



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

MICROPLÁSTICOS EN LA BIOTA DE LOS RÍOS ANDINOS

AUTORA

Camila Alejandra Sáenz Calero

AÑO

2020



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

MICROPLÁSTICOS EN LA BIOTA DE LOS RÍOS ANDINOS

Trabajo de Titulación presentado en conformidad con los requisitos  
establecidos para optar por el título de Ingeniera Ambiental en Prevención  
y Remediación

Profesor Guía

Ph.D. Blanca Patricia Ríos Touma

Autora

Camila Alejandra Sáenz Calero

Año

2020

## DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

“Declaro haber dirigido el trabajo, Microplásticos en la biota de los ríos andinos, a través de reuniones periódicas con la estudiante Camila Alejandra Sáenz Calero, en el semestre 202010, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación”.



Blanca Patricia Ríos Touma

Doctora en Estudios Avanzados en Ecología

C.I.: 170711376

## DECLARACIÓN DEL PROFESOR CORRECTOR

“Declaro haber revisado este trabajo, Microplásticos en la biota de los ríos andinos, de Camila Alejandra Sáenz Calero, en el semestre 202010, dando un cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación”.



---

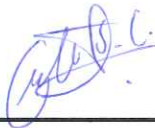
José Vicente Montoya Ceballos

Doctor en Vida Silvestre y Pesquerías

C.I.: 1759185737

## DECLARACIÓN DE AUTORÍA DEL ESTUDIANTE

“Declaro que este trabajo es original, de mi autoría, que se han citado las fuentes correspondientes y que en su ejecución se respetaron las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes.”



---

Camila Alejandra Sáenz Calero

C.I.: 1725884652

## AGRADECIMIENTOS

A mis padres, a mis hermanos y a mi familia por todo el ánimo, la motivación y su vasto cariño.

A Blanca y a José Vicente por toda su ayuda, comprensión, paciencia y orientación durante todo el proyecto.

Al equipo de investigación por todo su apoyo, en especial a Gaby, Michael y Geno por su disposición y su atención.

A Yasser, Índira, Christian, Dr. Gualoto, Pavlova, Santiago, Daniel, Marco, Wilson, Daniela, Jaime, Rasa, Sebastián, José Ignacio, Santiago O. y Mariuxy por aportar a mi formación personal y profesional al impartir su sabiduría.

A Caro, Cesitar, Carlitos y a Dayna por su amistad y su grata compañía.

## DEDICATORIA

A mi madre, a mi padre, a mis dos hermanos y a mi enamorado, por ser los pilares y motivación en mi vida. A mis tíos y abuelos por todo su apoyo y amor incondicional.

A mi Dayna por su noble compañía.

## RESUMEN

Durante los últimos años la contaminación por microplásticos (tamaño < 5mm) en sistemas dulceacuícolas ha desencadenado una serie de impactos ambientales difícilmente manejables. Estos polímeros de tamaños y formas diversas, que, además, son fuente y vector de transferencia de componentes y sustancias tóxicas, pueden ser ingeridos por la biota e ingresar a las redes tróficas de los ecosistemas. Entre los efectos adversos que ocasionan los microplásticos están, por ejemplo, la disminución en la alimentación por daños intestinales, alteraciones en el metabolismo, la reproducción, el crecimiento y la supervivencia, etc. Hasta el momento a nivel de Latinoamérica los estudios acerca de la ingestión de microplásticos y sus efectos sobre los organismos involucrados siguen siendo escasos. Por tal razón, este estudio analiza la presencia, el tipo y el tamaño de microplásticos en el contenido estomacal de nueve taxa de macroinvertebrados acuáticos. La investigación se realizó a lo largo de un gradiente de estrés ambiental que contempla cuatro ríos andinos de la cuenca alta del río Guayllabamba. Donde, además, se determina la susceptibilidad de ingestión por parte de los taxa de macroinvertebrados y de los grupos tróficos a los que pertenecen. Los microplásticos están presentes en todos los sitios muestreados (referencia, medianamente alterados y alterados), con valores por individuo y por mg de tejido superiores a los reportados en otros estudios sobre ríos. Los grupos tróficos con mayor ingestión de microplásticos son el depredador y el colector-recolector, los mismos que contiene a los taxa mayormente expuestos que son Planariidae, Psychodidae, Chironomidae, Oligochaeta y Baetidae. Las fibras son el tipo de microplástico más comúnmente encontrado, cuyos tamaños son los mayores frente a los otros tipos de micropartículas estudiadas. La abundancia de microplásticos y su riesgo potencial de alcanzar niveles tróficos superiores, nos advierte acerca de la importancia de establecer medidas de protección para estos ecosistemas.

**Palabras clave:** polímeros, absorción, macroinvertebrados, ríos tropicales.



## ABSTRACT

In recent years, microplastics pollution in freshwater systems has triggered a series of environmental impacts difficult to manage. These polymers of different sizes and shapes, which are also a source and transfer vector for toxic components and substances, can be ingested by aquatic biota and enter the trophic networks of the ecosystems. Among the adverse effects caused by microplastics are, for example, the decrease in feeding due to intestinal damage, alterations in metabolism, reproduction, growth, survival, etc. So far, at the Latin American level, studies on the ingestion of microplastics and their effects on the organisms involved remain scarce. For this reason, this study analyzes the presence, type and size of microplastics in the stomach contents of nine freshwater macroinvertebrate taxa. The study was performed along a gradient of environmental stress that includes four Andean rivers in the upper basin of the Guayllabamba river. Where, in addition, the susceptibility of ingestion by the macroinvertebrates taxa and the trophic groups to which they belong is determined. The microplastics are present in all sampled sites (reference, moderately altered and altered), with values per individual and per mg of tissue higher than those reported in other river studies. The functional feeding group with the highest ingestion of microplastics are predator and collector-gatherer, which contains the most exposed taxa, Planariidae, Psychodidae, Chironomidae, Oligochaeta and Baetidae. Fibers are the most common type of microplastic found, which sizes are larger compared to the other types of microparticles studied. Abundance of microplastics and their potential risk of reaching higher trophic levels, warns us about the importance of establishing protective measures for these ecosystems.

**Keywords:** polymers, absorption, macroinvertebrates, tropical rivers.

# ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Antecedentes.....	1
1.2 Problemática.....	3
1.3 Justificación.....	4
1.4 Objetivos.....	5
1.4.1 Objetivo General.....	5
1.4.2 Objetivos Específicos:.....	5
1.5 Alcance.....	5
2. MARCO TEÓRICO.....	6
2.1 Microplásticos.....	6
2.2 Microplásticos en ecosistemas de agua dulce.....	8
2.3 Cadenas tróficas en ríos tropicales.....	9
2.4 Macroinvertebrados.....	10
2.5 Microplásticos en cadenas tróficas.....	13
3. METODOLOGÍA.....	14
3.1 Área de Estudio.....	14
3.2 Criterios de selección de muestras.....	16
3.3 Grupos taxonómicos.....	20
3.4 Procesamiento de microplásticos.....	20
3.5 Análisis de microplásticos.....	21
3.6 Clasificación de microplásticos.....	22
3.7 Grupos taxonómicos y grupos tróficos susceptibles a la ingestión de microplásticos.....	22
3.8 Análisis de Datos.....	23
4. RESULTADOS.....	24
4.1 Análisis de la ingestión de microplásticos.....	24
4.1.1 Microplásticos en macroinvertebrados acuáticos.....	24
4.1.2 Microplásticos por punto de muestreo.....	25

4.2 Susceptibilidad de ingestión de microplásticos.....	27
4.2.1 Microplásticos por grupo de macroinvertebrado.....	27
4.2.2 Microplásticos por categoría de perturbación.....	29
4.2.3 Microplásticos por grupo trófico .....	30
4.3 Clasificación de microplásticos.....	32
4.3.1 Tipos de microplásticos .....	32
4.3.2 Tamaños de microplásticos .....	36
5. DISCUSIÓN .....	37
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	42
6.1 Conclusiones .....	42
6.2 Recomendaciones .....	43
REFERENCIAS.....	44
ANEXOS .....	55

## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1 Antecedentes

Desde la invención del plástico en la década de los años 50 como material versátil, flexible, duradero y de bajo costo (Rios & Balcer, 2018 & Rodrigues et al., 2018), éste ha contribuido de forma clave y eficiente en el desarrollo de la sociedad especialmente en algunos sectores estratégicos, como lo son la industria alimentaria, de salud y de transporte (PlasticsEurope, 2017). Es así que, a partir de la siguiente década, la producción de plástico haya aumentado alrededor de un 8.7% cada año (Smith, Love, Rochman, & Neff, 2018), hasta obtener una producción mundial de 335 millones de toneladas para el 2016 (PlasticsEurope, 2017). Actualmente, es evidente que los plásticos aportan con muchos beneficios en la vida cotidiana de los seres humanos, debido a sus múltiples usos, a la innovación y al avance tecnológico (Dris et al., 2015), resultando innegable la dependencia adquirida hacia este material. Según datos de la ONU en el año 2018, la producción anual de plástico está por encima de los 400 millones de toneladas a nivel mundial, de los cuales 13 millones están llegando al mar cada año. Lo que lo convierte hoy en día en un objeto ubicuo en todo el planeta (Eerkes-Medrano & Thompson, 2018).

Considerando el acelerado crecimiento poblacional y el estilo de vida actual, la producción y el consumo masivo de plástico, en su mayoría descartable, generan una enorme cantidad de desechos que posteriormente se acumulan en vertederos y en ecosistemas naturales durante largos periodos de tiempo (Thompson, Moore, Saal, & Swan, 2009). En el mejor de los casos, los residuos son aprovechados, pero a esto le corresponde solo un 9% del total, ya que el 12% se incinera y el 79% restante, acaba depositándose en botaderos, quebradas o en rellenos sanitarios (ONU, 2018), siendo en su mayoría, botellas, fundas, envases, textiles y objetos de PVC (Li, Tse, & Fok, 2016). Los plásticos que se encuentran sobre los sedimentos de ecosistemas terrestres y acuáticos están expuestos a diversos factores como radiación solar, viento,

agua, fuerzas físicas o mecánicas, temperatura, agentes químicos, microorganismos, entre otros, que causan su disgregación en micropartículas, ocasionando diversos impactos al ambiente (Ziajahromi, Kumar, Neale, & Leusch, 2018; Lusher, Hollman, & Mendoza-Hill, 2017 & Eerkes-Medrano & Thompson, 2018). Por lo que, resulta indispensable gestionar los residuos, de modo que se aprovechen como recurso en el ciclo de vida de los plásticos o en otras cadenas de producción para volver a su uso más sostenible, fomentando el reciclaje y restringiendo su disposición en vertederos (PlasticsEurope, 2017).

Hasta el momento se han detectado micropartículas plásticas en océanos, ríos, sedimentos, aguas residuales e incluso sales de mesa (Deng, Zhang, Lemos, & Ren, 2017). El estudio de microplásticos se ha venido desarrollando mucho más en el medio marino en comparación con los sistemas de agua dulce, lo que resulta preocupante, dado que los ríos son la principal ruta de transporte para este contaminante (Smith, Love, Rochman, & Neff, 2018). Éstos microplásticos pueden llegar a través del viento, la escorrentía y las descargas directas de aguas residuales domésticas e industriales (Anbumani & Kakkar, 2018 & Windsor, Tilley, Tyler, & Ormerod, 2019).

Durante su trayecto los microplásticos interactúan con factores bióticos y abióticos del ecosistema. Debido a su reducido tamaño, menor a 5 mm de diámetro, y a su alta persistencia, los microplásticos se dispersan fácilmente en el ecosistema, donde pueden tardar cientos de años en degradarse (Wang, Tan, Peng, Qiu, & Li, 2016 & Rodrigues et al., 2018). Una vez en el sedimento de los ríos, son ingeridos por organismos acuáticos, que lo bioacumulan en sus tejidos y así se incorporan en las redes tróficas alcanzando niveles superiores (Barletta, Lima, & Costa, 2019 & Shruti et al., 2018). El potencial de bioacumulación incrementa al disminuir el tamaño de la partícula (Rodrigues et al., 2018). Aunque los datos de absorción y toxicidad para la biota de agua dulce son escasos, en la actualidad, se sabe que organismos como el plancton, invertebrados bentónicos, bivalvos, peces, aves, grandes mamíferos han ingerido microplásticos, confundiéndolos con su alimento (Storck, Kools,

Karlsruhe, & Kools, 2015). Se ha demostrado que su acumulación y distribución es específica de la especie y puede verse afectada por el tamaño, tipo y composición de la partícula (Eerkes-Medrano & Thompson, 2018).

## **1.2 Problemática**

En vista de la enorme cantidad de microplásticos que receptan las vías fluviales, y que gran parte de estos desechos se almacenan en los sedimentos, en diversas formas, tamaños y composición, esta contaminación incide directamente sobre la fauna acuática (Ziajahromi, Kumar, Neale & Leusch, 2018; Eerkes-Medrano & Thompson, 2018 & Elías, 2015). Los organismos que están en contacto con este material tienden a confundirlo con su alimento y acaban ingiriéndolo. Esto resulta en la afectación de diversos niveles bióticos como plancton, zooplancton, macroinvertebrados, bivalvos y peces de diversos tamaños (Lusher, Hollman, & Mandoza-Hill, 2017 & Rochman et al., 2013). Un estudio de la Universidad de Cardiff encontró que la mitad de los macroinvertebrados muestreados en los sedimentos de tres ríos habían ingerido microplásticos (Windsor, Tilley, Tyler, & Ormerod, 2019).

El problema incide en que una vez dentro del organismo, los microplásticos liberan toxinas, transfieren contaminantes y pueden provocar la ineficiencia de procesos fisiológicos como asfixia, bloqueo de las vías digestivas, inflamación, heridas internas, estrés, cambios en el comportamiento y consecuentemente riesgo de muerte (Vaughan, Turner, & Rose, 2017; Wagner & Lambert, 2018; Silva-Cavalcanti, Silva, França, Araújo, & Gusmão, 2017; Greven et al., 2016 & Lu et al., 2016). Estudios han demostrado que los microplásticos se acumulan en tejidos específicos tales como branquias, intestinos, glándulas digestivas, sistema circulatorio, tejido cerebral, entre otros (Deng, Zhang, Lemos, & Ren, 2017). Esto deriva en su introducción en la cadena alimenticia, incorporándose en las redes tróficas, poniendo en riesgo la salud de diferentes organismos, incluso la de los seres humanos (Hohenblum, Liebmann, & Liedermann, 2015).

### 1.3 Justificación

Durante los últimos años se han publicado varias investigaciones acerca de los efectos de los microplásticos en organismos de agua dulce a nivel mundial, como es el caso de los macroinvertebrados (Windsor et al., 2019), o incluso a nivel de bioacumulación de este material en órganos o tejidos de organismos como peces (Lei et al., 2018). Sin embargo, estos hallazgos han sido desarrollados en países de Europa, Asia o Norteamérica. Por lo que, en América Latina, los estudios acerca de los efectos que tiene este contaminante sobre los ríos y su incidencia en la fauna acuática siguen siendo escasos y poco profundos (Castro, Silva, & Araújo, 2018), lo que agrava la situación actual del recurso hídrico e hidrobiológicos.

Recientemente se realizó un estudio en la ciudad de Quito, capital del Ecuador, acerca de la cantidad de microplásticos encontrados en los sedimentos y en la columna de agua de cinco puntos a lo largo de la cuenca alta del río Guayllabamba, la misma que recibe aportaciones de los ríos Pita, Machángara y San Pedro (Donoso, 2018). Este estudio, demostró la presencia de microplásticos en todos los ríos estudiados y un aumento en la concentración de microplásticos, desde las cabeceras de los ríos hacia la zona urbana, influenciada por las descargas de aguas residuales y los desechos que produce la ciudad de Quito.

Uno de los ríos de mayor importancia para la provincia de Pichincha, es el río Guayllabamba, cuya cota máxima se encuentra en los 5893 m.s.n.m (FONAG, 2019) y entra en confluencia con el río Machángara y el río San Pedro a una altitud de 2080 m.s.n.m, desembocando posteriormente en el río Esmeraldas y finalmente en el Océano Pacífico (González, 2016). Debido al acelerado y desordenado crecimiento poblacional del Distrito Metropolitano de Quito, que abarca a la ciudad de Quito y a sus 33 parroquias, los impactos sobre el entorno son cada vez mayores y presentan condiciones alarmantes de contaminación (Egas, José Ordoñez, 2014 & Landázuri et al., 2014). Esto se

debe al escaso o nulo tratamiento de aguas residuales provenientes de actividades industriales, pecuarias y domésticas, al manejo inadecuado de residuos sólidos y sedimentos que afectan severamente la calidad de los cuerpos hídricos, su flora y su fauna (Lloret & Tucci, 2009 & Quinga, 2017).

Debido a esta problemática de la cuenca, con esta investigación se pretende conocer el impacto que tiene la contaminación por microplásticos en la biota bentónica de los ríos que conforman la cuenca alta del río Guayllabamba. Este estudio consiste en la cuantificación de microplásticos que han sido ingeridos por macroinvertebrados a lo largo de un gradiente de estrés o contaminación ambiental. Aportando de esta manera información relevante acerca de las cargas contaminantes que recibe la zona, ya que se desconocen aún los efectos de los microplásticos a nivel de organismos y su alcance dentro de estos ecosistemas.

## **1.4 Objetivos**

### **1.4.1 Objetivo General**

Analizar la presencia de microplásticos en la biota de ríos andinos.

### **1.4.2 Objetivos Específicos**

Determinar la presencia de microplásticos en el contenido estomacal de macroinvertebrados acuáticos de ríos andinos.

Clasificar los microplásticos ingeridos por los macroinvertebrados según su tamaño y tipo.

Establecer grupos taxonómicos y grupos tróficos más susceptibles a la ingestión de microplásticos.

## **1.5 Alcance**



El propósito de este estudio es conocer la presencia de microplásticos en el ensamblaje de macroinvertebrados de los ríos andinos con la aplicación de metodologías de investigación de vanguardia que buscan informar sobre el estado de conservación de los ríos y promover la conservación de los entornos naturales y su manejo sustentable. Dado que la contaminación por microplásticos en ríos altoandinos podría estar afectando no solo a unos pocos organismos, que entran en contacto directo con este material, si no, que pueden alcanzar de forma indirecta otros niveles tróficos del entorno, se pretende evidenciar los impactos que sugiere el contaminante sobre la biota acuática y la importancia de establecer medidas de protección a estos ecosistemas. Para lo cual, se llevará a cabo el análisis de muestras de macroinvertebrados en un gradiente de estrés ambiental a lo largo de la cuenca alta del río Guayllabamba, con distintos niveles de contaminación, según las actividades antrópicas que influyen en el entorno.

