

**Universidad Tecnológica Nacional  
Facultad Regional Mar del Plata**



**“Análisis de la presencia de  
microplásticos en la cuenca del arroyo  
Langueyú en la ciudad de Tandil,  
propuestas de prevención y mitigación”**

**Tesis para optar al Título de Maestría en Ingeniería  
Ambiental**

**Tesista: Lic. Marcelo Matías Gil**

**Directora: Dra. Susana Montecinos**

**Co-Directora: Dra. Mariana G. Pereyra**

**Año 2023**

## **Agradecimientos:**

A mi familia por apoyarme siempre y ser mi sustento incondicional en todos mis proyectos, logros profesionales y personales.

A mis compañeros, docentes y profesionales de la Maestría que me brindaron todo el apoyo, paciencia y conocimiento en todo el ciclo de cursada.

Al Dr. Sebastián Tognana por sembrar la semilla de la duda en cada paso experimental y el conocimiento que me transmitió en cada conversación.

Al Sr. Carlos Frosinini, por su amabilidad, colaboración y predisposición en el laboratorio durante el desarrollo del trabajo de tesis.

Al Dr. Walter Salgueiro, un referente a lo largo de mi carrera, por su generosidad para conmigo y permitirme realizar la tesis en el Grupo Materiales Compuestos y Mezclas Poliméricas.

A la Dra. Mariana Pereyra por alentarme e insistirme en alcanzar esta tesis.

Especialmente un agradecimiento enorme a la directora de tesis, Dra. Susana Montecinos, la cual me acompañó de manera noble, incondicional y generosamente durante poco más de dos años en este proyecto, brindándome su tiempo, conocimiento, compañerismo, honestidad y por sobre todo el don de buena persona.

Dedicado a la persona que siempre me alentó y apoyó, me esperó en cada viaje de cursada con Munuelo y me transmite toda la tranquilidad y fuerzas para seguir, para vos Claudia.

*Nadie cuida lo que es de todos.*

Dr. Carlos Verona

## **Reconocimiento**

A todas aquellas personas pertenecientes a distintas instituciones que posibilitaron la realización de la presente tesis. A la Universidad Tecnológica Nacional UTN – Facultad Regional Mar del Plata y a los integrantes de la Comisión de Posgrado UTN, en particular a su Directora, Dra. María Laura Caliusco, por todas sus gestiones y buena disposición ante cada duda que nos surgió. Al Grupo Materiales Compuestos y Mezclas Poliméricas del Instituto de Física de Materiales Tandil (IFIMAT-FCEX-UNCPBA), por brindarme el lugar de trabajo para el desarrollo de la presente tesis. Al IFIMAT (FCEX-UNCPBA), por abrirme sus puertas, al CIFICEN (UNCPBA-CONICET-CICPBA), por darme el aval para realizar mis tareas experimentales en dicho centro y a la SECAT-UNCPBA. Al Dr. Javier Amalvy por su colaboración con las mediciones de ATR-FTIR.

Este trabajo fue parcialmente financiado por los siguientes Proyectos:

- Proyecto Programa de Incentivos “Estudio y desarrollo de nuevos materiales con mejoradas propiedades para hacer frente a problemáticas actuales”. Código 03/C319, 2022-2024. Rol: Integrante del Proyecto.
- Proyecto Programa de Incentivos “Estudio de la microestructura y las interfases en compuestos poliméricos”. Código 03/C283, 2017-2021.
- Proyecto convocatoria de Jóvenes Investigadores 2020/2021 del Programa de Fortalecimiento de la Ciencia y la Tecnología en Universidades Nacionales de la Secretaría de Políticas Universitarias-UNICEN “Análisis de microplásticos en la cuenca del arroyo Langueyú provenientes de efluentes líquidos generados en la ciudad de Tandil”, Código 03-JOVIN-31C.

## Índice:

Resumen.....	1
Abstract.....	2
Lista de tablas.....	3
Lista de figuras.....	4
Lista de abreviaciones.....	12
1. Introducción.....	13
1.1 Estado de avance del estudio de MPs en el mundo.....	19
1.2 La situación en Argentina.....	21
1.3 Objetivos del trabajo de tesis.....	23
2. Marco teórico.....	25
2.1 Contaminación por MPs.....	26
2.2 Fuentes de MPs.....	29
2.3 Plantas de tratamiento de efluentes líquidos.....	31
2.4 Metodologías de muestreo y análisis de muestras de MPs.....	34
2.5 El arroyo Langueyú como caso de estudio.....	36
3. Metodología de extracción y análisis de muestras.....	41
3.1 Determinación de puntos de muestreo.....	41
3.2 Extracción de muestras.....	50
3.3 Análisis de muestras.....	57
3.4 Metodología de cuantificación y caracterización de MPs.....	61
3.5 Identificación de MPs presentes.....	68
3.6 Determinación de errores y análisis estadístico.....	69
3.7 Prevención de la contaminación.....	70
4. Resultados obtenidos.....	71
4.1 Parámetros físico-químicos del agua del arroyo.....	71
4.2 Características meteorológicas.....	79
4.3 Reconstrucción del perfil del arroyo y velocidad de la corriente.....	81
4.4 Determinación del caudal del arroyo.....	89
4.5 Cuantificación de MPs.....	92
4.6 Distribución de las dimensiones de los MPs.....	102
4.7 Identificación de MPs.....	115
5. Análisis y discusión de los resultados.....	117

<b>6. Prevención y mitigación de la problemática estudiada.....</b>	<b>125</b>
<b>7. Conclusiones.....</b>	<b>132</b>
<b>8. Recomendaciones.....</b>	<b>142</b>
<b>9. Bibliografía.....</b>	<b>143</b>

## **Resumen**

El plástico es uno de los materiales más usados en diversas actividades industriales y domésticas, debido a su abundancia, comodidad y su bajo costo económico, sin embargo, con un costo ambiental aún desconocido. Específicamente, la contaminación por microplásticos es una emergente problemática de gran impacto ambiental, cuyo estudio y diagnóstico aún se encuentra en fases incipientes.

En la presente tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental, se estudia y analiza la presencia de microplásticos en la cuenca del arroyo Langueyú, ubicado en la ciudad de Tandil, Provincia de Buenos Aires, el cual recibe la descarga de dos plantas de tratamiento de efluentes líquidos. Se determinó la distribución espacial y dimensional de microplásticos con tamaños entre 100  $\mu\text{m}$  y 1,5 mm para dos campañas, agosto 2021 y febrero 2022. Se encontró un detrimento en la calidad del agua y elevada concentración de microplásticos, de decenas de miles por litro de agua del arroyo, luego de la descarga de las plantas, contribuyendo éstas con más de un 80 % del total de los microplásticos presentes. La mayoría correspondería a polietileno y del tipo microfibras. Se analizó el transporte de microplásticos y se plantearon diferentes estrategias de prevención y mitigación de esta problemática.

## **Abstract**

Plastic is one of the most widely used materials in various industrial and domestic activities, due to its abundance, comfort and low economic cost, however, with a still unknown environmental cost. Specifically, contamination by microplastics is an emerging problem with a great environmental impact, the study and diagnosis of which is still in its early stages.

In this Master's thesis in Environmental Engineering, the presence of microplastics in the Languayú stream basin, located in the city of Tandil, Provincia de Buenos Aires, which receives the discharge of two liquid effluent treatment plants, was studied and analyzed. The spatial and dimensional distribution of microplastics with sizes between 100  $\mu\text{m}$  and 1,5 mm was determined for two campaigns, August 2021 and February 2022. A decrease in water quality and a high concentration of microplastics, of tens of thousands per liter of stream water, were found after the discharge of the plants, which contributed more than 80 % of the total microplastics present. Most would correspond to polyethylene and of the microfiber type. The transport of microplastics was analyzed and different prevention and mitigation strategies for this problem were proposed.



## **Lista de tablas**

<b>Tabla 1</b> – Sitios de toma de muestra, denominación, elevación sobre el nivel del mar y ubicación en coordenadas geográficas.....	43
<b>Tabla 2</b> – Valores de densidad calculados para cada muestra y el blanco para ambas campañas.....	75
<b>Tabla 3</b> – Parámetros químicos de calidad de agua del arroyo en los puntos C, confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte, y E, después de la descarga de la segunda planta para la campaña de agosto 2021.....	76
<b>Tabla 4</b> – Concentración de MPs/CE, considerando microfibras y micropartículas en los puntos E y F para las campañas agosto 2021 y febrero 2022.....	124

## Lista de figuras

- Figura 1** – Distribución de producción mundial de plástico en el año 2021. 15  
Fuente de los datos: [Plastics Europe, 2022].
- Figura 2** – Principales usos respecto a la producción total de plásticos 16  
durante el año 2021. Fuente de los datos: [Plastics Europe, 2022].
- Figura 3** – Cuenca del arroyo Langueyú desde su inicio en la confluencia 37  
de los afluentes Blanco y Del Fuerte en el partido de Tandil hasta la  
desembocadura en la Bahía de Samborombón, provincia de Buenos Aires.  
Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022,  
<https://earth.google.com>.
- Figura 4** – Valores medios estadísticos correspondientes al período 1971- 38  
2020 para la temperatura mínima, temperatura máxima y precipitaciones  
para la ciudad de Tandil.
- Figura 5** – Área de estudio dentro de la cuenca del arroyo Langueyú, 42  
donde se indica la ubicación de los sitios de toma de muestra de agua del  
arroyo y puntos de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes  
líquidos. Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022,  
<https://earth.google.com>.
- Figura 6** – Sitio de toma de muestra A, ubicado en el Paseo de los 44  
Españoles. Se muestra la naciente del arroyo San Gabriel, entre los cerros  
La Aurora y Centenario, las unidades habitacionales, el Lago del Fuerte, y  
el sitio de toma de muestra. Imagen extraída y adaptada de Google Earth  
Pro, julio de 2022, <https://earth.google.com>.
- Figura 7** – Sitio de toma de muestra B, a la salida del dique del Lago del 45  
Fuerte. Se muestran los arroyos afluentes San Gabriel y La Cascada, el  
sistema dique del Lago del Fuerte. Inicio del arroyo Del Fuerte y sitio de  
toma de muestra antes del inicio del cauce entubado. Imagen extraída y  
adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022, <https://earth.google.com>.
- Figura 8** – Sitio de toma de muestra C, ubicado en la confluencia del 46  
arroyo Blanco y Del Fuerte. Se muestra el inicio del arroyo Langueyú y el  
sitio de toma de muestra. Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro,  
julio de 2022, <https://earth.google.com>.

<b>Figura 9</b> – Sitio de toma de muestra D, en la zona de la intersección del arroyo con la Ruta Nacional N° 226. Se indica la ubicación de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos, el punto de descarga sobre el arroyo Langueyú y el sitio de toma de muestra de agua del arroyo. Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022, <a href="https://earth.google.com">https://earth.google.com</a> .	47
<b>Figura 10</b> – Sitio de toma de muestra E, en la zona del Paraje El Molino. Se muestra la ubicación de la segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos, el punto de descarga sobre el arroyo Langueyú y el sitio de toma de muestra de agua del arroyo. Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022, <a href="https://earth.google.com">https://earth.google.com</a> .	48
<b>Figura 11</b> – Sitio de toma de muestra F, ubicado en la zona de intersección del arroyo Langueyú y Ruta Provincial N° 30. Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022, <a href="https://earth.google.com">https://earth.google.com</a> .	49
<b>Figura 12</b> – Sitio de toma de muestra A, ubicado en el Paseo de los Españoles. Febrero 2022. Elaboración propia.	50
<b>Figura 13</b> – Sitio de toma de muestra B, a la salida del Dique del Fuerte. Febrero 2022. Elaboración propia.	51
<b>Figura 14</b> – Sitio de toma de muestra C, ubicado en la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte. Campaña agosto 2021 (a) y campaña febrero 2022 (b). Elaboración propia.	52
<b>Figura 15</b> – Sitio de toma de muestra D, ubicado en la intersección del arroyo Langueyú con la Ruta Nacional N° 226. Febrero 2022. Elaboración propia.	52
<b>Figura 16</b> – Sitio de toma de muestra E, ubicado en el Paraje El Molino. Febrero 2022. Elaboración propia.	53
<b>Figura 17</b> – Sitio de toma de muestra F, en la zona de la intersección del arroyo Langueyú y la Ruta Provincial N° 30, febrero 2022. Elaboración propia.	53
<b>Figura 18</b> – Dispositivo utilizado para la toma de muestras de agua del arroyo, empleando una botella de vidrio y el mecanismo de apertura y cierre de la misma mediante un tapón de silicona. Elaboración propia.	54
<b>Figura 19</b> – Botellas de vidrio y dispositivo utilizado para la toma de muestra de agua del arroyo. Elaboración propia.	55

<b>Figura 20</b> – Termómetro utilizado para medir la temperatura del agua del arroyo y la temperatura ambiente. Elaboración propia.	56
<b>Figura 21</b> – Estimación de la velocidad de la corriente en la superficie del agua del arroyo, se amplía la región de la fotografía donde la boya utilizada transita la distancia conocida. La ubicación corresponde al punto de toma de muestra D, después de la salida de descarga de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos. Elaboración propia.	57
<b>Figura 22</b> – Balanza marca Systel utilizada para la determinación de la densidad de las muestras de agua del arroyo.	58
<b>Figura 23</b> – pHmetro portátil marca Hach utilizado para la determinación de pH. Elaboración propia.	58
<b>Figura 24</b> – Conductímetro portátil marca TDS&EC para la determinación de conductividad y sólidos disueltos totales. Elaboración propia.	59
<b>Figura 25</b> – Filtro marca Besmak de 45 µm. Elaboración propia.	61
<b>Figura 26</b> – Vaso de precipitado utilizado para colocar la muestra de agua del arroyo luego del proceso de filtrado (a) y muestra ejemplo luego del proceso de filtrado (b). Elaboración propia.	62
<b>Figura 27</b> – Proceso de digestión oxidativa a 50 °C por 2 h. Elaboración propia.	62
<b>Figura 28</b> – Muestra de agua del arroyo antes del proceso de digestión oxidativa (a), agregado de solución de peróxido de hidrógeno H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> al 30 % (b), final del proceso de digestión luego de 2 h a 50 °C (c) y luego del proceso de filtrado (d). Elaboración propia.	63
<b>Figura 29</b> – Micropipeta marca Huawei de 50 µL, utilizada para la obtención de submuestras. Elaboración propia.	64
<b>Figura 30</b> – Gotas de 50 µL extraídas mediante la utilización de una micropipeta y colocadas en portaobjetos de vidrio, correspondientes a los muestreos realizados en la campaña de agosto 2021 (a) y febrero 2022 (b). Elaboración propia.	64
<b>Figura 31</b> – Cámara limpia donde se dejan secar las distintas gotas. Elaboración propia.	65
<b>Figura 32</b> – Microscopio Trinocular Arcano XSZ-100BNT utilizado para el análisis de gotas (a) y software de libre distribución IS Capture V 3.5 para la colección de imágenes (b). Elaboración propia.	66

<b>Figura 33</b> – Imágenes obtenidas mediante microscopía óptica utilizando el objetivo 10x (a) y utilizando el objetivo 40x (b). Muestra correspondiente al punto de muestreo F de la campaña de agosto 2021. Elaboración propia.	66
<b>Figura 34</b> – Reconstrucción de una gota representativa a partir de las imágenes obtenidas con el aumento 10x. Muestra correspondiente al punto de muestreo E de la campaña de agosto 2021. Elaboración propia.	67
<b>Figura 35</b> – Variación del pH del agua del arroyo en los diferentes puntos de extracción de muestras para ambas campañas. Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.	72
<b>Figura 36</b> - Medidas de conductividad y sólidos disueltos totales del agua del arroyo en los diferentes puntos de extracción de muestras para las campañas de agosto 2021 (a) y febrero 2022 (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.	74
<b>Figura 37</b> – Variación de la temperatura, máxima y mínima, y registro de precipitaciones diarias en el período comprendido entre el 20 de julio y 15 de agosto de 2021 para la ciudad de Tandil.	79
<b>Figura 38</b> – Variación de la temperatura, máxima y mínima, y registro de precipitaciones diarias en el período comprendido entre el 19 de enero y 16 de febrero de 2022 para la ciudad de Tandil.	80
<b>Figura 39</b> – Sitio de toma de muestra C, ubicado en la zona de la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte. Imagen correspondiente a la campaña de agosto 2021. Elaboración propia.	82
<b>Figura 40</b> – Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra C, ubicado en la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte para la campaña de agosto 2021. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos.	83
<b>Figura 41</b> – Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra C, ubicado en la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte para la campaña de febrero 2022. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos.	83
<b>Figura 42</b> - Sitio de toma de muestra D, luego de la salida de descarga de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos, correspondiente a la	84

campana de agosto 2021. Se observa en la parte superior izquierda una ampliación de la salida del efluente líquido. Elaboración propia.

**Figura 43** - Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra D, luego de la salida de descarga de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos para la campana de agosto 2021. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos. 84

**Figura 44** - Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra D, luego de la salida de la descarga de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos para la campana de febrero 2022. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos. 85

**Figura 45** - Sitio de toma de muestra E, posterior al vertido de la segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos correspondiente a la campana de agosto 2021. Se observa en la parte superior izquierda una ampliación de la salida del efluente líquido. Elaboración propia. 86

**Figura 46** - Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra E, posterior al vertido de la segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos para la campana de agosto 2021. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos. 86

**Figura 47** - Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra E, posterior al vertido de la segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos para la campana de febrero 2022. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos. 87

**Figura 48** - Sitio de toma de muestra F, ubicado en la intersección del arroyo Languayú y la Ruta Provincial N° 30, correspondiente a la campana de agosto 2021. Elaboración propia. 87

**Figura 49** - Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra F, en la intersección del arroyo Languayú y la Ruta Provincial N° 30 para la campana de agosto 2021. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos. 88

**Figura 50** - Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra F, en la intersección del arroyo Languayú y la Ruta Provincial N° 30 para la campana de febrero 2022. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos. 88

<b>Figura 51</b> - Sitio de toma de muestra B. Se observan las distintas compuertas que regulan el sistema de embalse del Lago del Fuerte y el punto de toma de muestra de agua, correspondiente a la campaña de agosto 2021. Elaboración propia.	89
<b>Figura 52</b> – Caudal del arroyo y valores de elevación del terreno para los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021. Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.	91
<b>Figura 53</b> – Caudal del arroyo y valores de elevación del terreno para los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022. Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.	91
<b>Figura 54</b> – Concentración de MPs/L en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021 (a); ampliación de escala en los puntos de muestreo A, B y C (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.	93
<b>Figura 55</b> – Concentración de MPs/L en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022. Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.	94
<b>Figura 56</b> – Porcentajes de contribución de cada punto de muestreo al total de MPs encontrados en el agua del arroyo para la campaña de agosto 2021.	95
<b>Figura 57</b> – Porcentajes de contribución de cada punto de muestreo al total de MPs encontrados en el agua del arroyo para la campaña de febrero 2022.	95
<b>Figura 58</b> – Concentración de MPs/L discriminado en microfibras y micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021 (a); ampliación de escala en los puntos de muestreo A, B y C (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.	97
<b>Figura 59</b> – Porcentaje de microfibras y micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021.	98
<b>Figura 60</b> – Concentración de MPs/L discriminado en microfibras y micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022. Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.	99

<b>Figura 61</b> – Porcentaje de microfibras y micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022.	100
<b>Figura 62</b> – Concentración de MPs/s en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021 (a); ampliación de escala en los puntos de muestreo A, B y C (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.	101
<b>Figura 63</b> – Concentración de MPs/s en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022 (a); ampliación de escala en los puntos de muestreo A y B (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.	102
<b>Figura 64</b> – Dimensiones de los MPs encontrados en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021: L de microfibras y L de micropartículas (a); W de microfibras y $d_{eq}$ de micropartículas (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.	102
<b>Figura 65</b> – Dimensiones de los MPs encontrados en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022: L de microfibras y L de micropartículas (a); W de microfibras y $d_{eq}$ de micropartículas (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.	104
<b>Figura 66</b> – Distribución del L de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021.	106
<b>Figura 67</b> – Distribución porcentual de L de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021.	107
<b>Figura 68</b> – W medio de microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021.	108
<b>Figura 69</b> – Distribución de L de las micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021.	109
<b>Figura 70</b> – $d_{eq}$ medio de micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021.	110
<b>Figura 71</b> – Distribución del L de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022.	111
<b>Figura 72</b> – Distribución porcentual del L de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022.	112



<b>Figura 73</b> – W medio de microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022.	113
<b>Figura 74</b> – Distribución del L de las micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022.	114
<b>Figura 75</b> – $d_{eq}$ medio de micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022.	115
<b>Figura 76-</b> Espectros representativos de ATR-FTIR de muestras obtenidas de los puntos E y F, y muestra obtenida del portaobjeto de vidrio utilizado en el microscopio.	116
<b>Figura 77</b> – Porcentajes de microfibras y micropartículas observadas en los puntos C, D, E y F para la campaña de agosto 2021 (a) y febrero 2022 (b). El diámetro de los círculos es proporcional a la concentración de MPs medida en cada punto.	120

## Lista de abreviaciones

- **ATR:** Reflectancia total atenuada.
- **CE:** Conductividad eléctrica.
- **d<sub>eq</sub>:** Diámetro equivalente.
- **DAF:** Flotación por aire disuelto.
- **DBO:** Demanda biológica de oxígeno.
- **DQO:** Demanda química de oxígeno.
- **EDTA:** Ácido etilen diamino tetra acético.
- **EPS:** Poliestireno expandido.
- **FTIR:** Espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier.
- **GAC:** Carbón activado granular.
- **L:** Largo.
- **MBR:** Reactores biológicos de membranas.
- **MPs:** Microplásticos.
- **ODS:** Objetivos de Desarrollo Sostenible.
- **OMS:** Organización Mundial de la Salud.
- **PA:** Poliamida.
- **PE:** Polietileno.
- **PET:** Polietileno tereftalato.
- **PP:** Polipropileno.
- **PS:** Poliestireno.
- **PVC:** Policloruro de vinilo.
- **RSF:** Filtro de arena rápido.
- **W:** Ancho.

