.34	
Control	Puxcal	3	93,835.72	
Promedio ponderado			147,588.80	

¹SB = San Benito; ²SA = San Andrés; ³SJ = San José, ⁴CP = centro profundo.
Fuente: elaboración propia.

Después de hacer un promedio ponderado, se calculó la abundancia media de partículas de microplástico, con un valor de 147,588.8 km⁻² (cuadro 6). Sin embargo, se determinó que la abundancia total estimada de estas partículas fue significativamente distinta entre tratamientos ($p=0.001321$). El tratamiento que presentó una mayor abundancia de partículas de microplástico fue el de ríos y arroyos, seguido por el de la PTAR, los poblados y por último el control (figura 7). El tratamiento de ríos tuvo una mediana de 349,308 partículas km⁻² y también mayor variabilidad respecto a las demás, con un mínimo de 134,817 partículas km⁻² y un máximo de 823,847 partículas km⁻². En la figura 7 también se puede observar que el área de influencia de la PTAR mostró un dato atípicamente elevado.

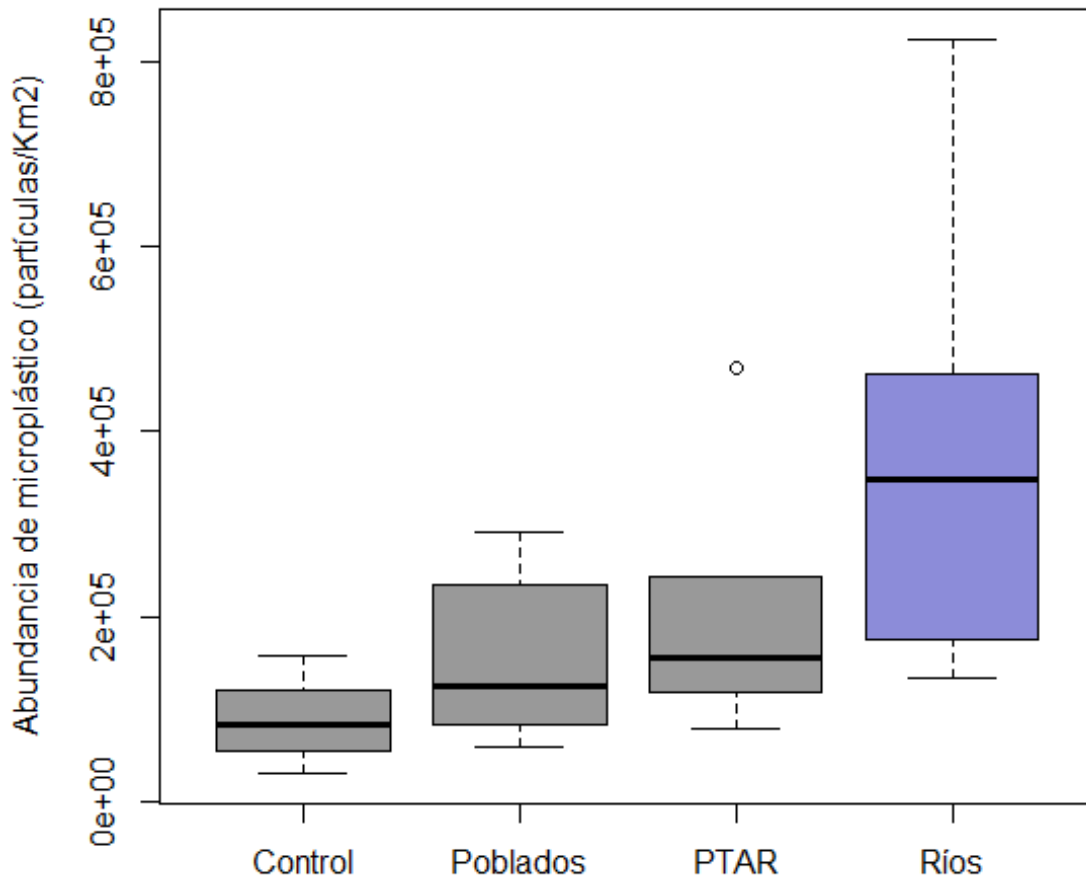


Figura 7. Abundancia de partículas de microplástico en cada tratamiento.

Fuente: elaboración propia.

A pesar de que la diferencia entre tratamientos es observable en la figura anterior, ésta no fue estadísticamente significativa en todos los casos (cuadro 7). Los ríos claramente presentaron un mayor nivel de contaminación por microplástico en comparación con los poblados ($p=0.02095$) y más fuertemente con los puntos control ($p=0.00089$), por lo que se muestra resaltado en color en la figura 7. No obstante, la diferencia no fue significativa en cuanto a la PTAR, pero es posible que esto se deba al dato atípico mencionado. Ninguno de los demás tratamientos presentó diferencias sustanciales (cuadro 7).

Cuadro 7. Significancia estadística entre tratamientos en cuanto a abundancia total de microplástico.

	Control	Poblados	PTAR
Poblados	1.00000	-	-
PTAR	0.79661	1.00000	-
Ríos	0.00089**	0.02095*	0.15347

* = significativo, <0.05

** = sumamente significativo, <0.01

Fuente: elaboración propia.

Además del número de partículas microplásticas determinadas en la caracterización, se calculó la abundancia por categoría, al considerar también el área abarcada en cada transecto. Al haber sido los tipos morfológicos dominantes, tiene sentido haber hallado que la abundancia total de microplástico (figura 7) estuvo dada principalmente por la abundancia relativa de fragmentos y fibras. En la figura 8 se muestra la distribución de estos datos. Se puede notar que la abundancia de fibras tendió a ser más alta que la de fragmentos. Esto fue cierto para todas las muestras, con excepción de una de las de la PTAR (rombo amarillo en la figura 8), producto del dato atípicamente alto de fragmentos que ya ha sido mencionado. Por otro lado, se puede observar que la abundancia de fragmentos, pero más claramente de fibras, tuvo un valor más elevado en el tratamiento de ríos y arroyos, representado con triángulos verdes en la figura 8.

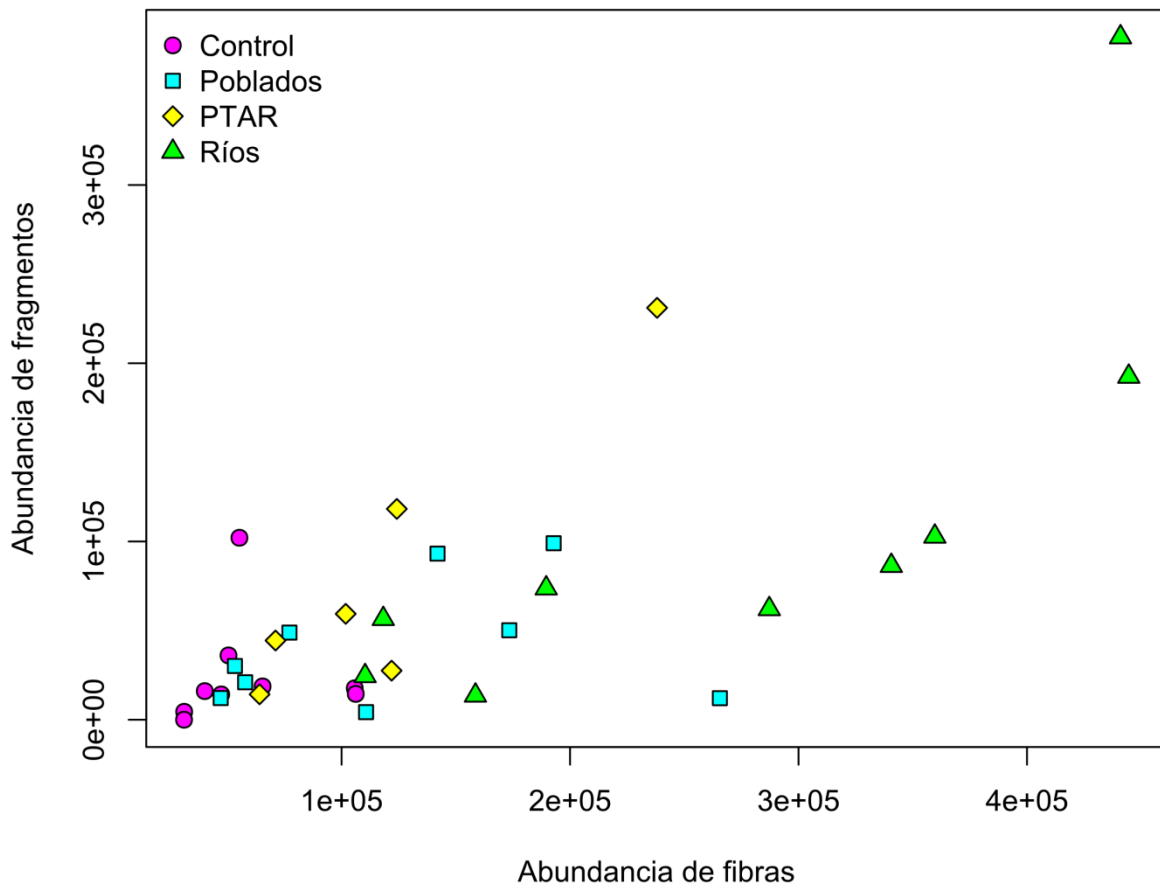


Figura 8. Distribución de la abundancia de fragmentos y fibras.

Fuente: elaboración propia.

A pesar de que los ríos constituyeron el tratamiento con mayor abundancia de fragmentos y fibras (figura 8), estadísticamente, solamente en el caso de las fibras esto resultó ser significativo ($p=0.0001091$). Específicamente, al explorar la abundancia relativa de fibras, se determinó que ésta fue mayor en el área de influencia de los ríos y arroyos en comparación con todos los demás tratamientos. La diferencia estuvo muy fuertemente marcada con los puntos control ($p=0.000069$), luego con los poblados ($p=0.0059$) y por último con la PTAR ($p=0.0127$; figura 9).