Se cuantificó la presencia de microplásticos dentro de contenido estomacal de los macroinvertebrados a nivel de diferentes grupos taxonómicos y grupos tróficos a los que pertenecen. Además, los microplásticos encontrados fueron clasificados, según su tamaño y tipo. Y, por último, se determinaron grupos funcionales y los taxa susceptibles a la ingestión de microplásticos. La investigación se desarrolló en el laboratorio de Investigación Ambiental de la Dirección de Investigación de la Universidad de Las Américas en base a muestras bentónicas obtenidas en el marco del proyecto "*Ecological and microbiological status of the Upper Guayllabamba River Basin, historic trends, biodiversity threats and health risks*" (Rios-Touma & Guerrero Latorre, 2016).

## **2. MARCO TEÓRICO**

### **2.1 Microplásticos**

Los plásticos resultan de la composición de diferentes materiales con una amplia variedad de propiedades. En cuanto a sus propiedades fisicoquímicas,

difieren en tamaño, forma, color, densidad y tipo de polímero (Anbumani & Kakkar, 2018). Entre sus principales componentes constan polímeros, colorantes y productos químicos plastificantes (Storck, Kools, Karlsruhe, & Kools, 2015). Los plásticos se caracterizan por su flexibilidad, durabilidad, ligereza y resistencia al calor (Kapp & Yeatman, 2018; Rodrigues et al., 2018 & Thompson et al., 2009). La mayoría de los plásticos se derivan de combustibles fósiles (gas natural, petróleo, carbón), utilizando del 4 al 6% de la producción mundial de petróleo, para su fabricación (PlasticsEurope, 2017 & Thompson et al., 2009). Los plásticos se desgastan por diferentes factores, pierden resistencia y por lo tanto sufren mayores daños, esto se debe a que los plastificantes se han lixiviado. Lo que conduce a la disgregación del plástico en miles de micropartículas (Horton, Walton, Spurgeon, Lahive, & Svendsen, 2017).

Los microplásticos son partículas sintéticas que resultan de la degradación de plásticos, cuyo tamaño es menor a 5 mm (Rodrigues et al., 2018; Storck et al., 2015 & Yonkos, Friedel, Perez-Reyes, Ghosal, & Arthur, 2014). Es posible identificar diversos tipos, formas, tamaños y composición (Yonkos et al., 2014). Con respecto al tipo de partículas, pueden ser pellets, fragmentos, fibras, películas y espumas (Rios & Balcer, 2018). Siendo las fibras, el tipo de microplástico más comúnmente encontrado en muestras de agua de diversas investigaciones (Anderson, Park, & Palace, 2016 & Blarer & Burkhardt-Holm, 2016). Por otro lado, las formas y tamaños pueden variar de acuerdo con la clasificación de los microplásticos en primarios y secundarios (Anderson et al., 2017 & Ogonowski, Schür, Jarsén, & Gorokhova, 2016). Los microplásticos primarios, incluyen pellets de resina plástica o microperlas y gránulos de preproducción, empleados en la elaboración de productos de cuidado personal tales como pastas de dientes, detergentes, exfoliantes faciales y cosméticos (Anbumani & Kakkar, 2018; Yonkos et al., 2014 & Horton et al., 2017). Constituyen también la materia prima para la fabricación de otros productos plásticos de mayor tamaño (Vaughan et al., 2017). Mientras que los microplásticos secundarios, resultan del desgaste o la fragmentación de

artículos plásticos, siendo estos los más abundantes debido a la degradación de la basura, desechos de neumáticos y microfibras de textiles (Smith et al., 2018). Y en cuanto a su composición química, existe una gran variedad de polímeros, entre los que se destaca el polipropileno (PP), el polietileno (PE), el cloruro de polivinilo (PVC), el tereftalato de polietileno (PET) y el poliestireno (PS) (Rios & Balcer, 2018).

## **2.2 Microplásticos en ecosistemas de agua dulce**

En comparación con ambientes marinos, los entornos de agua dulce son relativamente más cerrados y debido a su cercanía a grandes centros poblados o aguas debajo de zonas urbanas, las fuentes de microplásticos incrementan (Yonkos et al., 2014). Las formas más comunes en que los microplásticos pueden ingresar al medio acuático, se deben a la incorrecta deposición de los residuos sólidos en vertederos, así como las descargas directas de aguas residuales sobre los ríos. A esto se suma también la escorrentía de las superficies de las vías que transportan residuos del desgaste de los neumáticos (Silva-Cavalcanti, Silva, França, Araújo, & Gusmão, 2017).

Debido a su peso ligero y a su reducido tamaño los microplásticos se dispersan largas distancias con facilidad, a través de la escorrentía o el viento y una vez en el agua, tienden a acumularse, pudiendo causar efectos adversos dentro del ecosistema (Eerkes-Medrano, Thompson, & Aldridge, 2015). Puesto que tardarán mucho tiempo en degradarse, los microplásticos son considerados una amenaza para la biota acuática (Dris et al., 2015). Además, representan un gran riesgo por los químicos que posee el material o los que se adhieren en el medio ambiente (Silva-Cavalcanti et al., 2017).

Las microfibras son el tipo de microplástico más común dentro de las muestras ambientales (Anderson, Park, & Palace, 2016; Blarer & Burkhardt-Holm, 2016 & Donoso, 2018), por lo que existe una alta probabilidad de que sean ingeridas por organismos acuáticos (Horton, 2017). Estudios han demostrado que al ser

ingeridos los microplásticos provocan bloqueo del intestino, disminuyendo el consumo del alimento, lo que los conduce a la muerte, así como también inflamaciones, heridas, pérdida de movilidad, alteración en el comportamiento, en la reproducción, aumento del estrés, etc. (Huerta et al., 201 & Ogonowski et al., 2016).

### **2.3 Cadenas tróficas en ríos tropicales**

La cadena trófica expresa las interacciones alimenticias para conocer el flujo de nutrientes entre los actores y definen la estructura de la comunidad ecológica, su estabilidad y los procesos que ocurren dentro de un ecosistema (Jepsen & Winemiller, 2002). La biota de ecosistemas de agua dulce se puede clasificar en base a su ocupación a lo largo de la columna de agua y en base a su locomoción (Acero & Caraballo, 2012). Los organismos que habitan en la superficie del agua, se los conoce como neuston. Otros organismos que flotan o están suspendidos en la columna del agua se los denomina plancton o necton. El perifiton, está compuesto por organismos vegetales y animales que se fijan en las hojas o tallos de plantas acuáticas. Mientras que los organismos que se fijan en el fondo del sustrato o viven en el sedimento, corresponden al grupo bentos (Hanson et al., 2010).

Los niveles tróficos en los ecosistemas de agua dulce tienen como base a los organismos productores, como las plantas, las algas o la hojarasca. Seguidos de los consumidores primarios, como los insectos acuáticos y peces no depredadores (Zainordin & Hamid, 2017). Aquí los macroinvertebrados, desempeñan un rol fundamental, ya que se encargan de transmitir la energía a diversos niveles tróficos de las cadenas alimentarias acuáticas. Además, controlan la producción primaria de estos ecosistemas (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Su locomoción en deriva les permite huir de los depredadores, dispersarse para encontrar fuentes de alimento o alejarse de cambios en la calidad del agua (Ramírez & Pringle, 2001). El siguiente nivel, lo ocupan los consumidores secundarios, que pueden ser macroinvertebrados depredadores

y peces. Finalmente, están los consumidores terciarios, donde intervienen otros insectos terrestres y otros depredadores vertebrados como las aves (Iwata, Nakano, & Murakami, 2003).

Un estudio realizado en Colombia analizó las relaciones tróficas de los organismos de agua dulce en base a su hábito alimentario, estableciendo once categorías (productores, herbívoros, filtradores, raspadores, granívoros, insectívoros, piscívoros, carnívoros, omnívoros, detritívoros y parásitos), agrupadas en cuatro niveles tróficos: productores (fitoplancton, macrófitas, vegetación de ribera y detritos), consumidores primarios (herbívoros de zooplancton, macroinvertebrados y peces), consumidores secundarios (macroinvertebrados, insectos, peces y aves) y consumidores terciarios (peces y aves) (Acero & Caraballo, 2012).

## **2.4 Macroinvertebrados**

Los macroinvertebrados juegan roles importantes en todos los procesos ecológicos de los sistemas de agua dulce (Hanson, 2010). Son organismos ampliamente utilizados como bioindicadores de la calidad del agua, cuyo nivel trófico corresponde a los consumidores de primer y segundo orden (Acero & Caraballo, 2012 & Dodds, 2002). El uso de estos organismos en bioindicación se debe su extensa distribución geográfica, su amplia biodiversidad y su rápida respuesta frente a los gradientes ambientales a los que se ven expuestos (Prat, Ríos, Acosta, & Rieradevall, 2009). Además, permiten el análisis de los posibles efectos de la contaminación, de acuerdo con la tolerancia de los organismos a la perturbación del medio donde habita. El nivel taxonómico más utilizado para los análisis es el de familia (Dominguez & Fernández, 2009).

Si el nivel de perturbación es muy alto, los efectos se reflejan con la presencia de unas pocas especies tolerantes, si la alteración de las condiciones del medio es intermedia, pueden desaparecer unas pocas especies, aumentar la densidad de otras o atraer especies externas que toleren dicho factor de estrés

(Dodds, 2002). Mientras que, con un nivel de perturbación bajo, pueden no alterar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, pero si a nivel de individuo (Prat, Ríos, Acosta, & Rieradevall, 2009).

En cuanto a su hábitat, los macroinvertebrados se encuentran sobre diferentes superficies, tales como el sedimento, partes de flora fluvial, troncos, piedras, entre otros, es por eso por lo que se los denomina bentónicos (Tomanova, Goitia, & Helešic, 2006). Con respecto a su alimentación, pueden ser herbívoros y depredadores, los individuos que ingieren materia viva (animal o vegetal), o también detritívoros y omnívoros, aquellos individuos cuya fuente de energía se basa en restos de material orgánico o que se está descomponiendo (Dodds, 2002).

Es posible distinguir varios grupos funcionales, que reflejan la función de organismos en el ecosistema y la forma en que consumen los recursos basada en su morfología y comportamiento (Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Entre los cuales están, los fragmentadores que son herbívoros/detritívoros que se alimentan de pedazos de tejido vegetal, incluyendo todas las partes de la planta como hojas y madera (Dodds, 2002). Los filtradores que recolectan partículas en suspensión. Los raspadores que encuentran su fuente de alimentación en las algas o en las biopelículas de bacterias que se forman en las piedras o en otro sustrato. Los depredadores se alimentan de otros animales. Y los recolectores que colectan pequeños fragmentos de materia que se encuentran en la columna de agua o en el sedimento (Hanson, Springer, & Ramirez, 2010 & Wallace & Webster, 1996). Para este estudio se han escogido familias ampliamente distribuidas en el gradiente de calidad biológica. Estas familias tienen distintos roles tróficos y ocupan distintos hábitats (Acosta, Ríos, Rieradevall, & Prat, 2009 & Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014) (Tabla 1.).

Tabla 1.

*Grupo trófico y hábitat de los nueve grupos taxonómicos de macroinvertebrados seleccionadas para el estudio de microplásticos presentes en las cadenas tróficas de ríos andinos.*

<b>Familia de macroinvertebrado</b>	<b>Tipo de alimentación</b>	<b>Hábitat</b>
Planariidae	Depredador: pequeños macroinvertebrados	Debajo de piedras, troncos y hojarasca
Hyalellidae	Fragmentador	Periferia bentónica
Hydroptilidae	Raspador: algas y materia vegetal	Debajo de piedras, troncos y material vegetal
Baetidae	Colector-recolector: algas y tejidos de plantas acuáticas	Adheridos a las rocas, troncos o a la vegetación sumergida
Elmidae	Colector-recolector: algas	Aguas rápidas y poco profundas
Chironomidae	Colector-recolector	Aguas lólicas y lénticas, en fango y arena con abundante materia orgánica en descomposición
Simuliidae	Filtrador	Aguas rápidas, adheridas a las rocas y troncos

Psychodidae	Fragmentador	Aguas lénticas y lólicas entre materia orgánica en descomposición
Oligochaeta	Colector-recolector	Sedimentos suaves o sobre la vegetación acuática

Adaptado de (Acosta et al., 2009 & Ramírez et al., 2014).

## 2.5 Microplásticos en cadenas tróficas

Cuando los microplásticos han ingresado en los ecosistemas de agua dulce estas partículas flotantes pueden sedimentarse (por acción biótica o abiótica) y aumentar su retención y su potencial de bioacumulación en las redes alimentarias (Anbumani & Kakkar, 2018 & Horton et al., 2017). Los factores con mayor influencia en la sedimentación de las partículas son la concentración, la densidad, el tamaño y la forma, lo que significa que la exposición al contaminante aumenta (Shruti et al., 2018). Con lo que, las tasas de alimentación de organismos bentónicos también incrementan (Ogonowski et al., 2016). Además, la captación de microplásticos por invertebrados va a depender de las estrategias de alimentación o sus grupos tróficos y de su morfología (Kapp & Yeatman, 2018 & Scherer, Brennholt, Reifferscheid, & Wagner, 2017).

Los microplásticos son una amenaza creciente para la fauna acuática ya que pueden absorber sustancias del medio ambiente circundante como nutrientes o contaminantes (Anbumani & Kakkar, 2018 & Batel, Borchert, Reinwald, Erdinger, & Braunbeck, 2018). Resultando más atractivos para que los organismos los ingieran e ingresen a distintos niveles de la cadena trófica, pudiendo influir en los procesos ecológicos del ecosistema (Murphy & Quinn, 2018). La ingestión de estas micropartículas sugiere su bioacumulación en los tejidos de los organismos, así como la transferencia de sustancias químicas y tóxicos asociados (Foley, Feiner, Malinich, & Höök, 2018 & Shruti et al., 2018).



Este contaminante sugiere impactos adversos en todos los niveles de la cadena alimentaria (Anbumani & Kakkar, 2018). En el caso de los depredadores, el riesgo aumenta, ya que existen dos vías de absorción, por ingestión directa o ingestión a través de presas que han ingerido microplásticos (Guzzetti, Sureda, Tejada, & Faggio, 2018). Existiendo el riesgo potencial de repercutir incluso en la salud de los seres humanos a largo plazo al consumir alimentos acuáticos (Kapp & Yeatman, 2018; Smith et al., 2018; Thompson et al., 2009; Wright & Kelly, 2017 & Yonkos et al., 2014).

### **3. METODOLOGÍA**

#### **3.1 Área de Estudio**

El presente trabajo de investigación tuvo lugar en la cuenca alta del río Guayllabamba, localizada en la región interandina, al norte del Ecuador. El sistema fluvial atraviesa la Provincia de Pichincha, abarcando cinco de sus cantones: Cayambe, Distrito Metropolitano de Quito, Mejía, Pedro Moncayo y Rumiñahui (FONAG, 2012 & Fundación Futuro Latinoamericano, 2007). La cota máxima de la cuenca se encuentra a los 5.893 m.s.n.m y se extiende hasta la cota mínima o de cierre a los 630 m.s.n.m. (FONAG, 2019). El estudio evaluó un total de diecisiete puntos de muestreo a lo largo de un gradiente de estrés ambiental entre los 1900 y 3150 m.s.n.m (Tabla 2). Distribuidos entre los principales afluentes de la cuenca alta del Guayllabamba, que son los ríos Pita, San Pedro, Machángara y Guayllabamba (Figura 1).

El río Guayllabamba recibe la aportación del río San Pedro que surge entre los volcanes Cotopaxi, Sincholagua y Rumiñahui, se juntan al este de la ciudad de Quito a una altitud de 2800 m.s.n.m., donde también recibe las aguas del río San Rafael. Luego, en el valle de los Chillos recibe las aguas del río Pita y las aguas del río Machángara al atravesar Tumbaco. Más adelante, constituye el límite entre las provincias de Imbabura y Pichincha. Para ingresar así en la provincia de Esmeraldas, donde se junta con el río Blanco, y así conforma el

mayor afluente del río Esmeraldas que finalmente desembocará en el océano Pacífico (FONAG, 2009).

Por otro lado, la contaminación del recurso hídrico se debe a diversos factores del entorno. Entre los cuales resaltan los siguientes: el acelerado crecimiento poblacional del Distrito Metropolitano de Quito, el escaso o nulo tratamiento de aguas residuales de las zonas urbanas, las actividades agrícolas y ganaderas por parte de las zonas rurales y el manejo insostenible de residuos sólidos de las grandes y pequeñas urbes. Lo que incide en mayor o menor grado a la diversidad ecológica de los ríos, ya que genera pérdidas de la vegetación de ribera y disminuye la biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos (Ríos-Touma, Acosta & Prat, 2014 & Carvajal, 2016).

Por su parte, dos de los principales afluentes de la cuenca alta del río Guayllabamba, son el río Pita y el río San Pedro, con superficies de cobertura de alrededor de 586 km<sup>2</sup> y 752 km<sup>2</sup>, respectivamente. Cabe mencionar que ambos ríos se ven influenciados por actividades productivas como la agricultura y la ganadería (FONAG, 2019). Por otro lado, la ciudad de Quito es el principal centro urbano de la cuenca alta del río Guayllabamba, cuya población es de aproximadamente 2.6 millones de habitantes (INEC, 2016). Y debido a su crecimiento poblacional ejerce la mayor presión sobre la misma (FONAG, 2009). En cuanto al río Machángara, recibe el 75% de las aguas residuales de zonas fuertemente pobladas de la ciudad de Quito, que se vierten en el río sin tratamiento alguno (Lasso, 2014).



Figura 1. Distribución geográfica de los puntos de muestreo sujetos a estudio.

Nota: Los sitios estudiados denotan el nombre de los ríos a través de las siguientes abreviaturas: SP = río San Pedro, PI = río Pita, M = río Machángara).

### 3.2 Criterios de selección de muestras

Las muestras utilizadas en esta investigación provienen del estudio *'Evaluation of the ecological status of the Guayllabamba river basin, by determining land use, riparian forest, physical habitat, water quality and bioindicators of streams and rivers'* que se está desarrollando actualmente por la Dirección de Investigación de la UDLA por Blanca Ríos Touma y Laura Guerrero Latorre. El muestreo tuvo lugar en los meses de marzo, abril y mayo para la temporada lluviosa y los meses de julio y agosto para la temporada seca, durante el año 2017. La selección de las estaciones de muestro se realizó en base a los criterios de calidad ecológica de los ríos en cuestión, similares a los descritos en investigaciones previas (Ríos-Touma et al, 2004, 2014).

Se escogieron 17 sitios que compartieran en mayor o menor medida los mismos grupos taxonómicos. El propósito del estudio fue identificar el número de microplásticos ingeridos, por al menos cuatro individuos de cada taxa de macroinvertebrados por sitio (Tabla 2) en entornos con distintos niveles de alteración. Se incluyeron mayormente muestras bentónicas (Surber o D-net) en los sitios de muestreo de época seca, sin embargo, en los casos en los que no se logró completar el número mínimo de individuos, se tomaron ejemplares de los sitios de época de lluvias para el análisis. Cabe mencionar que dos sitios fueron descartados (M2 y M3), ya que resultan poco informativos para el análisis, e introducían ruido, puesto que en ellos solo se encontró una familia de macroinvertebrados (Psychodidae) con 4 y 5 individuos respectivamente (Anexo 5.). Los sitios eliminados presentaban altos niveles de contaminación (Checa, 2018), lo que da lugar a una escasa diversidad y abundancia de individuos. Por lo que, el análisis se realizó en 15 puntos de muestreo.