## **1. Introducción**

Una de las principales preocupaciones actualmente a nivel mundial es el desarrollo sostenible. En las últimas décadas, muchas definiciones de desarrollo sostenible se han sugerido y debatido, resultando en un concepto que se ha vuelto amplio y algo frecuente. En reconocimiento de la necesidad de una comprensión más clara sobre el desarrollo sostenible, la comisión mundial de las Naciones Unidas para el desarrollo y medio ambiente encargaron el estudio sobre el tema por lo que es ahora conocida como la Comisión Brundtland. El informe resultante, *Nuestro Futuro Común*, 1987, reúne aspectos socio-económico-ambientales y fue elaborado por distintas naciones participantes con una comisión encabezada por la doctora Gro Harlem Brundtland para las Naciones Unidas [Naciones Unidas, 1987]. En este informe, se utilizó por primera vez el término desarrollo sostenible o desarrollo sustentable, definido como "desarrollo que satisface las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer sus propias necesidades", que se ha convertido en la definición estándar aceptada. El informe también identifica tres componentes del desarrollo sostenible: crecimiento económico, la protección del medio ambiente y la equidad social, y sugirió que los tres pueden lograrse modificando gradualmente las formas en el desarrollo y producción de productos de consumo, así como también la innovación en tecnologías para el cuidado del ambiente. En este sentido, los distintos actores involucrados, organizaciones, empresas y gobiernos de todo el mundo trabajan con el fin de alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible – ODS (2015-2030), una iniciativa impulsada por Naciones Unidas que marca la dirección a seguir para luchar contra el cambio climático y la desigualdad económica, promover la innovación, el consumo sostenible, la paz y la justicia, entre otras prioridades [Naciones Unidas, 1987]. Entre estos objetivos se encuentran los referidos al ciclo de vida completo del plástico, incluyendo su producción, diseño y eliminación.

El plástico es uno de los materiales más usados en diversas actividades industriales y domésticas [Geyer et al., 2017]. Sin dudas, es un material que cambió nuestras costumbres, nuestros usos y nuestras vidas, tanto por la abundancia, comodidad, y por el bajo costo económico. Sin embargo, con un costo ambiental aún desconocido. Actualmente es utópico pensar nuestras vidas y la sociedad en su conjunto sin la existencia del plástico, el cual abunda en cualquier sitio donde nos encontremos; por ende, nos situamos ante un desafío de encontrar usos y alternativas sustentables, así

como también el correcto manejo de los desechos que generan después de cumplir su vida útil.

Casi en su totalidad, los plásticos provienen de combustibles fósiles como el carbón, el gas y el petróleo; es decir, la gran mayoría de los monómeros utilizados para fabricar plásticos, como el etileno y el propileno, derivan de hidrocarburos fósiles, los cuales son fuentes no renovables [Geyer et al., 2017; CIEL, 2019]. Durante toda la cadena de valor del plástico, extracción de materia prima, refinamiento, distribución y disposición final, se emiten gases de efecto invernadero, contribuyendo indubitablemente al cambio climático. Siendo la etapa de extracción de la materia prima la que más CO<sub>2</sub> aporta a la atmósfera, con el 61 % de emisiones [Zheng y Suh, 2019].

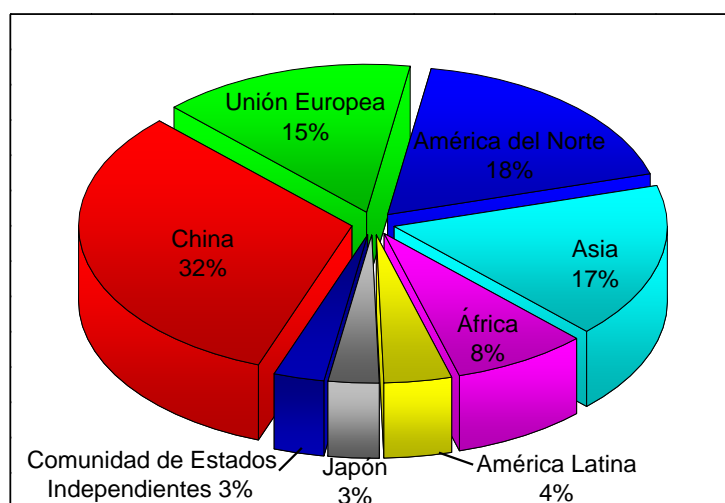
Al igual que el plástico se ha consolidado en nuestras vidas, también lo hizo en los diferentes recursos hídricos, como arroyos, lagos, estuarios, mar, etc., los cuales mantienen una variedad de flora y fauna, cuya habilidad para sobrevivir en su hábitat natural puede inhibirse si la calidad de agua no es satisfactoria. Si bien los primeros informes que registran la presencia de plásticos en cursos de agua remiten a 1970 [Stolte et al., 2015], recién hace poco más de dos décadas que el estudio de la actual problemática cobró mayor interés dentro del ámbito científico y gubernamental [Ballent, 2016].

Los plásticos son materiales que tienen como componente principal polímeros de alto peso molecular. A temperaturas específicas se vuelven fluidos, lo que permite que se puedan transformar y procesar con facilidad hasta alcanzar un estado final sólido. Además de los polímeros, los plásticos también contienen diferentes productos que permiten mejorar sus propiedades, lo cual en su conjunto resulta en un material que puede ser duro, elástico o suave, confiriéndoles versatilidad para su uso en distintas actividades.

Un rápido recorrido en el tiempo, nos muestra que hace 4500 millones de años se formó la Tierra, hace apenas 200000 años los primeros Homo sapiens caminaban en su superficie, pero tan sólo en los últimos aproximadamente 50 años se ha desarrollado la producción masiva de un sinnúmero de objetos de plástico que están presentes en todo lo que utilizamos. Aunque los primeros plásticos sintéticos, como la baquelita, aparecieron a principios del siglo XX, el uso generalizado de plásticos fuera del ámbito militar no se produjo hasta después de la Segunda Guerra Mundial. El rápido

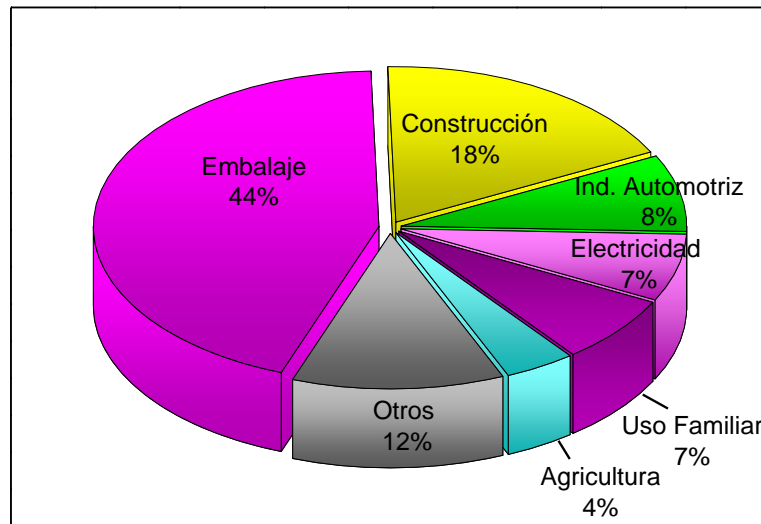
crecimiento resultante en la producción de plásticos es sorprendente, superando a la mayoría de los demás materiales hechos por el hombre [Geyer et al., 2017].

De ahí en adelante, la producción mundial de plástico ha tenido indudablemente una tendencia creciente. En 1950 era de 2 millones de toneladas por año, en 2015 se llegó a producir 381 millones de toneladas, incrementado casi en 200 veces la producción y, en 2021, alcanzó 390 millones de toneladas, aumentando un 4 % respecto a los valores de producción registrados en 2020 [Plastics Europe, 2022]. Estos valores ponen en clara evidencia la utilización y la consecuente demanda de este material, estableciendo una contrariedad con los principios que alude el desarrollo sostenible. Del total de la producción de plásticos, el 90,2 % provienen de combustibles fósiles, tan solo el 8,3 % del reciclado posconsumo y el restante 1,5 % corresponde a los denominados bioplásticos [Plastics Europe, 2022]. En la figura 1 se observa la distribución de producción mundial de plástico, encabezando China con poco más del 30 % del total; luego, América del Norte (Canadá, México y Estados Unidos) le sigue con el 18 % y posteriormente Asia con el 17 % [Plastics Europe, 2022]. La Unión Europea representa el 15 % de la producción total de plásticos, con un pronunciado descenso del 4 % respecto a los valores registrados en el año 2020. África continúa con 8 % respecto del total. Por último, América Latina, Japón y Comunidad de Estados Independientes (Azerbaiyán, Armenia, Bielorrusia, Kazajistán, Kirguistán, Moldavia, Rusia, Tayikistán, Turkmenistán, Uzbekistán y Ucrania) oscilan entre 3 y 4 % del total de la producción mundial de plásticos.



**Figura 1** – Distribución de producción mundial de plástico en el año 2021. Fuente de los datos: [Plastics Europe, 2022].

Ahora bien, la producción de 390 millones de toneladas de plásticos en el año 2021, rápidamente se traslada en utilidad y consumo de los mismos. En este caso, el uso para embalaje o “packaging” y en construcción fueron los dos mayores mercados mundiales de empleo y consumo de plásticos. En la figura 2 puede observarse los principales usos respecto a la producción total de plásticos durante el año 2021 [Plastics Europe, 2022].



**Figura 2** – Principales usos respecto a la producción total de plásticos durante el año 2021. Fuente de los datos: [Plastics Europe, 2022].

Los niveles de producción y uso de consumo, exponen el impacto ambiental generado cuando los plásticos posconsumo son desechados al ambiente como residuo, ya sea en distintos sitios de disposición final, incineración, como así también en diferentes recursos hídricos. Consecuentemente, la generación de residuos ha aumentado, resultado del incremento en la población y el cambio en los patrones de consumo de la sociedad. Asimismo, todo el plástico que ha ingresado al ambiente, a excepción de los plásticos que han sido incinerados, se considera que aún permanecen en el mismo de alguna forma, ya sea en su totalidad o como fragmentos [Barnes et al., 2009].

Como consecuencia, los ambientes hídricos exhiben contaminación por materiales plásticos de diferentes tamaños. En este sentido, y en particular para el presente estudio, los desechos plásticos de menos de 5 mm, llamados microplásticos (MPs), constituyen un problema de apremiante interés y estudio en los últimos años, ya que estos pueden ser ingeridos fácilmente por la fauna acuática, originar problemas en la vida de las especies y avanzar en la cadena trófica [Rezania et al., 2018; Rodrigues et

al., 2019; Wang et al., 2021]. Además, recientes estudios presentan la capacidad potencial de los MPs de adsorber y transportar sustancias tóxicas como metales y diversos contaminantes orgánicos, aumentando el riesgo cuando son ingeridos por los distintos integrantes de la fauna marina [Forero López et al., 2021; Godoy et al., 2019; Wang et al., 2017a; Wang et al., 2020a; Yu et al., 2019].

La presencia de MPs ha sido reportada en muchos lugares alrededor del mundo, y ha causado la consecuente preocupación pública. Específicamente, se han encontrado MPs en diferentes sistemas acuáticos, como por ejemplo en el mar, ríos, lagos, arroyos, golfos, estuarios, etc., inclusive en el continente Antártico [Akhbarizadeh et al., 2018; Alurralde et al., 2022; Islam et al., 2022; Li et al., 2018; Wang et al., 2017a]. Ahora bien, en ríos y lagos en cercanías de zonas con alta densidad poblacional, pueden acumularse grandes cantidades de MPs, debido al rol de sumidero de desechos y/o efluentes urbanos que frecuentemente adquieren estos sistemas hídricos [Li et al., 2018; Montecinos et al., 2021; Mora-Teddy y Christoph, 2020]. De esta manera, los sistemas acuáticos pueden ser potencialmente vulnerados por la presencia y acumulación de MPs. Paralelamente, estos sistemas en general son un eslabón conducente hacia el océano, por lo cual conforman un papel trascendental en el transporte de MPs. Recientemente, la comunidad científica ha comenzado a estudiar esta dinámica en arroyos y ríos, como por ejemplo el río estadounidense Hudson, el río Asa, el río Awano en Japón, etc., debido justamente a que son las vías principales que transportan MPs desde la tierra hasta el océano [Hoellein et al., 2019; Kabir, 2021]. Las concentraciones de MPs reportadas en diferentes sistemas hídricos dependen, entre otros factores, de las características propias del sistema bajo estudio, el tipo de fuente de MPs y las distintas metodologías de análisis y cuantificación [Li et al., 2018; Stock et al., 2019; Sun et al., 2019]. Asimismo, las concentraciones oscilan desde pequeñas cantidades hasta varios millones de MPs por m<sup>3</sup> [Li et al., 2018].

La principal fuente de MPs se debe a la presencia de plantas de tratamiento de efluentes líquidos urbanos, las cuales descargan el agua depurada en el cauce de distintos sistemas hídricos [Kalčíková et al., 2017; Li et al., 2018; Mintenig et al., 2017; Montecinos et al., 2021; Sun et al., 2019]. Las plantas de tratamiento de efluentes líquidos urbanos reciben el agua residual doméstica o una combinación de agua residual doméstica e industrial, con o sin escorrentías de lluvias y justamente son las que recogen generalmente una gran cantidad de MPs. La concentración de MPs recibidos por las plantas de tratamiento entonces va a depender de distintos factores

como, por ejemplo, el tamaño de la población para la cual fue diseñada la planta, tipos de industrias, distintas actividades comerciales, etc. [Mintenig et al., 2017; Li et al., 2018; Sun et al., 2019]. Luego, las plantas de tratamiento son consideradas como fuentes puntuales significativas de descarga de MPs al ambiente [Mintenig et al., 2017].

En particular, el agua residual doméstica origina una importante contribución de MPs a las plantas de tratamiento. Dentro de los productos comerciales más utilizados que añaden MPs se puede mencionar los cosméticos y productos de aseo personal como, por ejemplo, exfoliantes, detergentes, cremas y también dentífricos. Sin embargo, se destaca como una de las mayores contribuciones de MPs las microfibras sintéticas generadas por el proceso de lavado de ropa [Belzagui et al., 2020; Madhumitha et al., 2022; Sun et al., 2019; Montecinos et al., 2021]. Nuevas y emergentes tecnologías en tratamientos de efluentes consideran la eliminación de MPs; no obstante, aún no se definen procesos estándares claros dada la complejidad de las variables intervinientes. Recientes estudios informan eficiencias de remoción de MPs en plantas de tratamiento en un extenso rango, que va entre el 11 y 99,9 % [Belzagui et al., 2020; Sun et al., 2019].

En nuestro país, recientemente algunos estudios han reportado la presencia de MPs en sedimentos y agua de ríos. [Blettler et al., 2019; Mitchell et al., 2021; Montecinos et al., 2021]. Sin embargo, existen pocos estudios que cuantifican la concentración de MPs luego del vertido de efluentes de plantas de tratamiento en ríos o arroyos. Específicamente, el arroyo Langueyú situado en la Provincia de Buenos Aires, Argentina es el objeto de estudio en su primera parte de la cuenca donde recibe la descarga de plantas de tratamientos de efluentes. En un trabajo previo realizado por el grupo de investigación donde se desarrolla la presente tesis, donde se presentan resultados preliminares, se encontró una alta concentración de MPs luego del vertido de efluentes proveniente de una de las plantas de tratamiento [Montecinos et al., 2021]. Al momento, no existen estudios que incluyan en su conjunto la totalidad de la cuenca del arroyo Langueyú, lo cual permitiría comprender y analizar las contribuciones de MPs de las diferentes plantas de tratamiento. El arroyo Langueyú recibe una alta descarga de MPs para un caudal relativamente bajo, por lo cual este antecedente podría servir como caso comparativo con respecto a otros sistemas con características similares.



## 1.1 Estado de avance del estudio de MPs en el mundo

Las primeras referencias científicas de la existencia de los desechos plásticos, principalmente en océanos, corresponden al año 1972 [Carpenter et al., 1972]. Otros investigadores comentan que los MPs corresponden a una forma de basura artificial que viene acumulada en los océanos desde principios de 1960; claro está, luego del inicio de la expansión y producción masiva del plástico [Thompson et al., 2004]. No obstante, estas primeras investigaciones no tuvieron especial interés en la comunidad científica como así tampoco en la opinión pública. Luego, la problemática de los desechos plásticos adquiriere mayor interés a través de los años, lo cual se sostiene impetuosamente aún hoy en día. A partir de evidencias concretas de estudios sobre los efectos del plástico en los océanos, aparecieron los primeros hallazgos significativos de fragmentos de plásticos menores a 5 mm en el año 2009 [Qin et al., 2020]. Sin embargo, algunos autores ya mencionaban en sus trabajos la presencia de MPs en los océanos e inclusive en zonas alejadas de conglomerados urbanos como, por ejemplo, islas alejadas de los continentes, en el fondo del mar o en regiones polares, como en la Antártida [Do Sul et al., 2013; Barnes et al., 2009; Van Cauwenberghe et al., 2013]. Es así como la contaminación por MPs comenzó como una problemática de contaminación en sistemas marinos, pero en la actualidad se ha convertido en un problema de salud pública. Actualmente, diversos estudios revelan que los MPs están distribuidos en todos los continentes y océanos del planeta. Debido a que los MPs continuamente se están fragmentando y distribuyendo en el planeta, se han logrado reportar MPs en el aire, suelo, sedimentos, arena de playa, sedimentos de aguas profundas en ríos, incluso llegando a zonas remotas como las regiones polares y glaciares [Ambrosini et al., 2019; Castañeda et al., 2014; Colón-Ortiz y Febles-Moreno, 2018; Lusher et al., 2017; Obbard et al., 2014; Wagner et al., 2014]. De todos modos, los estudios que abordan la problemática de los MPs han crecido considerablemente en los últimos años y son cada vez más numerosos, desde las primeras evidencias hasta la actualidad. De aquí ha surgido la necesidad de estandarizar y homogenizar los métodos empleados para el estudio de MPs en el ambiente, la complejidad y novedad de la problemática ha conducido a desarrollar diferentes metodologías y herramientas [Provencher et al., 2020]. Como consecuencia, se ha obtenido una gran variedad de resultados, lo cual no hace otra cosa más que preponderar la naturaleza de los MPs como un conjunto diverso de contaminantes.