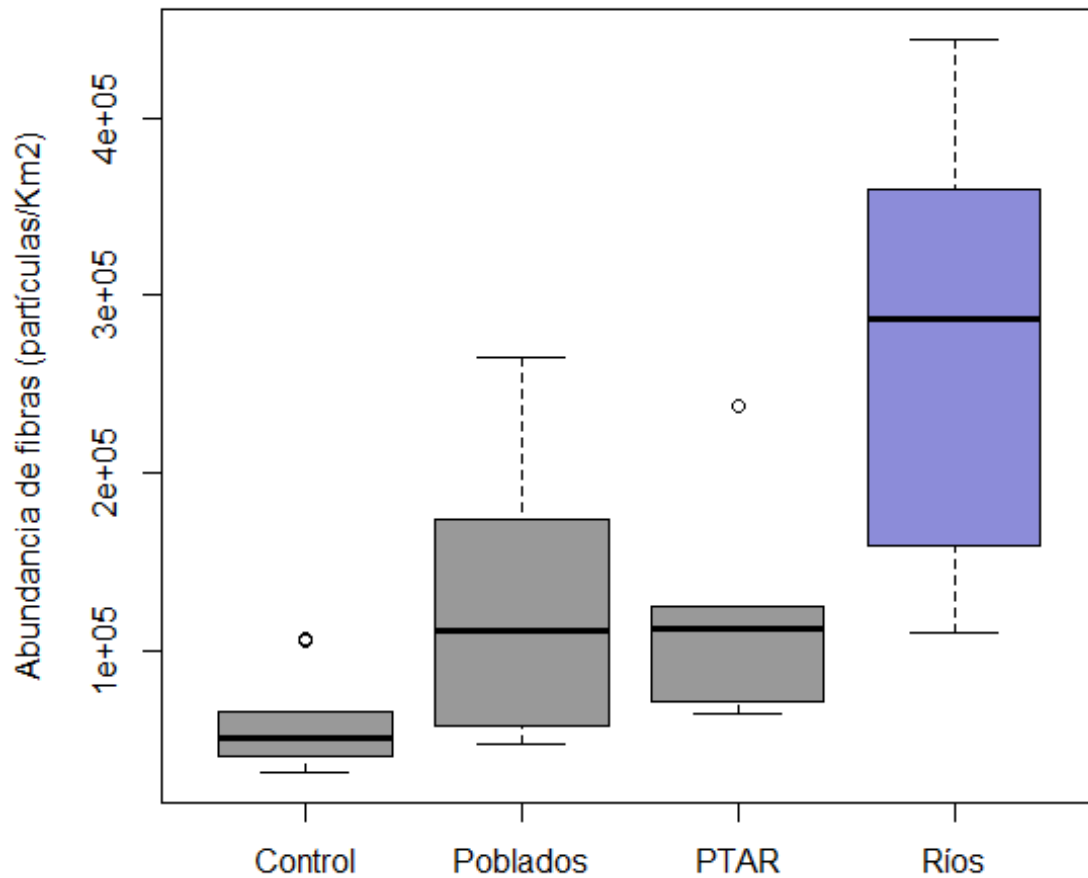


Figura 9. Abundancia de fibras en cada tratamiento.

Fuente: elaboración propia.

Al conocer que la abundancia de microplásticos fue mayor alrededor de los ríos y arroyos (figura 7), fue posible identificar este tratamiento como la principal fuente de contaminación, particularmente de fibras (figura 9). Esto significa que la mayor parte del microplástico en el agua superficial se ubica en el área de influencia de los afluentes superficiales. De esta manera, fue posible identificar que el patrón de distribución de las partículas de microplástico no es uniforme ni aleatorio en el lago Petén Itzá, sino se encuentra agrupado en el área de descarga de los ríos y arroyos.

IX. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

A. Caracterización de las fuentes de contaminación

En su totalidad, las muestras obtenidas mostraron algún grado de contaminación por microplástico, incluso las de los puntos control (cuadro 5). Esto concuerda con lo esperado, ya que diversos estudios han demostrado que las partículas de microplástico son un contaminante ubicuo (e.g. Eriksen et al., 2014) y se les puede encontrar incluso en cuerpos de agua con pocos poblados (Free et al., 2014). Investigaciones similares también han encontrado microplásticos en todas las muestras, por ejemplo, Fisher y su equipo (2016) en lagos en el norte de Italia, y Faure y colaboradores (2012) en un lago suizo.

1. *Tipos morfológicos de microplástico*

Se hallaron partículas de los tres tipos de microplástico: fragmentos, fibras y microesferas (cuadro 5, anexo 1). A pesar de que hubo presencia de microplástico en todas las muestras analizadas, la categoría morfológica del contaminante fue variada. En la totalidad de las muestras obtenidas, el tipo de microplástico más frecuente fueron las fibras (cuadro 5). Estas fibras sintéticas suelen provenir de la degradación de textiles (Browne et al., 2011) y la fuente principal son las aguas grises de origen doméstico. Se ha determinado que una sola prenda de ropa sintética puede liberar hasta 1900 fibras plásticas por ciclo de lavado en lavadora (Browne et al., 2011). Dado que los ríos y arroyos que desembocan en el lago Petén Itzá están sujetos a estas descargas domésticas, como se discutirá más adelante, no es de extrañar que las fibras constituyan el tipo de microplástico más común. Estos resultados coinciden con lo hallado en investigaciones realizadas en lagos de China (e.g. Wang et al., 2018 [cuadro 1]) y en un estuario mexicano, donde se encontró una proporción de fibras sintéticas incluso mayor (99.5% [Sánchez Hernández, 2018]) a la de este estudio (70.4%).

El segundo tipo de microplástico más común fue el de fragmentos (cuadro 5), constituyendo casi el 30% del total. Estos tienen un origen distinto al de las fibras, ya que suelen ser producto de la degradación de objetos plásticos de mayor tamaño, a través de fotólisis, termoxidación, hidrólisis o abrasión (Andrady, 2011). Por consiguiente, una cantidad elevada de fragmentos puede indicar que los procesos anteriores se están llevando a cabo en el lago Petén Itzá y que existen desechos sólidos que le están siendo vertidos. Lo anterior coincide con lo reportado por Ochaeta (2018), quien describe que en la microcuenca del lago las prácticas de manejo de desechos sólidos son inadecuadas. Además, durante la colecta de datos se pudo observar desperdicios plásticos en las orillas del lago, particularmente en las zonas más pobladas. Tomando esto en consideración, tiene sentido que el número de fragmentos por muestra también haya sido elevado (cuadro 5).

La fuente principal de microesferas son productos de cuidado personal, tales como cosméticos y exfoliantes (Duis & Coors, 2016). Por este motivo, es frecuente hallarlas en altas cantidades en zonas altamente pobladas, donde los cuerpos de agua reciben efluentes de PTAR. Esto se ha reflejado, por ejemplo, en estudios realizados en cuerpos de agua dulce de Estados Unidos (i.e. lagos Superior, Huron y Erie [Eriksen et al., 2013]), donde las microesferas han sido el tipo de microplástico dominante. Sin embargo, como se muestra en el cuadro 5, la cantidad de microesferas halladas en este estudio fue casi nula, estando ausentes en la mayoría de las muestras. Se encontraron únicamente tres partículas de éstas, constituyendo menos del 0.2% del total de microplástico.

El mismo fenómeno fue observado en el lago Hovsgol, Mongolia (Free et al., 2014), donde el número de microesferas fue cero, aunque a diferencia del lago Petén Itzá, es un cuerpo de agua remoto de montaña y no está sujeto a descargas de PTAR. Por otro lado, el lago de Atitlán comparte características con el de este estudio, como ser endorreico, con áreas urbanas a su alrededor, un sitio turístico importante y recibir el efluente de PTAR, condiciones que favorecen la presencia de microesferas. Es interesante notar que, en Atitlán, utilizando metodologías similares, el número de microesferas también fue bajo (López, 2018 [cuadro 1]).

Dada la alarmante concentración de microesferas en productos de cuidado personal (Duis & Coors, 2016), diversos países han prohibido su producción. El primero en hacer esto fue Holanda en 2016, seguido por Estados Unidos, Corea del Sur, Francia, Canadá, Reino Unido, entre otros (UNEP, 2018). Adicionalmente, empresas de presencia mundial y líderes en exportación, por ejemplo, Johnson & Johnson y L'Oreal, han eliminado las microesferas de polietileno de sus productos desde hace dos años. Estos cambios en las políticas de producción y exportación podrían ya tener efectos en las características de las aguas residuales locales (Duis & Coors, 2016) y explicar la baja cantidad de microesferas en Guatemala. Sin embargo, es necesario llevar a cabo estudios que lo comprueben, sea en los productos cosméticos utilizados o en las aguas residuales directamente.

Los conteos tan bajos de microesferas también podrían estar explicados por el tipo de red de microplásticos utilizada. El criterio de selección de partículas para esta investigación, al igual que en otras (cuadro 1), fue de entre 0.333 a 5 mm. Sin embargo, es posible que las dimensiones de las microesferas en el lago Petén Itzá sean menores al límite inferior considerado. Un estudio en cuerpos de agua dulce en Sudáfrica (Bouwman, Minnaar, Bezuidenhout & Verster, 2018) utilizó 0.02 mm como criterio mínimo de selección y separó el contaminante en categorías según su tamaño. Se determinó que existió una diferencia significativa entre la cantidad de microplásticos en el rango de 0.02-0.300 mm y los de 0.301 a 600 mm, siendo sustancialmente mayor en las partículas más pequeñas. Algo similar podría estar ocurriendo en Guatemala, pero para confirmarlo sería necesario tomar muestras de agua superficial utilizando una red con menor diámetro de luz.