Para el análisis se tomaron en cuenta tres categorías de perturbación, puesto que el cambio del uso de suelo afecta la vegetación de ribera y la biodiversidad del río (Fierro et al, 2017). La primera categoría correspondió a sitios alterados donde dominaban los centros poblados, la segunda categoría estuvo compuesta de sitios medianamente alterados, referente a las áreas de cultivo y ganadería; y la tercera categoría se otorgó a los sitios de referencia, lo suficientemente alejados de posibles perturbaciones, con cobertura de vegetación nativa en su área de drenaje (Checa, 2018 & Guerra, 2018) (Tabla 3).

Las puntuaciones y el criterio utilizado para definir las categorías de perturbación se obtuvieron en base a los índices de calidad ecológica de los ríos, realizados en investigaciones anteriores (Checa, 2018 & Guerra, 2018). Para el análisis se emplearon el índice de calidad del hábitat fluvial IHF (Pardo et al., 2002), el índice de calidad del bosque de ribera QBR (Acosta et al., 2009) y el índice de calidad del agua de ríos andinos, Índice Biótico Andino ABI (Ríos-Touma, Acosta & Prat, 2014).

Tabla 2.

*Puntos de muestreo de la cuenca alta del río Guayllabamba.*

<b>N°</b>	<b>Código</b>	<b>Río</b>	<b>Elevación</b>	<b>Latitud</b>	<b>Longitud</b>
1	3.2PI	Pita	2845	-0.40096	-78.3837
2	3.4PI	Pita	2865	-0.41648	-78.4076
3	3.5PI	Pita	2544	-0.32949	-78.4199
4	3.1SP	San Pedro	2801	-0.42305	-78.5194
5	3.2SP	San Pedro	2803	-0.42786	-78.5195
6	3.3SP	San Pedro	2846	-0.40794	-78.4393
7	M1	Machángara	3143	-0.32686	-78.5723
8	M2	Machángara	2813	-0.25384	-78.525
9	M3	Machángara	2614	-0.2091	-78.4766
10	M5	Guayllabamba	1933	-0.06865	-78.3733
11	SP1	San Pedro	2300	-0.21675	-78.4225
12	SP2	San Pedro	2399	-0.26422	-78.4527
13	SP3	San Pedro	2454	-0.29614	-78.4599
14	SP4	San Pedro	2467	-0.30968	-78.4541
15	SP5	San Pedro	2617	-0.38797	-78.5169
16	SP6	San Pedro	2825	-0.48463	-78.5457
17	SP7	San Pedro	2931	-0.53383	-78.5524

En este sentido, las estaciones de referencia son los sitios 3.2PI, 3.4PI, 3.1SP, 3.2SP y 3.3SP, con un nivel de alteración bajo y cuyo tipo de uso de suelo es mayoritariamente bosque o vegetación nativa. Mientras que los sitios que se encuentran medianamente alterados son 3.5PI, SP5, SP6, SP7, y se ven influenciados por actividades urbanas, pero mayormente agroganaderas. Finalmente, los puntos más contaminados corresponden a zonas urbanas y son M1, M2, M3, M5, SP1, SP2, SP3 y SP4 (Bonifaz, 2018).

Tabla 3.

*Categorización de los puntos de muestreo según su calidad ecológica.*

<b>Sitio</b>	<b>QBR</b>	<b>ABI</b>	<b>IHF</b>	<b>Uso de suelo</b>	<b>Categoría</b>
3.2PI	95	105	95	Rural – bosque	Referencia
3.4PI	80	39	77	Rural – agroganadero	Referencia
3.5PI	25	36	57	Urbano – agroganadero	Medianamente alterado
3.1SP	90	49	77	Rural – bosque	Referencia
3.2SP	100	106	80	Rural – bosque	Referencia
3.3SP	55	102	74	Rural – bosque	Referencia
M1	15	10	65	Urbano	Alterado
M2	20	5	47	Urbano	Alterado
M3	45	8	67	Urbano	Alterado
M5	15	10	53	Urbano	Alterado
SP1	25	22	66	Urbano	Alterado
SP2	25	23	58	Urbano	Alterado
SP3	20	6	80	Urbano	Alterado

SP4	0	29	71	Urbano	Alterado
SP5	35	46	88	Urbano – agroganadero	Medianamente alterado
SP6	15	35	76	Urbano – agroganadero	Medianamente alterado
SP7	20	47	90	Urbano – agroganadero	Medianamente alterado

---

Adaptado de (Checa, 2018).

### 3.3 Grupos taxonómicos

Los sitios de muestreo seleccionados comparten taxa o familias de macroinvertebrados, que hacen posible la comparación entre los puntos sujetos de estudio. Es así como, los taxa Hyalellidae, Oligochaeta, Elmidae, Chironomidae, Psychodidae, Simuliidae, Baetidae, Hydroptilidae y Planariidae fueron analizadas en este estudio. Sobre las cuales se desarrolló una metodología de procesamiento de microplásticos, similar a la descrita en Windsor et al. (2018), basada en Avio et al. (2015). Con esto, se determinó la cantidad y el tipo de microplástico encontrado en el contenido estomacal de los ejemplares analizados por grupos taxonómicos. A continuación, se detallarán las actividades realizadas para extraer los microplásticos, siguiendo el protocolo adaptado por Donoso (2018).

### 3.4 Procesamiento de microplásticos

Partiendo de los taxa de macroinvertebrados previamente seleccionadas, se separaron de 4 a 10 individuos, dependiendo de su tamaño, en frascos de vidrio con alcohol al 96%, para su posterior análisis. Se tomó en cuenta que los individuos presenten todas sus partes, ya que el siguiente paso fue medir la

amplitud de su cabeza y la longitud su cuerpo (Anexo 1), mediante el programa 'Infinity Lumenera' y el estéreo microscopio 'Olympus, modelo: SZ2-ILST' (Tokyo, Japón). Para lo cual se llevó un registro fotográfico (Anexo 2). Luego, se lavaron los individuos con una solución salina de NaCl, de 1.2 gr NaCl/cm<sup>3</sup> y agua ultrapura para evitar la incrustación de sales en la superficie de los individuos (Windsor et al, 2018).

Para el proceso de secado, se colocó a los macroinvertebrados en recipientes de aluminio. Dentro de la estufa 'Biobase, modelo: BJPX', localizada en el laboratorio de Investigación Ambiental de la UDLA a una temperatura de 64°C, durante 24 horas. Al finalizar el tiempo de secado, se dispuso a las muestras en un desecador durante 24 horas para estabilizar la temperatura y extraer toda la humedad presente. Enseguida, se pesó a los individuos de manera grupal, obteniendo el promedio de biomasa por individuo. Con ayuda de la balanza analítica 'Sartorius, modelo: ENTRIS224-1S' (Goettingen, Alemania) presente en el mismo laboratorio. Para este paso, fue necesario suspender el flujo de ventilación en la zona, ya que pudo alterar los resultados de la balanza (Windsor et al, 2018).

### **3.5 Análisis de microplásticos**

De acuerdo con la metodología descrita en Windsor et al., 2018, se trituraron los ejemplares en grupos, con ayuda de un mortero y un pistilo. El número de individuos era diferente para cada grupo taxonómico. Para luego recolectar todo el material, en un vaso de precipitación. Donde se mezcló el contenido con 20 ml de peróxido de hidrógeno a una concentración del 15%, que fue previamente filtrado con celulosa de 0.45 µm. Este paso permite la degradación de la quitina de los macroinvertebrados estudiados.

Luego, se cubrió el contenido con aluminio, para evitar que ingresen partículas del exterior. Permitiendo el paso de un pequeño flujo de aire. Las muestras se colocaron en la sorbona 'ESCO, modelo: EBA-4UDG-0', localizada en el área



de extracción en laboratorio de Investigación General. En la que reposaron durante 48 horas a temperatura ambiente 25°C (Windsor et al, 2018).

Para el análisis en el microscopio, se colocó el contenido en una caja petri que se limpió anteriormente con agua ultrapura. A la cual, se le añadió papel milimetrado en la base exterior para facilitar el conteo mediante barrido, ubicando la caja petri en el microscopio 'Olympus' (Tokyo, Japón), y se contabilizaron las micropartículas encontradas.

El barrido se realizó a una magnificación de 40X y 100X para observar los diferentes tamaños de las partículas, los cuales fueron medidos y registrados mediante el programa 'Infinity Lumenera' (Anexo 2). Se clasificó al microplástico de acuerdo con su tamaño, color y tipo en un registro en Excel (Anexo 3). Una vez realizado el conteo de los microplásticos encontrados en cada grupo taxonómico, se dispuso al contenido en un recipiente dentro de la sorbona, debido a su corrosividad. Para este paso, fue necesario el uso de guantes de nitrilo, mascarilla y gafas protectoras (Windsor et al, 2018).

### **3.6 Clasificación de microplásticos**

Una vez contabilizadas las partículas microplásticas, se analizó su tamaño con respecto al de los ejemplares. Para registrar sólo aquellas que pudieron haberse encontrado en el contenido estomacal y no en el exterior. Luego, se clasificaron en tres tipos, similar a los expuesto en investigaciones previas. Las categorías son: fragmentos, películas o trozos de fundas y fibras (Anexo 3) (Blarer & Burkhardt-Holm, 2016 & Donoso, 2018).

### **3.7 Grupos taxonómicos y grupos tróficos susceptibles a la ingestión de microplásticos**

Se realizó una comparación de la ingestión de microplásticos con respecto a los distintos grupos funcionales alimentarios de los taxa de

macroinvertebrados. También fue posible comparar el microplástico ingerido, entre los grupos taxonómicos presentes a lo largo del gradiente de estrés ambiental. Los grupos tróficos analizados fueron fragmentador, raspador, colector-recolector, colector-filtrador y depredador (Dodds, 2002 & Ramírez & Gutiérrez-Fonseca, 2014). Para estos dos análisis se tomó en cuenta el número de microplásticos encontrados en el contenido estomacal de los individuos muestreados, que fueron clasificados por familia y por grupo trófico.

### **3.8 Análisis de Datos**

Los datos obtenidos fueron analizados a través del software Statistica para conocer la relación de la cantidad de microplásticos y de su concentración por mg de tejido, con respecto a diferentes variables. Estas variables son: sitios de muestreo, categorías de perturbación y grupos taxonómicos de macroinvertebrados. Los datos fueron ajustados al azar a un total de 4 individuos por familia, para obtener resultados equiparables entre sitios. Además, se compararon los grupos funcionales de cada familia para establecer el grado de susceptibilidad a la ingestión de microplásticos. También se analizaron las cantidades de microplásticos registrados de acuerdo con su tipo y tamaño.

Posteriormente, los datos fueron evaluados, para aplicar un análisis paramétrico o no paramétrico. Primero, se transformaron los valores de microplásticos por individuo y por biomasa a  $\text{LOG}(X)+1$ , para lograr homogeneidad de varianzas. Luego, se corrió la prueba de Levene para confirmar esta homogeneidad. Y se compararon las medias de las relaciones a través del análisis de varianza (ANOVA). Donde se registró el nivel de significancia ( $p$ ) y la distribución de probabilidad continua ( $F$ ) en cada uno de los análisis.

Para los casos en los que se obtuvo diferencias significativas, con valores de  $p$  menores que el nivel de significancia ( $p < 0.05$ ), se corrió el Post-Hoc Fisher

Least Significant Difference (LSD). A través de esta prueba de comparación múltiple fue posible observar qué variable tuvo mayor incidencia en los resultados con respecto a las otras. Mientras que para los casos en los que los datos no presentaron una homogeneidad de varianzas, se realizó el análisis Kruskal-Wallis. En este análisis se identificó la distribución de las medias expresada como (H) y las diferencias significativas de la prueba no paramétrica ( $p < 0.05$ ).

## **4. RESULTADOS**

### **4.1 Análisis de la ingestión de microplásticos**

#### **4.1.1 Microplásticos en macroinvertebrados acuáticos**

Los datos obtenidos reflejan la presencia de microplásticos en toda la biota seleccionada para el análisis y a lo largo de todo el gradiente de estrés ambiental (Anexo 4.). Se encontró un promedio de al menos un microplástico por muestra de individuos. En total se registraron 524 microplásticos en 425 individuos analizados (Anexo 5.).

Al ajustar el número de macroinvertebrados a un total de cuatro individuos por familia presente en cada sitio de muestreo, se contabilizó la cantidad de microplásticos promedio por individuo, que fluctuó entre 0.83 MP/Ind y 1.90 MP/Ind. La concentración de microplásticos por mg de tejido fluctuó entre 1.39 MP/mg y 32.50 MP/mg de tejido (Tabla 4).

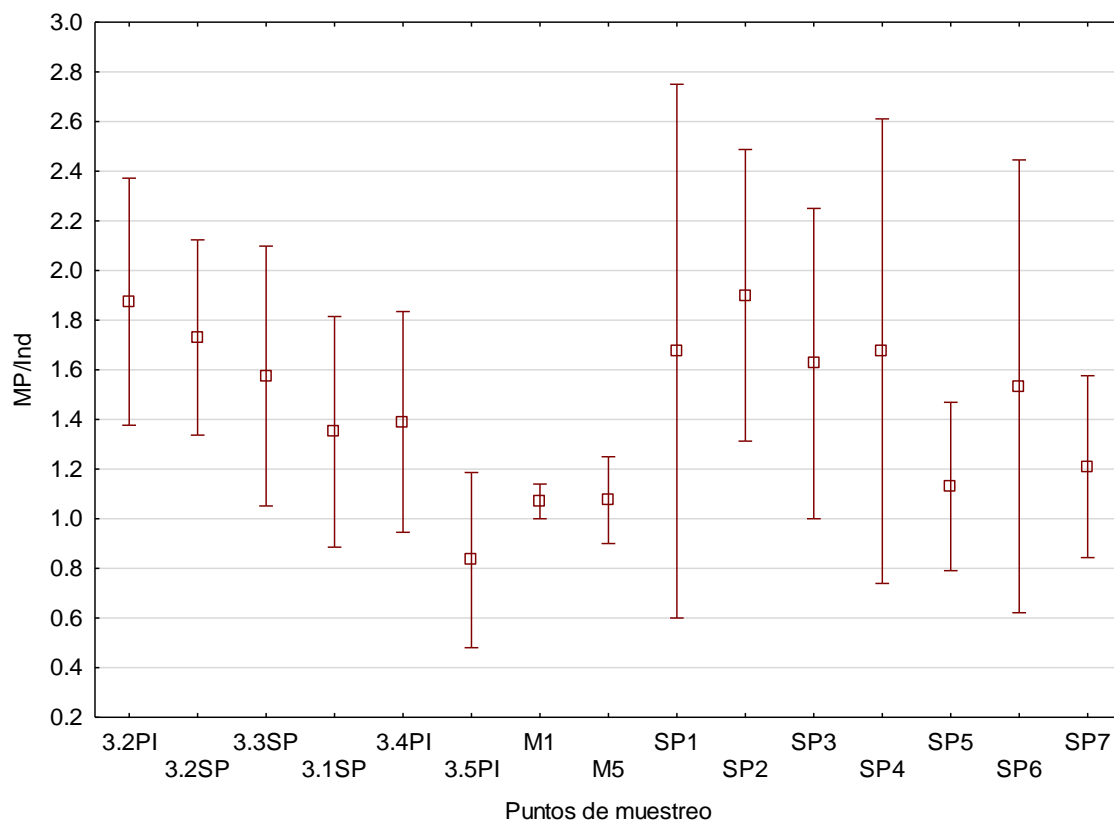
Tabla 4.

*Cantidad de microplásticos por individuo y concentración de microplásticos por mg de tejido, considerando 4 individuos por familia de macroinvertebrados a lo largo de la cuenca alta del río Guayllabamba.*

Puntos de Muestreo	#Taxa	Abundancia de Individuos	#Microplásticos	#Microplásticos por Individuo (Mp/ind)	#Microplásticos por Peso Seco de Tejido (MP/mg)
3.2PI	7	28	52.48	1.87	12.50
3.2SP	6	24	41.52	1.73	10.05
3.3SP	6	24	37.80	1.58	1.69
3.1SP	4	16	21.60	1.35	2.18
3.4PI	5	20	27.80	1.39	13.24
3.5PI	3	12	10.00	0.83	4.39
M1	2	8	8.56	1.07	8.73
M5	2	8	8.60	1.08	13.03
SP1	2	8	13.40	1.68	6.38
SP2	4	16	30.40	1.90	3.49
SP3	2	8	13.00	1.63	32.50
SP4	4	16	26.80	1.68	7.13
SP5	5	20	22.60	1.13	5.54
SP6	6	24	36.80	1.53	2.09
SP7	5	20	24.20	1.21	7.61
TOTAL	9	252	375.56	1.49	4.34

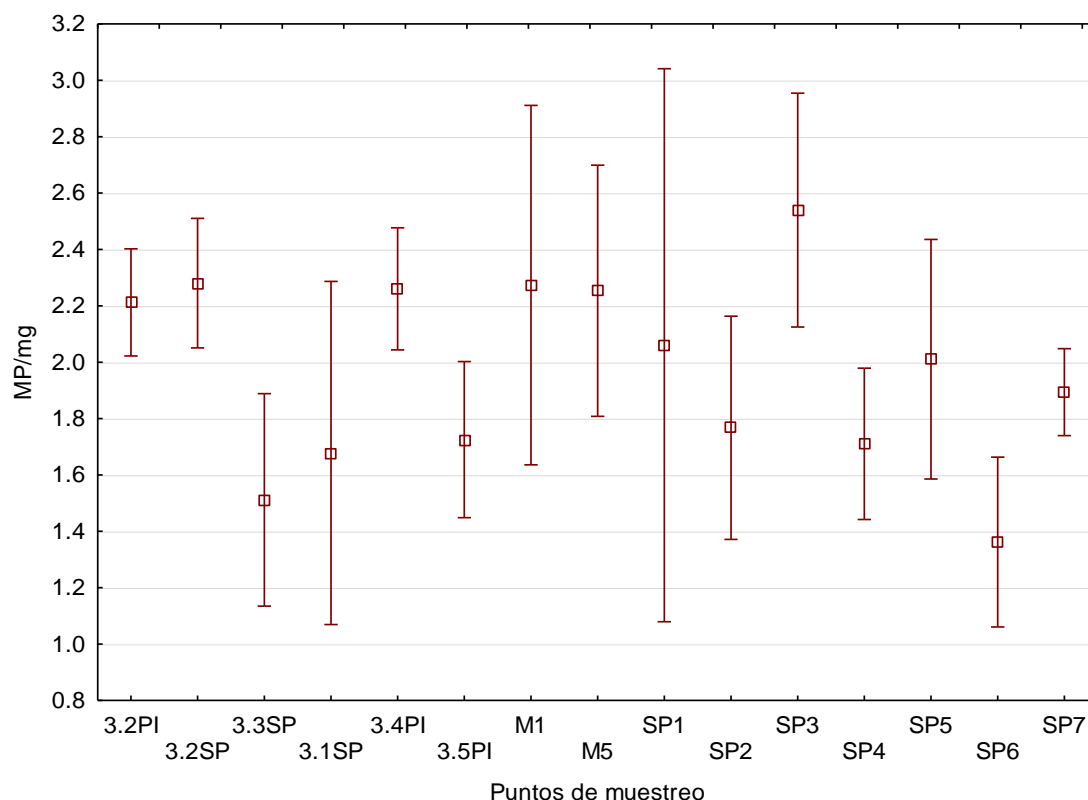
#### 4.1.2 Microplástico por punto de muestreo

El punto SP2 presentó una mayor ingestión de microplásticos por individuo, arrojando un promedio de 1.9 MP/Ind. Al ser este un sitio alterado contiene solamente cuatro grupos taxonómico. En contraste, el punto 3.2PI, presenta una ingestión promedio de 1.87 MP/Ind, siendo un sitio de referencia que contempla un total de siete grupos taxonómicos. A pesar de ser los dos sitios con mayor ingestión de microplásticos por individuo en comparación al resto de sitios analizados no existió diferencia significativa entre ninguno de los puntos (Anova de una vía,  $F_{14,48}=0.24$ ,  $p=0.9972$ ). (Figura 2).