Los sistemas hídricos más estudiados en cuanto a la contaminación producida por MPs fueron en primera instancia los océanos, ya sea en playas como en el ambiente marino propiamente dicho [Qin et al., 2020]. Al presente, las investigaciones se focalizan mayormente en conocer y estudiar las distribuciones por tamaño y transporte de MPs hacia las profundidades a través de procesos físicos y biológicos. La permanencia de los MPs en las profundidades es uno de los mayores problemas que hoy en día se está abordando ya que, al estar preservados de la degradación por factores externos, estos pueden ser ingeridos por la biota marina [McCormick et al., 2014; Orgy et al., 2018]. Actualmente, los sistemas hídricos terrestres son los que presentan mayor atención de la comunidad científica. Ríos, lagos, estuarios y, en menor medida, arroyos se catalogan dentro de los ambientes más estudiados; claro está, son los encargados de las vías principales de transporte de MPs desde la tierra hasta el océano por lo cual nos relaciona con el origen del problema [Hoellein et al., 2019; Kabir et al., 2021; Meng et al., 2020]. América del Norte, Asia y en especial la Comunidad Europea son los que lideran el ranking en cuanto al desarrollo de investigaciones por contaminación de MPs en ambientes marinos. Continúan en orden Latinoamérica, liderando el país vecino de Brasil en la región, y África con menor contribución [Blettler et al., 2017; Plastics Europe, 2022]. Las concentraciones de MPs encontradas en diferentes sistemas dependen fuertemente del nivel de contaminación, de cercanías a centros urbanos, del tipo de recurso hídrico estudiado, si el cuerpo de agua es utilizado como sumidero de efluentes de plantas de tratamiento, etc. Esta última variable, constituye una de las de mayor interés en la presente tesis.

En este sentido, estudios científicos reportados en los últimos años ponen de manifiesto el nivel de contaminación por MPs y el interés que adquiere este tipo de sistemas. En Asia Oriental, por ejemplo, en el río Yangtze, el más importante de China, se reportó más de 2500 MPs/m<sup>3</sup> y el río Hanjiang, al este de este país, supera los 2900 MPs/m<sup>3</sup> [Wang et al., 2017b]. En la Comunidad Europea, en el río Marne, afluente del río Sena en el este de Francia, se reportó una concentración en torno a los 100 MPs/m<sup>3</sup> [Dris et al., 2018]. El río Danubio, que recorre buena parte de la Comunidad Europea de este a oeste, reporta valores en torno a los 4600 MPs/m<sup>3</sup>, este sistema recibe el aporte de efluentes por parte de plantas de tratamiento [Kay et al., 2018]. En Estados Unidos, el río San Gabriel en el estado de California informa poco más de 150 MPs/m<sup>3</sup> [Moore et al., 2011]. También en el mismo país, el río Raritan en New Jersey, el cual es uno de los más importante del estado que desemboca en la bahía del mismo nombre,

reporta 24 MPs/m<sup>3</sup> [Estahbanati y Fahrenfeld, 2016]. El río Nakdong es el más extenso de Corea del Sur y atraviesa dos ciudades de importante desarrollo urbano, Dagegu y Busan, acusando valores de poco más de 5200 MPs/m<sup>3</sup> [Hong et al., 2019]. En Ecuador, el río Guayllabamba, el cual se origina en el este de la provincia de Pichincha, en el norte del país caribeño, reporta más de 1 millón de MPs/m<sup>3</sup> [Donoso y Rios-Touma, 2020].

Indefectiblemente, podríamos continuar citando literatura de últimos estudios en cuanto a la contaminación por MPs en diferentes sistemas hídricos a nivel mundial. Como mencionamos, las urbes y los consecuentes efluentes de plantas de tratamiento adquieren alto protagonismo como fuentes puntuales y concentradas de MPs y son las vías principales, obviamente junto con los ríos, de la contaminación a posteriori. Las variables que definen las eficiencias de las plantas de tratamiento son un punto clave para la mitigación y remoción de MPs en los efluentes [Sun et al., 2019].

## **1.2 La situación en Argentina**

En lo concerniente a nivel nacional, es incipiente el estudio de contaminación por MPs. No obstante, la presencia de MPs en océanos, lecho marino y fauna marina está siendo actualmente estudiada en profundidad en el ámbito nacional. Sin embargo, los ríos o arroyos de bajo caudal, como el referido en este trabajo, no presentan mayor atención por lo cual, la información disponible y conocida es efímera en este sentido. Particularmente, no se presentan estudios referentes a sistemas hídricos, específicamente arroyos, que reciban la descarga de efluentes de plantas de tratamiento. Teniendo en cuenta la temática que se aborda en la presente tesis, estas variables son de alta complejidad para con el desarrollo de la misma.

Se han reportado algunos estudios de contaminación por MPs en nuestro país referentes a sistemas hídricos como, por ejemplo, estuarios, lagos, ríos e inclusive en la superficie del fondo submarino próximo a la costa con profundidades menores a 200 m. En este último caso, Ronda y colaboradores estudiaron la presencia y distribución de MPs en sedimentos marinos y agua superficial en la plataforma continental de nuestro país, en la región del suroeste de la Provincia de Buenos Aires [Ronda et al., 2019]. Blettler y colaboradores estimaron la distribución espacial, tipos y características de los MPs en los sedimentos costeros en la laguna Setúbal [Blettler et

al., 2017]. Esta laguna forma parte de un complejo sistema hídrico perteneciente a un valle aluvial del río Paraná situado en cercanías de la ciudad de Santa Fe, justamente donde, sobre el margen de la laguna, se asienta esta ciudad. Alfonso y colaboradores estudiaron la presencia de MPs en la laguna La Salada de Pedro Luro, partido de Villarino en la Provincia de Buenos Aires [Alfonso et al., 2020a]. La misma autora junto a otros colaboradores, analizaron nueve lagos de la región patagónica, hallando evidencia de contaminación por MPs [Alfonso et al., 2020b]. En otro estudio, Severini y colaboradores, reportaron la presencia de MPs en el estuario de Bahía Blanca y en la fauna marítima [Severini et al., 2019]. En el mismo sentido, Arias y colaboradores, en 2019 estudiaron la presencia de MPs en especies marinas en la zona del estuario de Bahía Blanca [Arias et al., 2019].

Por último, en el grupo de investigación donde se realizó la presente tesis, “Grupo Materiales Compuestos y Mezclas Poliméricas” del IFIMAT – UNCPBA, se reportó la presencia de MPs y su posible origen en el arroyo Languyú en la ciudad de Tandil, Provincia de Buenos Aires, a partir de un primer estudio preliminar [Montecinos et al., 2021]. Este sistema hídrico es el principal cuerpo de agua de Tandil, debido a que atraviesa la ciudad desde el sur en dirección norte con función ecológica, recreativa, paisajista y cumpliendo la importante tarea de encauzar la escorrentía producida por las precipitaciones; a la vez, es sumidero de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos. En estudios anteriores de calidad del agua del arroyo, se encontró que los efluentes de mayor impacto son las descargas provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales y de las industrias alimenticias en las periferias del arroyo [Ruíz de Galarreta et al., 2013]. Montecinos y colaboradores determinaron un importante número de microfibras con dimensiones y características morfológicas semejantes a las halladas en el efluente de agua proveniente de una lavadora domiciliaria [Montecinos et al., 2021]. Estos resultados son acordes a estudios realizados en otros países que acreditan al lavado de ropa domiciliaria como una fuente puntual y substancial de microfibras [De Falco et al., 2018]. No obstante, cabe mencionar que pueden coexistir otras fuentes que contribuyan a la contaminación por MPs a diferentes cursos de agua como, por ejemplo, industrias específicas que realicen descargas directas al sistema hídrico o también prácticas recreacionales [Blettler et al., 2017; Deng et al., 2020; Ronda et al., 2019].

### **1.3 Objetivos del trabajo de tesis**

#### **Objetivo general:**

El objeto de la presente tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental, es estudiar y analizar la presencia de MPs en la cuenca del arroyo Langueyú, ubicado en la ciudad de Tandil, Provincia de Buenos Aires, especialmente por la contribución de plantas de tratamiento de efluentes líquidos. Para ello, y teniendo en cuenta el inicio de la cuenca del arroyo, se realizará una evaluación cuantitativa de los distintos aportes de MPs en dos estaciones del año diferentes, considerando principalmente el vertido de las plantas de tratamiento. Se analizará también el transporte de MPs entre dos puntos particulares de extracción. Por último, se propondrán medidas en concordancia con el cuidado del ambiente y el desarrollo sostenible.

La presente tesis establecerá entonces una contribución científica en el análisis, detección y el complejo monitoreo ambiental de MPs en sistemas hídricos que son impactados por la descarga de efluentes de plantas de tratamiento. De esta manera, se alcanzarán importantes conclusiones y observaciones las cuales pueden ser consideradas en futuros estudios.

#### **Objetivos específicos:**

Realizar un estudio de los MPs presentes en la cuenca del arroyo Langueyú, para conocer la cantidad, tipo y morfología de éstos a lo largo de su recorrido y conocer la variación temporal asociada a la variabilidad climática. También se analizarán los principales parámetros de agua del sistema.

Determinar las posibles fuentes de los MPs presentes y grado de importancia de cada una, mediante un relevamiento de éstas y en función de los MPs encontrados en distintos puntos del recorrido del arroyo, considerando además su variación estacional. A partir de los análisis realizados y en función de información reportada en la literatura, proponer medidas concretas de prevención y mitigación para la contaminación de MPs en la cuenca del arroyo Langueyú.

**Acotamiento del problema:**

El área de estudio comprende la contaminación por MPs en un recurso hídrico. Específicamente, el caso de estudio refiere al inicio de la cuenca del arroyo Langueyú ubicado en la ciudad de Tandil, Provincia de Buenos Aires, impactado principalmente por la contribución de plantas de tratamiento de efluentes líquidos. El tipo de muestras a estudiar consiste en agua extraída del arroyo. Para el análisis de los MPs contenidos en el agua del arroyo, se utilizarán filtros de acero de malla de 1,5 mm y de 45  $\mu\text{m}$ , por lo que se retendrán las partículas con tamaños entre 45  $\mu\text{m}$  y 1,5 mm. Sin embargo, se considerarán para los análisis aquellos MPs con longitudes mayores a 100  $\mu\text{m}$ .

## **2. Marco teórico**

El plástico es uno de los materiales hechos por el hombre con una enorme escala de producción, consumo masivo y generación de residuos plásticos que indefectiblemente ha ido en aumento, en detrimento del ambiente. La denominación de la palabra plástico deviene en un material apto de ser moldeado o modelado, y justamente estas son una de las principales características en la fabricación del mismo, ya que puede ser moldeado, prensado o extruido, con el fin de conseguir la estructura y características del producto deseado [Plastics Europe, 2022]. Como mencionamos anteriormente, los plásticos están formados de polímeros, que generalmente proceden de fuentes fósiles no renovables, petróleo, gas y carbón. Los polímeros se obtienen mediante la polimerización y la policondensación de monómeros, y con ayuda de catalizadores y aditivos finales, se logra obtener el plástico requerido. Cuando se produce la polimerización, se utilizan monómeros como el etileno o el propileno los cuales se unen para constituir largas cadenas poliméricas. En este sentido, cada polímero tiene propiedades, estructura y tamaño diferente, justamente dependiendo del tipo de monómero básico utilizado [Plastics Europe, 2022]. Seguidamente, existen varias y diversas clasificaciones en cuanto al universo de los polímeros, según su naturaleza, aplicaciones, estructura química, origen, etc. Por ejemplo, es importante aquella clasificación referida a las propiedades más destacadas desde el punto de vista del diseño de piezas y de selección del material para una aplicación determinada. En este caso se destacan dos grandes tipos, los termoplásticos, que no sufren cambios en su estructura química durante el calentamiento, se pueden calentar y volver a moldear cuantas veces se desee, por ejemplo, el polietileno (PE), el polipropileno (PP), el poliestireno (PS), el poliestireno expandido (EPS), el policloruro de vinilo (PVC), el polietileno tereftalato (PET), la poliamida (PA), etc. Por otro lado, los termoestables, que sufren un cambio químico cuando se curan, una vez transformados por la acción de la temperatura, no pueden ya modificar su forma como, por ejemplo, las resinas epoxídicas, las resinas fenólicas y amídicas y los poliuretanos [Al-Helou, 2012; Crawford, 1998; Rauwendaal, 1994].

De esta producción de plástico, al final de su vida, más del 80 % acaba en los sistemas marinos, posicionando la basura plástica como el mayor problema ambiental, afectando el ecosistema y la biodiversidad de los sistemas acuáticos y convirtiéndose en un riesgo para la salud humana [Rochman y Hoellein, 2018]. Asimismo, los

plásticos desechados pueden terminar en un relleno sanitario, ser incinerados o reciclados. Éstos luego pueden concluir en las vías fluviales y en los océanos por el agua proveniente de los rellenos sanitarios, drenaje de aguas de zonas urbanas, vertidos de basura o por los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Los MPs pueden clasificarse en primarios y en secundarios [NOAA, 2015]. Los MPs primarios son aquellos producidos en forma pura, tales como pellets vírgenes o microesferas plásticas, que son directamente liberados al ambiente como partículas plásticas de pequeños tamaños. Los MPs primarios son utilizados en una gran variedad de aplicaciones, tales como exfoliantes en cremas para rostro, dentífricos, como vía de ingreso de drogas en algunas aplicaciones médicas, etc. Los MPs secundarios son originados por la degradación o fragmentación de grandes plásticos de desecho en pequeños fragmentos o fibras. Es decir, se forman cuando materiales plásticos de grandes dimensiones ingresan al ambiente como residuos y luego se produce algún tipo de degradación como, por ejemplo, mecánica o erosiva, foto-oxidativa y/o por procesos biológicos, los cuales transforman al material plástico en un determinado tiempo en pequeños fragmentos [Boucher y Friot, 2017; NOAA, 2015; Plastics Europe, 2022].

## **2.1 Contaminación por MPs**

La mayoría de las actividades del hombre tienen lugar y se desarrollan sobre tierra firme, por lo cual es de esperar que la mayor cantidad de contaminación por MPs se origine en la parte continental del planeta. Como mencionamos, los materiales plásticos llegan al océano transportados por ríos, arroyos, aguas residuales, viento, actividades recreativas, etc., y dada sus propiedades físicas como, por ejemplo, longevidad y resistencia a la degradación, los MPs pueden desplazarse grandes distancias en la columna de agua o también pueden acumularse en los sedimentos y en las orillas de los distintos cursos de agua.

El proceso de la cadena de sucesión de degradación de materiales plásticos a MPs y factiblemente a nanoplásticos (tamaño menor a 0,01 mm) es lento en condiciones acuáticas, al compararlo con materiales que están expuestos en la atmósfera. Esta es una de las razones por lo cual el polímero posee alta longevidad y más aún, si se depositan en el fondo de un río, lago o arroyo, debido a que es menos probable que



estén expuestos a la erosión mecánica de las corrientes del curso de agua o de la radiación solar [Stolte et al., 2015].

En este contexto, se pueden depositar y trasladar grandes cantidades de MPs en sistemas hídricos como ríos, lagos y arroyos, principalmente en los que se sitúan en cercanías de centros urbanos. Mora-Teddy y Christoph investigaron el alcance de la contaminación por MPs en los arroyos urbanos de Nueva Zelanda y determinaron concentraciones de MPs, relacionándola con la densidad de población y la urbanización de los arroyos [Mora-Teddy y Christoph, 2020]. El estudio abarcó 52 arroyos pertenecientes a 5 zonas urbanas en el mes de enero de 2019, estación estival en el mencionado país. Los científicos encontraron la presencia de MPs en todos los sitios estudiados determinando concentraciones en torno a los 44 MPs/m<sup>3</sup>, comparable a otros estudios a nivel global, pero con un rango de concentraciones más bajo que otros estudios del mismo país. Sin embargo, la contaminación por MPs fue similar en todos los centros urbanos bajo estudio. Por último, el estudio concluye que la contaminación por MPs en los arroyos de Nueva Zelanda es comparable a aquella de los sistemas acuáticos más grandes a nivel mundial, y que los arroyos urbanos más pequeños son vías de transporte importantes para los MPs. Kabir y colaboradores, investigaron la presencia de MPs en ríos de pequeña escala como lo son, el río Awano y Ayaragi, que tienen como desembocadura el mar de Japón, y los ríos Asa y Majime, que finalizan en el mar Interior de Seto en el sur del mismo país [Kabir et al., 2021]. Estos científicos, mediante comparaciones con otros ríos del mundo, encontraron que el sistema bajo estudio se encontraba con altas concentraciones de MPs, superando los 150 mil millones de MPs/día. Luego, concluyeron que los ríos de pequeña escala son conducciones preponderantes de MPs desde la fuente al sumidero. Wang y colaboradores investigaron concentraciones de MPs en 20 lagos urbanos y tramos urbanos del río Hanjiang y el río Yangtze de Wuhan, la ciudad más grande del centro de China [Wang et al., 2017b]. Las concentraciones de MPs oscilaron entre 1660 y 8925 MPs/m<sup>3</sup>. Se reportó que los tramos urbanos del río Hanjiang y el río Yangtze tienen niveles relativamente más bajos de MPs que la mayoría de los lagos estudiados. La fauna en los sistemas hídricos es una de las principales perjudicadas por la contaminación por MPs [Cole et al., 2011]. La influencia de los MPs en los organismos se puede dividir principalmente en aspectos físicos y químicos. A nivel físico, los MPs pueden tener un impacto mecánico directo en los organismos acuáticos al mezclarse y tragarse. Después de tragarse, producen una falsa sensación de saciedad, afectando así

el apetito, e incluso provocan bloqueos internos o daños en el sistema digestivo [Cole et al., 2011]. Los MPs se acumulan en el tracto digestivo de los organismos, e incluso partículas más pequeñas pueden ingresar y permanecer en el sistema circulatorio. Claramente se destaca la ingestión de MPs como uno de los principales problemas asociados por contaminación, lo cual puede resultar en variados efectos adversos para los organismos tal como mencionamos; sin embargo, se le agregan problemas de toxicidad debido a los propios materiales poliméricos ingeridos e inclusive la contaminación vinculada a contaminantes externos que potencialmente podrían estar adheridos a la superficie de los MPs. [Cole et al., 2011; Du et al., 2021]. Los MPs tiene una mayor capacidad de adsorción y posterior liberación de contaminantes tóxicos, así como liberación de aditivos contenidos en el plástico original. Por otro lado, los MPs envejecidos tienden a ser más contaminantes que aquellos vírgenes [Guo et al., 2019]. Consecuentemente, el avance en la cadena trófica de los MPs podría implicar potenciales peligros en la salud humana. Varios estudios científicos hacen hincapié en la transferencia desde la base inferior de la red trófica, encontrando luego la migración de MPs en especies explotadas para consumo humano. Es el caso por ejemplo de estudios realizados en zooplancton, crustáceos, plancton, almejas, mejillones, mojarra, etc. [Costa y Barletta, 2015; Du et al., 2021; Lusher et al., 2017]. Ésta conforma una de las posibles y principales rutas de contaminación por MPs para los seres humanos; sin embargo, recientes estudios también incluyen a la inhalación y contacto dérmico directo como posibles rutas de contaminación [Gasperi et al., 2018; Rahman et al., 2021; Revel et al., 2018]. La conjunción de diferentes vías de exposición de los MPs plantea un riesgo para la salud humana de múltiples formas. Si bien se reporta que los MPs pueden causar efectos adversos en la salud humana, los efectos definitivos siguen siendo poco conocidos [Barboza et al., 2018; Da Costa, 2018; De Sá et al., 2018]. Debido a que los MPs pueden existir en el ambiente y en el cuerpo durante tanto tiempo, los seres humanos pueden tener una exposición prolongada a estas partículas, posiblemente causando problemas como alteración del metabolismo/equilibrio energético, interrupción de función inmune, translocación de MPs a tejidos distantes, y efectos indirectos al servir como vector de productos químicos tóxicos y microorganismos [Matthews et al., 2021; Rahman et al., 2021]. Otros factores significativos son el tiempo de residencia y la acumulación de MPs en la biota marina, los cuales son elementos importantes que afectan la transferencia trófica. Cuanto mayor sea el tiempo de residencia, más fácil será la transferencia de

MPs. Para los organismos acuáticos, la concentración de MPs en el ambiente puede no ser alta; pero, debido a su retención y acumulación, la concentración de MPs en el cuerpo podría resultar mayor que la del ambiente [Du et al., 2021; Lusher et al., 2017]. Sin dudas la contaminación por MPs es una compleja problemática ambiental. Su presencia en diferentes cursos de agua puede producir un grave impacto ambiental debido a la contaminación que genera en el medio natural, el impacto en el ecosistema al ser ingerido por distintos organismos acuáticos y en las limitaciones que representa para el uso del agua en distintas aplicaciones, inclusive la dificultad en la remoción de estos y los niveles de producción, conlleva a que la problemática perdure en el largo plazo.