2. Características fisicoquímicas

El pH y la temperatura fueron medidos al final de todos los transectos (cuadro 5) y se mantuvieron constantes en las muestras obtenidas, variando levemente incluso entre tratamientos. El valor medio de pH para el agua superficial del lago Petén Itzá fue de 8.2. Existen diversos factores que pueden resultar en un pH ligeramente básico como este, tales como la presencia de fosfatos en la descarga de aguas residuales, como consecuencia del uso de jabones. Sin embargo, el pH de este lago se ha mantenido estable en las últimas décadas, a pesar del aumento reciente en la densidad poblacional y

explotación de recursos (Pape, 2002). Por ejemplo, a mediados de la década de 1970, Brezonik y Fox (1974) reportaron un pH medio de 8.3. Además, los valores hallados en este estudio también coinciden con los reportes más recientes de AMPI (Ochaeta & Matus, 2017). Como otros investigadores han propuesto, la alcalinidad de Petén Itzá, entonces, se debe principalmente a la presencia de carbonatos, como consecuencia del suelo de origen cárstico (Brenner, 2018). De manera similar, la temperatura media determinada, 27.3°C, se encuentra entre los rangos presentados por AMPI (Ochaeta & Matus, 2017) para los meses en los que se realizó la colecta de datos.

La conductividad (figura 6) se define como la habilidad de una sustancia de conducir o transmitir calor, electricidad o sonido, y fue una de las características medidas en este estudio. En el agua, la conductividad tiene una relación directamente proporcional a la concentración de iones, los cuales transportan la corriente eléctrica (Horne & Goldman, 1994). Este es un valor importante porque mide indirectamente la salinidad del agua. Los peces y otros organismos que viven en ambientes de agua dulce, fisiológicamente, no pueden tolerar grandes aumentos en la salinidad de su hábitat (Wetzel, 1983). El aumento en la conductividad de lagos y ríos puede ser una consecuencia del calentamiento global. Esto se debe a que, con el incremento de la temperatura, la tasa de evaporación aumenta también, resultando en un aumento en la concentración de iones en el agua (Cole & Weihe, 2015).

La contaminación también puede incrementar la conductividad en los lagos y ríos, ya que las aguas residuales humanas e industriales suelen tener una conductividad alta (Horne & Goldman, 1994). Probablemente, esto explique por qué el área de influencia de los ríos y arroyos presentó una conductividad sustancialmente mayor que la de los demás tratamientos (figura 6). Los niveles menores a 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ son un indicador de condiciones prístinas, aunque los valores normales para ríos y lagos suelen encontrarse entre los 200 y 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Cole & Weihe, 2015), como es el caso del lago Petén Itzá, también reportado con anterioridad en los estudios de AMPI (Ochaeta & Matus, 2017). Por este motivo, a pesar de su incremento en los ríos, en términos de conductividad exclusivamente, esta diferencia no resulta crítica.

B. Abundancia de microplástico

La abundancia media de partículas de microplástico fue de $147,588.8 \text{ km}^{-2}$ (cuadro 6), un valor más alto que el hallado en otros lagos donde se utilizó una metodología de extracción y un tamaño de red similar. La abundancia de microplástico reportada para otros lagos del mundo y citados en la sección de antecedentes (cuadro 1), es sobrepasada por el valor hallado para el lago Petén Itzá. El dato que más se le asemeja es el del lago de Atitlán (López, 2018), seguido por el del lago Erie en Estados Unidos (Eriksen et al., 2013) con 128,763 y 105,503 partículas km^{-2} , respectivamente. Para este último se reporta un valor máximo de 466,000 partículas km^{-2} , que también es superado por las 823,847 partículas km^{-2} calculadas para una de las repeticiones en el área de desembocadura del arroyo El Ahorcado, el dato más alto en este estudio (cuadro 6).

Es importante mencionar que en la literatura se pueden hallar valores presentados en términos de partículas por unidad de volumen, en lugar de área, o donde se utilizó un criterio de tamaño distinto, dado que la metodología aún no ha sido estandarizada (Bouwman et al., 2018). Aunque en este caso se utilizaron las dimensionales más comunes, lo anterior dificulta la comparación de los datos con todos los estudios disponibles. A pesar de ello, se puede estimar que existen sitios con niveles de contaminación sensiblemente mayores. Un ejemplo de ello es el estuario de Tecolutla, México, donde se hallaron niveles de contaminación de hasta 40,220 partículas m^{-3} (Sánchez Hernández, 2018).

Aunque posiblemente no sea el valor más alto reportado, la presencia de microplástico, especialmente en concentraciones como las halladas en este estudio (cuadro 6), representa una amenaza para los ecosistemas y la salud pública, por su asociación con sustancias tóxicas (Rochman, 2015) y su capacidad de incorporarse en las redes tróficas (Stålä et al., 2014). El lago Petén Itzá es un caso particularmente preocupante al tratarse de un lago endorreico. Esto significa que permite el ingreso, pero no la salida de flujos de agua. El microplástico, entonces, tiene una vía de ingreso, pero aparentemente no una de salida. En conjunto con la alta durabilidad del material, es posible que este contaminante, una vez en el lago, permanezca en el mismo por un largo periodo de tiempo. En general, la elevada abundancia de microplástico puede reflejar que los esfuerzos de

concientización y gestión de desechos no han sido adecuados, lo cual se detalla en secciones posteriores.

Es importante recalcar que en esta investigación los puntos de muestreo fueron seleccionados y consistieron en transectos cortos, respondiendo a los objetivos del estudio. Por esta razón, la abundancia total de microplástico únicamente refleja el nivel de contaminación de las áreas muestreadas. Además de las diferencias observadas en cuanto a sitios de muestreo (cuadro 6), se determinó que la abundancia de microplástico varió de manera significativa entre los tratamientos (figura 7, cuadro 7), lo cual se discute a continuación.

1. Abundancia de microplástico según tratamientos

a. Ríos y arroyos

Se determinó que la abundancia de partículas de microplástico fue distinta entre tratamientos (figura 7). Esta fue significativamente mayor en el área de influencia de los ríos y arroyos, diferenciándose estadísticamente del tratamiento de poblados y control (cuadro 7). Esto probablemente se deba a la ubicación de los ríos y arroyos en cuanto a su cercanía geográfica con poblados. Los arroyos Pijul y El Ahorcado atraviesan los centros urbanos más densamente poblados de la región: San Benito y Santa Elena (cuadro 2, figura 5). En el caso de ambos, la parte baja se encuentra totalmente urbanizada. El río Ixlú, a pesar de ubicarse en el lado sureste de la microcuenca y en un área menos densamente poblada, también aporta una alta cantidad de microplásticos al lago Petén Itzá (cuadro 6). Es importante aclarar que los muestreos se realizaron en el área de las desembocaduras, por lo que su aporte a la contaminación se consideró independiente al provocado directamente por los pueblos.

El arroyo Pijul es de longitud relativamente corta, siendo de un total de 3.66 Km, y se origina en las afueras del casco urbano de Santa Elena, Flores, en un área de pastizales (Grupo K, 2011). El paso de este arroyo coincide con alrededor de 813 viviendas y el área del pueblo que no cuenta con servicio de alcantarillado sanitario (anexo 2), como la

mayoría de los hogares del municipio (cuadro 2). Según una consultoría (Grupo K, 2011), además de aguas domésticas, este cuerpo de agua está sujeto a contaminación por gasolineras, talleres con lavado de vehículos, carpinterías, hoteles, restaurantes, un rastro y el antiguo mercado municipal. Adicionalmente, el arroyo Pijul se encuentra expuesto a contaminación por desechos sólidos, dado el bajo porcentaje de la población que utiliza el sistema de recolección de basura (cuadro 2). El manejo inadecuado de residuos sólidos, pero principalmente líquidos, ayuda a explicar la alta abundancia de microplástico en el arroyo Pijul, la mayor dentro del tratamiento (cuadro 6).

El arroyo El Ahorcado presenta una situación similar (cuadro 6). Este fue el segundo sitio más contaminado del tratamiento y uno de sus transectos mostró la mayor abundancia de microplásticos de todo el lago Petén Itzá. El Ahorcado tiene una longitud de aproximadamente 2.78 Km y se origina en un área de bosque degradado como consecuencia de la expansión de la frontera agrícola y ganadera (Grupo K, 2011). El área de desembocadura es cercana al aeropuerto Mundo Maya, por lo que también se encuentran grandes hoteles a los alrededores. Además, a lo largo del arroyo se encuentran talleres con lavado de vehículos, gasolineras, restaurantes, un aserradero, el mercado municipal nuevo de Santa Elena, Flores, y el centro comercial Maya Mall. Es un área menos residencial que la del arroyo Pijul; no obstante, según MANMUNI Petén Itzá y colaboradores (2010), ninguna de las viviendas o comercios aledaños posee conexión al sistema de alcantarillado sanitario. De igual manera, este cuerpo de agua está sujeto a contaminación por desechos sólidos por la baja cobertura del tren de aseo municipal, por lo que la alta abundancia de microplástico no es algo inesperado (cuadro 6).

El río Ixlú es más largo (9.76 Km) que los arroyos Pijul y El Ahorcado. También se encuentra en el municipio de Flores, aunque en el lado sureste del lago y un área mucho menos poblada respecto a los dos arroyos anteriores. Phillips y Bonner (2015) reportan que los ríos con poblaciones mayores en sus orillas suelen presentar niveles de microplástico más elevados que los ríos menos poblados. A partir de ello, tiene sentido que dentro del tratamiento de ríos y arroyos la abundancia de microplástico haya sido menor en el río Ixlú (cuadro 6). La parte baja del río Ixlú se clasifica como pantano, con áreas de potrero y el asentamiento de la comunidad Ixlú (Grupo K, 2011). En la sección media, se ubica la comunidad El Naranjo y potreros, mientras que en la parte alta una se

reporta bosque secundario seriamente amenazado por la expansión de la frontera ganadera. A las orillas del río se ubican al menos tres lavaderos, así como un taller de mecánica, una carpintería y una gasolinera (Grupo K, 2011). Además de las aguas domésticas y comerciales, el efluente de los lavaderos a las orillas de los ríos podría constituir una fuente importante de microplásticos en forma de fibras. A pesar de que 651 viviendas se ubican en la microcuenca del río Ixlú, no existe sistema de alcantarillado sanitario. Por dicho motivo, las aguas residuales son vertidas directamente al río y finalizan en el lago y podrían explicar las abundancias halladas (cuadro 6).