*Figura 2.* Cantidad de microplástico por individuo en los puntos de muestreo de la cuenca alta del río Guayllabamba, Ecuador. Las barras verticales denotan +/- errores estándar y los puntos denotan las medias calculadas.

En términos de biomasa existe una mayor ingestión de microplásticos en el punto SP3, con una concentración igual a 2.53 MP/mg de tejido y una presencia de dos grupos taxonómicos que fueron, Oligochaeta y Chironomidae. A pesar de ser el sitio con la ingestión más alta en comparación a los demás puntos, no hubo diferencia significativa entre ninguno de los sitios (Anova de una vía,  $F_{14,48}=0.88$ ,  $p=0.5804$ ) (Figura 3).



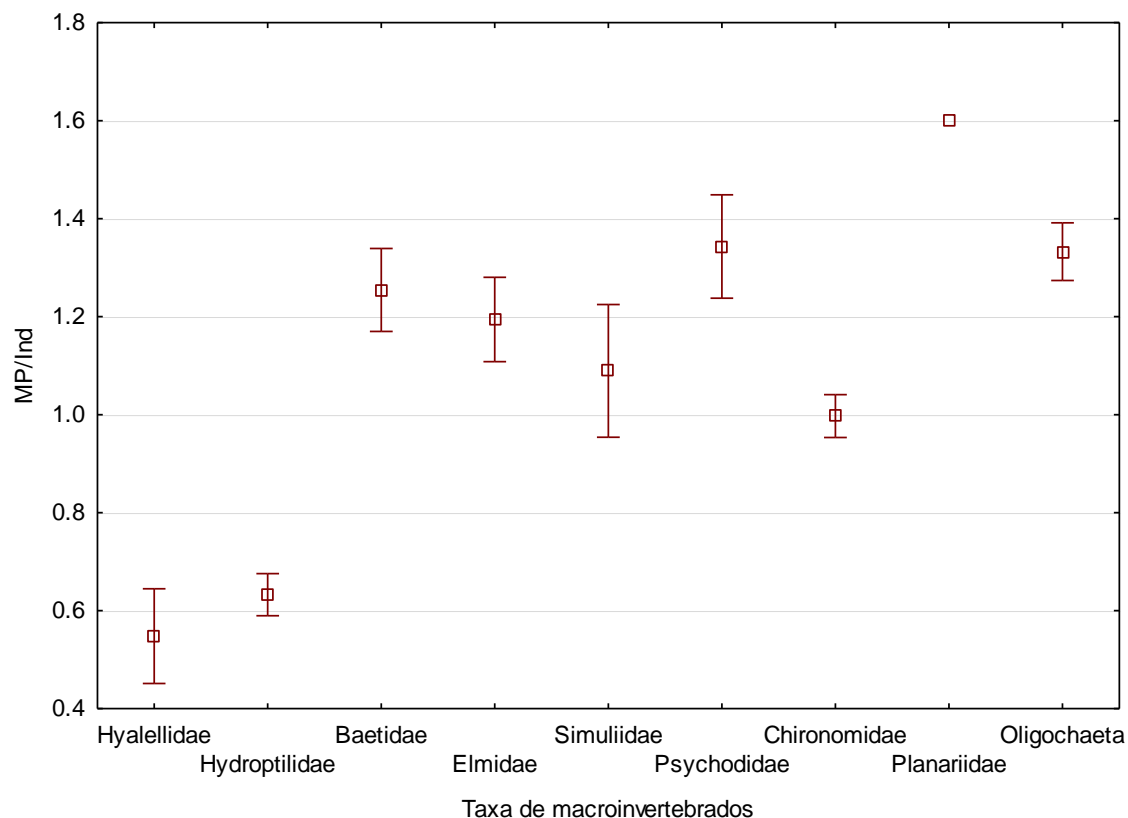
*Figura 3.* Concentración de microplásticos por mg de tejido en los puntos de muestreo de la cuenca alta del río Guayllabamba, Ecuador. Las barras verticales denotan +/- errores estándar y los puntos denotan las medias calculadas.

## 4.2 Susceptibilidad de ingestión de microplásticos

### 4.2.1 Microplástico por grupo de macroinvertebrados

Existe una mayor ingestión de microplásticos por parte de los taxa Planariidae, Psychodidae, Oligochaeta y Baetidae, con promedios iguales a 1.6 MP/Ind, 1.34 MP/Ind, 1.33 MP/Ind y 1.25 MP/Ind, respectivamente. Mientras que los taxa con menor ingestión por individuo promedio fueron Hyalellidae e Hydroptilidae, con cantidades iguales a 0.55 MP/Ind y 0.63 MP/Ind. Los resultados de la prueba Post-Hoc LSD Fisher muestran claramente una diferencia significativa entre el grupo Hyalellidae e Hydroptilidae con la menor cantidad de microplásticos por individuo frente a todos los demás grupos

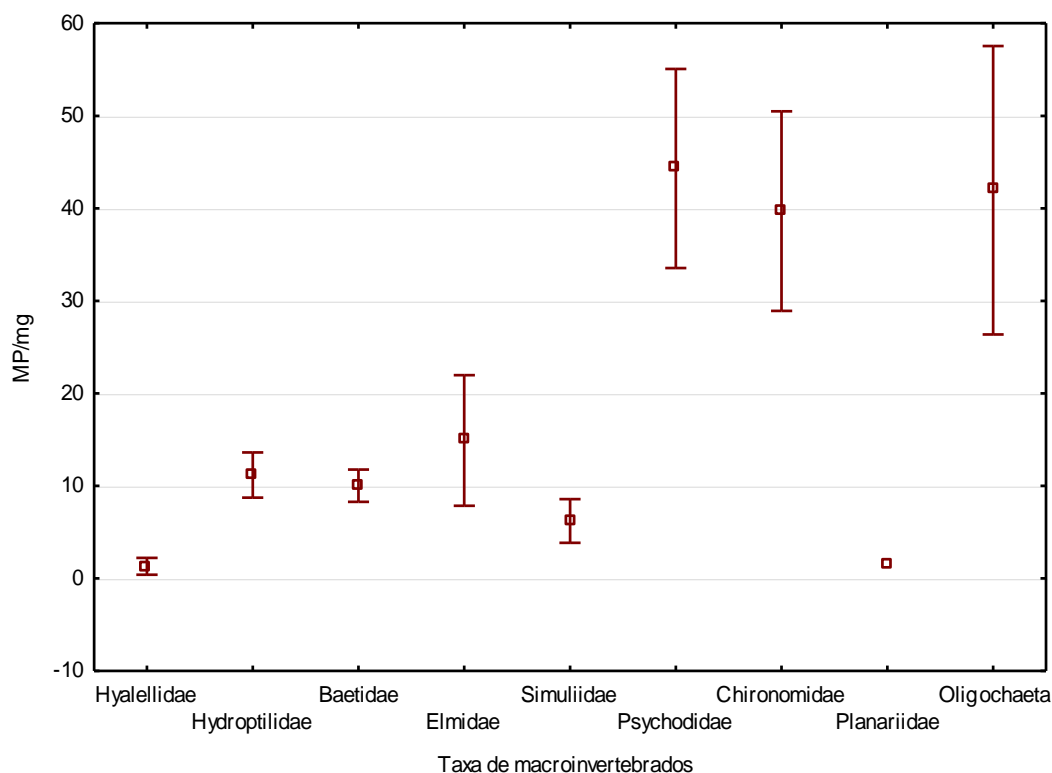
taxonómicos que presentan una ingestión superior a 1 MP/Ind (Anova de una vía,  $F_{8,24}=13.61$ ,  $p=0.0000$ ). (Figura 4).



*Figura 4.* Cantidad de microplástico por individuo según el grupo taxonómico de macroinvertebrados a lo largo del gradiente de estrés ambiental de la cuenca alta del río Guayllabamba, Ecuador. Las barras verticales denotan +/- errores estándar y los puntos denotan las medias calculadas.

En términos de cantidad de microplásticos por unidad de biomasa encontrados en los grupos taxonómicos, se obtuvo como resultado una mayor concentración de microplásticos por mg de tejido en el grupo de los taxa Psychodidae, Oligochaeta y Chironomidae, con valores iguales a 44.30 MP/mg, 41.96 MP/mg y 39.70 MP/mg para cada caso. Otro grupo que presenta diferencias con el resto de los taxa, es Hyalellidae. Por lo que, se identificaron tres grupos homogéneos, Psychodidae, Oligochaeta y Chironomidae, con la mayor ingestión; Hyalellidae, con la menor ingestión; y el resto de los grupos conformarían un grupo homogéneo intermedio. El grupo con mayor consumo

registrado presentó diferencia estadísticamente significativa con el grupo de menor consumo, sin embargo, no hubo diferencia con el grupo intermedio (Kruskal-Wallis,  $H_{8,63} = 25.11$ ,  $p = 0.0015$ ) (Figura 5).



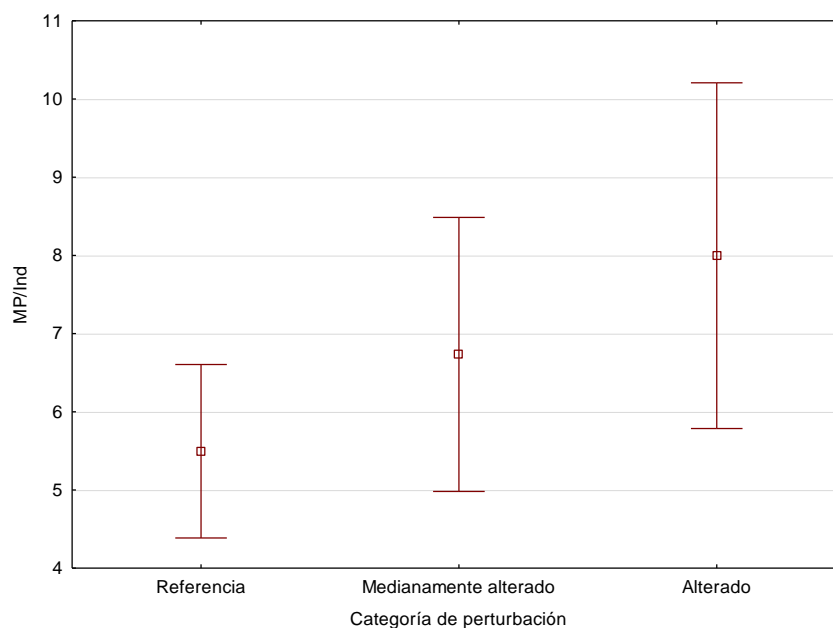
*Figura 5.* Concentración de microplásticos por mg de tejido según el grupo taxonómico de macroinvertebrados a lo largo del gradiente de estrés ambiental de la cuenca alta del río Guayllabamba, Ecuador. Las barras verticales denotan +/- errores estándar y los puntos denotan las medias calculadas.

#### 4.2.2 Microplástico por categoría de perturbación

La mayor ingestión de microplásticos por individuo promedio según el gradiente de estrés ambiental en la cuenca, se encontró en los sitios alterados, con un valor igual a 7.99 MP/Ind. Esta categoría abarca seis puntos de muestreo (M1, M5, SP1, SP2, SP3, SP4). En los resultados los sitios medianamente alterados (3.5PI, SP5, SP6, SP7), presentan ingestas de microplásticos iguales a 6.73 MP/Ind. Mientras que los puntos de referencia (3.2PI, 3.2SP, 3.3SP, 3.1SP, 3.4PI), muestran la menor ingestión igual a 5.49 MP/Ind.



Se evidencia una mayor ingesta de microplásticos conforme aumenta la contaminación, sin embargo, la diferencia entre las categorías no es estadísticamente significativa (Anova de una vía,  $F_{2,7}=0.60$ ,  $p=0.5729$ ). Los taxa seleccionados para este análisis fueron Chironomidae, Oligochaeta, Baetidae y Psychodidae, ya que se presentan en la mayoría de los sitios a lo largo de la cuenca (Figura 6).



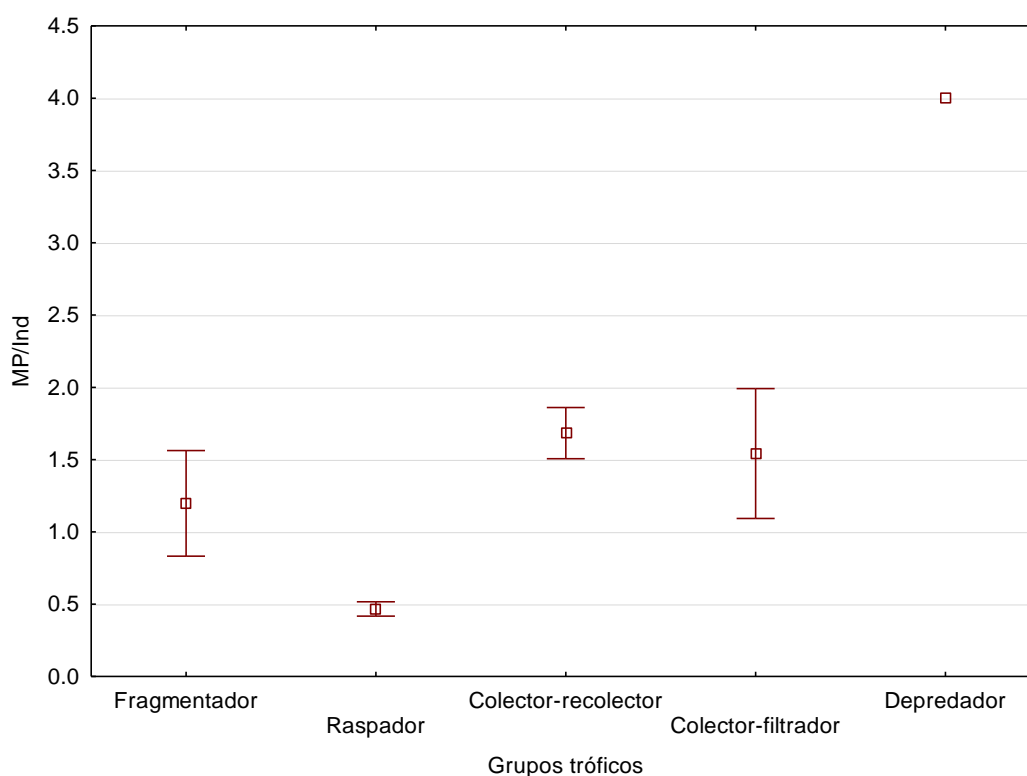
*Figura 6.* Promedio de microplásticos ingeridos por individuo en los grupos taxonómicos (Chironomidae, Oligochaeta, Baetidae y Psychodidae) con mayor presencia a lo largo del gradiente de estrés ambiental de la cuenca alta del río Guayallabamba, Ecuador. Las barras verticales denotan +/- errores estándar y los puntos denotan las medias calculadas.

#### 4.2.3 Microplástico por grupo trófico

Los resultados muestran que los depredadores han ingerido la mayor cantidad de microplásticos. Para este grupo solo se contó con la familia Planariidae, cuya ingestión promedio fue igual a 4 MP/Ind. El siguiente grupo funcional alimentario con mayor ingestión fueron los colectores-recolectores, con una abundancia de 1.68 MP/Ind, conformado por Baetidae, Elmidae, Chironomidae

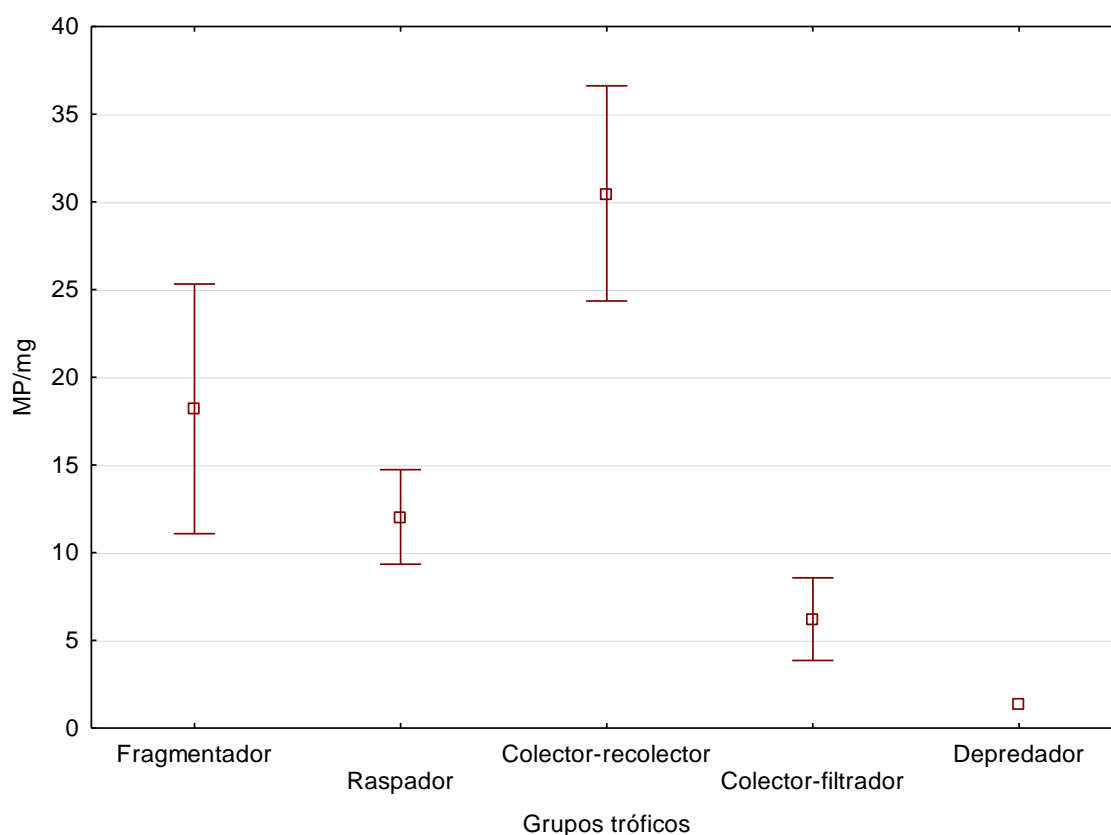
y Oligochaeta. Y el siguiente grupo fueron los colectores-filtradores que han ingerido en promedio 1.54 MP/Ind y contemplan a la familia (Figura 7).