## **2.2 Fuentes de MPs**

Los MPs primarios son elaborados adrede como fuente principal para aplicaciones particulares como, por ejemplo, pellets, los cual se utilizan también para la creación de macrolásticos [Yu et al., 2020]. La necesidad de introducir este tipo de materiales al mercado es fundamentalmente por el consumo, uso e implementación en productos tales como limpieza, cosméticos, pinturas, exfoliantes, dentífrico, etc. Asimismo, los MPs secundarios se generan a través de la fragmentación y/o degradación de macrolásticos expuestos a factores externos que puede ocurrir inclusive durante su transporte a diferentes ecosistemas. En este grupo también se incluye a las fibras sintéticas provenientes de los textiles [Browne et al., 2007]. Las fibras de origen animal, vegetal y sintético presentes en las prendas de vestir pueden ser liberadas como MPs durante el lavado de ropa, de las lavadoras hacia las aguas de desecho [De Falco et al., 2018; Montecinos et al., 2021]. Otras fuentes de MPs secundarios destacables corresponden al desgaste de los neumáticos, considerado como una fuente de MPs secundarios sujeto a factores como el tipo de pavimento, temperatura, velocidad, edad y composición del neumático [Kole et al., 2017]. Además, otras contribuciones de MPs son las plantas de tratamiento de aguas residuales, rellenos sanitarios, áreas industriales, prácticas recreacionales, incineración de residuos plásticos, etc.

Sin embargo, uno de los aportes más importantes de MPs al ambiente corresponde a las microfibras liberadas por el lavado de ropa, ya sea por un origen doméstico o industrial, durante el prelavado y confección de prendas nuevas. Las microfibras se

desprenden y son liberadas de esta forma a los drenajes urbanos que alcanzan las plantas de tratamiento de efluentes y luego no son retenidas totalmente en la planta de tratamiento de efluentes líquidos. En estudios realizados se ha atribuido al lavado de ropa domiciliario como una importante fuente de microfibras plásticas [De Falco et al., 2018; Montecinos et al., 2021].

De Falco y colaboradores, estudiaron la contribución de MPs a través de aguas residuales contaminadas con fibras sintéticas provenientes del lavado de ropa [De Falco et al., 2018]. Los investigadores elaboraron un protocolo analítico basado en la filtración del agua de lavado de tejidos sintéticos y en el análisis de los filtros por microscopía electrónica. Simularon, cuantificaron, y analizaron estadísticamente el desprendimiento de microfibras de tres diferentes tipos de telas sintéticas, poliéster, poliéster tejido y polipropileno tejido, durante ensayos de lavado en que simularon las condiciones domésticas resultando que, la liberación más alta de MPs, se registró para el lavado de poliéster tejido. Además, se evaluaron diferentes detergentes, parámetros de lavado y lavados industriales. Se estimó que la cantidad de microfibras liberadas de una carga de lavado típica de 5 kg de telas de poliéster es de más de 6 millones de microfibras. Luego, se concluyó que la cantidad y el tamaño de las microfibras liberadas no podría ser retenido totalmente por las plantas de tratamiento de efluentes líquidos, y podría afectar el ambiente.

Kay y colaboradores [Kay et al., 2018], establecieron como principal fuente de MPs a la producida por las plantas de tratamiento de efluentes líquidos. Los científicos estudiaron la concentración de MPs en ríos aguas arriba y aguas abajo de seis plantas de tratamiento de efluentes líquidos, en cuencas con diferentes características, encontrando un aumento de los MPs con las plantas. También indicaron que existen otras fuentes de importancia que pueden incluir la deposición atmosférica, tierras agrícolas a las que se han aplicado lodos de depuradora y liberación de MPs secundarios tras la descomposición de artículos de plástico más grandes. Concluyeron que los MPs estudiados se componían principalmente de microfibras.

Estahbanati y colaboradores investigaron la concentración de MPs aguas arriba y aguas abajo de una planta de tratamiento de efluentes líquidos en el río Raritan, New Jersey - Estados Unidos [Estahbanati y Fahrenfeld, 2016]. Estos investigadores clasificaron en categorías de tamaño a los MPs según su morfología, encontrando una presencia mayoritaria de MPs secundarios. Luego concluyeron que las plantas de

tratamiento de efluentes líquidos son una fuente trascendental que determina la presencia de MPs.

Sun y colaboradores encontraron que las plantas de tratamiento de aguas residuales juegan un papel importante en la liberación de MPs al ambiente [Sun et al., 2019]. En su investigación, examinaron el estado actualizado de la detección, presencia y eliminación de MPs en las plantas de tratamiento de aguas residuales. Analizaron la eliminación de MPs en diferentes etapas de tratamiento y su retención en los lodos.

### **2.3 Plantas de tratamiento de efluentes líquidos**

Sin dudas, las plantas de tratamiento de efluentes líquidos cumplen un papel central en el estudio de contaminación de cuerpos de agua por MPs. Las aguas residuales, en general urbanas e industriales (previamente tratadas por cada industria en particular), son llevadas por redes de alcantarillado, o sistema urbano de tuberías de recogida, hacia las plantas de tratamiento. Estos sistemas habitualmente son combinados; es decir, que transportan agua residual más agua de lluvia. Es tarea de diseño la de “descargar” el agua de lluvia en exceso, en un episodio de intensas precipitaciones, por medio de aliviadores de agua a ríos o arroyos, de manera que las plantas de tratamiento no se sobrecarguen con estas precipitaciones o también llamada “agua limpia”. Una vez que las plantas de tratamiento concentran las aguas residuales, y luego de diferentes procesos de depuración, el agua tratada es descargada a distintos cuerpos de agua con características de calidad impuestas por las directivas municipales, provinciales y/o nacionales. Por lo tanto, el objetivo principal de una planta de tratamiento es el de proteger la calidad de las aguas receptoras y esto se logra, entre otros, con plantas depuradoras diseñadas para reducir DBO<sub>5</sub>, reducir sólidos totales disueltos, reducir N y P y reducir coliformes totales [Kiely, 1999].

Las aguas residuales urbanas son originariamente orgánicas en su composición al igual que varias industrias, en las que se pueden incluir químicas farmacéuticas y agroalimentarias, las que poseen una alta carga orgánica [Manahan, 2010]. Este contexto significa que los principales procesos de tratamiento están dirigidos a la eliminación de la composición orgánica. En una planta de tratamiento típica, como la mayoría instalada en nuestro país, el agua residual se dirige a lo largo de una serie de procesos físicos, químicos y biológicos en los que cada uno posee una función para

reducir una carga contaminante específica. Estas funciones son típicamente: pretratamiento (físico y/o químico); tratamiento primario (físico), tratamiento secundario (biológico) y tratamiento terciario o avanzado (físico y/o químico y/o biológico) [EPA, 2007].

El pretratamiento es el proceso o procesos que preparan las condiciones del agua residual, que puede someterse a posteriores procesos de tratamiento secundarios biológicos convencionales. El pretratamiento de las aguas residuales urbanas normalmente es físico; es decir equilibrado de caudales, separación en rejillas y separación de arena o restos de aceite [EPA, 2007; Kiely, 1999].

El tratamiento primario frecuentemente se denomina clarificación, sedimentación o decantación. En este proceso unitario el agua residual se deja decantar durante un período de aproximadamente 2 h en un tanque de decantación, produciendo así un efluente líquido clarificado en una línea y un fango líquido-sólido en una segunda línea. El objetivo es producir un efluente líquido de calidad aprovechable para la siguiente etapa de tratamiento, tratamiento secundario o biológico, y lograr una separación de sólidos que dé lugar a un fango primario que pueda ser convenientemente tratado y vertido [EPA, 2007; Kiely, 1999].

El objetivo del tratamiento secundario o biológico, es la reducción del valor de la DBO<sub>5</sub>. En otras palabras, el tratamiento secundario debe ser un proceso capaz de degradar la materia orgánica. El producto efluente líquido final debe estar bien estabilizado o bien oxigenado, de tal manera que no proporcione una fuente de alimento para las bacterias aeróbicas en el medio acuático receptor. Así que la descarga a un medio receptor debería conducir a poca o ninguna eliminación de oxígeno disuelto por la acción bacteriana [EPA, 2007; Kiely, 1999].

Por último, el tratamiento terciario o avanzado tiene como finalidad afinar el efluente, reduciendo fuertemente la DBO y los sólidos disueltos al igual que la eliminación de compuestos tóxicos. Sin embargo, este proceso raramente es utilizado en nuestro país. Por el contrario, la Comunidad Europea y Estados Unidos forman parte de la directiva específica en cuanto al diseño de plantas de tratamiento [EPA, 2007].

Ahora bien, de los típicos y mayormente usados procesos descritos para el tratamiento de aguas residuales en las plantas, en principio ninguno tiene vinculación estrecha o conexión con la remoción de MPs. Esta es una de las razones principales de las altas concentraciones de MPs mencionadas en diferentes cursos de agua luego de las plantas de tratamiento. Es decir, las plantas de tratamiento típicas, y

específicamente en nuestro país e inclusive podríamos extenderlo a Latinoamérica y varias regiones del mundo, no están diseñadas y poseen serios problemas para la remoción de MPs; más aún, dada la performance de las mismas, son consideradas una de las principales fuentes de contaminación por MPs [Estahbanati y Fahrenfeld, 2016; Leslie et al., 2017].

Sin embargo, recientes estudios en Canadá, señalan una mejora en las tecnologías de pretratamiento y tratamiento primario con eficiencia mayor al 90 % en la remoción de MPs [Ahmed et al., 2022]. También en el tratamiento secundario, avances en procesos de coagulación-floculación, determinan una eficiencia de remoción de MPs mayor al 95 % [Rajala et al., 2020].

Actualmente, la contaminación por MPs tiene como foco principal de atención las plantas de tratamiento de efluentes, lo cual es un problema emergente que abre diferentes aristas en cuanto a la remoción de los mismos. Al presente, se estudian alternativas en la eliminación de MPs durante el pretratamiento y tratamiento primario, como sedimentación más eficiente y mejoras en los procesos de filtración [Ahmed et al., 2022]. Respecto al tratamiento secundario, las eficiencias de remoción se concentran en la mejora de tecnología referentes a biofiltros y biorreactores. Por último, en tratamientos terciarios o avanzados, el estudio se centraliza en tecnologías de mayor costo económico como son ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa [Ahmed et al., 2022]. Sin embargo, estos procesos son incipientes y por el momento requieren aún más desarrollo y estudio por lo cual, se necesitan aún más esfuerzos para desarrollar sistemas rentables y aplicables a gran escala.

## 2.4 Metodologías de muestreo y análisis de muestras de MPs

En la actualidad, el estudio de MPs en medios acuáticos se encuentra aún en fase de desarrollo, por lo cual no existe un protocolo estandarizado para la realización del muestreo y análisis de las muestras al igual que, como mencionamos anteriormente, sobre los efectos de los MPs sobre la salud humana. En este sentido, es compleja y dificultosa la comparación de datos obtenidos a partir de los distintos estudios [Qiu et al., 2016; Wang et al., 2018].

Los MPs se distribuyen en la columna de agua dependiendo de sus propiedades, como densidad, forma, tamaño, adsorción de productos químicos, y también de las condiciones ambientales, tales como la densidad del agua, el viento, corrientes y oleaje. Así, la cantidad y calidad de los MPs recuperados dependen en gran medida del muestreo, ubicación y profundidad [Prata et al., 2019].

Sin embargo, existe un consenso general utilizado para analizar las muestras de agua. El mismo consiste en hacer que la muestra atraviese un filtro de tamaño de malla seleccionado, el cual determinará el rango de MPs a analizar y posteriores lavados.

Luego, en muestras donde la cantidad de materia orgánica es elevada, es recomendable eliminarla mediante procesos de digestión. Dentro de los procesos empleados para este propósito se encuentra la digestión ácida, utilizando por ejemplo ácido nítrico con concentraciones de 55 % a temperaturas que oscilan los 80 °C [Prata et al., 2019]. Sin embargo, este tratamiento presenta algunos inconvenientes con ciertos polímeros como, por ejemplo, el nylon y el polietileno, los cuales también pueden ser degradados durante este proceso. La digestión alcalina es una alternativa a la digestión ácida. En este proceso de digestión se utiliza hidróxido de potasio con concentraciones de 10 % a temperaturas en torno a los 60 °C por un período de 24 horas [Prata et al., 2019]. No obstante, este tratamiento puede dañar o decolorar los plásticos y dejar residuos aceitosos lo que luego complica la caracterización mediante espectroscopía. La digestión oxidativa es el proceso más utilizado con empleo de peróxido de hidrógeno a concentraciones de 30 a 35 % y temperaturas que oscilan los 50 °C [Montecinos et al., 2021; Prata et al., 2019].

Respecto a las partículas inorgánicas presentes en la muestra de agua, éstas pueden ser separadas por procesos de flotación, los cuales consisten en una separación por densidades con la utilización de soluciones saturadas de cloruro de zinc, ioduro de sodio o cloruro de sodio [Li et al., 2018; Wang et al., 2018].



Por último, uno de los aspectos fundamentales en el estudio de los MPs es su caracterización morfológica, determinando sus dimensiones. Para tal propósito, es necesario efectuar una inspección visual detallada y minuciosa, principalmente mediante la utilización de microscopía óptica. La inspección visual permite la clasificación de los MPs, siendo uno de los métodos más utilizados y ampliamente disponibles de cuantificación de MPs. Sin embargo, este método puede producir variaciones entre mediciones realizadas por distintos observadores y requiere extensos períodos de tiempo por lo cual, es recomendable disponer de otras técnicas adicionales [Prata et al., 2019].

En este sentido, para completar la caracterización e identificar los MPs, se sugiere complementar y/o combinar con otras técnicas como, por ejemplo, microespectroscopía Raman o espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier (FTIR) [Araujo et al., 2018; Montecinos et al., 2021; Xu et al., 2019]

La falta de un protocolo estandarizado es materia pendiente en cuanto al desarrollo del estudio de contaminación por MPs. Algunos ejes principales que tendrían que tenerse en cuenta son, por ejemplo, adopción de medidas para reducir la contaminación cruzada; es decir, contemplar medidas de prevención para evitar la contaminación de las muestras durante su procesamiento y la realización de blancos. Otra de las cuestiones a definir es cómo y dónde recoger las muestras de agua del recurso hídrico a estudiar. Estandarizar la acción de cómo separar los MPs de las muestras de agua. Definir un protocolo de digestión, con características de celeridad y escaso a nulo efecto sobre los polímeros. Por último, y no menos importante, criterios definidos y específicos para la identificación visual.

Cabe mencionar, que el grupo de trabajo donde he realizado la presente tesis ya ha elaborado estudios en muestras de agua del arroyo Langueyú, donde se detectó la presencia de MPs luego de un proceso de análisis en laboratorio y caracterización óptica. Aunque existe un importante número de estudios de contaminación por MPs en los océanos, la problemática en la separación e identificación de los MPs es diferente, porque en tal caso se analiza gran cantidad de agua con una baja concentración de MPs, mientras que en este caso se analizan volúmenes pequeños de muestras con una gran cantidad de residuos orgánicos e inorgánicos. Es por ello la importancia que adquiere contar con un protocolo o guía de muestreo y análisis de MPs en agua de ambientes fluviales.

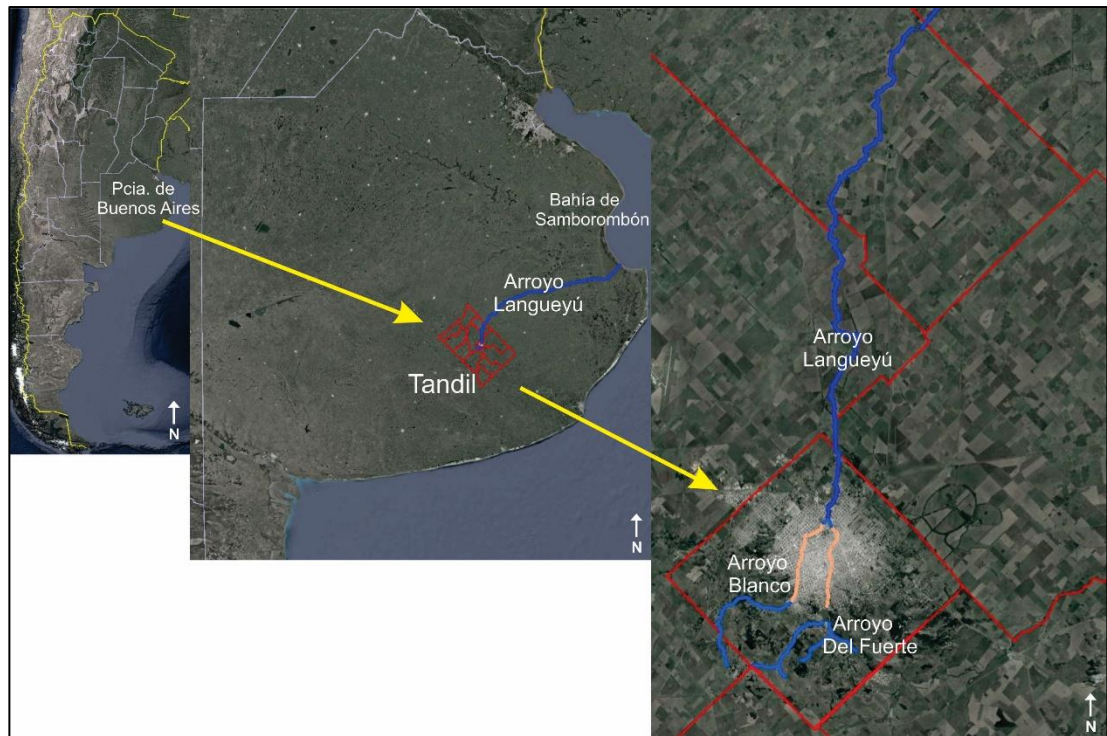
En la presente tesis se adapta y elabora de la literatura distintos pasos para la ubicación y toma de muestras, análisis en laboratorio y características e identificación de los MPs.

## **2.5 El arroyo Langueyú como caso de estudio**

El partido de Tandil se encuentra emplazado en el sistema de Tandilia, zona serrana central de la Provincia de Buenos Aires, a los 37°17' de latitud sur y 59°07' de longitud oeste; a 178 metros sobre el nivel del mar. Los cerros, lomadas y montañas que forman este sistema alcanzan una longitud de aproximadamente 340 km. Es uno de los sistemas más antiguos de la Tierra, formado por granitos, dioritas y gneis de la era Precámbrica, y rocas de la era Paleozoica, como las cuarcitas y las calizas.

La ciudad de Tandil se encuentra dentro de la cuenca del arroyo Langueyú de aproximadamente 600 km<sup>2</sup>, ubicándose en el centro sudeste de la Provincia de Buenos Aires, con cabecera en el sistema montañoso de Tandilia y descarga de aguas subterráneas regionales en la cuenca del río Salado. El arroyo Langueyú, se forma por la unión de los arroyos Blanco y Del Fuerte, que recogen sus aguas de las vertientes de los cerros que rodean la ciudad de Tandil, manteniendo en un principio curso norte para luego dirigirse al este. Al norte, por el margen derecho, recibe el tributo del arroyo El Perdido. Las aguas del arroyo, luego de pasar por una serie de bañados de la cuenca del Río Salado, son drenadas por el Canal 1, que vierte sus aguas en el Río de la Plata en la Bahía de Samborombón alcanzando por esta vía el océano Atlántico, luego de aproximadamente 250 km desde su origen [Municipio de Tandil, 2022; Ruiz de Galarreta et al., 2004].

La cuenca alta del arroyo Langueyú está esencialmente modificada por la presencia de la ciudad de Tandil. Estas modificaciones antrópicas están representadas por el entubamiento del cauce de los arroyos Blanco y Del Fuerte en su paso por la ciudad y la impermeabilización producida por el asentamiento urbano. En la figura 3 puede observarse la cuenca del arroyo Langueyú en toda su extensión, desde su inicio en la confluencia de los afluentes Blanco y Del Fuerte en el partido de Tandil, hasta la desembocadura en la Bahía de Samborombón, Provincia de Buenos Aires.



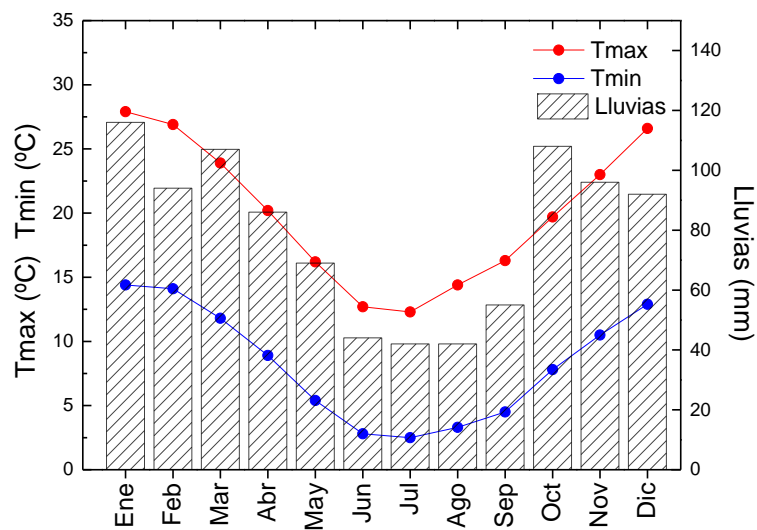
**Figura 3** – Cuenca del arroyo Langueyú desde su inicio en la confluencia de los afluentes Blanco y Del Fuerte en el partido de Tandil hasta la desembocadura en la Bahía de Samborombón, Provincia de Buenos Aires. Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022, <https://earth.google.com>.