En general, el manejo inadecuado de residuos y desechos sólidos y líquidos podrían explicar las abundancias halladas y por qué los ríos y arroyos constituyeron el tratamiento más contaminado. Estas debilidades ya han sido consideradas por las autoridades. Por ejemplo, el plan estratégico para el desarrollo sostenible de la cuenca del lago Petén Itzá en los años 2010-2020 (MANMUNI Petén Itzá et al., 2010) presenta diversas matrices de planificación. Entre ellas, el eje estratégico de saneamiento ambiental busca reducir los niveles de contaminación de la cuenca, consolidando el sistema de saneamiento ambiental. Se plantea alcanzar un 100% de cobertura del servicio de alcantarillado y dice dar prioridad media a las aguas residuales en los arroyos Pijul, El Ahorcado, El Betz e Ixlú. Establece que se haría una inversión inicial en los años 2010 y 2011 por parte del Fondo Nacional para la Paz (FONAPAZ) y EMAPET, para que en 2012 estuviera en funcionamiento una infraestructura para el tratamiento de aguas residuales de las viviendas aledañas a los arroyos mencionados, así como el saneamiento de otros vertederos.

Esta responsabilidad se asignó a las municipalidades de San Benito y Flores, a AMPI, al Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales (MARN), al Instituto de Fomento Municipal (INFOM) y al FONAPAZ. Sin embargo, por razones que se desconocen, este y otros proyectos no fueron llevados a cabo y la mayoría de viviendas sigue sin contar con un servicio de alcantarillado sanitario. El seguimiento del plan estratégico ayudaría a reducir la abundancia de microplástico y de otros contaminantes en el lago Petén Itzá, ya que se ha reportado que los arroyos estudiados están contaminados con coliformes fecales y presentan una cantidad elevada de grasas y aceites (Grupo K, 2011), nitrógeno y fósforo (Ochaeta & Matus, 2017). Estos contaminantes son un peligro potencial para la salud

humana y contribuyen con la eutrofización del lago Petén Itzá (Oliva et al., 2006). Como señala Ochaeta (2018), en los próximos años es indispensable conectar más viviendas y comercios al sistema de alcantarillado existente, así como ampliar la red de servicio con la que se cuenta en la actualidad.

b. La planta de tratamiento de aguas residuales

Se calculó la abundancia de microplástico para el área de descarga del efluente de la PTAR (cuadro 6), que representó el segundo tratamiento con mayor valor, a pesar de no ser significativamente distinto que el de los demás tratamientos (cuadro 7). Resulta importante enfatizar los resultados de la PTAR, ya que en otros estudios han constituido una fuente importante de microplástico (Mani, Hauk, Walter & Burkhardt-Holm, 2015). Esto se debe a que, en un sistema en el que todas las viviendas y comercios envían sus aguas a una PTAR, el efluente de ésta concentra el microplástico de todo el centro urbano. Sin embargo, se ha determinado que la abundancia de este contaminante sería sustancialmente mayor en ausencia del tratamiento de las aguas (Kang et al., 2018). Por ejemplo, un estudio en París (Dris et al., 2015) calculó $260-320 \times 10^3$ partículas de microplástico por m^3 en las aguas residuales, un valor que disminuyó a $14-50 \times 10^3$ en el efluente tratado. No obstante, a pesar de generalmente remover una porción del microplástico, la eficiencia depende del diseño de la planta y su porcentaje de usuarios.

A nivel de cuenca del lago Petén Itzá, se han hecho esfuerzos por reducir los niveles de contaminación en las zonas urbanas de los municipios de San Benito y Flores. En el siglo anterior, se invirtió una elevada suma en la construcción de la única PTAR de la región, a cargo de EMAPET. Dicha planta está disponible, bajo un sistema de pago, exclusivamente a los habitantes de los municipios de Flores y San Benito y es utilizada por menos del 10% de las viviendas (cuadro 2 [MANMUNI Petén Itzá et al., 2010]). A pesar de estos esfuerzos, la planta es una fuente de microplásticos para el lago Petén Itzá, aunque su abundancia resultó ser menor que en el área de influencia de los ríos (figura 7).

Otros estudios también han mostrado que las descargas de las PTAR tienen influencia sobre las concentraciones de microplástico en el agua superficial (e.g. Estahbanati y Fahrenfeld, 2016). Para estas investigaciones se utiliza una metodología distinta, cuantificando el microplástico por unidad de volumen, lo que dificulta su comparación con los resultados de este estudio. Sin embargo, se sabe que el porcentaje de liberación de microplástico varía según el tipo de PTAR, con diferencias sustanciales entre las de tipo secundario y terciario (Carr, Liu & Tesoro, 2016). Las PTAR secundarias, como la de EMAPET (Ochaeta, 2018), cuentan con tanques de aireación y lodos activados, mientras que las terciarias remueven nutrientes y utilizan filtros por gravedad y sistemas de cloración. Por la baja densidad del contaminante, los filtros por gravedad constituyen un método eficiente para la remoción de microplásticos (Carr et al., 2016), una carencia de EMAPET. Algunos estudios reportan un 99.9% menos de microplásticos en el efluente que en el afluente de una PTAR (Kang et al., 2018). Sin embargo, estas investigaciones se han realizado en países desarrollados, donde la tecnología de tratamiento es más eficiente y el área de cobertura es absoluta (Magnusson & Norén, 2014). Por este motivo, aún no es claro si en países en vías de desarrollo, como Guatemala, las PTAR contribuyen predominantemente con relación a otras fuentes de contaminación, tales como descargas directas en ríos y lagos, escorrentías, deposición aérea, entre otros (Kang et al., 2018).

Dado que en el presente estudio no se midió la retención de microplásticos, por el momento únicamente es posible afirmar que la desembocadura del efluente de la PTAR presenta una menor abundancia de este contaminante respecto a la de los ríos y arroyos (figura 7). Esto resulta interesante, ya que se esperaría que una PTAR concentrara el microplástico de las aguas residuales. Los resultados de esta investigación parecerían indicar que la PTAR de EMAPET, en algún grado, está reteniendo partículas microplásticas. No obstante, para confirmarlo, se deberían realizar investigaciones que tengan este como su objetivo principal.

2. *Abundancia de microplástico según tipo morfológico*

Además de la abundancia general, se calculó la abundancia relativa de microplástico según las categorías morfológicas establecidas: fragmentos, fibras y microesferas. Como era de esperar, la tendencia fue similar a la de los números crudos de la caracterización (cuadro 5). Se halló que la abundancia general está explicada casi en su totalidad por la abundancia relativa de fragmentos y fibras, siendo estas últimas las de mayor valor en casi todos los casos (figura 8). Resultados similares han sido hallados en otros estudios, como en el lago italiano Chiusi (Fisher et al., 2016), los lagos chinos Taihu (Su et al., 2016), Dongting y Hong (Wang et al., 2018) y el estuario Tecolutla en México (Sánchez Hernández, 2018), aunque, por diferencias en dimensionales, no es posible hacer comparaciones de abundancia.

La exploración visual de los datos (figura 8) mostró que la abundancia de fibras tendió a ser más elevada en el tratamiento de ríos y arroyos. Al hacer el análisis estadístico se determinó que, efectivamente, la abundancia de fibras en el área de influencia de ríos y arroyos fue significativamente mayor respecto a todos los demás tratamientos (figura 9). Esto demuestra, una vez más, que las fibras constituyen el tipo de microplástico más abundante en el lago Petén Itzá. Al ser usualmente de origen textil y entrar a los cuerpos de agua a través de descarga de aguas residuales (Browne et al., 2011), estos resultados evidencian una vez más que el manejo de aguas grises domésticas y comerciales no es el adecuado.

C. Patrones de distribución de microplástico

Se determinó que las principales fuentes de contaminación por microplástico, en el lago Petén Itzá, son los ríos y arroyos. Esto se debe a que constituyeron el tratamiento con una abundancia significativamente mayor tanto en términos generales (figura 7) como relativos (figura 9). Esto significa que el área de descarga de estos afluentes superficiales determina el sitio donde la abundancia de microplástico es mayor. Por consiguiente, fue posible descartar un patrón de distribución uniforme o aleatorio para las partículas de microplástico en este lago. Los resultados obtenidos en esta investigación, en cambio,

demuestran que las partículas microplásticas presentan un patrón de agrupamiento hacia el área de descarga de los ríos y arroyos.

Previamente, se propuso que la abundancia de microplástico sería mayor en el área de influencia de los centros urbanos. A pesar de que, como se ha expuesto, el tratamiento de mayor abundancia fueron los ríos y arroyos, no se refuta la hipótesis planteada. Esto se debe a la relación espacial entre los afluentes superficiales y los centros poblados, ya que estos últimos ejercen presión sobre los primeros a través de descargas de aguas residuales y depósito de residuos y desechos sólidos. No es posible, entonces, considerar la contaminación de los ríos y de los poblados como fenómenos aislados. Se propone que el paso por centros poblados es la causa principal de la contaminación por microplástico de los arroyos Pijul y El Ahorcado y del río Ixlú, aunque, cabe recalcar que es necesario llevar a cabo estudios de específicos que lo confirmen.

D. Preocupaciones para el futuro

1. Aumento de la densidad poblacional

Los alrededores del lago Petén Itzá constituyen el área de mayor densidad poblacional del departamento. La población está creciendo rápidamente. Según el Instituto Nacional de Estadística (INE [2019]) la proyección poblacional de la región norte de Petén (i.e. Flores, Melchor de Mencos, San Andrés, San Benito, San Francisco y San José) para el año 2013 fue de 213,203 habitantes. La proyección para 2019 es de 260,530 habitantes (INE, 2019). Esto significa un aumento de 47,327 personas en un período de tan solo seis años. Además de los nacimientos, existe un importante flujo migratorio de las áreas rurales de Petén hacia los pueblos San Benito y Santa Elena (Pape, 2002).

Un aumento en el número de habitantes implicará una mayor utilización de recursos y, consecuentemente, la producción de más residuos y desechos sólidos y líquidos. Con ello, se esperaría que en el futuro la abundancia de microplásticos continúe en aumento y sobrepase el nivel de contaminación actual (figura 6). La PTAR actual, la única en todo el departamento de Petén, no tiene la capacidad de tratar la producción de aguas residuales

estimadas para la próxima década (Ochaeta, 2018). Además, en ninguno de los municipios se da un tratamiento adecuado a los residuos y desechos sólidos. De no aplicar un plan estratégico, el incremento en la densidad poblacional ejercerá más presión sobre los recursos naturales, acelerando el deterioro del lago Petén Itzá.