Los resultados muestran diferencia significativa entre el grupo depredador con la mayor ingestión y los demás grupos tróficos, así como también diferencias entre los colectores-recolectores y los raspadores Simuliidae (Anova de una vía,  $F_{4,58}=3.18$ ,  $p=0.0197$ ). Por lo que, es posible visualizar tres grupos homogéneos, el de mayor ingestión, el grupo intermedio y el grupo con menor ingestión. En el caso de los depredadores no se observa variación, ya que en este grupo solo fue analizada una familia de macroinvertebrado (Planariidae), y que además se encontró solo en sitio (3.3SP), presentando la mayor ingestión de microplásticos, ya que corresponde a un nivel superior dentro de la cadena trófica (Figura 8).



*Figura 8.* Cantidad de microplástico por individuo según el grupo trófico de macroinvertebrados presentes en los ríos de la cuenca alta del río Guayllabamba, Ecuador. Las barras verticales denotan +/- errores estándar y los puntos denotan las medias calculadas.

En términos de biomasa, los colectores-recolectores presentaron la mayor ingestión de microplásticos, con una concentración de 31.01 MP/mg de tejido, ya que cuentan con el mayor número de taxa analizados. Sin embargo, no existió diferencia significativa entre el mayor consumo por parte de los colectores-recolectores y los demás grupos tróficos que arrojaron concentraciones por debajo de los 20 MP/mg de tejido (Kruskal-Wallis,  $H_{4,63}=7.65$ ,  $p=0.1054$ ) (Figura 9).

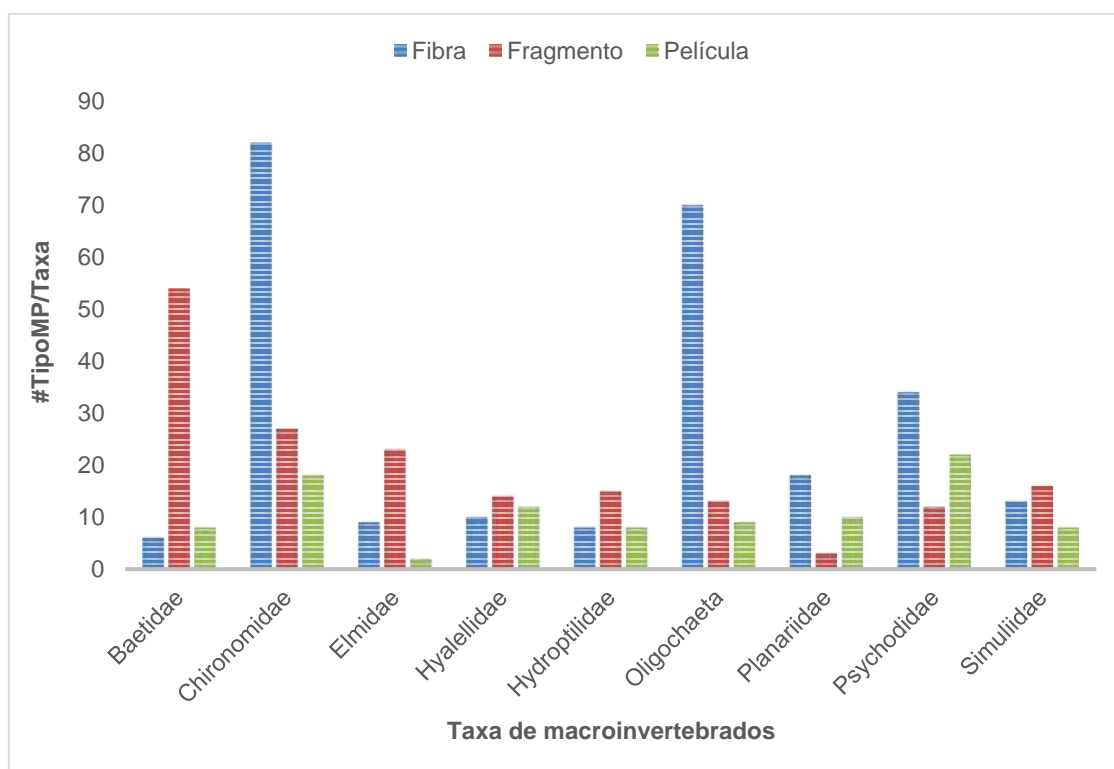


*Figura 9.* Concentraciones de microplástico por mg de tejido según el grupo trófico de los taxa de macroinvertebrados presentes en los ríos de la cuenca alta del río Guayllabamba, Ecuador. Las barras verticales denotan +/- errores estándar y los puntos denotan las medias calculadas.

### 4.3 Clasificación de microplásticos

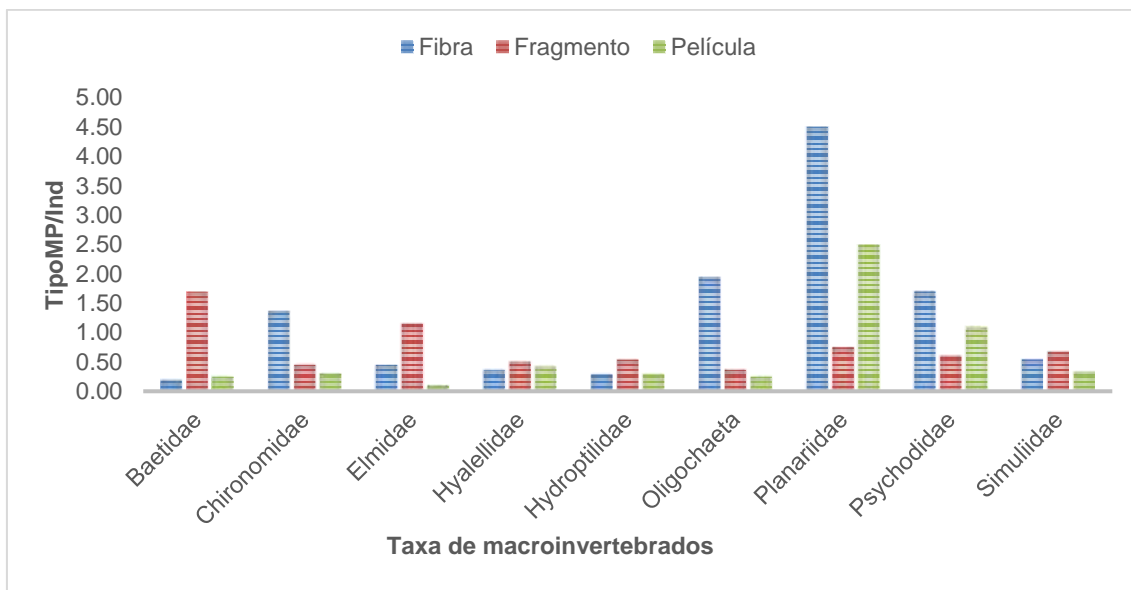
#### 4.3.1 Tipos de microplásticos

El tipo de microplástico mayormente ingerido por los grupos taxonómicos de macroinvertebrados fueron fibras plásticas, con un promedio de 27.78 MP/taxa. Los taxa más susceptibles a este tipo de microplástico fueron Chironomidae y Oligochaeta, con valores de ingestión promedio iguales a 82 y 70 fibras, respectivamente. Mientras que Baetidae mostró una mayor ingestión de fragmentos (54). El promedio de fragmentos ingeridos por los nueve taxa es de 19.67 MP/taxa, y en el caso de las películas, es de 10.78 MP/taxa (Figura 10).



*Figura 10.* Tipos de microplástico ingerido por los taxa de macroinvertebrados, considerando todos los individuos encontrados en los 15 puntos de muestreo de los ríos de la cuenca alta del río Guayllabamba, Ecuador.

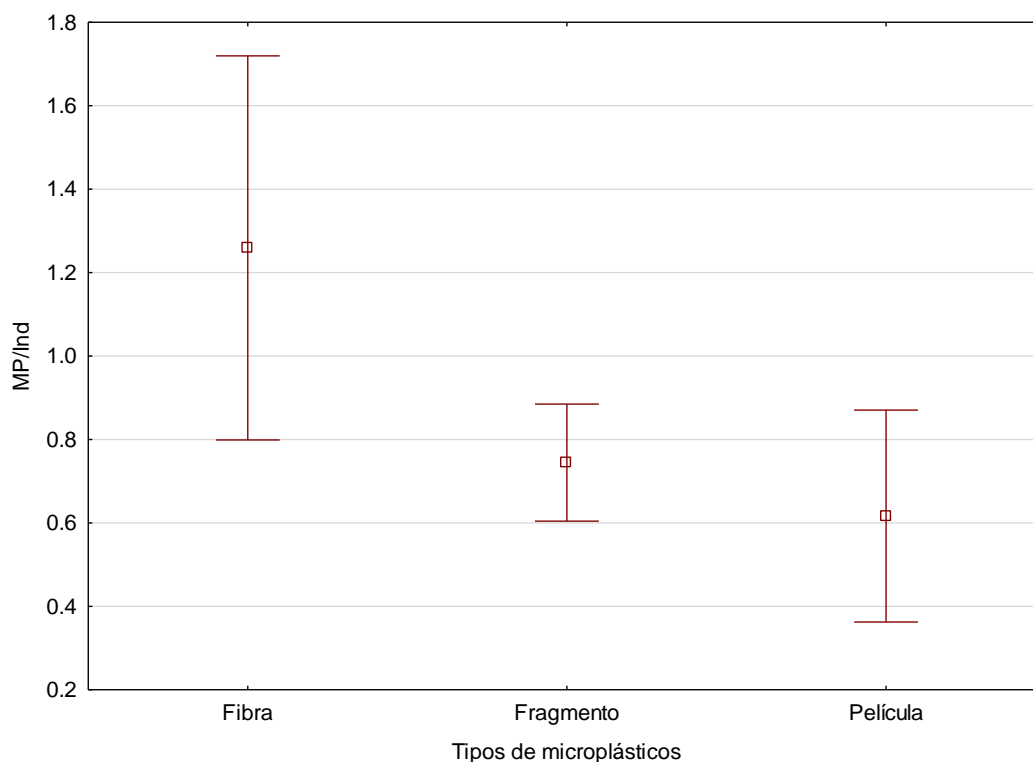
Al analizar la ingestión de microplásticos por individuo, la familia Planariidae mostró la mayor ingestión de fibras y películas plásticas, con valores de 4.5 MP/Ind y 2.5 MP/Ind, en cada caso. Mientras que Baetidae ha ingerido más fragmentos plásticos, con un total de 1.69 MP/Ind. Oligochaeta, Psychodidae y Chironomidae presentan una ingestión promedio superior al 1MP/Ind, en comparación a los demás taxa de macroinvertebrados (Figura 11).



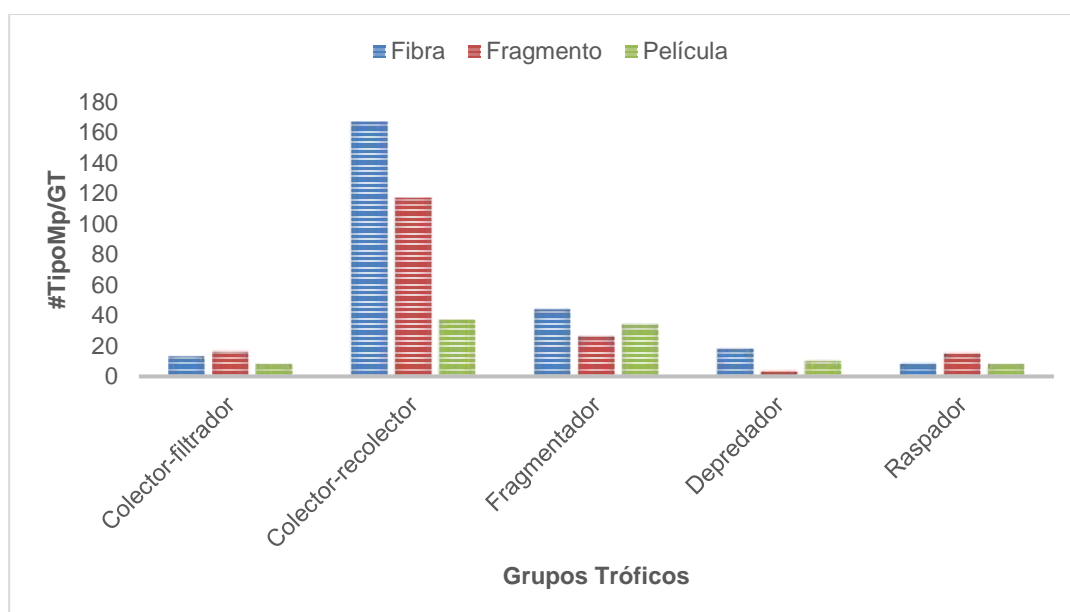
*Figura 11.* Tipos de microplásticos ingeridos por individuo según los grupos taxonómicos de macroinvertebrado que habitan en los ríos de la cuenca alta del río Guayllabamba, Ecuador.

El tipo de microplásticos con mayor ingestión por individuo son las fibras, seguido de los fragmentos y por último las películas. Las medias obtenidas fueron 1.25 MP/Ind de fibras, 0.74 MP/Ind de fragmentos y 0.62 MP/Ind de películas (Figura 12). Sin embargo, estas diferencias no son estadísticamente significativas (Anova de una vía,  $F_{2,4} = 1.17$ ,  $p = 0.3265$ ).

Al analizar la ingestión de microplásticos por grupos taxonómicos según el grupo trófico al que pertenecen, los colectores-recolectores, mostraron la mayor cantidad de todos los tipos de microplásticos encontrados. Con un total de 167 fibras, 117 fragmentos y 37 películas (Figura 13). Dentro de este grupo están los taxa Chironomidae, Baetidae, Oligochaeta y Elmidae, con numerosos individuos (Anexo 6.).



*Figura 12.* Tipos de microplásticos ingeridos por individuo según los grupos taxonómicos de macroinvertebrados que habitan en la cuenca alta del río Guayllabamba, Ecuador. Las barras verticales denotan +/- errores estándar y los puntos denotan las medias calculadas.



*Figura 13.* Tipos de microplásticos ingeridos por los grupos taxonómicos de macroinvertebrados de acuerdo con su grupo funcional alimentario.

Al analizar la ingestión de microplásticos por individuo, dio como resultado que los depredadores contienen la mayor cantidad de fibras y películas. Este grupo funcional alimentario consta solamente de la familia Planariidae, cuyos valores son 4.5 MP/Ind y 2.5 MP/Ind, de acuerdo con el tipo de microplástico. Le sigue los colectore-recolectores, con la mayor ingestión de fragmentos igual a 0.79 MP/Ind (Figura 14).

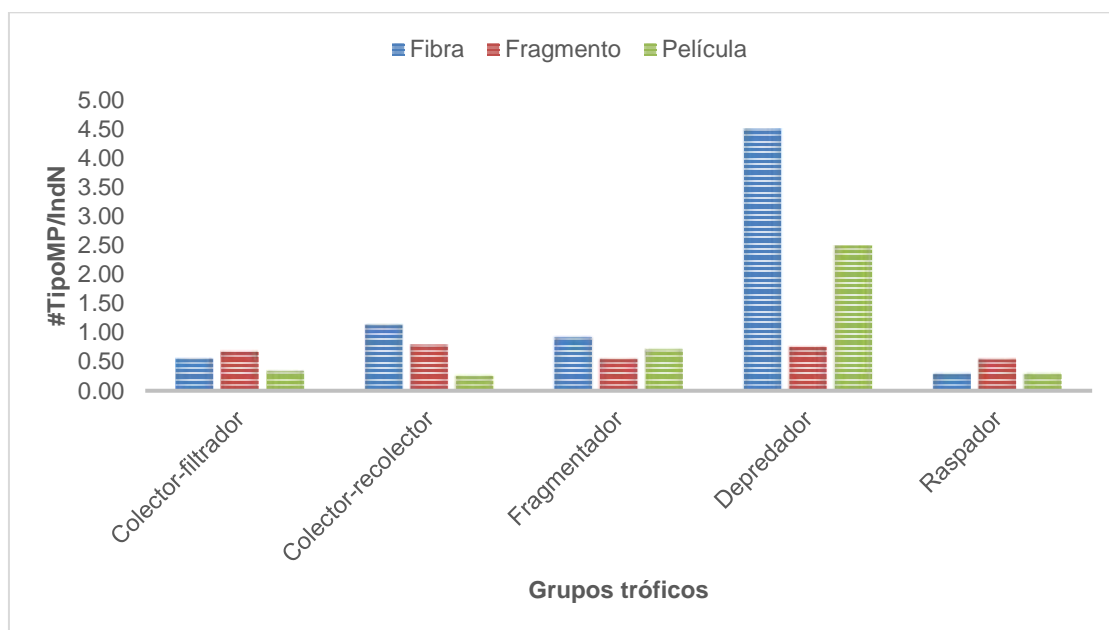
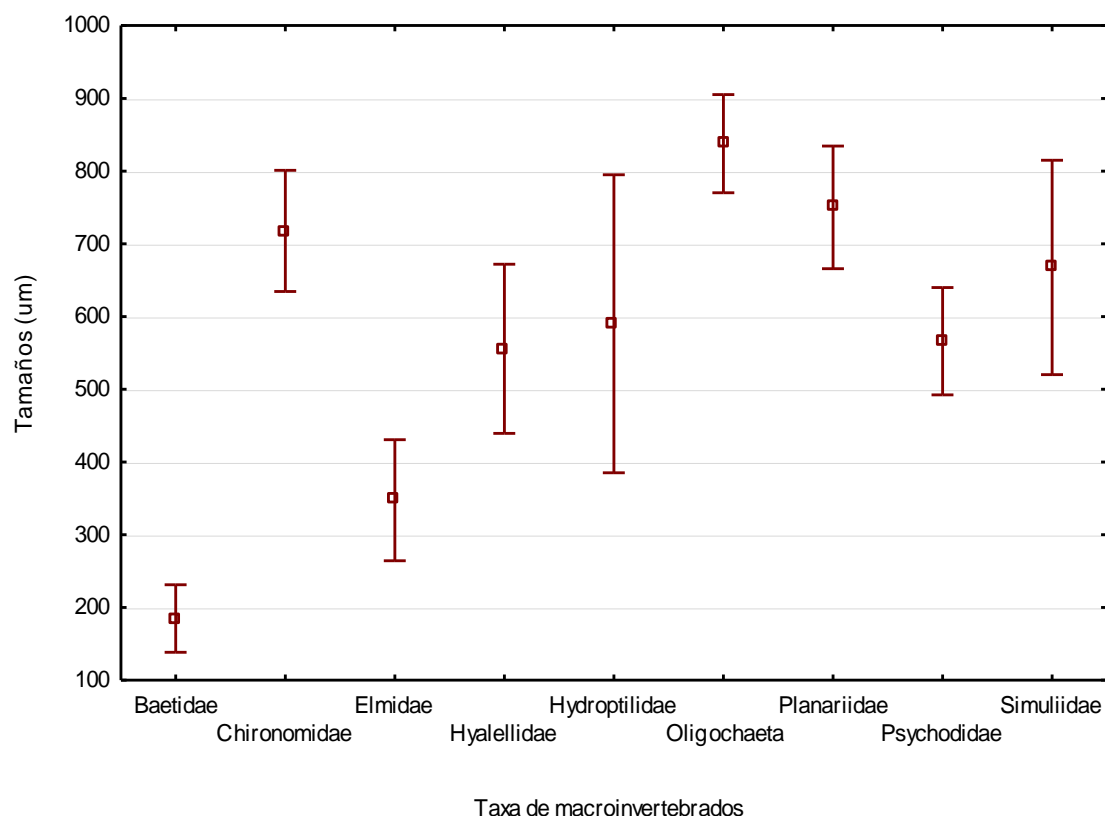


Figura 14. Tipos de microplásticos ingeridos por individuo de acuerdo a su grupo funcional alimentario.