Como se observa en la figura 3, la naciente del arroyo Langueyú se encuentra en el sector suroeste de la ciudad de Tandil, donde se originan puntualmente los afluentes Blanco y Del Fuerte, que luego atraviesan la ciudad entubados en su mayor recorrido, para finalmente converger y dar origen geográfico al arroyo Langueyú. Claramente, el arroyo es el medio receptor hídrico de la ciudad en su conjunto, tanto de las descargas pluviales como de los efluentes líquidos residuales, urbanos e industriales. Por lo tanto, dadas las características intrínsecas del arroyo, es sensible a procesos de crecida ante un episodio extremo de precipitaciones y vulnerable a posibles eventos de contaminación.

La ciudad de Tandil, según el censo 2010, albergaba 124631 habitantes, y recientemente los resultados oficiales del censo del 2022 data de 150162 personas. Estos datos confirman que Tandil es una de las ciudades con más crecimiento urbano y poblacional en la Argentina [INDEC, 2023]. La ciudad se caracteriza por manifestar en los últimos años un progresivo crecimiento social y económico, dado tanto por el

sector público como el privado, teniendo una diversidad de actividades económicas, como la agricultura, ganadería, turismo, industria metalmecánica y alimenticia, desarrollo de tecnología y software.

Respecto a los factores ambientales que pueden influir en la dinámica del arroyo, se encuentran principalmente el régimen de precipitaciones y el comportamiento térmico. En la figura 4 puede observarse los valores medios estadísticos correspondientes al período 1971-2020 para la temperatura mínima, temperatura máxima y precipitaciones respecto a la ciudad de Tandil [SMN, 2022].



**Figura 4** – Valores medios estadísticos correspondientes al período 1971-2020 para la temperatura mínima, temperatura máxima y precipitaciones para la ciudad de Tandil.

De acuerdo a la figura 4, prevalece el clima templado en la ciudad de Tandil en la mayor parte del año, específicamente denominado clima templado oceánico, de acuerdo a la clasificación de Köppen [Ahrens, 2009]. En este sentido, el trimestre frío es dominado por temperaturas mínimas medias que oscilan los 4 °C, con el mes de julio estadísticamente como el más frío, y lluvias propias de la estación seca, no mayores a 45 mm mensuales. En el trimestre cálido, la media de los valores máximos ronda los 28 °C, resultando el mes de enero el más cálido. En cuanto al régimen pluvial, se destaca también el mes de enero con valores medios de 116 mm en el período estival. Luego, los cambios de estación, verano-otoño e invierno-primavera, también

se reflejan en el aumento del valor medio de las precipitaciones. De acuerdo al comportamiento de estos factores ambientales se esperaría un cambio en la dinámica del arroyo, especialmente al comparar dos estaciones opuestas como, por ejemplo, invierno y verano.

En términos de calidad de agua del arroyo Languyú, trabajos anteriores han encontrado que los efluentes de mayor impacto sobre el recurso de agua son las descargas provenientes de las plantas de tratamiento de efluentes y de industrias alimenticias. Galarreta y colaboradores manifestaron un aumento significativo de los parámetros fisicoquímicos en agua a partir de la descarga de una de las plantas que vuelca los efluentes en el arroyo, produciendo además la inhibición en el crecimiento de especies vegetales y una disminución en el porcentaje de sobrevivencia de peces en los puntos de descarga [Ruiz de Galarreta et al., 2013].

Sin dudas, el arroyo Languyú, el cual cumple funciones ecológicas, paisajísticas y sumidero de efluentes en general, se encuentra dependiente del impacto e influencia originado por la ciudad de Tandil. Ahora bien, dada la diversidad en la matriz económica de la ciudad y la descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos, se acrecienta el número de fuentes puntuales y difusas en cuanto a la contaminación por MPs. Consecuentemente, los efectos de la contaminación en este arroyo pueden afectar directamente a los habitantes de zonas linderas al mismo, animales que utilicen el agua como bebida, cultivos y actividades recreativas que puedan desarrollarse en el mismo.

El grupo de investigación donde se realizó la presente tesis, recientemente reportó por primera vez resultados de concentraciones de MPs y su posible origen en el arroyo Languyú [Montecinos et al., 2021]. En este estudio se encontró un importante número de microfibras, predominantemente de PET, con dimensiones y características morfológicas análogas a las encontradas en el efluente de una lavadora domiciliaria. A partir de estos resultados, Tognana, Montecinos y colaboradores sugieren que un aporte importante a los MPs encontrados en el arroyo corresponde a microfibras liberadas por el lavado de ropa domiciliario y que no son retenidas totalmente en las plantas de tratamiento de efluentes.

Una de las principales líneas de trabajo del grupo de investigación viene siendo la temática de polímeros y su relación con el ambiente. Además, en los últimos años se profundizó una nueva línea de investigación para el estudio de contaminantes plásticos en el ambiente, dentro de la cual se desarrolla la presente tesis. A partir de resultados

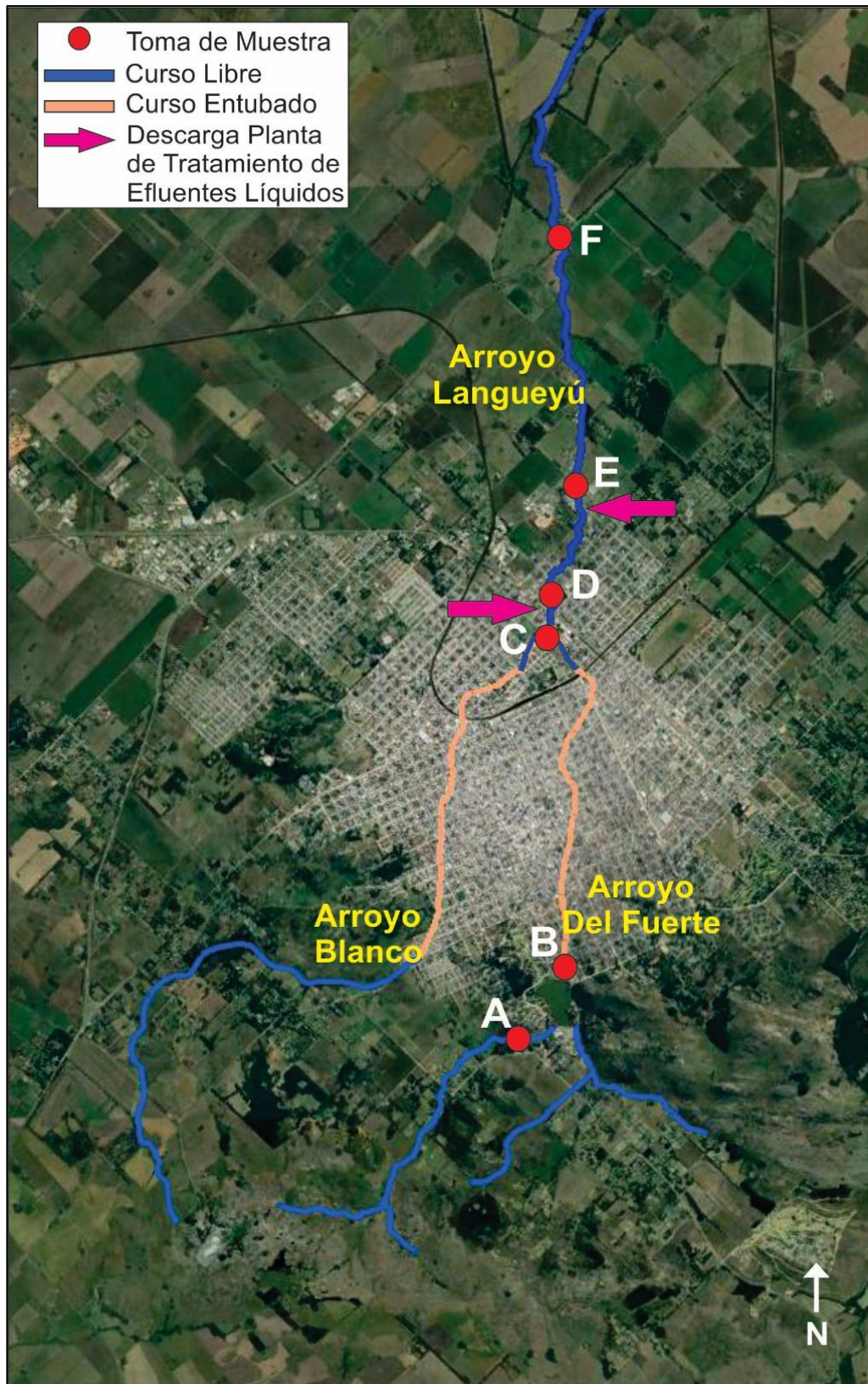
previos se obtuvo una publicación en la revista *Science of the Total Environment* titulada “Study of a stream in Argentina with a high concentration of microplastics: Preliminary analysis of the methodology” [Montecinos et al., 2021]. Recientemente, Tognana, Montecinos y colaboradores publicaron en la revista *Chemosphere* el trabajo “Laser induced breakdown spectroscopy (LIBS) as a technique to detect copper in plastic and microplastic waste”, donde se analizó el comportamiento de los MPs como vector contaminante [Tognana et al., 2022a]. Además, se han presentado trabajos en varios congresos nacionales acerca de esta temática [Ascazuri et al., 2022; Ponce et al., 2021a; Silva et al., 2020].

### **3. Metodología de extracción y análisis de muestras**

#### **3.1 Determinación de puntos de muestreo**

En el área de estudio de la cuenca del arroyo Langueyú se determinaron diferentes sitios para la toma de muestras de agua. Para tal motivo, se tuvo en consideración la representatividad de los mismos, como así también los puntos de descarga de las diferentes plantas de tratamiento de efluentes líquidos. La longitud total de estudio es de aproximadamente 6,15 km dentro de la cuenca el arroyo. Esta comprende principalmente desde el arroyo San Gabriel, el curso del arroyo Del Fuerte, el comienzo del arroyo Langueyú resultado de la confluencia con el arroyo Blanco, y luego una distancia de aproximadamente 5,15 km desde este origen hasta el último punto de toma de muestra en el cruce con la Ruta Provincial N° 30.

En la figura 5 se observa el área de estudio dentro de la cuenca del arroyo Langueyú, los cauces de los arroyos mencionados y sitios de toma de muestra. Los colores indicados hacen referencia al entubamiento o no de los arroyos en su trayecto por la ciudad de Tandil.



**Figura 5** – Área de estudio dentro de la cuenca del arroyo Languyú, donde se indica la ubicación de los sitios de toma de muestra de agua del arroyo y puntos de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos. Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022, <https://earth.google.com>.



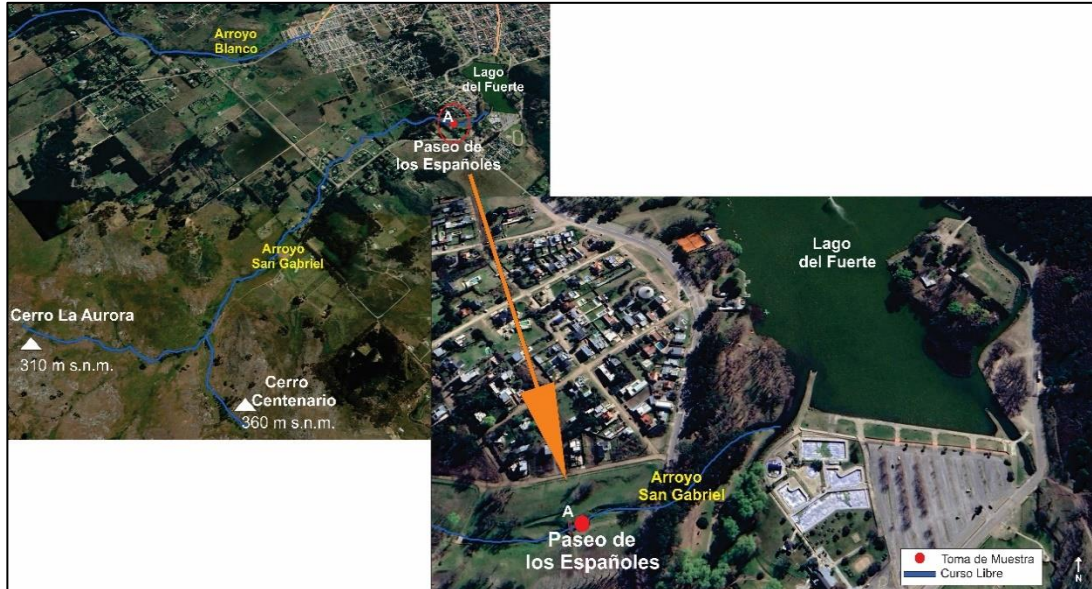
Los diferentes sitios seleccionados de toma de muestra de agua del arroyo se presentan en la tabla 1 con su correspondiente denominación, elevación sobre el nivel del mar y ubicación en coordenadas geográficas, latitud y longitud.

<b>Sitios de toma de muestra</b>	<b>Denominación</b>	<b>Elevación m s.n.m.</b>	<b>Ubicación Lat./Long.</b>
<b>A</b>	<b>Paseo de los Españoles</b>	<b>213</b>	<b>37°20'59,53"S 59°8'2,85"O</b>
<b>B</b>	<b>Salida del Dique del Fuerte</b>	<b>194</b>	<b>37°20'34,31"S 59°7'44,47"O</b>
<b>C</b>	<b>Confluencia de los arroyos Blanco y Del Fuerte</b>	<b>178</b>	<b>37°18'1,01"S 59°7'50,49"O</b>
<b>D</b>	<b>Ruta Nacional N° 226</b>	<b>177</b>	<b>37°17'55,88"S 59°7'50,78"O</b>
<b>E</b>	<b>Paraje El Molino</b>	<b>176</b>	<b>37°16'58,81"S 59°7'37,19"O</b>
<b>F</b>	<b>Ruta Provincial N° 30</b>	<b>168</b>	<b>37°15'16,01"S 59°7'45,42"O</b>

**Tabla 1** – Sitios de toma de muestra, denominación, elevación sobre el nivel del mar y ubicación en coordenadas geográficas.

El primer sitio de toma de muestra, punto A, se realizó en el arroyo San Gabriel, el cual se encuentra ubicado en la zona del Paseo de los Españoles. Este arroyo desemboca en el Lago del Fuerte, el cual, además de cumplir con la función de embalse por medio de un dique de contención, es un paseo turístico de alta transitabilidad. El arroyo San Gabriel tiene su origen aproximadamente entre el cerro La Aurora, a 310 m s.n.m., y el cerro Centenario, a 360 m s.n.m., y en su trayecto atraviesa zonas de creciente desarrollo urbano turístico. Sin embargo, aún es baja la densidad poblacional de esta zona de la ciudad. Con estas características, el sitio de toma de muestra de agua del arroyo en la zona del Paseo de los Españoles ofrece una buena representatividad para los fines del presente estudio, aguas arriba del conglomerado urbano. En la figura

6, se amplía el lugar de interés para el sitio de toma de muestra A, en el cual se observa la naciente del arroyo San Gabriel por parte de los dos cerros principales en la zona, distintas unidades habitacionales, el Lago del Fuerte y sitio de toma de muestra.



**Figura 6** – Sitio de toma de muestra A, ubicado en el Paseo de los Españoles. Se muestra la naciente del arroyo San Gabriel, entre los cerros La Aurora y Centenario, las unidades habitacionales, el Lago del Fuerte, y el sitio de toma de muestra. Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022, <https://earth.google.com>.

El siguiente sitio de toma de muestra corresponde al punto B, a la salida del Dique del Fuerte, ubicado a aproximadamente 1 km del punto de toma de muestra A. Como fue mencionado anteriormente, el Lago del Fuerte funciona como un embalse, permitiendo la acumulación de agua gracias a un dique de contención, el cual, mediante la utilización de distintas compuertas, regula el flujo de agua de forma parcial o en su totalidad. El sistema comprendido entre el dique y el Lago del Fuerte es un punto turístico relevante de la ciudad de Tandil con diversas actividades recreativas y construcciones en torno a su perímetro.

El Lago del Fuerte tiene dos afluentes principales, el arroyo San Gabriel y el arroyo La Cascada. Este último, al igual que el arroyo San Gabriel, tiene su origen en cerros cercanos al Lago del Fuerte. Se destacan el cerro Las Ánimas con 501 m s.n.m. y el cerro La Blanca con 502 m s.n.m. Inmediatamente luego del dique se origina entonces el arroyo Del Fuerte que, a pocos metros de su inicio, comienza el curso entubado del mismo, debido a su paso por la región urbana principal de la ciudad. En función de

estas características, la toma de muestras se realizó a la salida del dique, antes que el arroyo comience el entubamiento. En la figura 7, se amplía el lugar de interés para el punto de toma de muestra B, en la cual se observan los arroyos afluentes San Gabriel y La Cascada, el sistema dique del Lago del Fuerte, el comienzo del arroyo Del Fuerte y el sitio de toma de muestra.



**Figura 7** – Sitio de toma de muestra B, a la salida del dique del Lago del Fuerte. Se muestran los arroyos afluentes San Gabriel y La Cascada, el sistema dique del Lago del Fuerte. Inicio del arroyo Del Fuerte y sitio de toma de muestra antes del inicio del cauce entubado. Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022, <https://earth.google.com>.

El punto de toma de muestra C corresponde a la confluencia del arroyo Blanco y el arroyo Del Fuerte, originándose de esta forma el cauce del arroyo Langueyú. El punto C se encuentra ubicado a aproximadamente 5 km del punto de toma de muestra B. El arroyo Blanco tiene sus orígenes en la zona suroeste de la ciudad, en cercanías del cerro Montecristo, ubicado a 377 m s.n.m. Durante la primera parte de su recorrido posee un curso libre para luego, en proximidades de avenida Estrada y calle Cabildo, iniciar el curso entubado hasta las calles F. Beiró y Basílico, después del cual vuelve

a tener un curso libre. El arroyo Del Fuerte tiene un curso entubado hasta proximidades de Av. A. del Valle y Av. R. Balbín para luego continuar con curso libre nuevamente. Como resultado, el sitio de confluencia de los arroyos Blanco y Del Fuerte es cercano a la intersección de la calle Dinamarca con la Ruta Nacional N° 226. En la figura 8, se amplía el lugar de interés para el sitio de toma de muestra C, en la cual se observan los arroyos mencionados con colores diferenciados en cuanto al cauce libre o entubado. Además, se indica el inicio del arroyo Langueyú y el sitio de toma de muestra.



**Figura 8** – Sitio de toma de muestra C, ubicado en la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte. Se muestra el inicio del arroyo Langueyú y el sitio de toma de muestra.

Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022,

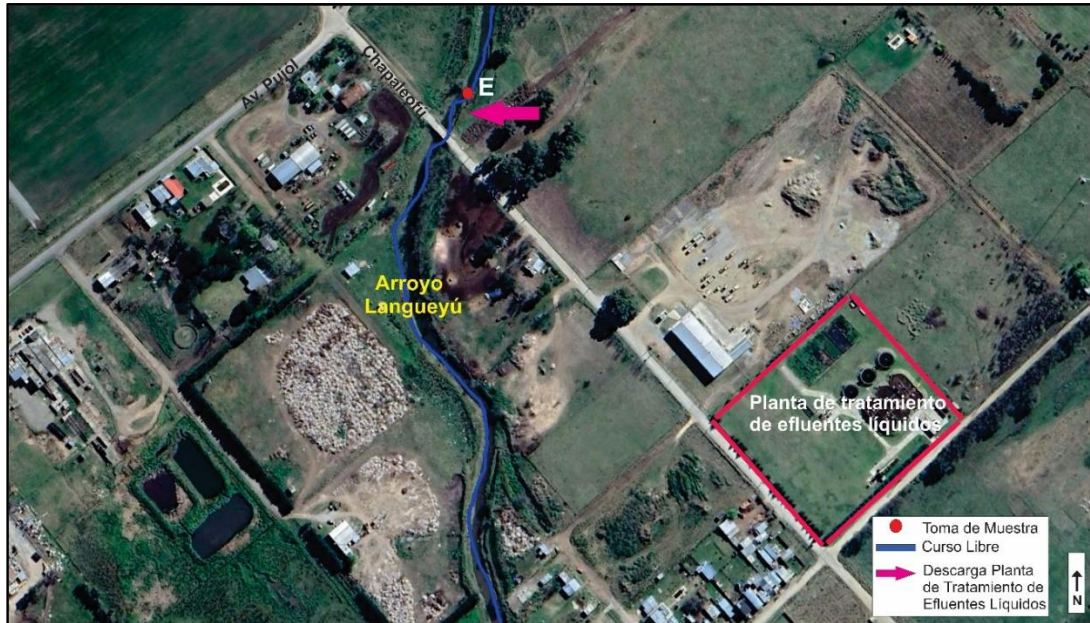
<https://earth.google.com>.