Instituciones como el MARN, AMPI, ARCAS y las municipalidades, cuentan con departamentos de educación ambiental que buscan sensibilizar sobre el cuidado del ambiente. Sin embargo, dichos esfuerzos deber ser agudizados ante la abundancia de microplástico hallada en esta investigación (cuadro 6), de manera que se logre un cambio en la conducta de la población. Únicamente a través de un verdadero interés por parte de los habitantes y turistas, en conjunto con decisiones políticas coherentes, será posible evitar que la contaminación por microplástico continúe aumentando en el lago Petén Itzá.

2. Consecuencias para la biota local

La contaminación por microplástico puede ser fatal para la biota (e.g. Rochman et al., 2013). Como ya se ha descrito, tiene la capacidad de adherir contaminantes tóxicos hidrofóbicos y acumularse en las redes tróficas (Stälä et al., 2014). En otros cuerpos de agua, este material también se ha encontrado en plancton, peces, hasta vertebrados mayores (Bahattacharya et al., 2010). La ingesta de microplásticos puede provocar enfermedades serias y obstrucciones en el tracto digestivo. Incluso, se le ha asociado con daño hepático y estrés oxidativo (e.g. Ferreira et al., 2013); sin embargo, su tasa de ingesta ha sido menos estudiada.

Algunos estudios han evaluado la transferencia de microplásticos en agua hacia organismos, así como entre animales de una misma red trófica, usualmente en condiciones de laboratorio (Pedá et al., 2016; Cole et al., 2013; Rochman et al., 2013; von Moos, Burkhardt-Holm & Köhler, 2012). Otras investigaciones han determinado el porcentaje de peces con presencia de microplásticos en el tracto intestinal en condiciones naturales (Boerger et al., 2010), hallando que está relacionado con la cercanía a centros urbanos (Silva-Cavalcanti et al., 2016).

Desforges y su equipo (2015) estimaron la contaminación en peces planctívoros a partir del número de partículas microplásticas halladas en zooplancton. En los estudios de ingesta de este contaminante, donde su concentración en el agua es conocida, el tamaño de partículas utilizadas fue sensiblemente menor al mínimo captado en este estudio [e.g. 7.3 μm (Cole et al., 2013)]. Dado que se demostró que la abundancia de microplásticos es alta en el lago Petén Itzá (cuadro 6, figura 7), además de que existe vasta evidencia de su transmisión de agua a plancton (Cole et al., 2013), de plancton a peces (Batel et al., 2016) y de consumidores primarios a secundarios (Farrell & Nelson, 2013), se puede señalar que es altamente probable que la biota del lago Petén Itzá actualmente presente algún grado de contaminación por microplástico.

3. *Consecuencias para la salud humana*

Recientemente, se ha hallado microplásticos en las heces humanas (Liebmann et al., 2018), por lo que se ha comprobado que este material puede transmitirse de animales a personas a través de la dieta (Galloway, 2015). En el contexto del lago Petén Itzá, resulta particularmente preocupante la presencia de microplástico (cuadro 6, figura 7) y contaminantes asociados en los tejidos de peces, debido a que el consumo de peces en los alrededores del lago es alto. Los peces más consumidos pertenecen a la familia Cichlidae, particularmente el pez blanco (*Petenia splendida*), que es de alta demanda en hogares y restaurantes de las zonas turísticas del lago Petén Itzá (Pape, 2002).

Por el momento, no se conoce a profundidad los efectos inmediatos del microplástico en la salud humana. Además, su estudio es tan reciente, que se ignoran sus consecuencias a largo plazo. No obstante, dados los estudios en animales, se considera con un alto grado de seguridad que el micro y nanoplástico constituyen una amenaza crítica para la salud humana (Rochman et al., 2013). La salud de los habitantes de la cuenca del lago Petén Itzá, entonces, podría encontrarse en riesgo según la abundancia de microplástico hallada en este estudio (cuadro 6, figura 7).

X. CONCLUSIONES

Se caracterizaron las principales fuentes de contaminación en cuanto a su aporte de microplástico y características fisicoquímicas. La totalidad de las muestras obtenidas, en todos los tratamientos, presentaron partículas de microplástico. Las fibras fueron el tipo dominante, seguido por los fragmentos, mientras que el conteo de microesferas fue sumamente bajo. Los parámetros fisicoquímicos considerados en la caracterización se encontraron en los rangos reportados con anterioridad.

La abundancia media de partículas de microplástico fue de $147,588.8 \text{ km}^{-2}$, un valor más alto que el hallado en otros lagos donde se utilizó una metodología similar. La abundancia de partículas de microplástico fue mayor en el área de influencia de ríos y arroyos, seguido por el de la PTAR, los poblados y por último control. Esta diferencia fue particularmente notoria en la abundancia de fibras sintéticas.

El patrón de distribución del microplástico demostró ser agregado en la desembocadura de los ríos y arroyos, dado que la abundancia en estos sitios tiende a ser más elevada. Esto confirma que existe un manejo inadecuado de residuos y desechos sólidos y líquidos que son vertidos directamente en los afluentes superficiales. Al estar influenciados por la presencia de centros urbanos, los resultados de esta investigación concuerdan con la hipótesis planteada.

Dada la alta abundancia de microplástico y su capacidad de adsorber sustancias tóxicas y bioacumularse, la salud del ecosistema del lago Petén Itzá se encuentra en riesgo, así como la de sus habitantes. De no tomar acciones concretas, el incremento en la generación de desechos, como consecuencia del aumento de la densidad poblacional, generará una presión mayor sobre los recursos naturales y promoverá el deterioro del lago.

XI. RECOMENDACIONES

De políticas y manejo

Se recomienda fuertemente prohibir el uso de plásticos de un solo uso (i.e. desechables) para disminuir la generación de residuos y desechos no reciclables, que posteriormente se podrían convertir en microplásticos. Para ello sería necesario regular la producción, importación y comercio de plásticos. Asimismo, es indispensable evaluar y proponer alternativas más amigables con el ambiente, que además no representen una carga financiera para los pequeños comerciantes.

Para disminuir el flujo de microplásticos hacia el lago, se sugiere retomar inmediatamente el proyecto de alcantarillado sanitario, conectando a más usuarios y ampliando la red actual. También se recomienda implementar una PTAR en las áreas norte y este del lago, para captar las aguas residuales de poblados fuera de los municipios de Flores y San Benito.

Con el objetivo de generar un cambio estructural, es necesario concientizar a la población sobre los efectos del plástico en el bienestar del lago Petén Itzá y en los riesgos que conlleva a su salud. Para ello, se deben llevar a cabo actividades de educación ambiental que incluyan a diversos sectores de la población. En estos eventos es importante recalcar que la contaminación de los ríos y arroyos amenaza la conservación del lago.

A nivel nacional y municipal, se recomienda fuertemente apoyar e invertir en investigaciones que promuevan la conservación de la cuenca del lago Petén Itzá. Esto empoderará a las instituciones que trabajan en esta línea, pero no cuentan con los recursos necesarios para ejecutar proyectos. La generación de información confiable es indispensable para la propuesta de políticas públicas basadas en evidencia científica.

De investigación

Se recomienda incluir la abundancia de microplásticos como parte del monitoreo regular del lago Petén Itzá. Esto permitirá llevar un registro de los cambios en los niveles de este contaminante y evaluar la efectividad de las políticas de manejo. Sería importante tomar en cuenta las variables abióticas que pudieran explicar la distribución del microplástico, tales como la dirección del viento y las corrientes acuáticas.

Para tomar decisiones más acertadas y que consideren el impacto de contaminantes emergentes, se sugiere evaluar la eficiencia de la PTAR de EMAPET en cuanto a su retención de microplásticos. Esto será importante para elegir y priorizar las modificaciones o ampliación de la planta actual, así como el diseño de plantas adicionales.

Se recomienda realizar investigaciones sobre la contaminación por microplástico en animales acuáticos del lago Petén Itzá. Por su impacto en la salud de los habitantes, los estudios deberían estar enfocados en aquellas especies de consumo humano, tales como el pez blanco (*Petenia splendida*).

Es importante evaluar los niveles de contaminación por microplástico en otros cuerpos de agua superficial, así como en las aguas subterráneas y entubadas. Esto permitirá tener una mejor idea de la magnitud del problema en el país y sus potenciales efectos en la salud humana.

XII. REFERENCIAS

- Andrady, A.L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1596–1605.
- Anselmetti, F.S., Ariztegui, D., Hodell, D.A., Hillesheim, M.B., Brenner, M., Gilli, A., et al. (2006). Late Quaternary climate-induced lake level variations in Lake Petén Itzá, Guatemala, inferred from seismic stratigraphic analysis. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 230, 52-69.
- Arthur, C., Baker, J., & Bamford, H. (2009). *Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects and fate of microplastic marine debris*. Sept 9–11, 2008, NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R30. USA: NOAA.
- Avio, C.G., Gorbi, S., & Regoli, F. (2016). Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research* xxx 1-10.
- Banco Interamericano de Desarrollo (2018). *Estrategia nacional para el abordaje de la deforestación y degradación de los bosques en Guatemala*. Guatemala: BID.
- Barboza, L.G.A., Vieira, L.R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., et al. (2018). Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquatic Toxicology*, 195, 49-57.
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364, 1985–1998.
- Barrientos C. & Quintana Y. (2012) Evaluación del impacto de especies no nativas en los lagos Atitlán, Izabal y Petén Itzá; y caracterización del hábitat de especies nativas y no nativas de peces. Guatemala: FODECYT/CECON.
- Bastarachea, M. (1988). Limnología del lago Petén Itzá, Guatemala. *Revista de Biología Tropical*, 36(1): 123-127.
- Batel, A., Linti, F., Scherer, M., Erdinger, L., & Braunbeck, T. (2016). Transfer of benzo[a]pyrene from microplastics to *Artemia* nauplii and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7): 1656-1666.