#### 4.3.2 Tamaño de microplástico

Los taxa que en promedio ingirieron los microplásticos de mayor tamaño, son Oligochaeta, Planariidae y Chironomidae, en los que se registraron tamaños de 837.639  $\mu\text{m}$ , 717.837  $\mu\text{m}$  y 750.067  $\mu\text{m}$ , respectivamente. Mientras que los demás grupos taxonómicos presentan microplásticos con tamaños inferiores a las 700  $\mu\text{m}$ . Existen diferencias significativas entre dos grupos homogéneos identificados, Oligochaeta y Chironomidae, con la mayor ingestión y el resto de los grupos taxonómicos sin diferencias entre sí conformarían el segundo grupo homogéneo (Kruskal-Wallis,  $H_{8,65} = 25.42$ ,  $p = 0.0013$ ) (Figura 15).



*Figura 15.* Tamaño de microplásticos promedio por grupo taxonómico de macroinvertebrados de los ríos de la cuenca alta del río Guayllabamba, Ecuador. Las barras verticales denotan +/- errores estándar y los puntos denotan las medias calculadas.

## 5. CAPÍTULO 5. DISCUSIÓN

La presencia de microplásticos se evidencia en toda la biota bentónica seleccionada y a lo largo de todo el gradiente de estrés ambiental. Se encontró al menos un microplástico promedio por muestra en todos los puntos, y una concentración promedio de 8.7 microplásticos por mg de tejido (Tabla 4). La ingestión de microplásticos en puntos catalogados como referencia (Figura 6), sugiere que la presencia de los mismos es ubicua (Kapp & Yeatman, 2018), independientemente del grado de contaminación existente o de la intensidad de las alteraciones en los ríos. En este estudio los resultados arrojaron una tendencia de mayor ingestión de microplásticos por individuo conforme aumentó la contaminación, aunque las categorías de perturbación no



presentaron diferencias significativas. Esto sugiere que la ausencia o presencia de los grupos taxonómicos en los puntos estudiados causaba una alta dispersión de datos. Sin embargo, estudios experimentales, han demostrado que la ingestión de microplásticos por parte de los macroinvertebrados es dependiente de la concentración, es decir, a más exposición de microplásticos, mayor consumo (Scherer, Brennholt, Reifferscheid, & Wagner, 2017).

Los sitios con mayor presencia de microplásticos por individuo y por mg de tejido promedio, fueron los puntos SP2 y SP3 respectivamente, con valores de 1.9 MP/Ind (Figura 2) y 2.53 MP/mg de tejido (Figura 3). Estos sitios corresponden a espacios categorizados como alterados debido a la actividad antrópica que influye en el medio. Además, la ingestión de microplásticos por individuo en los puntos de referencia (3.2PI, 3.4PI, 3.1SP y 3.3SP), es alta para tratarse de lugares libres de contaminación en comparación a los sitios alterados, con un promedio igual a 1.54 MP/Ind (Figura 2.). A pesar de ser sitios más limpios, contenían numerosos organismos bentónicos que habían ingerido microplásticos porque existe una mayor diversidad de grupos taxonómicos. Evidenciando también, que a medida que aumenta el nivel de contaminación, disminuye el número de grupos taxonómicos y por ende el número de organismos analizados. Como sucedió con el río Machángara y el río San Pedro, que al estar cerca de las zonas urbanas (M1, M5 y SP3), presentaron solo dos taxa de macroinvertebrados (Figura 2). Estos hallazgos son similares a los obtenidos en el sur de Gales (Windsor, Tilley, Tyler, & Ormerod, 2019), donde se demostró la presencia de microplásticos en todos los sitios muestreados a pesar de tratarse de aguas depuradas. Windsor y sus colaboradores, encontraron que el 50% de sus muestras de macroinvertebrados había ingerido microplásticos, con concentraciones de hasta 0.14 MP/mg de tejido. En el caso de la cuenca alta del Guayllabamba, se han encontrado concentraciones 100 veces mayores a las reportadas por Windsor et al. (2019). Otros estudios, han encontrado esferas de poliestireno en todos los invertebrados que han sido expuestos a los mismos (Scherer, Brennholt, Reifferscheid, & Wagner, 2017). Ésto evidencia la ubicuidad de los

microplásticos, así como el riesgo potencial de introducirse en las redes alimenticias fluviales, incluso si se controla las descargas contaminantes a los ríos. La presencia de microplásticos en sitios libres de contaminación se explica por su deposición húmeda y seca, a causa de factores físicos como la lluvia y el viento, que transportan las micropartículas a través de largas distancias (Ziajahromi, Kumar, Neale, & Leusch, 2018).

Los grupos taxonómicos de macroinvertebrados más susceptibles a la ingestión de microplásticos por individuo en los ríos estudiados son Planariidae, Psychodidae, Oligochaeta y Baetidae (Figura 4). Mientras que los taxa con mayor concentración de microplásticos por unidad de biomasa fueron Psychodidae, Chironomidae y Oligochaeta (Figura 5). En el caso de Chironomidae y Oligochaeta, se registraron la mayor cantidad de fibras plásticas encontradas. Mientras que Baetidae había ingerido la mayor cantidad de fragmentos (Figura 10). Estos tres grupos taxonómicos anteriormente mencionados, son colectores-recolectores. En concordancia, el análisis de grupos alimentarios, mostró a los depredadores y a los colectores-recolectores como los más susceptibles de ingerir microplásticos (Figura 8) y en relación a la biomasa, los colectores-recolectores siguen siendo los más expuestos en comparación con los demás grupos tróficos (Figura 9). Esto se da, porque los individuos recolectan indistintamente los materiales que se encuentran almacenados en el sedimento, incluyendo así a los microplásticos disponibles en el medio como su fuente de alimentación (Scherer et al., 2017). Los hallazgos fueron similares en un estudio donde se descubrió que las fibras son el tipo de microplástico más comúnmente encontrado en el sedimento de la cuenca alta del río Guayllabamba (Donoso, 2018) y en las muestras de agua de otras investigaciones (Anderson, Park, & Palace, 2016; Blarer & Burkhardt-Holm, 2016 & Anderson et al., 2017). Otro grupo susceptible a la ingestión del microplástico, cuya ingestión promedio fue igual a 4 MP/ind, tomando en cuenta que se tiene una sola familia y un solo sitio como referencia de lo mencionado (Anexo 6.). Esto se relaciona con su nivel trófico, que al ser superior al de los demás grupos, capta el microplástico bioacumulado que le

transfiere su presa o fuente de alimentación. Estos resultados son similares a los obtenidos en otros estudios (Foley et al., 2018 & Scherer et al., 2017).

En relación con el tamaño, los taxa Oligochaeta, Planariidae y Chironomidae, ingirieron los microplásticos más grandes, en comparación al resto de grupos (Figura 19). Estos resultados, son similares a estudios experimentales que encuentran que el rol trófico y el estadio de los invertebrados influye en la cantidad de microplásticos ingerida, junto con el tamaño y densidad de los mismos (Scherer, Brennholt, Reifferscheid, & Wagner, 2017). Otros estudios demuestran que a mayor tamaño de partícula, mayor resulta su toxicidad (Lei et al., 2018).

En este estudio se pudo evidenciar la ingesta de microplásticos en todos los grupos taxonómicos estudiados. A pesar de que existieron limitantes, en cuanto al número de ejemplares, se sabe que, en todos los sitios de muestreo, los taxa de macroinvertebrados estuvieron expuestas a los microplásticos. Esto que significa que existe una alta probabilidad de introducción y transferencia hacia niveles tróficos superiores. Los efectos que tiene la ingestión de microplásticos sobre la fauna en ríos andinos aún no ha sido estudiada. Sin embargo, investigaciones desarrolladas en otras regiones del mundo denotan que la exposición a microplásticos provoca la transferencia de químicos tóxicos o sustancias nocivas adheridos al polímero y daños físicos en los organismos debido a su bioacumulación (Anbumani & Kakkar, 2018 & Anderson, Park, & Palace, 2016 & Nguyen et al., 2019). Las implicaciones se dan en todos los niveles de la cadena trófica desde plancton, zooplancton, invertebrados y peces hasta aves e incluso mamíferos (Batel, Linti, Scherer, Erdinger, & Braunbeck, 2016). La acumulación y transferencia de partículas microplásticas, así como de sustancias nocivas (COP), se han demostrado en invertebrados y peces (Batel et al., 2016). Estudios demuestran que el ingerir microplásticos desencadena una serie de afecciones en los organismos, como daño intestinal (Lei et al., 2018), disminución de la ingesta de alimentos, la interrupción del rendimiento reproductivo, alteraciones en el metabolismo, cambios en la

fisiología, en el crecimiento y en la supervivencia (Foley, Feiner, Malinich, & Höök, 2018; Huerta et al., 2016; Kapp & Yeatman, 2018; Scherer et al., 2017 & Ziajahromi, Kumar, Neale, & Leusch, 2018).

En base a lo expuesto con anterioridad, acerca de la ocurrencia de microplásticos y sus impactos ecológicos, es necesario evaluar el riesgo que esto conlleva, así como las acciones pertinentes asociadas al marco regulatorio y político. Nuestros datos demuestran que la cantidad ingerida por los invertebrados acuáticos de esta cuenca es considerablemente mayor a la reportada en la literatura científica. Dado que la presencia de microplásticos en ecosistemas de agua dulce es un problema alarmante, se debería priorizar la investigación en esta área, así como regulaciones enfocadas en temas de tratamientos de aguas residuales, gestión de residuos sólidos y disminución del consumo de plástico, que sean claras, eficaces pero sobre todo aplicadas y controladas.

## 6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 6.1 Conclusiones

La presencia de microplásticos tuvo lugar en todos los sitios muestreados de los cuatro afluentes principales de la cuenca alta del río Guayllabamba. Su distribución y abundancia en los sistemas fluviales es ubicua, aunque guardan cierta relación con las categorías de perturbación de los sitios dados los niveles de contaminación existentes. Sin embargo, en este estudio se detectaron valores altos de ingestión de microplásticos tanto en sitios limpios como en contaminados, con niveles de alteración bajos y altos. A pesar de estar alejados de zonas urbanas y cuyo tipo de uso de suelo es mayoritariamente bosque o vegetación nativa, presentaron valores más altos que los reportados en otras investigaciones.

Los organismos bentónicos que habitan en los ríos estudiados ingirieron microplásticos en todos los sitios muestreados en menor o mayor medida según su comportamiento alimentario. Los grupos funcionales más susceptible a la ingestión de microplásticos son el depredador y el colector-recolector con una abundancia de 4 MP/Ind y 1.68 MP/Ind y una concentración de 31.01 MP/mg de tejido para el caso de la familia Chironomidae. Dentro de los grupos mencionados están los taxa de macroinvertebrados con la mayor ingestión de microplásticos, que son Planariidae, Psychodidae, Oligochaeta, Chironomidae y Baetidae. Para el caso de los taxa Oligochaeta y Chironomidae, ingirieron la mayor cantidad de fibras, de mayor tamaño de partícula, mientras que en el caso de la familia Baetidae fueron los fragmentos, con tamaños de partículas reducidos. Las fibras son el tipo de microplástico más comúnmente encontrado en el contenido estomacal de los organismos estudiados, lo que significa que debido a su tamaño se asientan con facilidad en el sedimento, donde son recolectadas e ingeridas por los macroinvertebrados que están en mayor contacto con él. Además, son el tipo de microplástico más comúnmente encontrado en el agua y en los sedimentos de esta cuenca.

Existe una alta probabilidad de que los microplásticos ingresen a las redes alimenticias de los ríos andinos y que se transfieran a los otros niveles tróficos superiores, debido a la alta abundancia de polímeros que han sido ingeridos por la biota acuática que habita en el medio. El impacto que tienen los microplásticos sobre la biodiversidad y el ecosistema acuático es alarmante y conlleva un enorme riesgo para la zona al tratarse de cuerpos hídricos sin depuración alguna.

## **6.2 Recomendaciones**

Considerando que se han encontrado microplásticos incluso a altitudes de 3000 msnm y que estos han ingresado a las cadenas tróficas de los ríos, el efecto en la biodiversidad y funcionamiento ecológico de las zonas más bajas de la cuenca puede ser enorme. La falta de control y regulaciones pertinentes deriva en el aumento indiscriminado de la contaminación de estos sistemas acuáticos, cuyo manejo y protección requieren atención urgente. Las entidades encargadas del monitoreo y control de los cuerpos hídricos deberían generar un protocolo de evaluación de la presencia de microplásticos y la magnitud del problema asociado a sitios no contaminados.

De acuerdo con la investigación para evaluar la ingesta de microplásticos a lo largo de diferentes puntos, se sugiere se seleccione a los taxa que estén presentes en la mayoría de los sitios estudiados o de ser posible en todos y que el número de organismos por grupo taxonómico sea similar en todos los casos. Esto facilitará la comparación de variables y la significancia reflejada en el análisis estadístico.

## REFERENCIAS

- Acero, C., & Caraballo, P. (2012). Análisis Relaciones Tróficas Lago Inundación Amazonia Colombiana, *4*(1), 102–120. Recuperado el 21 de agosto de <https://revistas.unisucre.edu.co/index.php/recia/article/view/298>
- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, *28*(1), 35–64. <https://doi.org/10.1001/jama.2014.15939>
- Anbumani, S., & Kakkar, P. (2018). *Ecotoxicological effects of microplastics on biota: a review. Environmental Science and Pollution Research*, *25*(15), 14373–14396. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1999-x>
- Anderson, J., Park, B., & Palace, V. (2016). *Microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems. Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.074>
- Anderson, P., Warrack, S., Langen, V., Challis, J., Hanson, M., & Rennie, M. (2017). *Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. Environmental Pollution*, *225*, 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.072>
- Avio, C., Gorbi, S., & Regoli, F. (2015). *Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. Marine Environmental Research*, *111*, 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.014>
- Barletta, M., Lima, A., & Costa, M. (2019). *Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. Science of the Total Environment*, *651*, 1199–1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>
- Batel, A., Borchert, F., Reinwald, H., Erdinger, L., & Braunbeck, T. (2018). *Microplastic accumulation patterns and transfer of benzo[a]pyrene to adult zebrafish (Danio rerio) gills and zebrafish embryos.*

*Environmental Pollution*, 235, 918–930.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.028>

- Blarer, P., & Burkhardt-Holm, P. (2016). *Microplastics affect assimilation efficiency in the freshwater amphipod Gammarus fossarum*. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(23), 23522–23532. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7584-2>
- Bonifaz, E. (2018). Evaluación de la contaminación fecal de origen humano y animal en la Cuenca Alta del Río Guayllabamba mediante indicadores virales. (Tesis de pregrado). Universidad de Las Américas. Recuperado el 11 de mayo de 2019 de <http://dspace.udla.edu.ec/bitstream/33000/9234/1/UDLA-EC-TIB-2018-16.pdf>
- Carvajal, L. (2016). Gestión y conservación de las cuencas de los ríos Guayllabamba y Blanco: aplicación de un índice multimétrico basado en la información existente sobre Macroinvertebrados Acuáticos. (Tesis de maestría). Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Recuperado el 1 de septiembre de 2019 de <http://repositorio.puce.edu.ec/bitstream/handle/22000/12501/TesisCarvajal%20FINAL%2020160711.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Checa, J. (2018). Calidad Ambiental y Diversidad Acuática de los ríos de la zona urbana de Quito. (Tesis de pregrado). Universidad de Las Américas. Recuperado el 5 de junio de 2019 de <http://dspace.udla.edu.ec/bitstream/33000/9055/1/UDLA-EC-TIAM-2018-14.pdf>
- Deng, Y., Zhang, Y., Lemos, B., & Ren, H. (2017). *Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure*. *Scientific Reports*, 7, 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep46687>
- De Bievre, B., Coello, X., De Keizer, O., & Maljaars, P. (2008). Modelo Hidrológico de la Hoya de Quito, Manejo Integrado de los Recursos Hídricos en la Hoya de Quito, 64. Recuperado el 16 de noviembre de 2018 de



guayllabamba.ec/images/PDF/agua\_cuenca/06ModeloHidrologico.pdf

- Dodds, W. (2002). *Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications*. Academic Press.
- Dominguez, E., & Fernández, H. (2009). Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Sistemática y biología. Recuperado el 30 de agosto de [https://www.researchgate.net/publication/260417584\\_Macroinvertebrados\\_bentonicos\\_Sudamericanos\\_Sistematica\\_y\\_Biologia](https://www.researchgate.net/publication/260417584_Macroinvertebrados_bentonicos_Sudamericanos_Sistematica_y_Biologia)
- Donoso, J. (2018). Cuantificación de la presencia de microplásticos en la Cuenca Alta del Río Guayllabamba. (Tesis de pregrado). Universidad de Las Américas. Recuperado el 15 de octubre de 2018 de <http://dspace.udla.edu.ec/bitstream/33000/9983/1/UDLA-EC-TIAM-2018-35.pdf>
- Dris, R., Imhof, H., Sanchez, W., Gasperi, J., Galgani, F., Tassin, B., & Laforsch, C. (2015). *Beyond the ocean : Contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic particles*. *Environmental Chemistry, CSIRO Publishing*, pp.32. Recuperado el 12 de noviembre de 2018 de <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01136690/document>
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. & Aldridge, D. (2015). *Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs*. *Water Research*, 75, 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- Eerkes-Medrano, D., & Thompson, R. (2018). *Occurrence, Fate, and Effect of Microplastics in Freshwater Systems*. *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813747-5.00004-7>
- Egas, J. & Ordoñez, J. (2014). Plan de Intervención Ambiental Integral en las Quebradas de Quito, 114. Recuperado el 15 de noviembre de 2018 de [http://www.quitoambiente.gob.ec/ambiente/images/Secretaria\\_Ambiente/Documentos/patrimonio\\_natural/quebradas/plan\\_de%20interven](http://www.quitoambiente.gob.ec/ambiente/images/Secretaria_Ambiente/Documentos/patrimonio_natural/quebradas/plan_de%20interven)

cion.pdf

- Elías, R. (2015). Mar del plástico: una revisión de los problemas del plástico en el mar. *Rev. Invest. Desarr. Pesq*, 27, 83-105. Recuperado el 22 de marzo de 2019 de [https://www.researchgate.net/publication/313468624\\_Mar\\_del\\_plastico\\_una\\_revision\\_de\\_los\\_problemas\\_del\\_plastico\\_en\\_el\\_mar](https://www.researchgate.net/publication/313468624_Mar_del_plastico_una_revision_de_los_problemas_del_plastico_en_el_mar)
- Fierro, P., Beltrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, C., Cerca., & Vargas-Chacoff, L. (2017). *Effects of local land.use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. Science of the Total Environment*, 609, 724-734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>
- Foley, C., Feiner, Z., Malinich, T., & Höök, T. (2018). *A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. Science of the Total Environment*, 631–632, 550–559. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.046>
- FONAG. (2009). Plan de Manejo Integrado De Los Recursos Hídricos En La Cuenca Alta del Río Guayllabamba. Recuperado el 10 de mayo de 2019 de <http://www.fonag.org.ec/aguafondo/pmrhg050110.pdf>
- FONAG. (2012). Diagnóstico de Gobernanza del Agua de la Microcuenca del Río Pita. Recuperado el 10 de mayo de 2019 de [http://infoagua-guayllabamba.ec/repositorio/web/files/Diagnostico\\_de\\_Gobernanza\\_Microcuenca\\_PITA.pdf](http://infoagua-guayllabamba.ec/repositorio/web/files/Diagnostico_de_Gobernanza_Microcuenca_PITA.pdf)
- FONAG. (2019). Unidades Hídricas – Ámbito geográfico de acción del FONAG. Recuperado el 9 de mayo de 2019 de <http://www.fonag.org.ec/portalsIAF/unidades-hidricas>
- Fundación Futuro Latinoamericano. (2007). Hacia una Gestión Integrada en la Cuenca Alta del Río Guayllabamba. 1–8. Recuperado el 15 de mayo de 2019 de [https://www.ffla.net/doc\\_download/117-resumen-proceso-guayllabamba](https://www.ffla.net/doc_download/117-resumen-proceso-guayllabamba)
- Guerra, J. (2018). Influencia del uso del suelo sobre la calidad ecológica de la cuenca del río San Pedro. (Tesis de pregrado). Universidad de Las Américas. Recuperado el 18 de junio de 2019 de