El próximo sitio de toma de muestra, punto D, está ubicado en la zona de intersección del arroyo Langueyú y Ruta Nacional N° 226, en un lugar posterior a la descarga de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos y a 0,16 km del punto C. Este punto es de gran interés para este estudio, para poder entender el aporte de los efluentes descargados por la primera planta al arroyo Langueyú. En la figura 9 se observa la zona del arroyo Langueyú y Ruta Nacional N° 226, indicando la ubicación de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos, el punto de descarga de estos efluentes y el sitio de toma de muestra D.



**Figura 9** – Sitio de toma de muestra D, en la zona de la intersección del arroyo con la Ruta Nacional N° 226. Se indica la ubicación de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos, el punto de descarga sobre el arroyo Languayú y el sitio de toma de muestra de agua del arroyo. Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022, <https://earth.google.com>.

El siguiente sitio de toma de muestra corresponde al punto E, en la zona del Paraje El Molino, en un punto posterior a la descarga de la segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos. La ubicación se encuentra a aproximadamente 2 km aguas abajo del sitio de toma de muestra D, en cercanías a la intersección de la Av. Pujol y calle Chapaleofú; es decir, en los primeros 2,15 km del arroyo Languayú se producen las descargas de las dos plantas de tratamiento de efluentes líquidos. Esta característica hace que la zona comprendida entre los puntos de muestreo D y E sea de gran interés para el estudio de la problemática de contaminación por MPs. En la figura 10 se observa la ubicación de la segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos, el punto de descarga de estos efluentes y el sitio de toma de muestra E.



**Figura 10** – Sitio de toma de muestra E, en la zona del Paraje El Molino. Se muestra la ubicación de la segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos, el punto de descarga sobre el arroyo Languayú y el sitio de toma de muestra de agua del arroyo.

Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022,

<https://earth.google.com>.

El último sitio de toma de muestra corresponde al punto F, ubicado en la intersección del arroyo Languayú y la Ruta Provincial N° 30, zona que es considerada un área rural. Este sitio está localizado a aproximadamente 3 km aguas abajo del sitio de toma de muestra E. La zona se encuentra alejada tanto de la zona urbana principal de la ciudad de Tandil, como de las descargas de las plantas de tratamiento; por lo cual, resulta de utilidad e interés conocer las distintas características del recuso en este punto. En la figura 11 se amplía el lugar de interés para el sitio de toma de muestra en el punto F, en la zona de intersección del arroyo Languayú y la Ruta Provincial N° 30.



**Figura 11** – Sitio de toma de muestra F, ubicado en la zona de intersección del arroyo Langueyú y Ruta Provincial N° 30. Imagen extraída y adaptada de Google Earth Pro, julio de 2022, <https://earth.google.com>

Se realizaron dos campañas de toma de muestra de agua del arroyo para la realización del presente estudio. La primera se realizó el 10 de agosto de 2021 y la siguiente el 10 de febrero de 2022. En cada campaña se procedió a la toma de muestra de agua del arroyo durante una misma jornada, comenzado en las primeras horas de la mañana y finalizando poco después del mediodía. En las dos campañas se respetaron, con la mayor exactitud posible, la ubicación de los puntos de toma de muestra.

La primera campaña se realizó en el primer mes de la estación invernal, caracterizado principalmente por bajas temperaturas, especialmente considerando los registros mínimos, y escasas lluvias. El promedio de las temperaturas mínimas para el mes de agosto en la ciudad de Tandil es de 3,3 °C, mientras que, el correspondiente para los valores máximos es de 14,4 °C. En cuanto a las lluvias, la ciudad de Tandil durante el mes de agosto posee un valor promedio esperado de 42 mm.

La segunda campaña recae en el período estival, con valores de temperatura mínima promedio para este mes en Tandil de 14,1 °C y registros promedio de temperatura máxima de 26,9 °C. Las lluvias esperadas para febrero tienen un valor medio de 94 mm.

De esta manera se tienen en consideración las dos estaciones antagónicas, invierno y verano, para la realización del presente estudio donde, generalmente, se suceden los registros característicos extremos, tanto de temperaturas como de lluvias.

### 3.2 Extracción de muestras

En cada punto de toma de muestra de agua del arroyo se realizó un registro fotográfico del lugar de interés. A continuación, se muestran algunas fotos representativas de los distintos sitios de toma de muestras. En la figura 12 se muestra el arroyo San Gabriel, ubicado en la zona del Paseo de los Españoles. Se observa la presencia de vegetación en las orillas del arroyo y un bajo caudal del mismo.



**Figura 12** – Sitio de toma de muestra A, ubicado en el Paseo de los Españoles. Febrero 2022. Elaboración propia.

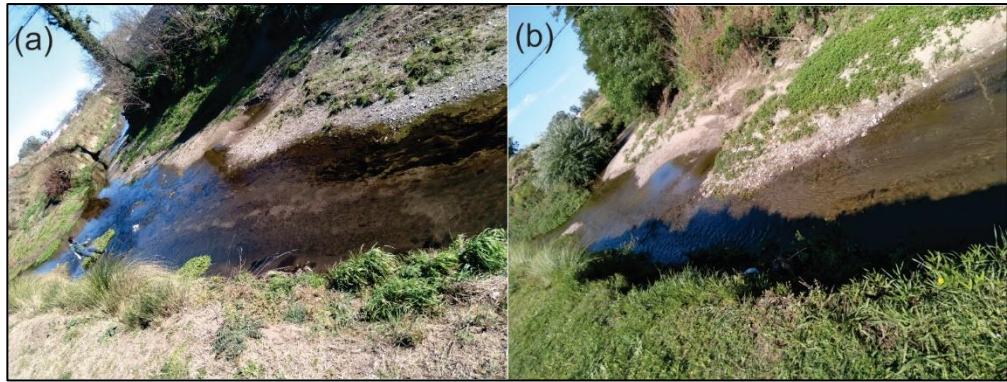


En la figura 13, correspondiente a la campaña de febrero 2022, se observa la salida del Dique del Fuerte comprendida por las diferentes compuertas que regulan el flujo de agua antes del inicio de la zona entubada del arroyo Del Fuerte.



**Figura 13** – Sitio de toma de muestra B, a la salida del Dique del Fuerte. Febrero 2022. Elaboración propia.

En la figura 14 se muestra la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte y el origen del cauce del arroyo Langueyú. Predomina cobertura vegetal de poca altura y escaso caudal de los arroyos tanto para la campaña de agosto 2021 (figura 14(a)) como la campaña de febrero 2022 (figura 14(b)).



**Figura 14** – Sitio de toma de muestra C, ubicado en la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte. Campaña agosto 2021 (a) y campaña febrero 2022 (b). Elaboración propia.

En la figura 15, correspondiente a la campaña de febrero 2022, se observa la zona de intersección del arroyo Languyú y Ruta Nacional N° 226, y el lugar de descarga de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos.



**Figura 15** – Sitio de toma de muestra D, ubicado en la intersección del arroyo Languyú con la Ruta Nacional N° 226. Febrero 2022. Elaboración propia.

En la figura 16, correspondiente a la campaña de febrero 2022, se muestra la zona del Paraje El Molino y el lugar de la descarga de la segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos. En esta zona del arroyo Languyú la vegetación es uniforme y de baja altura. Es frecuente en esta zona del arroyo operaciones de dragado y limpieza, reflejándose en los límites con características más definidas.



**Figura 16** – Sitio de toma de muestra E, ubicado en el Paraje El Molino. Febrero 2022. Elaboración propia.

En la figura 17, correspondiente a la campaña de febrero 2022, se observa la zona rural donde se encuentra la intersección del arroyo Langueyú y la Ruta Provincial N° 30. La vegetación en los márgenes del arroyo es de baja altura.



**Figura 17** –Sitio de toma de muestra F, en la zona de la intersección del arroyo Langueyú y la Ruta Provincial N° 30, febrero 2022. Elaboración propia.

Para protección y cuidado personal en las inmediaciones de los sitios de interés de toma de muestra de agua de arroyo y en el ingreso al mismo, en donde la profundidad y lecho lo permitieron, se utilizaron botas de goma y guantes de látex.

Para la toma de muestras, se construyó un dispositivo con un brazo sostén de aproximadamente 1,50 m de largo que mantiene una botella donde se acumula el agua del arroyo. El mismo cuenta con un mecanismo que permite la apertura y cierre de la botella con el uso de un tapón de silicona. En la figura 18 se muestra el dispositivo utilizado en el proceso de toma de muestras de agua del arroyo.



**Figura 18** – Dispositivo utilizado para la toma de muestras de agua del arroyo, empleando una botella de vidrio y el mecanismo de apertura y cierre de la misma mediante un tapón de silicona. Elaboración propia.

Las muestras de agua del arroyo fueron extraídas de la capa superficial, a una profundidad de hasta 10 cm. Para ello se emplearon botellas de vidrio de 1 L de volumen, las cuales fueron sometidas previamente a un proceso de limpieza. Este proceso consistió en lavar las botellas con detergente no-iónico, enjuagar hasta eliminar todos los restos del detergente, dar un último enjuague con agua destilada y secar. Previo a la extracción de las muestras, se realiza un enjuague del interior de la botella utilizando agua del arroyo. Una vez extraída el agua del arroyo, las botellas fueron cerradas utilizando tapones de silicona. La figura 19 muestra las botellas utilizadas en el proceso de toma de muestra de agua del arroyo junto al dispositivo empleado.



**Figura 19** – Botellas de vidrio y dispositivo utilizado para la toma de muestra de agua del arroyo. Elaboración propia.

Se extrajeron al menos dos botellas con agua del arroyo de cada punto de muestreo para el proceso de cuantificación de MPs. Asimismo, se tomaron muestras adicionales de agua del arroyo para la determinación de la calidad del mismo. Las muestras de agua del arroyo fueron extraídas desde puntos aproximadamente equidistantes de las orillas, para una mejor representatividad de cada muestra, y considerando que alrededor de esos puntos se encontraba la mayor velocidad de la corriente del arroyo. En cada punto de muestreo, se midió la temperatura del agua y la temperatura ambiente en el aire a alrededor de 50 cm del nivel del agua. Para ello, se utilizó un termómetro marca TES 1300 con precisión de 1 °C. La figura 20 muestra el dispositivo utilizado para medir la temperatura en cada punto de muestreo.



**Figura 20** – Termómetro utilizado para medir la temperatura del agua del arroyo y la temperatura ambiente. Elaboración propia.

Se determinó el caudal del arroyo en los sitios de muestreo, a partir de mediciones de la velocidad de la corriente en la superficie del agua en distintos puntos y la estimación del perfil transversal de éste. Se seleccionaron tramos uniformes del arroyo y se estimó la velocidad en cada tramo mediante el método del flotador. Para ello se colocó un objeto flotante en el centro de la corriente y se midió el tiempo que requirió para recorrer una longitud conocida. Para ello se utilizó una regla de 1 m de longitud. El tiempo se determinó usando un cronómetro TRESSA con resolución 0,01 s y se utilizaron boyas de pesca de 1 cm de diámetro como objeto flotante. En la figura 21 se muestra el momento de la determinación de la velocidad de la corriente en la superficie del agua. Cada velocidad reportada corresponde a un promedio de tres mediciones, y se realizaron mediciones de velocidad en distintos puntos a lo ancho del arroyo para cada sitio de muestreo.

Para la estimación del perfil del arroyo, se midió el ancho y profundidad. Se utilizó una cinta de medir para la obtención del ancho, y para la profundidad, un listón de madera en el cual se encontraba adosada una cinta métrica.



**Figura 21** – Estimación de la velocidad de la corriente en la superficie del agua del arroyo, se amplía la región de la fotografía donde la boya utilizada transita la distancia conocida. La ubicación corresponde al punto de toma de muestra D, después de la salida de la descarga de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos. Elaboración propia.

### 3.3 Análisis de muestras

Para la determinación de la calidad de agua del arroyo se utilizaron botellas de 1 L de volumen, las cuales fueron protegidas de los rayos UV y conservadas en frío hasta el momento del análisis. Se determinaron distintos parámetros físico-químicos: densidad, pH, conductividad, sólidos disueltos, Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), alcalinidad, concentración de cloruros, nitratos, sulfatos, calcio, magnesio, sodio y potasio. Durante la extracción y análisis de las muestras se tomaron todas las precauciones para reducir su contaminación, evitando, en lo posible, el uso de instrumentos plásticos. Además, se utilizó para la manipulación de las muestras guantes de látex, ropa de algodón y una cámara limpia donde se colocaron las muestras.

Para conocer la densidad, se procedió a pesar las botellas y marcar el volumen del contenido de agua. Se midió el volumen de agua que contenía y, luego de procesar la muestra de agua del arroyo, se pesó la botella vacía. Para la determinación del peso se utilizó una balanza marca Systel con una precisión de 0,001 kg. El volumen se

determinó mediante el uso de un matraz de 0,5 L y una pipeta de 10 mL. En la figura 22 puede observarse la balanza utilizada y las muestras empleadas.



**Figura 22** – Balanza marca SysTel utilizada para la determinación de la densidad de las muestras de agua del arroyo.

Para la determinación del pH se empleó un pHmetro portátil marca Hach con una precisión de 0,1. En la figura 23 se observa el pHmetro utilizado.



**Figura 23** – pHmetro portátil marca Hach utilizado para la determinación de pH. Elaboración propia.



La conductividad y sólidos disueltos se midió con un conductímetro portátil marca TDS&EC con resolución 1 ppm y 1  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . En la figura 24 se observa el dispositivo empleado para la determinación.



**Figura 24** – Conductímetro portátil marca TDS&EC para la determinación de conductividad y sólidos disueltos totales. Elaboración propia.

Los siguientes parámetros químicos se determinaron en la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. La DQO se midió utilizando el método titulométrico de reflujo cerrado, procedimiento estándar SM 5220-C. La DQO es determinada bajo condiciones específicas de agente oxidante, temperatura y tiempo. Las sustancias orgánicas e inorgánicas oxidables presentes en la muestra, se oxidan mediante reflujo cerrado en solución fuertemente ácida de ácido sulfúrico,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , con un exceso de dicromato de potasio,  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  en presencia de sulfato de plata,  $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  el cual actúa como agente catalizador, y de sulfato de mercurio  $\text{HgSO}_4$  adicionado para eliminar la interferencia de los cloruros. Después de la digestión, el  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  remanente se titula con sulfato ferroso amoniacal para determinar la cantidad de  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  consumido. La materia orgánica se calcula en términos de oxígeno equivalente. Este procedimiento es aplicable a valores de DQO entre 40 y 400 mg/L, utilizado para la determinación en agua potable, agua superficial y agua residual doméstica e industrial [APHA, 2017; Manahan, 2010].

La DBO se midió usando un Oxitop WTW; Sistema de medición respirométrica para la determinación de la demanda biológica de oxígeno. El método se basa en cambios de presión en un sistema cerrado que utiliza cabezales de medición conectados a los

frascos de muestras. Los microorganismos que se encuentran en la muestra consumen oxígeno y generan  $\text{CO}_2$ . El  $\text{CO}_2$  se absorbe con NaOH creando una presión negativa que puede leerse directamente como valor de medición en forma de DBO en mg/L. Con los volúmenes de muestras empleados se regula cuánto oxígeno está disponible, con lo cual se puede realizar una determinación completa de la DBO. Mediante los diferentes volúmenes empleados se pueden medir rangos de hasta 4000 mg/L [Medición de DBO, 2021].

La alcalinidad se midió por el método volumétrico estándar SM 2320-B. Se realiza mediante la determinación del volumen de un ácido estándar requerido para titular una fracción a un pH seleccionado. Se construye una curva de titulación permitiendo determinar la alcalinidad con respecto a cualquier pH de interés [APHA, 2017].

La concentración de cloruros fue medida por el método Argentométrico estándar SM 4500-Cl. Este procedimiento de análisis químico se basa en la valoración por precipitado. Se utiliza al ion plata  $\text{AgNO}_3$  como agente titulante [APHA, 2017].

El contenido de nitrato se midió por el método espectrofotométrico, por reducción con sulfato de hidracina. El mismo se basa en la reducción de nitrato a nitrito, empleando como agente reductor al sulfato de hidracina. Luego el nitrito se determina espectrofotométricamente a 540 nm de longitud de onda, que es absorbida por el colorante formado [APHA, 2017].

El contenido de sulfato se midió por el método gravimétrico con combustión, estándar SM 4500-SO<sub>4</sub>-C. Se realiza mediante precipitación con cloruro de bario. Los resultados previamente precipitados con cloruro bórico, en medio ácido, son secados a 110 °C y calcinados a 600 °C. Este método es apto para concentraciones superiores a 10 mg/L [APHA, 2017].

La concentración de calcio se midió por el método volumétrico con ácido etilen diamino tetra acético EDTA, estándar SM3500-Ca-D. Este método es aplicable a aguas potables, superficiales, contaminadas y aguas residuales. El EDTA y sus sales de sodio forman un complejo de quelato soluble al añadirlo a las soluciones de algunos cationes metálicos. Cuando se añade EDTA al agua que contiene calcio y magnesio, se combina primero con el calcio y se procede a la determinación de la concentración. Luego, por el método de cálculo estándar SM3500-Mg-E se obtiene la concentración de magnesio en la muestra de agua del arroyo [APHA, 2017].

El contenido de sodio y potasio se midió por el método fotométrico de llama estándar SM 3500-Na-D y SM 3500-K-A. Los átomos de un elemento sufren una excitación

por una llama, emiten radiaciones de longitudes de onda determinada cuya intensidad se puede medir y resulta proporcional a la concentración del elemento en la muestra original. Para Na y K, las longitudes de onda seleccionadas son 589 y 766,5 nm, respectivamente [APHA, 2017].

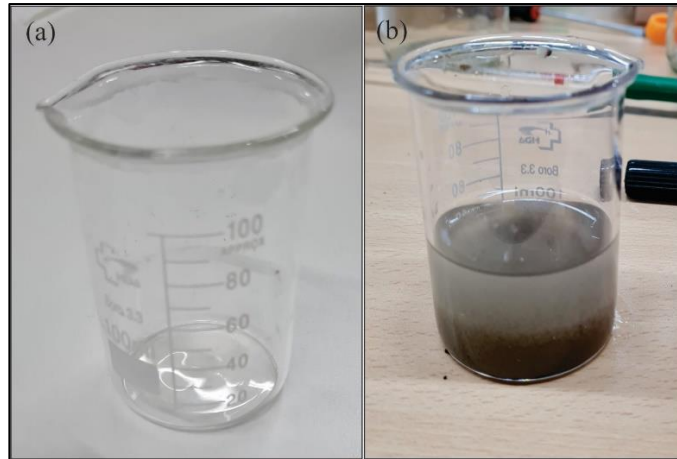
### 3.4 Metodología de cuantificación y caracterización de MPs

En el inicio del proceso de cuantificación y posterior caracterización de MPs, las muestras de agua del arroyo fueron filtradas utilizando un filtro de acero de tamaño de malla de 1,5 mm y un filtro de acero marca Besmak con tamaño de malla de 45  $\mu\text{m}$ . De esta forma, las partículas con tamaños entre 45  $\mu\text{m}$  y 1,5 mm son retenidas. En la figura 25 puede observarse el filtro utilizado.



**Figura 25** – Filtro marca Besmak de 45  $\mu\text{m}$ . Elaboración propia.

Con el empleo de agua destilada se extrae el material retenido por el filtro y se coloca en un vaso de precipitado de 100 mL. En la figura 26 se observa el vaso de precipitado y una muestra ejemplo luego del proceso de filtrado.



**Figura 26** – Vaso de precipitado utilizado para colocar la muestra de agua del arroyo luego del proceso de filtrado (a) y muestra ejemplo luego del proceso de filtrado (b). Elaboración propia.