- Bensaude Vincent, B. (2013). Plastics, materials and dreams of dematerialization. En J. Gabrys, G. Hawkins, & Michael, M. (Eds.) *Accumulation: The material politics of plastic*. UK: Routledge.
- Bergmann, M. & Klages, M. (2012). Increase of litter at the Arctic deep-sea observatory HAUSGARTEN. *Marine Pollution Bulletin*, 64, 2734–2741.
- Bhattacharya, P., Lin, S., Turner, J.P. & Ke, P.C. (2010). Physical adsorption of charged plastic nanoparticles affects algal photosynthesis. *J. Phys. Chem. C*, 114(39):16556-16561.
- Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L., & Moore, C.J. (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 2275-2278.
- Bouwman, H., Minnaar, K., Bezuidenhout, C. & Verster, C. (2018). *Microplastics in freshwater water environments. A scoping study*. South Africa: Water Research Commission.
- Brenner, M. (1983). Paleolimnology of the Petén Lake district, Guatemala. *Hydrobiologia*, 103, 205-210.
- Brenner, M. (2018). The lake Petén Itzá watershed. En P.M. Rice & D.S. Rice (Eds.) *Historical and archaeological perspectives on the Itzas of Petén, Guatemala* (pp. 68-84). Louisville: University Press of Colorado.
- Brezonik, P.L. & Fox, J.L. (1974). The limnology of selected Guatemalan Lakes. *Hydrobiologia*, 45(4): 467-487.
- Browne, M. A. (2015). Sources and pathways of microplastic to habitats. En M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 229–244). Berlín: Springer.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E.L., Tonkiin, A., Galloway, T., et al. (2011). Accumulations of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* Just Accepted Manuscript 1-18.
- Brydson, J.A. (1999). *Plastics materials*. UK: Elsevier.
- Cano, M.F. (2008). Tolerancia del estadio juvenil de *Petenia splendida* Günther 1862 a diferentes salinidades. (Tesis de licenciatura). Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
- Carpenter, E.J. & Smith, K.L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, 175, 1240-1241.

- Carpenter, E.J., Anderson, S.J., Harvey, G.R., Miklas, H.P., & Peck, B.B. (1972). Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, 178, 749–750.
- Carr, S.A., Liu, J. & Tesoro, A.G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174-182.
- Cawthorn, M.W. (1985). Entanglement in, and ingestion of, plastic litter by marine mammals, sharks, and turtles in New Zealand waters. En R.S. Shomura & H.O. Yoshida (Eds.), *Proceedings of the workshop on the fate and impact of marine debris* (pp. 336-343). Honolulu: NOAA Technical Memorandum, NMFS, SWFC 54.
- Chang, M. (2015). Reducing microplastics from facial exfoliating cleansers in wastewater through treatment versus consumer product decisions. *Marine Pollution Bulletin*, 101, 330-333.
- Cole, G.A. & Weihe, P.E. (2015). *Textbook of Limnology*. USA: Waveland Press.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J. et al. (2013). Microplastic ingestion by zooplankton. *Environ. Sci. Technol.*, 46, 6646-6655.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T.S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2588–2597.
- Cornelius, S.H. (1975). Marine turtle mortalities along the Pacific coast of Costa Rica. *Copeia*, 1975, 186–187.
- Desforges, J.P.W., Galbraith, M., & Ross, P.S. (2015). Ingestion of microplastics by zooplankton in the northeast Pacific Ocean. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, xxx, 1-11.
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandid, C., Guerrouache, M., Langlois, V., et al. (2016b). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, xxx 1-6.
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., & Tassin, B. (2016a). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, xxx 1-4.
- Dris, R., Gasprei, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12: 592-599.

- Duis, K. & Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with specific focus on personal care products), fate and effects. *Environ Sci Eur* 28(2): 1-25.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., & Aldridge, D.C. (2015). Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, doi: 10.1016/j.watres.2015.02.012.
- Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., et al. (2014). Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE* 9(12): e111913.
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., et al. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77, 177–182.
- Estahbanati, S. & Fahrenfeld, N.L. (2016). Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere*, 162, 277-284.
- Farrell, P., & Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1–3.
- Faure, F., Corbaz, M., Baecher, H. & De Alencastro, F. (2012). Pollution due to plastics and microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea. *Archives des Sciences*, 65, 157-164.
- Fendall, L.S. & Sewell, M.A. (2009). Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 1225-1228.
- Ferreira, P., Fonte, E., Soares, M.E., Carvalho, F. & Guilhermino, L. (2016). Effects of multi-stressors on juveniles of the marine fish *Pomatoschistus microps*: Gold nanoparticles, microplastics and temperature. *Aquatic Toxicology*, 170, 89-103.
- Fischer, E.K., Paglialonga, L., Czech, E. & Tamminga, M. (2016). Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments – A case study on lake Bolsena and lake Chiusi (central Italy). *Environmental Pollution*, 213, 648-657.
- Fisher, R.A. (1925). *Statistical methods for research workers*. Edinburgh: Oliver & Boyd.
- Forrester, D.J., White, F.H., Woodard, J.C., & Thompson, N.P. (1975). Intussusception in a Florida manatee. *Journal of Wildlife Diseases*, 11, 566–568.

- Fossi, M.C., Coppola, D., Bains, M., Giannetti, M., Guerranti, C., Marsili, L., et al. (2014). Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Environmental Research* 100, 17–24.
- Fossi, M.C., Panti, C., Guerranti, C., Coppola, D., Giannetti, M., Marsili, L., et al. (2012). Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Pollution Bulletin*, 64, 2374-2379.
- Fowler, C.W. (1985). An evaluation of the role of entanglement in the population dynamics of northern fur seals on the Pribilof Islands. En R.S. Shomura & H.O. Yoshida (Eds.), *Proceedings of the workshop on the fate and impact of marine debris* (pp. 291-307). Honolulu: NOAA Technical Memorandum, NMFS, SWFC 54.
- 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, 156–163.
- Fröhlich, E., Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C. & Aldridge, D.C. (2015). Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, doi: 10.1016/j.watres.2015.02.012.
- Frölich, E., Kueznik, T., Samberger, C., Roblegg, E., Wrighton, C., & Pieber, T.R. (2010). Size-dependent effects of nanoparticles on the activity of cytochrome P450 isoenzymes. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 242(3):326-332.
- Galgani, F., Hanke, G., & Maes, T. (2015). Global distribution, composition and abundance of marine litter. En M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 29–56). Berlín: Springer.
- Galloway, T.S. (2015). Micro- and nano-plastics and human health. En M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 347-370). Berlín: Springer.
- García, A. & Kauffer, E.F. (2011). Las cuencas compartidas entre México, Guatemala y Belice: Un acercamiento a su delimitación y problemática general. *Frontera Norte*, 23(45):131-162.

- GESAMP. (2010). Proceedings of the GESAMP International Workshop on micro-plastic particles as a vector in transporting persistent, bio-accumulating and toxic substances in the oceans. *GESAMP Reports & Studies*, 82:68.
- GESAMP. (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. *GESAMP Reports & Studies*, 90:96.
- Gilbert, M. (2017). *Brydson's plastics materials*. UK: Elsevier.
- Gregory, M.R. (1987). Environmental implications of plastic debris in marine settings—entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364: 2013–2025.
- Grupo K. (2011). *Evaluación de fuentes y niveles de contaminación de cinco arroyos tributarios del lago Petén Itzá y propuesta de manejo para su descontaminación*. Guatemala: Programa de Desarrollo de Petén para la Conservación de la Reserva de la Biósfera Maya. Contrato de préstamo BID No. 1820/0C-GU.
- Halden, R.U. (2010). Plastics and health risks. *Annual Review of Public Health*, 31, 179–194.
- Harper, C.A. (2000). *Modern plastics handbook*. USA: McGraw-Hill.
- Harper, P.C. & Fowler, J.A. (1987). Plastic pellets in New Zealand storm-killed prions (*Pachyptila* spp.) 1958–1977. *Notornis*, 34, 65–70.
- Hodell, D., Anselmetti, F., Brenner, M., & Ariztegui, D. (2006). The Lake Petén Itzá scientific drilling project. *Scientific Drilling*, 3, 25-29.
- Horne, A.J. & Goldman, C.R. (1994). *Limnology*. USA: McGraw-Hill
- Hussain, N., Jaitley, V., & Florence, A.T. (2001). Recent advances in the understanding of uptake of microparticulates across the gastrointestinal lymphatics. *Advanced Drug Delivery Reviews*, 50(1-2): 107-142.
- Imhof, H. K., Ivleva, N. P., Schmid, J., Niessner, R., & Laforsch, C. (2013). Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current Biology*, 23, 867–868.
- Instituto Nacional de Estadística. (2003). *Censos nacionales XI de población y VI de habitación 2002*. Guatemala: Fondo de población de las Naciones Unidas – UNFPA.

- Instituto Nacional de Estadística. (2019). *Proyección de poblaciones por área*. Recuperado de <http://epidemiologia.mspas.gob.gt/informacion/estadisticas-vitales/poblacion-y-proyeccion>
- International Organization for Standardization. (2016). *World Plastics Production 1950-2015*. Recuperado de <https://committee.iso.org/files/live/sites/tc61/files/The%20Plastic%20Industry%20Berlin%20Aug%202016%20-%20Copy.pdf>
- Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J., et al. (2016). Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environmental Pollution* xxx 1-9.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., et al. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347(6223): 768-771.
- Jovanovic, B. (2017). Ingestion of microplastics by fish and its potential consequences from a physical perspective. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(3): 510-515.
- Kang, H.J., Park, H.J., Kwon, O.K., Lee, W.S., Jeong, D.H., Ju, B.K, et al. (2018). Occurrence of microplastics in municipal sewage treatment plants: A review. *Environmental Health and Toxicology*, 33(3): 1-8.
- Kenyon, K.W. & Kridler, E. (1969). Laysan Albatrosses swallow indigestible matter. *Auk*, 86, 339–343.
- Klemchuk, P.P. (1990). Degradable plastics: A critical review. *Polymer Degradation and Stability* 27(2): 183-202.
- Knight, G. (2012). *Plastic pollution*. UK: Raintree.
- Koelmans A.A. (2015). Modeling the role of microplastics in bioaccumulation of organic chemicals to marine aquatic organisms. Critical review. En M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 313–328). Berlín: Springer.
- Koutsodendris, A., Papatheodorou, G., Kougiourouki, O., & Georgiadis, M. (2008). Benthic marine litter in four Gulfs in Greece, Eastern Mediterranean; abundance, composition and source identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77, 501–512.