<http://dspace.udla.edu.ec/bitstream/33000/10337/1/UDLA-EC-TIAM-2018-40.pdf>

- Guerrero-Latorre, L., Romero, B., Bonifaz, E., Timoneda, N., Rusiñol, M., Girones, R., & Rios-Touma, B. (2018). *Quito's virome: Metagenomic analysis of viral diversity in urban streams of Ecuador's capital city. Science of the Total Environment*, 645, 1334–1343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.213>
- Guzzetti, E., Sureda, A., Tejada, S., & Faggio, C. (2018). *Microplastic in Marine Organism: Environmental and Toxicological Effects. Environmental Toxicology and Pharmacology*, 64, 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.10.009>
- Hanson, P., Springer, M., & Ramirez, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos, 58, 3–37. Recuperado el 23 de junio de 2019 de [https://www.researchgate.net/publication/317489779\\_Capitulo\\_1\\_Introduccion\\_a\\_los\\_grupos\\_de\\_macroinvertebrados\\_acuaticos](https://www.researchgate.net/publication/317489779_Capitulo_1_Introduccion_a_los_grupos_de_macroinvertebrados_acuaticos)
- Hohenblum, P., Liebmann, B., & Liedermann, M. (2015). *Plastic and Microplastic in the environment. Umweltbundesamt GmbH*. Recuperado el 10 de enero de 2019 de [https://www.researchgate.net/publication/282570710\\_Plastic\\_and\\_microplastic\\_in\\_the\\_environment](https://www.researchgate.net/publication/282570710_Plastic_and_microplastic_in_the_environment)
- Horton, A. (2017). Microplastics in the Freshwater Environment. *Foundation for Water Research*, 44. Recuperado el 2 de mayo de 2019 de <http://www.fwr.org/environw/fr0027.pdf>
- Horton, A., Walton, A., Spurgeon, D., Lahive, E., & Svendsen, C. (2017). *Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. Science of the Total Environment*, 586, 127–141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
- Huerta, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., Van Der Ploeg, M., & Geissen, V. (2016). *Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for Lumbricus terrestris (Oligochaeta, Lumbricidae)*.

- Environmental Science and Technology*, 50(5), 2685–2691.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05478>
- INEC. (2016). Proyecciones poblacionales cantonales. Instituto Nacional de Estadística y Censos. Recuperado el 10 de mayo de <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/inec-presenta-sus-proyecciones-poblacionales-cantonales>
- Iwata, T., Nakano, S., & Murakami, M. (2003). *Stream meanders increase insectivorous bird abundance in riparian deciduous forests*, 3, 325–337. Recuperado el 22 de diciembre de 2019 de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1034/j.1600-0587.2003.03355.x>
- Jepsen, D., & Winemiller, K. (2002). *Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios*. *Oikos*, 96(1), 46–55. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.960105.x>
- Kapp, K., & Yeatman, E. (2018). *Microplastic hotspots in the Snake and Lower Columbia rivers: A journey from the Greater Yellowstone Ecosystem to the Pacific Ocean*. *Environmental Pollution*, 241, 1082–1090. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.033>
- Landázuri, A., Quevedo, J., Torres, M., Mayorga, F., & Gómez, L. (2014). Muestreo y caracterización de la descarga “Central Iñaquito”, representativa de la cuenca urbana de la quebrada El Batán: Quito - Ecuador. Recuperado el 3 de julio de 2019 de [https://www.researchgate.net/publication/268804605\\_MUESTREO\\_Y\\_CHARACTERIZACION\\_DE\\_LA\\_DESCARGA\\_CENTRAL\\_INAQUITO\\_REPRESENTATIVA\\_DE\\_LA\\_CUENCA\\_URBANA\\_DE\\_LA\\_QUEBRADA\\_EL\\_BATAN\\_QUITO\\_-\\_ECUADOR](https://www.researchgate.net/publication/268804605_MUESTREO_Y_CHARACTERIZACION_DE_LA_DESCARGA_CENTRAL_INAQUITO_REPRESENTATIVA_DE_LA_CUENCA_URBANA_DE_LA_QUEBRADA_EL_BATAN_QUITO_-_ECUADOR)
- Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K., & He, D. (2018). *Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans**. *Science of the Total Environment*, 619–620, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103>
- Li, W., Tse, H., & Fok, L. (2016). *Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects*. *Science of the Total*

- Environment*, 566–567, 333–349.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>
- Lloret, P., & Tucci, C. (2009). Plan de manejo integrado de los recursos hídricos en la cuenca alta del Río Guayllabamba. Recuperado el 14 de julio de 2019 de <http://www.fonag.org.ec/aguafondo/pmrhg050110.pdf>
- Lusher, A., Hollman, P., & Mendoza-Hill, J. (2017). *Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, 615. <https://doi.org/978-92-5-109882-0>
- Murphy, F., & Quinn, B. (2018). *The effects of microplastic on freshwater Hydra attenuata feeding, morphology & reproduction*. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.029>
- Nguyen, B., Claveau-Mallet, D., Hernandez, L., Xu, E., Farner, J., & Tufenkji, N. (2019). *Separation and Analysis of Microplastics and Nanoplastics in Complex Environmental Samples*. *Accounts of Chemical Research*. <https://doi.org/10.1021/acs.accounts.8b00602>
- Ogonowski, M., Schür, C., Jarsén, Å., & Gorokhova, E. (2016). *The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in daphnia magna*. *PLoS ONE*, 11(5), 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155063>
- ONU, 2018. América Latina y el Caribe, a la vanguardia en la lucha contra los plásticos. Recuperado el 19 de enero de 2019 de <https://www.unenvironment.org/es/news-and-stories/editorial/america-latina-y-el-caribe-la-vanguardia-en-la-lucha-contra-los-plasticos>
- Quinga, M. (2017). Contaminación del Río Machángara y el Derecho al Buen Vivir de los habitantes del Barrio de Guápulo del DMQ en el 2015, 13. (Tesis de pregrado). Universidad Central del Ecuador. Recuperado el 20 de junio de 2019 de <http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/8341/1/T-UCE-0013-Ab-13.pdf>

- PlasticsEurope, & PlasticsEurope Market Research Group (PEMRG) / Consultic Marketing & Industrieberatung GmbH. (2017). *Plastics – the Facts*. 16. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.015>
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). Los Macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos* (1st ed.). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Ramírez, A., & Gutiérrez-Fonseca, P. (2014). *Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: A critical analysis and review of existing literature*. *Revista de Biología Tropical*, 62, 155–167. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15785>
- Ramírez, A., & Pringle, C. (2001). *Spatial and temporal patterns of invertebrate drift in streams draining a Neotropical landscape*. *Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, GA 30602, U.S.A. SUMMARY*, 46 (1), 47–62. Recuperado el 15 de diciembre de 2019 de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2427.2001.00636.x>
- Rios, L., & Balcer, M. (2018). *Microplastics in freshwater environments: a review of quantification assessment*. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.020>
- Ríos-Touma, B. (2004). *Las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de dos cuencas altoandinas de Ecuador*. (Tesis Doctoral). Universidad de Barcelona. Recuperado el 3 de marzo de 2019 de [http://www.ub.edu/riosandes/docs/TESIS\\_BLANCA\\_RIOS.pdf](http://www.ub.edu/riosandes/docs/TESIS_BLANCA_RIOS.pdf)
- Ríos, B., Rieradevall, M., Acosta, R., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de los ríos andinos (C.E.R.A) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35–64. Recuperado el 15 de enero de 2019 de [http://www.ub.edu/riosandes/docs/Limnetica%2028\(1\)%2004%20Acosta.pdf](http://www.ub.edu/riosandes/docs/Limnetica%2028(1)%2004%20Acosta.pdf)
- Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Prat, N. (2014). *The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families*

- and index performance evaluation. Revista de Biologia Tropical*, 62 Suppl 2, 249–273. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15791>
- Rodrigues, M., Gonçalves, A., Gonçalves, F., Nogueira, H., Marques, J., & Abrantes, N. (2018). *Effectiveness of a methodology of microplastics isolation for environmental monitoring in freshwater systems. Ecological Indicators*, 89, 488–495. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.02.038>
- Scherer, C., Brennholt, N., Reifferscheid, G., & Wagner, M. (2017). *Feeding type and development drive the ingestion of microplastics by freshwater invertebrates. Scientific Reports*, 7(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-17191-7>
- Shruti, V., Jonathan, M., Rodriguez-Espinosa, P., & Rodríguez-González, F. (2018). *Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. Science of The Total Environment*, 654, 154–163. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.054>
- Silva-Cavalcanti, J., Silva, J., França, E., Araújo, M., & Gusmão, F. (2017). *Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. Environmental Pollution*, 221, 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>
- Smith, M., Love, D., Rochman, C., & Neff, R. (2018). *Microplastics in Seafood and the Implications for Human Health. Current Environmental Health Reports*, 5(3), 375–386. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0206-z>
- Storck, F., Kools, S., Karlsruhe, T., & Kools, S. (2015). *Microplastics in Fresh Water Resources. Global Water Research*, 12(4), 1–7. <https://doi.org/10.1111/j.1741-3737.2010.00777.x>
- Thompson, R., Moore, C., Saal, F., & Swan, S. (2009). *Plastics, the environment and human health: Current consensus and future trends. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2153–2166. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0053>
- Tomanova, S., Goitia, E., & Helešić, J. (2006). *Trophic levels and functional*

- feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. Hydrobiologia*, 556(1), 251–264. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5>
- Vaughan, R., Turner, S., & Rose, N. (2017). *Microplastics in the sediments of a UK urban lake. Environmental Pollution*, 229, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.057>
- Villamarin, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidro morfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 1072–1086. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Wagner, M., & Lambert, S. (2018). *Freshwater Microplastics - The Handbook of Environmental Chemistry*. 58. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5>
- Wallace, J., & Webster, J. (1996). *The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. Annual Review of Entomology*, 41(131), 115–139. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.41.1.115>
- Wang, J., Tan, Z., Peng, J., Qiu, Q., & Li, M. (2016). *The behaviors of microplastics in the marine environment. Marine Environmental Research*, 113, 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.10.014>
- Windsor, F., Tilley, R., Tyler, C., & Ormerod, S. (2019). *Microplastic ingestion by riverine macroinvertebrates. Science of the Total Environment*, 646, 68–74. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.271>
- Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017). *Plastic and Human Health: A Micro Issue? Environmental Science and Technology*, 51(12), 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- Yonkos, L. T., Friedel, E. A., Perez-Reyes, A. C., Ghosal, S., & Arthur, C. D. (2014). *Microplastics in four estuarine rivers in the chesapeake bay, U.S.A. Environmental Science and Technology*, 48(24), 14195–14202. <https://doi.org/10.1021/es5036317>
- Zainordin, A. F., & Hamid, S. A. (2017). *Determination of trophic structure in selected freshwater ecosystems by using stable isotope analysis.*



*Tropical Life Sciences Research*, 28(2), 9–29.  
<https://doi.org/10.21315/tlsr2017.28.2.2>

Ziajahromi, S., Kumar, A., Neale, P., & Leusch, F. (2018). *Environmentally relevant concentrations of polyethylene microplastics negatively impact the survival, growth and emergence of sediment-dwelling invertebrates*. *Environmental Pollution*, 236, 425–431.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.094>

## **ANEXOS**

Anexo 1. Sección del registro de mediciones de cabeza y cuerpo por individuo según los taxa y el punto de muestreo. Ejemplo: familia Hyalellidae.



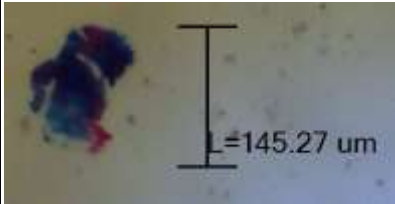


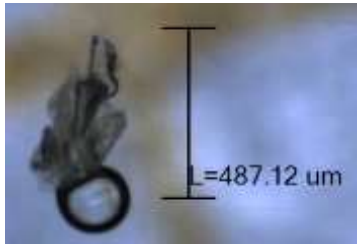


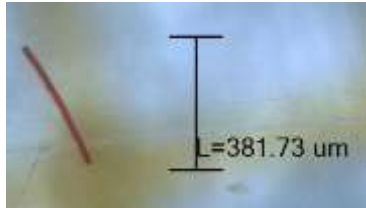


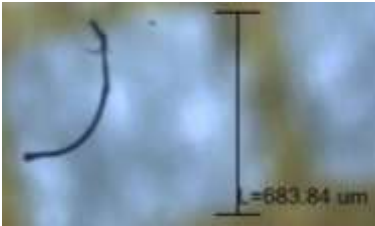
Punto	Época	Método	Taxa	# Ind.	Parte	Magnificación (x)	Tamaño (um)	Peso
3.2PI	Dry	Surber 2	Hyalellidae	1	Cuerpo	1.2	4826.3	0.0001
					Cabeza	1.5	608.25	
3.2PI	Dry	Surber 2	Hyalellidae	2	Cuerpo	1.2	4552.22	0.0001
					Cabeza	1.5	599.69	
3.2PI	Dry	Surber 2	Hyalellidae	3	Cuerpo	2	1940.96	0.0001
					Cabeza	2.5	326.1	
3.2PI	Dry	Surber 2	Hyalellidae	4	Cuerpo	2.5	1948.42	0.0001
					Cabeza	3	266.86	
3.2PI	Dry	Surber 2	Hyalellidae	5	Cuerpo	2.5	2932.47	0.0001
					Cabeza	3	380.17	
3.2PI	Dry	Surber 1	Hyalellidae	6	Cuerpo	4.5	1958.46	0.0001
					Cabeza	4.5	255.12	
3.2PI	Dry	Surber 1	Hyalellidae	7	Cuerpo	3.5	2176.37	0.0001
					Cabeza	3.5	274.89	
3.2PI	Dry	Surber 1	Hyalellidae	8	Cuerpo	4.5	1778	0.0001
					Cabeza	4.5	261.52	
3.2PI	Dry	Surber 1	Hyalellidae	9	Cuerpo	3	2823.44	0.0001
					Cabeza	3	393.94	
3.1SP	Dry	Patada	Hyalellidae	1	Cuerpo	1.2	7451.98	0.0017
					Cabeza	1.2	1021.86	
3.1SP	Dry	Patada	Hyalellidae	2	Cuerpo	1.2	8556.58	0.0029
					Cabeza	1.2	1063.16	
3.1SP	Dry	Patada	Hyalellidae	3	Cuerpo	1.2	7538.01	0.0031
					Cabeza	1.2	977.48	
3.1SP	Dry	Patada	Hyalellidae	4	Cuerpo	1.2	8331.39	0.0019
					Cabeza	1.2	1074.94	
3.1SP	Dry	Patada	Hyalellidae	5	Cuerpo	1.2	5651.73	0.001
					Cabeza	1.5	772.58	
3.1SP	Dry	Patada	Hyalellidae	6	Cuerpo	1.2	7937.11	0.0031
					Cabeza	1.2	936.51	
3.1SP	Dry	Patada	Hyalellidae	7	Cuerpo	1.2	6780.62	0.002
					Cabeza	1.2	855.5	
3.1SP	Dry	Patada	Hyalellidae	8	Cuerpo	1.2	7524.79	0.0023
					Cabeza	1.2	820.08	
3.1SP	Dry	Patada	Hyalellidae	9	Cuerpo	1.2	6532.82	0.0012
					Cabeza	1.2	807.54	
3.1SP	Dry	Patada	Hyalellidae	10	Cuerpo	1.2	5970.04	0.0009
					Cabeza	1.2	793.81	
3.3SP	Dry	Patada	Hyalellidae	1	Cuerpo	1.2	10006.88	0.0027
					Cabeza	1.2	1145.98	
3.3SP	Dry	Patada	Hyalellidae	2	Cuerpo	1.2	8290.71	0.0033
					Cabeza	1.2	783.83	
3.3SP	Dry	Patada	Hyalellidae	3	Cuerpo	1.2	9140.46	0.0014
					Cabeza	1.2	982.8	
3.3SP	Dry	Patada	Hyalellidae	4	Cuerpo	1.2	6703.7	0.0019
					Cabeza	1.2	802.5	
3.3SP	Dry	Patada	Hyalellidae	5	Cuerpo	1.2	8517.76	0.0026
					Cabeza	1.5	1107.68	
3.3SP	Dry	Patada	Hyalellidae	6	Cuerpo	1.2	6934.85	0.0007
					Cabeza	1.5	820.23	