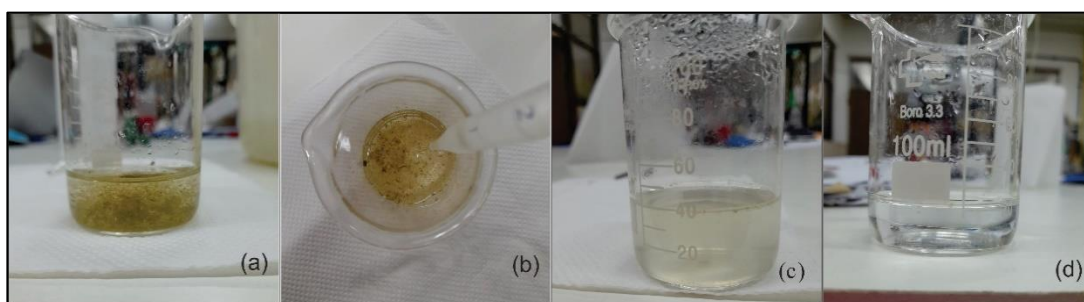
Seguidamente, las muestras de agua del arroyo se sometieron a un proceso de digestión oxidativa para la remoción de la materia orgánica. La materia orgánica presente en agua del arroyo interfiere en la identificación y caracterización de los MPs, por lo cual es necesario eliminar la presencia de ésta en las muestras. Para tal motivo, se utiliza una solución de peróxido de hidrógeno  $H_2O_2$  al 30 % durante 2 h a 50 °C. Cabe mencionar que el peróxido de hidrógeno se mantiene fraccionado y a baja temperatura previo a su uso, evitando la pérdida de las propiedades fuertemente oxidativas del mismo. En la figura 27 se observa el proceso en el cual la muestra se mantiene en presencia de peróxido por el tiempo de 2 h para que se produzca la digestión, a una temperatura de 50 °C.



**Figura 27** – Proceso de digestión oxidativa a 50 °C por 2 h. Elaboración propia.

En la figura 28(a) se observa el vaso de precipitado con la muestra de agua del arroyo antes del proceso de digestión oxidativa para la remoción de la materia orgánica. La

figura 28(b) muestra el agregado de solución de peróxido de hidrógeno  $H_2O_2$  al 30 %. En la figura 28(c) se observa el final del proceso de digestión luego de 2 h a 50 °C. Posteriormente de la digestión, las muestras son lavadas usando un filtro de acero de 45  $\mu m$  y agua destilada con el fin de retirar restos de la solución de peróxido. Se procede entonces a extraer el material retenido por el filtro mediante el uso de agua destilada y se coloca en un vaso de precipitado. Por lo cual el vaso de precipitado ahora contiene MPs con agua destilada próximos a ser cuantificados, figura 28(d).



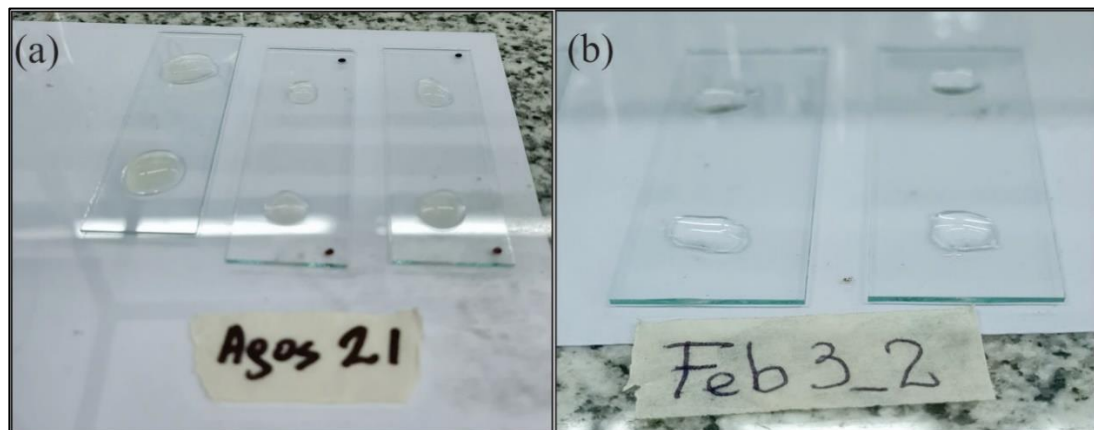
**Figura 28** – Muestra de agua del arroyo antes del proceso de digestión oxidativa (a), agregado de solución de peróxido de hidrógeno  $H_2O_2$  al 30 % (b), final del proceso de digestión luego de 2 h a 50 °C (c) y luego del proceso de filtrado (d). Elaboración propia.

Se obtienen submuestras representativas de cada una de las muestras, previo mezclado para lograr homogenización. Estas submuestras se logran mediante la utilización de una micropipeta de 50  $\mu L$ . La micropipeta es marca Huawei, la cual se observa en la figura 29.



**Figura 29** – Micropipeta marca Huawei de 50  $\mu\text{L}$ , utilizada para la obtención de submuestras. Elaboración propia.

Las submuestras, consistentes en gotas de 50  $\mu\text{L}$ , son dispuestas en portaobjetos de vidrio. En la figura 30 se observan distintas gotas extraídas de las muestras colocadas en portaobjetos de vidrio, correspondiendo a las campañas de agosto 2021 (figura 30(a)) y febrero 2022 (figura 30(b)).



**Figura 30** – Gotas de 50  $\mu\text{L}$  extraídas mediante la utilización de una micropipeta y colocadas en portaobjetos de vidrio, correspondientes a los muestreos realizados en la campaña de agosto 2021 (a) y febrero 2022 (b). Elaboración propia.

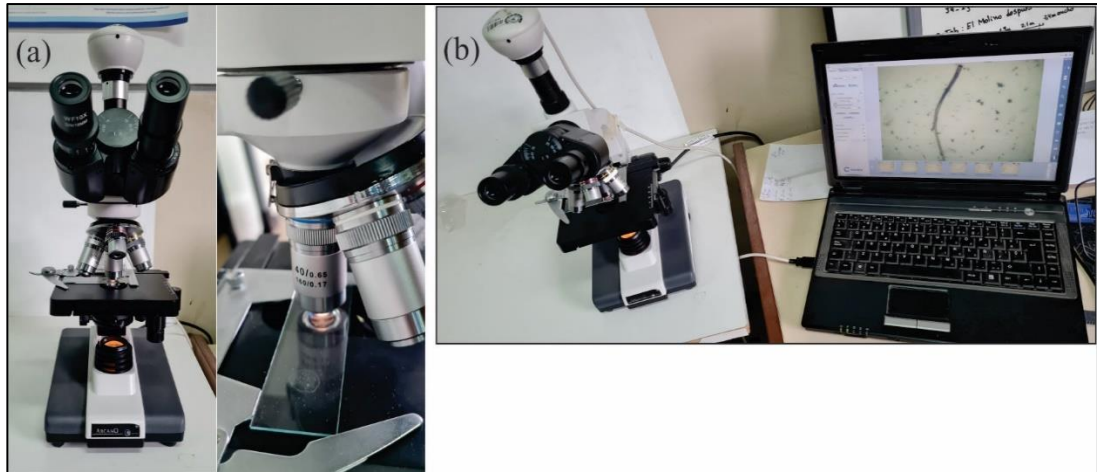
Luego, las submuestras se dejan secar dentro de una cámara limpia por aproximadamente 2 días, período en el que las gotas se secan completamente. La

cámara limpia consiste en un receptáculo de vidrio cerrado herméticamente, tal como se muestra en la figura 31.



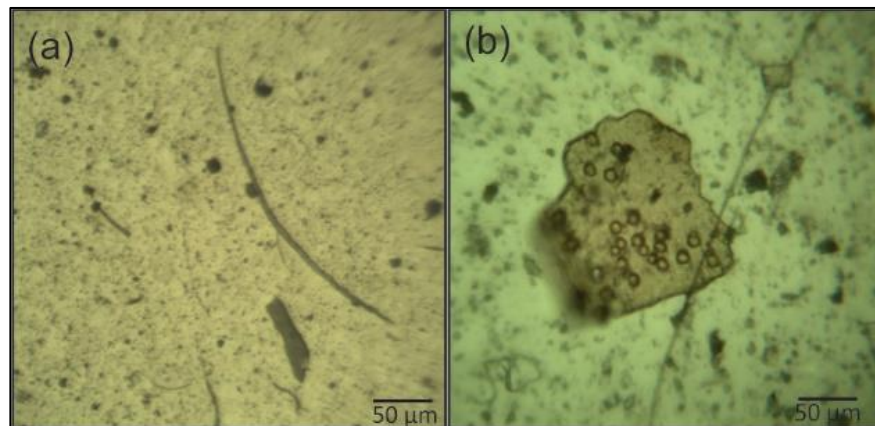
**Figura 31** – Cámara limpia donde se dejan secar las distintas gotas. Elaboración propia.

Posteriormente, para la cuantificación y caracterización de los MPs se procede a analizar las gotas mediante el uso de un microscopio Trinocular Arcano XSZ-100BNT. Cada gota fue inspeccionada visualmente y se obtuvieron imágenes parciales, con el fin de cubrir completamente cada una de ellas. Durante el proceso de observación, para reconocer la presencia de MPs se tuvo en cuenta la transparencia y forma, ajustando variables de la microscopía como son la luz y distancia focal. En el microscopio utilizado, la luz incide por la parte inferior de la muestra y la lente se encuentra ubicada en la parte superior, figura 32(a). Se utilizó el software de libre distribución IS Capture V3.5 para la colección de imágenes, figura 32(b).



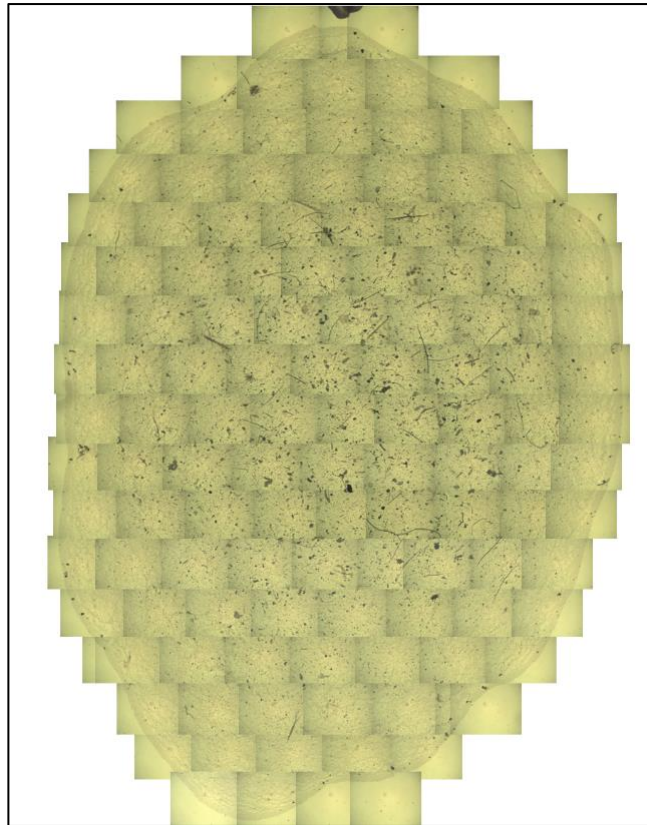
**Figura 32** – Microscopio Trinocular Arcano XSZ-100BNT utilizado para el análisis de gotas (a) y software de libre distribución IS Capture V 3.5 para la colección de imágenes (b). Elaboración propia.

Con el fin de reconstruir cada gota, se tomaron fotos de cada zona de ésta utilizando un objetivo 10x, figura 33(a). También se obtuvieron imágenes utilizando el objetivo de 40x, figura 33(b), para lograr imágenes más detalladas en pos de lograr una mejor identificación de los MPs presentes. En la figura 34 se observa la reconstrucción de una gota representativa.



**Figura 33** – Imágenes obtenidas mediante microscopía óptica utilizando el objetivo 10x (a) y utilizando el objetivo 40x (b). Muestra correspondiente al punto de muestreo F de la campaña de agosto 2021. Elaboración propia.





**Figura 34** – Reconstrucción de una gota representativa a partir de las imágenes obtenidas con el aumento 10x. Muestra correspondiente al punto de muestreo E de la campaña de agosto 2021. Elaboración propia.

Con la utilización del software de libre distribución ImageJ V1.53k, se procedió a la cuantificación y determinación de las dimensiones características de cada MP. Previamente se diferenciaron en microfibras y micropartículas. Las microfibras se distinguen por tener forma alargada y con una de las dimensiones comparativamente mayor que la otra. Las micropartículas se diferencian principalmente por la forma irregular que poseen.

A las microfibras se les determinó el largo (L) y ancho (W). Para las micropartículas se determinó la dimensión mayor, largo (L), y otra medida característica perpendicular al largo que defina el ancho. Además, en las micropartículas se midió el área de las mismas. A partir de las mediciones del área se determinó un diámetro equivalente ( $d_{eq}$ ), que corresponde al diámetro de una circunferencia de área igual al área medida. Este parámetro sirve para tener una idea del tamaño de las micropartículas, independiente de su forma.

Una vez que se obtienen las dimensiones de los MPs, se procede a su separación entre microfibras y micropartículas. Luego, se ordenan en orden creciente en función de los

largos y se discriminan tamaños de longitud mayores a 100  $\mu\text{m}$ . Optando por este límite, los MPs con longitudes mayores a 100  $\mu\text{m}$  son claramente identificables por microscopía óptica. El motivo de este procedimiento se debe justamente a la optimización del protocolo de muestreo, considerando la gran cantidad de MPs presentes, debido a las características del arroyo y el rango en el que se desea abordar la problemática. Para la identificación de partículas con tamaños menores a 100  $\mu\text{m}$ , existe cierto grado de incertidumbre al momento de intentar verificar si realmente se trata de un MP o de una partícula inorgánica. Además, debido a la gran cantidad de partículas presentes, se hace prácticamente imposible realizar la identificación mediante alguna otra técnica. Por otro lado, se decidió utilizar el filtro de malla de 45  $\mu\text{m}$ , para asegurarse de retener todas las partículas cuya mayor dimensión sea superior a 100  $\mu\text{m}$ . Esto es debido a que podría haber algunas partículas con forma alargada, pero con una dimensión superior a 100  $\mu\text{m}$ , que se pierdan al usar directamente un filtro de malla de 100  $\mu\text{m}$ , pero la probabilidad es mucho menor cuando se usa el filtro de 45  $\mu\text{m}$ . Para estimar la concentración de microfibras y micropartículas que se encuentran en el rango de tamaños de 45 a 100  $\mu\text{m}$ , suponiendo que todas las partículas medidas corresponden efectivamente a MPs, se midieron 4 gotas representativas obtenidas a partir de distintos puntos de muestreo. Se encontró que en promedio un 28,8 % de las microfibras medidas, y un 68,3 % de las micropartículas son mayores a 45  $\mu\text{m}$  y menores a 100  $\mu\text{m}$ .

Por último, se obtiene una cuantificación de los MPs presentes en cada punto de muestreo de agua del arroyo con largos mayores a 100  $\mu\text{m}$ . Además, se realizó una estadística descriptiva de las dimensiones de los MPs.

### **3.5 Identificación de MPs presentes**

Para la identificación de los MPs se utilizó la técnica de FTIR con el método de reflectancia total atenuada (ATR). Una de las principales ventajas del uso de la técnica ATR-FTIR es que se requiere una mínima preparación previa de las muestras para su medición. Esto se debe a que la profundidad de penetración de la luz infrarroja es independiente del espesor de la muestra para mediciones con ATR. Para estas mediciones, se prepararon muestras filtradas, digeridas, concentradas y depositadas sobre portaobjetos de vidrio. Se analizaron dos muestras de cada tipo mediante esta

técnica. A partir de las mediciones, se procuró obtener una caracterización cualitativa del tipo preponderante de microplástico contenido en las gotas.

En la técnica ATR-FTIR la luz infrarroja pasa a través de un cristal de un determinado material, en este caso diamante, e interactúa con la muestra. La muestra es presionada sobre el cristal maximizando el contacto de ésta con el cristal de diamante. Se miden los cambios que ocurren en la luz infrarroja reflejada internamente cuando el haz entra en contacto con una muestra. El detector registra la luz infrarroja atenuada como una señal de interferograma, que luego se puede utilizar para generar un espectro infrarrojo. Como resultado, se obtiene un espectro FTIR que indica las características de la muestra.

Las mediciones fueron realizadas en el Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencia y Tecnología de Materiales, CITEMA (UTN-CICPBA), por el Dr. Javier Analvy, con quien el grupo donde se realizó esta tesis mantiene colaboraciones.

Las muestras depositadas en portaobjetos de vidrio fueron medidas usando la monoreflexión ATR en un espectrómetro IRAffinity-1S Shimadzu en el rango de números de onda entre 4000 y 400  $\text{cm}^{-1}$ . Para maximizar el contacto de la muestra con el cristal de diamante se aplicó presión a ésta. Para determinar la presencia de diferentes MPs se analizaron varias regiones de cada muestra.

La penetración de la luz infrarroja para el cristal de diamante a una temperatura de 45 °C en un material polimérico con un índice de refracción de aproximadamente 1,5 a 1000  $\text{cm}^{-1}$  es de aproximadamente 2,0  $\mu\text{m}$ . Para número de ondas más bajos, la penetración es mayor, por lo que el espectro FTIR de muestras muy delgadas depositadas en portaobjetos de vidrio podría contener bandas características del vidrio. Por esta razón, la caracterización de las muestras se basó principalmente en la región de números de onda altos, por encima de 1200  $\text{cm}^{-1}$  del espectro FTIR, utilizando las frecuencias características de cada grupo. No se aplicó corrección ATR a los espectros.

### **3.6 Determinación de errores y análisis estadístico**

Para la determinación de la concentración de MPs se consideraron al menos 3 gotas para cada punto de muestreo. A partir de los valores medidos para las 3 gotas se reportan los valores medios y el error estadístico asociado.

Para la determinación de las dimensiones de los MPs, primero se realizó una clasificación de éstos en microfibras o micropartículas encontradas en todas las gotas correspondientes a un mismo punto de muestreo. Posteriormente, para cada clasificación se determinó el valor medio y la desviación estándar de la media.

Para analizar las diferencias entre distintos puntos, tanto de la concentración como dimensiones de los MPs, se utilizó el análisis de varianza de una sola vía, One Way Anova. El mismo consiste en comparar las varianzas entre las medias de diferentes grupos. Las diferencias fueron consideradas estadísticamente significativas entre las medias del grupo cuando la probabilidad  $p$  fue menor que 0,05. En este caso el valor de  $p$  representa la probabilidad de obtener el resultado esperado tomando la hipótesis nula como verdadera. En el caso de  $p$  mayor a 0,05, las diferencias fueron consideradas estadísticamente no significativas entre las medias del grupo. Cabe mencionar que, para comparar distintos sitios, se realizó el análisis de varianza teniendo en cuenta dos puntos de toma de muestra por vez.

### **3.7 Prevención de la contaminación**

Durante las etapas de extracción y análisis de muestras se tomaron todas las medidas necesarias para evitar la contaminación de éstas por MPs presentes en el entorno. Para tal fin, se utilizó material de vidrio o metálico toda vez que fue posible, delantal de algodón y uso de guantes de látex para la manipulación de las muestras.

Las muestras fueron mantenidas en una cámara limpia construida para tal fin, la cual consiste en un cámara de vidrio cerrada donde se mantuvieron las muestras durante su procesamiento y almacenamiento, tal como se mostró en la figura 31. Además, se evitó la presencia de corrientes de aire.

Para cuantificar la posible contaminación por MPs durante el procesamiento y análisis de muestras se procesaron muestras “blancos”. Para los blancos, se utilizaron muestras de agua destilada, las cuales fueron sometidas al mismo tratamiento que las muestras extraídas de agua del arroyo, incluido el filtrado, digestión y cuantificación de los MPs. El agua destilada se obtuvo utilizando un destilador de acero inoxidable juntando el agua producida en un recipiente de vidrio. Durante todo este proceso se procuró evitar el contacto del agua con materiales plásticos. Se realizaron tres blancos, obteniendo

un promedio de 232 MPs/L, los cuales consistieron en 216 microfibras/L y 16 micropartículas/L. El largo promedio de las microfibras en los blancos fue de 667  $\mu\text{m}$ .

#### **4. Resultados obtenidos**

##### **4.1 Parámetros físico-químicos del agua del arroyo**

Para caracterizar la calidad del agua del arroyo Langueyú y sus afluentes de estudio, se determinaron distintos parámetros físico-químicos: pH, conductividad, sólidos disueltos, densidad, alcalinidad, concentración de cloruros, nitratos, sulfatos, calcio, magnesio, sodio y potasio, DQO y DBO.