- Kühn, S., Bravo Rebolledo, E.L., & van Franeker, J.A. (2015). Deleterious effects of litter on marine life. En M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 75–116). Berlín: Springer.
- Lavers, J.L., Bond, A.L., & Hutton, I. (2014). Plastic ingestion by flesh-footed Shearwaters (*Puffnus carneipes*): Implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environmental Pollution*, 187, 124-129.
- Lee, K.W., Shim, W.J., Kwon, O.Y., & Kang, J.H. (2013). Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod *Tigriopus japonicus*. *Environmental Science and Technology*, 47, 11278–11283.
- Liebmann, B., Köppel, S., Königshofer, P., Bucsecs, T., Reiberger, T. & Schwabl, P. (2018). *Assessment of microplastic concentration in human stool. Final results of a prospective study*. Austria: Medical University of Vienna.
- Lithner, D., Larsson, A., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of the Total Environment*, 409, 3309-3324.
- Lithner, D., Nordensvan, I., & Dave, G. (2012). Comparative acute toxicity of leachates from plastic products made of polypropylene, polyethylene, PVC, acrylonitrile-butadiene-styrene, and epoxy to *Daphnia magna*. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 19(5):1763-1772.
- López, N.A. (2018, julio). *Contaminación de microplásticos en la superficie del Lago Atitlán, Sololá*. II Simposio Internacional de Aguas Continentales de las Américas. Asociación de Amigos del Lago de Atitlán. Panajachel, Guatemala. http://simposioatitlan.org.gt/assets/presentacion/9_julio/11.%20Ninoshka%20Lopez_Micropl%C3%A1sticos%20Atitl%C3%A1n.compressed.pdf
- Lusher, A. (2015). Microplastics in the marine environment: Distribution, interactions and effects. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 245-308). Berlín: Springer.
- Mangnusson, K. & Norén, F. (2014). *Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant*. Sweden: IVL Swedish Environmental Research Institute.
- Mani, T., Hauk, A., Walter, U., Burkhardt-Holm, P. (2015). Microplastics profile along the Rhine River. *Scientific Reports*, 5: 17988.

- MANMUNI Petén Itzá Petén Itzá, MARN, & SEGEPLAN. (2010). *Plan estratégico para el desarrollo sostenible de la cuenca del lago Petén Itzá*. Guatemala: SEGEPLAN.
- Mason, S.A., Kammin, L., Eriksen, M., Aleid, G., Wilson, S., Box, C., et al. (2016). Pelagic plastic pollution within the surface waters of Lake Michigan, USA. *Journal of Great Lakes Research*, xxx, 1-7.
- Mejía, A. (2018). *El impacto de la Semana Santa: análisis de macro y microplásticos en las playas de Panajachel, Sololá*. Informe final de EPS. Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K., & Weisberg, S.B. (2001). A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 42, 1297-1300.
- Moser, M. L., & Lee, D. S. (1992). A fourteen-year survey of plastic ingestion by western North Atlantic seabirds. *Colonial Waterbirds*, 15, 83–94.
- Mueller, A.D., Islebe, G.A., Anselmetti, F.S., Ariztegui, D., Brenner, M., Hodell, D.A., et al. (2010). Recovery of the forest ecosystem in the tropical lowlands of northern Guatemala after disintegration of Classic Maya polities. *Geology*, 38(6): 523-526.
- National Oceanic and Atmospheric Administration -NOAA-. (2015). *Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments*. Technical Memorandum NOS-OR&R-48.
- Ochaeta, G. & Matus, C. (2017). *Informe de calidad de agua de la cuenca del lago Petén Itzá, año 2016*. Guatemala: AMPI, MARN.
- Ochaeta, G. (2018). *Propuesta de plan de gestión de las aguas residuales en el área urbana de los municipios de San Benito y Flores, departamento de Petén, Guatemala, C.A.* (Tesis de maestría). Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala.
- Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., et al. (2009). International pellet watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 1437-1446.
- Oliva, B.E. (2011). *Estudio paleolimnológico del lago Petén Itzá*. Informe final, proyecto 112-2006. CONCYT/USAC.

- Oliva, B.E., Pérez, J.F., Herrera, K., Gaitán, I. (2008). *El pez blanco (Petenia splendida) y la contaminación en el lago Petén Itzá*. Informe final, proyecto 49-2005. CONCYT/USAC.
- Oliva, B.E., Pérez, J.F., Herrera, K., Juárez, J.R., Galindo, C. (2006). *Contaminación en el lago Petén Itzá*. Informe final, proyecto 20-2002. CONCYT-USAC
- Organización de naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación -FAO- (2011). *Políticas Pecuarias 03. Ganadería y deforestación*. Roma: FAO.
- Pape, E. (2002). *Valor económico del lago Petén Itzá: problemas y oportunidades*. Guatemala: FLACSO.
- Parslow, J.L.F. & Jefferies, D.J. (1972). Elastic thread pollution of puffins. *Marine Pollution Bulletin*, 3, 43–45.
- Pedá, C., Caccamo, L., Fossi, M.C., Gai, F., Andaloro, F., Genovese, L., Perdichizzi, A., Romero, T. & Maricchiolo, G. (2016). Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: Preliminary results. *Environmental Pollution*, 212, 251-256.
- Pérez, L., Bugja, R., Massaferró, J., Steeb., P., van Geldern, R., Frenzel, P., et al. (2010). Post-Columbian environmental history of lago Petén Itzá, Guatemala. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 27(3): 490-507.
- Pérez, L., Curtis, J., Brenner, M., Hodell, D., Escobar, J., Lozano, S., et al. (2013). Stable isotope values ($\delta^{18}\text{O}$ & $\delta^{13}\text{C}$) of multiple ostracode species in a large Neotropical lake as indicators of past changes in hydrology. *Quaternary Science Reviews*, 66, 96-111.
- Pérez, L., Lorenschat, J., Brenner, M., Scharf, B., & Schwalb, A. (2010). Extant freshwater ostracodes (Crustacea: Ostracoda) from lago Petén Itzá, Guatemala. *Rev. Biol. Trop.*, 58(3): 871-895.
- PlasticsEurope. (2017). *Plastics – the Facts 2017: An analysis of European plastics production, demand and waste data*. Bruselas: Plastics Europe.
- Reisser, J., Shaw, J., Wilcox, C., Hardesty, B. D., Proietti, M., Thums, M., et al. (2013). Marine plastic pollution in waters around Australia: Characteristics, concentrations, and pathways. *PLoS ONE*, 8(11), e80466.
- Reyes, E.M.F., Morales, J.E., Oliva, B.E., & Dávila, C.V. (2009). Los cuerpos de agua de la región maya Tikal-Yaxhá: importancia de la vegetación acuática asociada,

- calidad de agua y conservación. Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala. Dirección General de Investigación.
- Rochman, C.M. (2015). The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. En M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 117-140). Berlín: Springer.
- Rochman, C.M., Browne, M.A., Halpern, B.S., Hentschel, B.T., Hoh, E., Karapanagioti, H., et al. (2013). Classify plastic waste as hazardous. *Nature*, *494*, 169-171.
- Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T. & The, S.J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Nature Scientific Reports*, *3*(3263): 1-7.
- Rochman, C.M., Kross, S.M., Armstrong, J.B., Bogan, M.T., Darling, E.S., Green, S.J., et al. (2015). Scientific evidence supports a ban on microbeads. *Environ. Sci. Technol.* *49*, 10759-10761.
- Rosenmeier, M.F., Hodell, D.A., Brenner, M., Curtis, J.H., & Guilderson, T.P. (2002). A 4000-year lacustrine record of environmental change in the southern Maya lowlands, Petén, Guatemala. *Quaternary Research*, *57*, 183-190.
- Rothstein, S.I. (1973). Particle pollution of the surface of the Atlantic Ocean: Evidence from a seabird. *Condor*, *73*, 344–345.
- Ryan, P.G. (2015). A brief history of marine litter research. En M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.) *Marine anthropogenic litter*. Alemania: Springer.
- Ryan, P.G., Moore, J.M., van Franeker, J.A., & Moloney, C.L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, *364*, 1999–2012.
- Salguero, M.R. (2009). *Gobernabilidad del agua en Guatemala: El caso del lago Petén Itzá*. Guatemala: FLACSO.
- Sánchez Hernández, L.J. (2018). *Evaluación de la presencia de microplásticos en peces comerciales, agua y sedimento del estuario de Tecolutla, Veracruz*. (Tesis de maestría). Universidad Autónoma Metropolitana. México.
- Schymanski, D., Goldbeck, C., Hump, H.U. & Fürst, P. (2018). Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. *Water Research*, *129*, 154-162.
- Scordino, J. (1985). Studies on fur seal entanglement, 1981-84, St. Paul Island, Alaska. En R.S. Shomura & H.O. Yoshida (Eds.), *Proceedings of the workshop on the fate and*