3.3SP	Dry	Patada	Hyaellidae	7	Cuerpo	1.2	8554.21	0.0008
					Cabeza	1.2	949.42	
3.3SP	Dry	Patada	Hyaellidae	8	Cuerpo	1.2	7423.07	0.0017
					Cabeza	1.2	849.43	
3.3SP	Dry	Patada	Hyaellidae	9	Cuerpo	1.2	9833.38	0.0011
					Cabeza	1.2	1026.06	
3.3SP	Dry	Patada	Hyaellidae	10	Cuerpo	1.2	4808.78	0.0002
					Cabeza	2	432	
SP1	Wet	Surber 1	Hyaellidae	1	Cuerpo	1.2	5652.96	0.0003
					Cabeza	1.2	613.01	
SP1	Wet	Surber 3	Hyaellidae	2	Cuerpo	2	2119.77	0.0003
					Cabeza	2.5	266.97	
SP1	Dry	Patada	Hyaellidae	3	Cuerpo	2.5	3059.6	0.0003
					Cabeza	2.5	366.05	
SP2	Wet	Surber 1	Hyaellidae	1	Cuerpo	2	3086.84	0.0061
					Cabeza	2	371.65	
SP2	Wet	Surber 1	Hyaellidae	2	Cuerpo	1.2	6805.93	0.0037
					Cabeza	1.2	800.46	
SP2	Wet	Surber 1	Hyaellidae	3	Cuerpo	0.67	10916.48	0.0016
					Cabeza	0.67	1356.21	
SP2	Wet	Surber 1	Hyaellidae	4	Cuerpo	0.8	7446.65	0.0015
					Cabeza	0.8	909.65	
SP2	Wet	Surber 1	Hyaellidae	5	Cuerpo	1.2	6458.35	0.001
					Cabeza	1.2	737.37	
SP2	Wet	Surber 1	Hyaellidae	6	Cuerpo	1	6559.29	0.0012
					Cabeza	1	942.12	
SP2	Wet	Surber 3	Hyaellidae	7	Cuerpo	1.2	5703.71	0.0003
					Cabeza	1.2	682.34	
SP2	Wet	Surber 3	Hyaellidae	8	Cuerpo	1.2	5698.99	0.0003
					Cabeza	1.2	736.51	
SP2	Wet	Surber 3	Hyaellidae	9	Cuerpo	1.5	5582.72	0.0003
					Cabeza	1.5	602.53	
SP2	Wet	Surber 3	Hyaellidae	10	Cuerpo	1.5	4232.48	0.0009
					Cabeza	1.5	505.8	
SP4	Dry	Patada	Hyaellidae	1	Cuerpo	1	8072.96	0.0005
					Cabeza	1	915.87	
SP4	Dry	Patada	Hyaellidae	2	Cuerpo	1	7896.71	0.0008
					Cabeza	1	860.72	
SP4	Dry	Patada	Hyaellidae	3	Cuerpo	1	6596.65	0.0001
					Cabeza	1.2	712.26	
SP4	Dry	Patada	Hyaellidae	4	Cuerpo	1.2	5706.02	0.0013
					Cabeza	1.5	671.66	
SP4	Dry	Patada	Hyaellidae	5	Cuerpo	1.2	7532.43	0.0004
					Cabeza	1.2	803.48	
SP4	Dry	Patada	Hyaellidae	6	Cuerpo	1.5	5154.08	0.0001
					Cabeza	1.5	596.28	
SP4	Dry	Patada	Hyaellidae	7	Cuerpo	1.5	5500.46	0.0001
					Cabeza	1.5	573.88	
SP4	Dry	Patada	Hyaellidae	8	Cuerpo	1.5	5975.85	0.0001
					Cabeza	1.5	651.64	
SP4	Dry	Patada	Hyaellidae	9	Cuerpo	1.5	5940.9	0.0002
					Cabeza	1.5	622.71	
SP4	Dry	Patada	Hyaellidae	10	Cuerpo	1.5	5357.7	0.0001

					Cabeza	1.5	579.86	
SP5	Dry	Patada	Hyalellidae	1	Cuerpo	1.2	7535.72	0.0005
					Cabeza	1.2	813.59	
SP5	Dry	Patada	Hyalellidae	2	Cuerpo	1.2	785.64	0.0013
					Cabeza	1.2	8591.96	
SP5	Dry	Patada	Hyalellidae	3	Cuerpo	1.2	7468.14	0.0003
					Cabeza	1.2	782.09	
SP5	Dry	Patada	Hyalellidae	4	Cuerpo	1.2	6977.84	0.0015
					Cabeza	1.5	722.44	
SP5	Dry	Patada	Hyalellidae	5	Cuerpo	1.5	5863.3	0.0003
					Cabeza	1.5	661.31	
SP5	Dry	Patada	Hyalellidae	6	Cuerpo	1.5	6569.27	0.001
					Cabeza	1.5	714.29	
SP5	Dry	Patada	Hyalellidae	7	Cuerpo	1.5	6277.19	0.0004
					Cabeza	1.5	690.72	
SP5	Dry	Patada	Hyalellidae	8	Cuerpo	1.5	6586.72	0.0006
					Cabeza	1.5	701.53	
SP5	Dry	Patada	Hyalellidae	9	Cuerpo	1.5	6196.34	0.0008
					Cabeza	1.5	634.67	
SP5	Dry	Patada	Hyalellidae	10	Cuerpo	1.5	6004.18	0.0003
					Cabeza	1.5	607.48	
SP6	Dry	Patada	Hyalellidae	1	Cuerpo	1.2	8151.51	0.0024
					Cabeza	1.2	902.09	
SP6	Dry	Patada	Hyalellidae	2	Cuerpo	1.2	7129.91	0.0043
					Cabeza	1.2	824.06	
SP6	Dry	Patada	Hyalellidae	3	Cuerpo	1.2	7118.28	0.0022
					Cabeza	1.2	877.14	
SP6	Dry	Patada	Hyalellidae	4	Cuerpo	1.2	7022.52	0.0018
					Cabeza	1.2	872.05	
SP6	Dry	Patada	Hyalellidae	5	Cuerpo	1.2	6578.11	0.0016
					Cabeza	1.2	831.52	
SP6	Dry	Patada	Hyalellidae	6	Cuerpo	1.2	10972	0.0011
					Cabeza	1.2	1131.22	
SP6	Dry	Patada	Hyalellidae	7	Cuerpo	1.2	6678.21	0.0022
					Cabeza	1.2	764.9	
SP6	Dry	Patada	Hyalellidae	8	Cuerpo	1.2	6677.85	0.0015
					Cabeza	1.5	708.34	
SP6	Dry	Patada	Hyalellidae	9	Cuerpo	1.2	6070.66	0.0019
					Cabeza	1.5	740.07	
SP6	Dry	Patada	Hyalellidae	10	Cuerpo	1.2	6201.36	0.0011
					Cabeza	1.5	767.37	

Anexo 2. Sección del registro fotográfico de las mediciones del cuerpo y cabeza de un macroinvertebrado y un microplástico según los taxa, mediante el programa 'Infinity Lumenera'.

Tamaño cuerpo ( $\mu\text{m}$ )	Tamaño cabeza ( $\mu\text{m}$ )	Tamaño MP ( $\mu\text{m}$ )
------------------------------------	------------------------------------	--------------------------------

Familia Hyalellidae		
		
Familia Hydroptilidae		
		
Familia Baetidae		
		
Familia Elmidae		
		
Familia Simuliidae		

		
Familia Psychodidae		
		
Familia Planariidae		
		 
Familia Chironomidae		
		
Subclase Oligochaeta		
		

Anexo 3. Sección del registro de microplásticos según su tamaño, tipo y color.

Ejemplo. familia Hyalellidae.

#Individuos	Magnificación	#MP	Tamaño (um)	Tipo	Sitio	Familia
9	40X	1	953.16	Fibra	3.2PI	Hyalellidae
		1	737.7	Fibra	3.2PI	Hyalellidae
	100X	1	119.8	Fragmento	3.2PI	Hyalellidae
		1	117.91	Fragmento	3.2PI	Hyalellidae
		1	48.11	Fragmento	3.2PI	Hyalellidae
		1	29.24	Fragmento	3.2PI	Hyalellidae
10	40X	1	1367.68	Fibra	3.1SP	Hyalellidae
	100X	1	511.27	Pedazo	3.1SP	Hyalellidae
10	100X	1	187.72	Fibra	3.3SP	Hyalellidae
		1	611.27	Película	3.3SP	Hyalellidae
3	100X	1	48.11	Fragmento	SP1	Hyalellidae
		1	103.04	Fragmento	SP1	Hyalellidae
		1	177.99	Fragmento	SP1	Hyalellidae
		1	54.71	Fragmento	SP1	Hyalellidae
		1	655.03	Fibra	SP1	Hyalellidae
		1	370.72	Película	SP1	Hyalellidae
		1	59.43	Fragmento	SP1	Hyalellidae
		1	333.93	Película	SP1	Hyalellidae
10	40X	1	651.05	Película	SP2	Hyalellidae
		1	1025.76	Película	SP2	Hyalellidae
		1	749.42	Fibra	SP2	Hyalellidae
	100X	1	759.36	Película	SP2	Hyalellidae
		1	216.02	Fragmento	SP2	Hyalellidae
		1	145.27	Fragmento	SP2	Hyalellidae
		1	225.45	Fragmento	SP2	Hyalellidae
		1	431.09	Película	SP2	Hyalellidae
10	40X	1	337.24	Fibra	SP4	Hyalellidae
		1	889.93	Película	SP4	Hyalellidae
		1	618.27	Fibra	SP4	Hyalellidae
		1	852.46	Fibra	SP4	Hyalellidae
10	100X	1	157.53	Fragmento	SP5	Hyalellidae
	40X	1	1421.55	Película	SP5	Hyalellidae
		1	1377.03	Película	SP5	Hyalellidae
		1	1697.89	Película	SP5	Hyalellidae
10	100X	1	277.33	Película	SP6	Hyalellidae
	40X	1	857.14	Fibra	SP6	Hyalellidae

Anexo 4. Cantidad de microplástico por individuo y concentración de microplástico por mg de tejido de cada grupo taxonómico de macroinvertebrado en función del punto de muestreo.



Familia		Punto de muestreo																												
		3.2SP	3.2SP	3.3SP	3.3SP	3.4PI	3.4PI	3.5PI	M1	M5	SP1	SP2	SP3	SP4	SP5	SP6	SP7													
	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd	MpInd													
Hyalellidae	0.67	0	0.20	0.12	0.20	0.10	0	0	0	2.67	8.89	0.80	0.47	0	0.40	1.08	0.40	0.57	0.20	0.10	0	0								
Hydrophilidae	0.40	10.00	0.70	23.33	0	0	0	0.40	10.00	0.30	6.00	0	0	0	0	0	0.40	3.08	0.40	13.33	0.50	12.50								
Beetidae	2.75	6.47	1.5	15.00	1.5	15.00	0	1.25	12.50	1.5	15.00	0	0	0	0	0	1.25	8.33	6	3.69	1.25	4.17								
Elmidae	2.00	20.00	1.25	1.92	1.25	2.63	1.00	10.00	3.00	40.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0								
Simuliidae	1.75	6.36	3.50	17.50	1.50	2.73	0	1.50	5.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.50	1.67	0.50	4.00							
Psychodidae	4.25	42.50	2.00	80.00	0	0	0	0	0	1.33	10.26	1.25	50.00	0	3.50	35.00	0	0	1.40	14.00	0	0	0							
Parasidae	0	0	0	4.00	1.43	0	0	0	0	3.50	2.59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0								
Chironomidae	1.30	130.00	1.43	51.02	1.00	62.50	2.00	80.00	0.80	80.00	0.70	1.67	1.14	81.63	0.90	6.43	0.60	1.20	1.30	6.19	1.00	13.33	0.50	3.33	1.40	70.00	0.60	2.73	1.30	5.65
Oligochaeta	0	0	0	0	0	2.20	6.47	0	0	0	0	1.00	4.32	0	2.75	110.00	0	0	2.25	90.00	4.40	13.75	2.20	110.00	1.50	6.67	2.50	25.00		
Promedio	1.46	24.67	1.15	20.98	1.05	9.38	0.60	10.73	0.77	16.39	0.67	2.61	0.39	10.69	0.24	6.27	0.67	13.34	0.62	4.63	0.36	11.48	0.74	3.57	0.63	21.33	1.02	3.13	0.67	5.70
Total	13.12	222.00	10.38	188.78	9.45	84.41	5.40	96.57	6.95	147.50	6.00	25.26	3.48	96.21	2.15	56.43	6.02	120.09	5.60	41.66	3.25	103.33	6.70	32.16	5.65	191.98	9.20	28.19	6.05	51.32

*Anexo 5.* Cantidad de microplástico por individuo y concentración de microplástico por mg de tejido en cada puntos de muestreo, considerando el total de individuos por taxa.

Puntos de Muestreo	#Taxa	Abundancia de Individuos	#MP	#MP por Individuo (Mp/ind)	#MP por Peso Seco de Tejido (MP/mg)
3.2PI	7	45	66	1.47	13.20
3.2SP	6	33	50	1.52	11.37
3.3SP	6	38	53	1.39	1.40
3.1SP	4	23	25	1.09	1.12
3.4PI	5	32	35	1.09	14.58
3.5PI	4	26	23	0.88	2.95
M1	3	14	16	1.14	11.32
M2	1	4	4	1.00	13.33
M3	1	5	9	1.80	15.00
M5	2	14	14	1.00	9.33
SP1	3	17	25	1.47	4.17
SP2	4	28	43	1.54	2.14
SP3	2	8	13	1.63	32.50
SP4	4	30	38	1.27	5.21
SP5	5	34	31	0.91	3.41
SP6	6	42	44	1.05	1.41
SP7	5	32	35	1.09	7.29
TOTAL	9	425	524	1.23	3.23

*Anexo 6.* Cantidad de microplástico por individuo y concentración de microplástico por mg de tejido de cada taxa según el punto de muestreo, considerando el total de individuos por grupo taxonómico.

Puntos de Muestreo	#Taxa	Abundancia de Individuos	#MP	#MP por Individuo (Mp/ind)	#MP por Peso Seco de Tejido (MP/mg)	Grupo trófico
3.2PI	Hyalellidae	9	6	0.67	6.67	Fragmentador
3.2PI	Hydroptilidae	10	4	0.40	10.00	Raspador
3.2PI	Baetidae	4	11	2.75	6.47	Colector-

						recolector
3.2PI	Elmidae	4	8	2.00	20.00	Colector-recolector
3.2PI	Simuliidae	4	7	1.75	6.36	Colector-filtrador
3.2PI	Psychodidae	4	17	4.25	42.50	Fragmentador
3.2PI	Chironomidae	10	13	1.30	130.00	Colector-recolector
3.4PI	Hydroptilidae	10	4	0.40	10.00	Raspador
3.4PI	Baetidae	4	5	1.25	12.50	Colector-recolector
3.4PI	Elmidae	4	12	3.00	40.00	Colector-recolector
3.4PI	Simuliidae	4	6	1.50	5.00	Colector-filtrador
3.4PI	Chironomidae	10	8	0.80	80.00	Colector-recolector
3.5PI	Hydroptilidae	10	3	0.30	6.00	Raspador
3.5PI	Baetidae	4	6	1.50	15.00	Colector-recolector
3.5PI	Chironomidae	10	7	0.70	1.67	Colector-recolector
3.1SP	Hyalellidae	10	2	0.20	0.10	Fragmentador
3.1SP	Elmidae	4	4	1.00	10.00	Colector-recolector
3.1SP	Chironomidae	4	8	2.00	80.00	Colector-recolector
3.1SP	Oligochaeta	5	11	2.20	6.47	Colector-recolector
3.2SP	Hydroptilidae	10	7	0.70	23.33	Raspador
3.2SP	Baetidae	4	6	1.50	15.00	Colector-recolector
3.2SP	Elmidae	4	5	1.25	1.92	Colector-recolector
3.2SP	Simuliidae	4	14	3.50	17.50	Colector-Filtrador
3.2SP	Psychodidae	4	8	2.00	80.00	Fragmentador
3.2SP	Chironomidae	7	10	1.43	51.02	Colector-

						recolector
3.3SP	Hyalellidae	10	2	0.20	0.12	Fragmentador
3.3SP	Baetidae	4	6	1.50	15.00	Colector-recolector
3.3SP	Elmidae	4	5	1.25	2.63	Colector-recolector
3.3SP	Simuliidae	4	6	1.50	2.73	Colector-filtrador
3.3SP	Planariidae	6	24	4.00	1.43	Depredador
3.3SP	Chironomidae	10	10	1.00	62.50	Colector-recolector
M1	Chironomidae	7	8	1.14	81.63	Colector-recolector
M1	Oligochaeta	4	4	1.00	4.32	Colector-recolector
M5	Psychodidae	4	5	1.25	50.00	Fragmentador
M5	Chironomidae	10	9	0.90	6.43	Colector-recolector
SP1	Chironomidae	10	6	0.60	1.20	Colector-recolector
SP1	Oligochaeta	4	11	2.75	110.00	Colector-recolector
SP2	Hyalellidae	10	8	0.80	0.47	Fragmentador
SP2	Psychodidae	4	14	3.50	35.00	Fragmentador
SP2	Chironomidae	10	13	1.30	6.19	Colector-recolector
SP2	Oligochaeta	4	8	2.00	11.43	Colector-recolector
SP3	Chironomidae	4	4	1.00	13.33	Colector-recolector
SP3	Oligochaeta	4	9	2.25	90.00	Colector-recolector
SP4	Hyalellidae	10	4	0.40	1.08	Fragmentador
SP4	Psychodidae	5	7	1.40	14.00	Colector-recolector
SP4	Chironomidae	10	5	0.50	3.33	Colector-recolector
SP4	Oligochaeta	5	22	4.40	13.75	Colector-

						recolector
SP5	Hyalellidae	10	4	0.40	0.57	Fragmentador
SP5	Hydroptilidae	10	4	0.40	3.08	Raspador
SP5	Baetidae	4	5	1.25	8.33	Colector-recolector
SP5	Chironomidae	5	7	1.40	70.00	Colector-recolector
SP5	Oligochaeta	5	11	2.20	110.00	Colector-recolector
SP6	Hyalellidae	10	2	0.20	0.10	Fragmentador
SP6	Hydroptilidae	10	4	0.40	13.33	Raspador
SP6	Baetidae	4	24	6.00	3.69	Colector-recolector
SP6	Simuliidae	4	2	0.50	1.67	Colector-filtrador
SP6	Chironomidae	10	6	0.60	2.73	Colector-recolector
SP6	Oligochaeta	4	6	1.50	6.67	Colector-recolector
SP7	Hydroptilidae	10	5	0.50	12.50	Raspador
SP7	Baetidae	4	5	1.25	4.17	Colector-recolector
SP7	Simuliidae	4	2	0.50	4.00	Colector-filtrador
SP7	Chironomidae	10	13	1.30	5.65	Colector-recolector
SP7	Oligochaeta	4	10	2.50	25.00	Colector-recolector

---