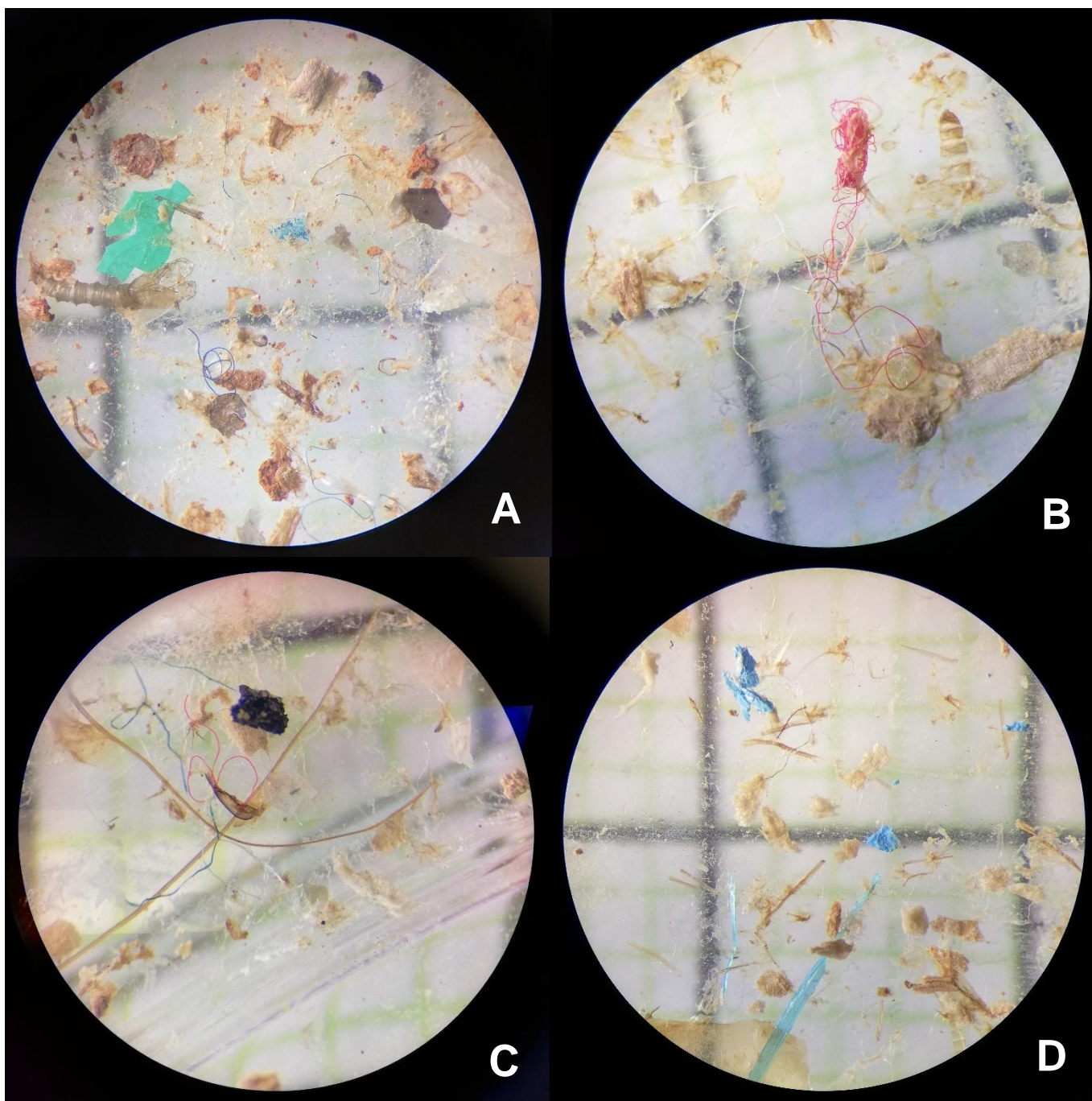
- impact of marine debris* (pp. 278-290). Honolulu: NOAA Technical Memorandum, NMFS, SWFC 54.
- Silva-Cavalcanti, J., Silva, J.D., de França, E.J., Barbosa, M.C. & Gusmao, F. (2016). Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environmental Pollution*, xxx 1-9.
- Stälä, O., Fleming-Lehtinen, V. & Lehtiniemi, M. (2014). Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 185, 77-83.
- Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolondhasamy, P., Li, D., et al. (2016). Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 216, 711-719.
- ten Brink, P., Schweitzer, J.P., Watkins, E. & Howe, M. (2016). *Plastics, marine litter and the circular economy*. UK: Institute for European Environmental Policy.
- Thompson, R.C. (2015). Microplastics in the marine environment: Sources, consequences and solutions. En M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 185-200). Berlin: Springer.
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., et al. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 304, 838.
- UNEP. (2015). *Plastic in cosmetics. Are we polluting the environment through our personal care? Plastic ingredients that contribute to marine microplastic litter*. Kenya: United Nations Environment Programme.
- UNEP. (2018). *Single-use plastics: A roadmap for sustainability*. Kenya: United Nations Environment Programme.
- Van Cauwenberghe, L. & Janssen, C.R. (2014). Microplastics in bivalve cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65-70.
- Von Moos, N., Burkhardt-Holm, P. & Köhler, A. (2012). Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environ. Sci. Technol.*, 46, 11327-11335.
- Wake, H. (2005). Oil refineries: a review of their ecological impacts on the aquatic environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62: 131-140.
- Walker, R. & Moran, E. (2000). deforestation and cattle ranching in the Brazilian Amazon: external capital and household processes. *World Development*, 28(4): 683-699.
- Wang, W., Yuan, W., Chen, Y., & Wang, J. (2018). Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. *Science of the Total Environment*, 633, 539-545.

Wetzel, R.G. (1983). *Limnology*. USA: Saunders College Publishing.

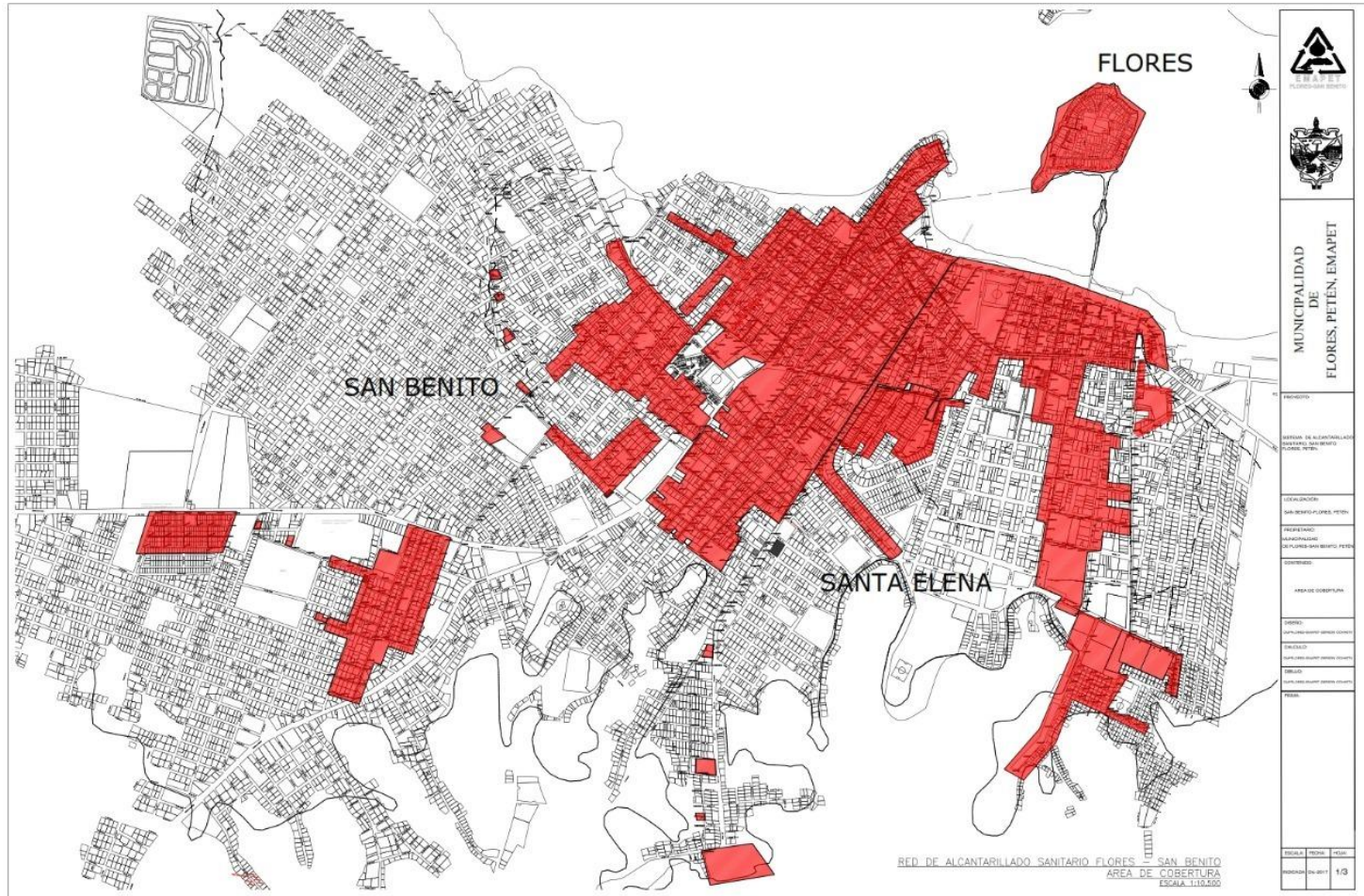
Wilcox, C., Van Sebille, E. & Hardesty, B.D. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *PNAS* 112(38): 11899-11904.

Xanthos, D. & Walker, T.R. (2017). International policies to reduce plastic marine pollution from single-use plastics (plastic bags and microbeads): A review. *Marine Pollution Bulletin*, 118, 17-26.

XIII. ANEXOS



Anexo 1. Ejemplo de partículas de microplástico halladas en las muestras. A-C presentan fibras y en A, C, D se observan fragmentos. Aumento=40X.
Fuente: elaboración propia.



Anexo 2. Área de cobertura del sistema de alcantarillado sanitario en 2010.

Fuente: Ochaeta, 2018.



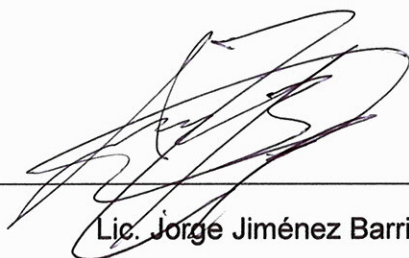
Alejandra Mejía Saenz de Tejada

Autora



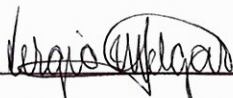
MSc. Gerson Renato Ochaeta Constanza

Asesor



Lic. Jorge Jiménez Barrios

Revisor



Dr. Sergio Alejandro Melgar Valladares

Director



M.A. Pablo Ernesto Oliva Soto

Decano