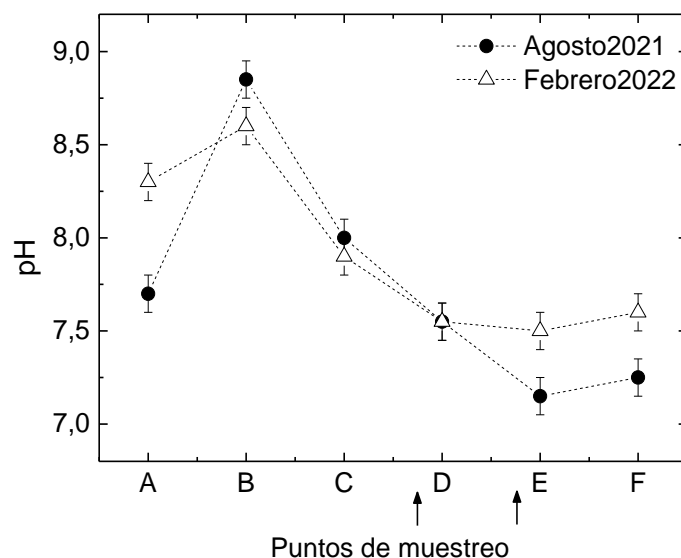
Los valores de pH medidos en los diferentes puntos de extracción para las campañas de agosto 2021 y febrero 2022 se muestran en la figura 35. Los puntos D y E se encuentran ubicados en una zona posterior a la descarga de efluentes de las plantas de tratamiento, las cuales se indican con una flecha en la figura. En la campaña de agosto 2021, la medición de pH en el primer punto de extracción A, ubicado en el afluente San Gabriel, fue de 7,7, levemente superior a la neutralidad. Luego, en el punto de extracción B, la muestra fue recogida de una de las compuertas de descarga del Lago del Fuerte. La inspección visual en el momento de toma de muestra resultó en un aspecto general turbio del agua y con un rango color verde hacia la categoría del marrón. El valor de pH medido en este punto asciende a 8,9 coincidiendo con el ambiente propicio para el desarrollo de algas que presenta el sistema de embalse. El siguiente punto de muestreo, C, corresponde a la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte a una distancia aproximada de 5 km respecto del sitio de extracción B. En este caso, la unión y mezcla de los afluentes produce un descenso en el valor de pH, resultando en 8,0.

En la toma de muestra posterior al vertido de la primera planta de tratamiento de efluentes, en el punto D, el valor de pH arrojó un resultado de 7,5. Seguidamente, en una zona posterior a la descarga de la segunda planta de tratamiento de efluentes, punto E, el valor de pH obtenido resultó en 7,1. Ambos resultados muestran un ligero corrimiento hacia el rango de la alcalinidad del agua. Se observa entonces un descenso en el pH tanto en la zona posterior a la salida de la primera planta, como también en la zona posterior a la salida de la segunda. La disminución observada en el valor de pH

corresponde al propósito, por parte de las plantas de tratamiento, de aproximarse a valores neutros de pH. Es decir, los efluentes cloacales antes de alcanzar el cuerpo receptor, deberían poseer valores de pH que oscilen entre 6,5 y 8 de acuerdo con la Ley Nacional N° 26221, Agua potable y desagües cloacales, Anexo B, normas de desagües cloacales; de lo contrario, una corriente de efluentes con pH fuera del rango permitido podría generar problemas en la población biológica del medio receptor [Normas de desagües cloacales, 2007].

Por último, en el punto F, ubicado en el cruce del arroyo Langueyú con la Ruta Provincial N° 30, a aproximadamente 3 km del punto E, el pH aumenta ligeramente a 7,2. Si bien existe un leve incremento en el valor del pH, especialmente respecto al punto E, el mismo permanece dentro de un rango cercano a la neutralidad.

Los valores de pH correspondientes a la campaña de febrero 2022, mostrados en la figura 35, muestran un comportamiento similar a la campaña anterior, pero con cambios menos pronunciados. En el punto de muestreo A se obtiene un valor de 8,3, levemente superior al valor de 7,7 de agosto 2021. Además, en los puntos E y F se obtienen valores levemente mayores a los de la campaña de agosto.



**Figura 35** – Variación del pH del agua del arroyo en los diferentes puntos de extracción de muestras para ambas campañas. Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.

Para cada muestra extraída del arroyo, se midió el valor de conductividad y sólidos disueltos totales. La conductividad, o conductividad eléctrica, es la capacidad de una solución acuosa, en este caso la muestra extraída de los diferentes puntos del arroyo y el blanco, para transportar la corriente eléctrica. Esta corriente eléctrica es conducida por los diferentes iones contenidos en la muestra. Entonces, a mayor número de iones; es decir, mayor concentración de sales disueltas, mayor es la movilidad iónica, y en consecuencia mayor es la magnitud de la conductividad eléctrica. Al referirnos a los sólidos disueltos totales, el valor nos indica una medida del contenido combinado de todas las sustancias inorgánicas y orgánicas incluidas en un líquido en forma molecular, ionizada o en forma de suspensión micro-granular.

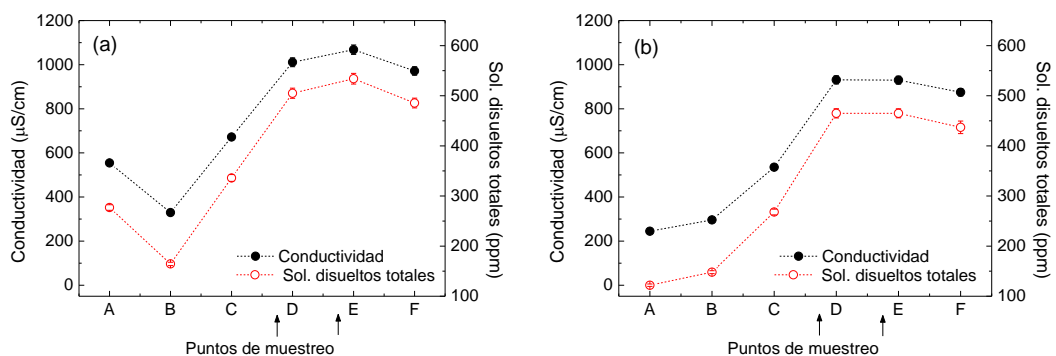
Para el blanco, el valor obtenido de conductividad resultó en  $8,5 \mu\text{S}/\text{cm}$ , respondiendo a la escasa conductividad eléctrica que presenta el agua destilada. Es decir, cuando estamos en proximidad de un agua pura, ésta no debería conducir la corriente eléctrica debido justamente a la falta de iones. Solo los iones presentes son el  $\text{H}^+$  y el  $\text{OH}^-$  por lo cual, la conductividad del agua pura es en torno a  $0,05 \mu\text{S}/\text{cm}$  [Manahan, 2010]. El valor resultante de sólidos disueltos totales para el blanco fue de 8 ppm.

Las medidas de conductividad y sólidos disueltos totales en los diferentes puntos de muestreo para ambas campañas, se presentan en la figura 36. El comportamiento que presentan es similar en ambos parámetros, con máximos definidos luego de las descargas de las plantas de efluentes líquidos en ambas campañas. En efecto, se observa un marcado crecimiento en la magnitud de los parámetros a partir del punto D, en la zona posterior a la descarga de la primera planta, mostrando un valor de conductividad de  $1011 \mu\text{S}/\text{cm}$  y sólidos disueltos totales de 505 ppm para la campaña de agosto 2021 (figura 36(a)). En la campaña de febrero 2022, también se observa este crecimiento (figura 36(b)), pero con valores levemente menores después de la descarga de la primera planta respecto a la campaña de agosto 2021. Este comportamiento muestra una importante contribución de la descarga de los efluentes de la primera planta al aumento de ambos parámetros respecto a los valores medidos en el punto C, ubicado en la confluencia de los arroyos Blanco y Del Fuerte, donde se midieron valores de  $672 \mu\text{S}/\text{cm}$  y 336 ppm en la campaña de agosto 2021 (figura 36(a)). Por lo tanto, se observa un incremento de alrededor de un 50 % en la conductividad y sólidos disueltos totales entre los puntos C y D para la campaña de agosto 2021, mientras que este incremento alcanza un 74 % para la campaña de febrero 2022.

Posteriormente, en el punto E, después de la descarga de la segunda planta, las medidas de conductividad y sólidos disueltos totales presentan un leve incremento respecto al punto D, con valores de 1068  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 534 ppm en la campaña de agosto 2021. Estos resultados muestran una contribución adicional al incremento de ambos parámetros debido a los efluentes de la segunda planta. En la campaña de febrero 2022, los valores se mantienen aproximadamente constantes entre los puntos D y E.

En el último punto de muestreo, punto F, en la intersección del arroyo Langueyú y Ruta Provincial N° 30, a aproximadamente 3 km del punto E, se midieron valores de 971,5  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 485,5 ppm para la campaña de agosto 2021. Estos valores representan una leve disminución de un 9 % en ambos parámetros respecto al punto E para la campaña de agosto 2021, y de un 6% para la campaña de febrero 2022. Este comportamiento indicaría que existe una persistencia de las sustancias del agua del arroyo Langueyú que afectan a la conductividad eléctrica entre los puntos E y F, distanciados aproximadamente 3 km.

En los puntos de muestreo anteriores a la descarga de las plantas, se observan menores valores de conductividad y sólidos disueltos, ver figura 36. En la zona del Paseo de los Españoles, punto A, se midieron valores de 554,5  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 277 ppm, mientras que, en el Dique del Fuerte, punto B, se midieron valores de 329,5  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 164,5 ppm para la campaña de agosto 2021 (figura 36(a)). Entre ambos puntos se observa una disminución en los parámetros medidos. En los valores medidos de la campaña de febrero 2022 (figura 36(b)), se observa un leve aumento entre ambos puntos.



**Figura 36** - Medidas de conductividad y sólidos disueltos totales del agua del arroyo en los diferentes puntos de extracción de muestras para las campañas de agosto 2021 (a) y febrero 2022 (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.



Para cada muestra de agua del arroyo y el blanco, se determinó la densidad utilizando la metodología indicada en la sección 3.4. Los resultados obtenidos para ambas campañas se muestran en la tabla 2. Se observan valores similares en todas las muestras, con densidades en el rango de 0,990 y 0,994 kg/L y un valor medio de 0,993 kg/L para la campaña de agosto 2021. Para la campaña de febrero 2022, se midieron densidades en el rango de 0,987 y 0,996 kg/L y un valor medio de 0,992 kg/L. Estas variaciones se encuentran dentro del rango de errores de las mediciones. Los resultados indicarían que la metodología utilizada para medir la densidad de las muestras no es lo suficientemente sensible como para determinar diferencias entre las muestras, en caso que las hubiera.

	<b>Agosto2021</b> <b>Densidad</b> <b>kg/L</b>	<b>Febrero2022</b> <b>Densidad</b> <b>kg/L</b>
<b>Blanco</b>	<b>0,994 ± 0,017</b>	<b>0,994 ± 0,017</b>
<b>Punto A</b>	<b>0,993 ± 0,017</b>	<b>0,987 ± 0,017</b>
<b>Punto B</b>	<b>0,992 ± 0,017</b>	<b>0,996 ± 0,017</b>
<b>Punto C</b>	<b>0,994 ± 0,017</b>	<b>0,995 ± 0,017</b>
<b>Punto D</b>	<b>0,993 ± 0,017</b>	<b>0,992 ± 0,017</b>
<b>Punto E</b>	<b>0,990 ± 0,017</b>	<b>0,993 ± 0,017</b>
<b>Punto F</b>	<b>0,994 ± 0,017</b>	<b>0,990 ± 0,017</b>

**Tabla 2** – Valores de densidad calculados para cada muestra y el blanco para ambas campañas.

Para los puntos de extracción de muestras C, confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte, y E, después de la descarga de la segunda planta, ubicados a una distancia de aproximadamente 2,25 km entre ellos, se midieron parámetros químicos inherentes a la calidad del agua del arroyo a partir de muestras obtenidas en la campaña de agosto 2021. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 3.

Parámetros	Punto C	Punto E
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	< 15	274
DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	10	215
Alcalinidad (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	258	392
Cloruros (mg Cl <sup>-</sup> /L)	45	95
Nitratos (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	0,92	34
Sulfatos (mg SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> /L)	14,4	21,4
Calcio (mg Ca <sup>+2</sup> /L)	28,1	28,7
Magnesio (mg Mg <sup>+2</sup> /L)	7,4	9,8
Sodio (mg Na <sup>+</sup> /L)	571	320
Potasio (mg K <sup>+</sup> /L)	16	1,2

**Tabla 3** – Parámetros químicos de calidad de agua del arroyo en los puntos C, confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte, y E, después de la descarga de la segunda planta para la campaña de agosto 2021.

Se observa una significativa diferencia entre los parámetros de calidad del agua del arroyo Languyú obtenidos en un punto antes y después de la descarga de efluentes de las plantas, principalmente respecto a los parámetros DQO y DBO. La DBO es un indicador asociado a la presencia de compuestos orgánicos biodegradables y la DQO indica la presencia de compuestos que son oxidables por vía química que no son solamente orgánicos; por ende, nos brinda información acerca de la cantidad de oxígeno que será consumido. En los puntos de muestreo ubicados en zonas posteriores a la salida de las plantas, puntos D y E, los valores de la DBO son fuertemente dependientes de los efluentes descargados por éstas al arroyo. Al mismo tiempo, las características de los efluentes están asociadas a la capacidad, diseño y operación de los sistemas de tratamiento por medios biológicos, tales como los sistemas de lodos activados, o lechos percoladores, tecnología empleada en estas plantas de tratamiento de efluentes líquidos. De esta forma, la DBO es uno de los parámetros de mayor relevancia para el control de la contaminación hídrica. La relación DBO/DQO resulta un indicador del grado de biodegradabilidad de los vertidos. En el punto E se obtiene un valor de 0,78 para esta relación, lo que indicaría que la materia orgánica presente es fácilmente removible por acción bacteriana y apropiada oxigenación [Kiely, 1999].

En el punto C de muestreo, confluencia del arroyo Blanco y del Fuerte, el valor obtenido de DBO es de 10 mg O<sub>2</sub>/L, el cual asciende a 215 mg O<sub>2</sub>/L después de la descarga de la segunda planta, punto E. En el punto C, se midió un valor de 15 mg O<sub>2</sub>/L para la DQO, el cual aumenta a 274 mg O<sub>2</sub>/L en el punto E.

Estos resultados muestran que hay una similitud en los valores obtenidos para la DBO y DQO antes de las descargas de las plantas de tratamiento y después de ellas, en detrimento de la calidad de agua del arroyo. En este sentido, la Ley Provincial N° 11.820, referente a “Agua potable y desagües cloacales”, en su anexo B, tabla 1, especifica los parámetros de calidad para descargas y límites admisibles para efluentes cloacales. Según estos requerimientos la DBO no debe superar los 50 mg O<sub>2</sub>/L; mientras que, la DQO tiene que ser inferior a 250 mg O<sub>2</sub>/L [Normas de desagües cloacales, 1996]. Los valores medidos sobrepasan estos límites en el punto E.

Respecto a la alcalinidad observada, o basicidad del agua, medida de la capacidad para neutralizar ácidos, se midió un valor de 258 mg CaCO<sub>3</sub>/L para el punto C, el cual asciende a 392 mg CaCO<sub>3</sub>/L en el punto E. El incremento observado estaría asociado a procesos relacionados con el agregado de componentes alcalinos para prevenir o amortiguar el cambio en el pH cuando se agrega ácido en la etapa de ajuste del pH en la planta. Los valores típicos de alcalinidad esperada para efluentes de agua residual doméstica varían entre 200 y 400 mg CaCO<sub>3</sub>/L, por lo que el valor medido en el punto E se encuentra dentro de tal rango [Kiely, 1999].

Los cationes de calcio y magnesio son los principales responsables que originan la dureza en el agua. Las mediciones realizadas muestran valores de 28,1 mg Ca<sup>+2</sup>/L y 7,4 mg Mg<sup>+2</sup>/L en el punto C, los cuales aumentan a 28,7 mg Ca<sup>+2</sup>/L y 9,8 mg Mg<sup>+2</sup>/L en el punto E. A partir de las mediciones obtenidas se puede estimar la dureza total del agua, considerando la concentración total de iones calcio y de iones magnesio. Esta dureza generalmente se indica por convención como masa de carbonato de calcio en miligramos por cada litro de disolución, de acuerdo a la siguiente relación [Manahan, 2010]:

$$\text{Dureza} \left( \text{mg CaCO}_3/\text{L} \right) = 2,50 [\text{Ca}^{+2}] + 4,12 [\text{Mg}^{+2}] \quad (1)$$

donde los coeficientes se obtienen a partir de la relación entre la masa del calcio y del magnesio respecto a la del carbonato de calcio.

El cálculo de la dureza para el punto C resulta en 100,7 mg CaCO<sub>3</sub>/L, el cual asciende a 112,1 mg CaCO<sub>3</sub>/L en el punto E. Los iones que provocan la dureza del agua

generalmente tienen su origen en el suelo y en las formaciones geológicas. La dureza del agua es un parámetro principalmente asociado a la calidad del recurso de agua potable con distintas clasificaciones establecidas por la Organización Mundial de la Salud (OMS). Sin embargo, el cálculo de la misma nos determina un aumento de este parámetro entre el punto C y el punto E. Teniendo como referencia el rango establecido por la OMS, los resultados para el punto C y E clasifican al agua en moderadamente dura [OMS, 2017].

En las observaciones correspondientes a la presencia de cloruros, se midió un valor de 45 mg Cl<sup>-</sup>/L para el punto C, valor que asciende a 95 mg Cl<sup>-</sup>/L en el punto E. El aumento del contenido de cloruros luego de la salida de planta, en la mayoría de los casos, es consecuencia de contaminaciones domésticas, en particular procedentes de orina y heces de los habitantes y de animales. En algunas plantas de tratamiento de efluentes líquidos, distintas formas y/o derivados de cloruros son utilizados para inhibir nutrientes esenciales en pos del crecimiento de algas [Kiely, 1999].

La concentración de nitratos muestra un valor de 0,92 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L para el punto C; mientras que, en el punto E asciende a 34 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L. Causas antropogénicas provenientes de usos domésticos, utilización de fertilizantes y usos industriales, serían los mayores responsables del incremento de esta variable en el agua de arroyo. La Ley Provincial N° 11.820, referente a “Agua potable y desagües cloacales” no establece límites permisibles de descarga de este parámetro a cursos de agua [Normas de desagües cloacales, 1996]. Las condiciones necesarias para disminuir la concentración de nitratos en las plantas de tratamiento de efluentes líquidos a límites deseables de aproximadamente 10 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L son muy complejas. Generalmente, este proceso se realiza en la etapa de tratamiento secundario en presencia de diferentes condiciones ambientales como, por ejemplo, nivel de oxígeno disuelto y bacterias nitrificantes como nitrosomonas y nitrobacter [Manahan, 2010].

Respecto a la concentración de sulfatos, se midió un valor de 14,4 mg SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>/L para el punto C, que luego asciende a 21,4 mg SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>/L en el punto E. El incremento de este parámetro generalmente se debe a actividades industriales con el vertido de estos compuestos en agua residual [Kiely, 1999].

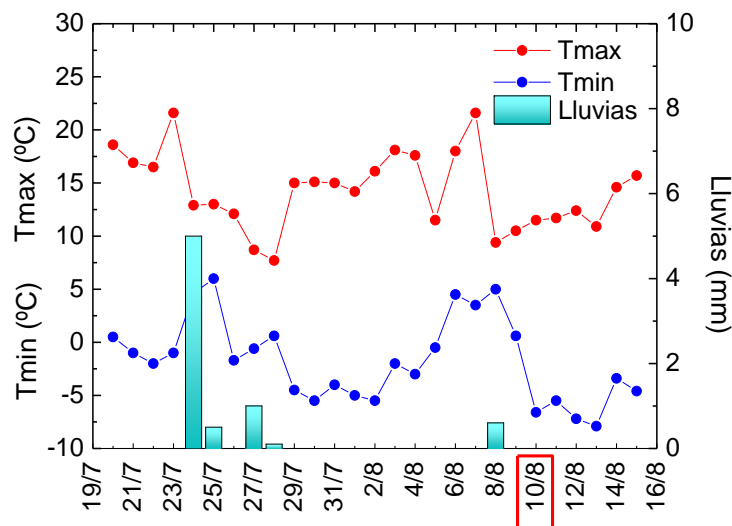
Respecto a la concentración de sodio, se midió un valor de 571 mg Na<sup>+</sup>/L para el punto C, mientras que esta concentración desciende a 320 mg Na<sup>+</sup>/L para el punto E. El sodio es uno de los elementos más abundantes ya que generalmente se encuentra en agua como diversas sales, cloruros, sulfatos, silicatos, etc. Justamente debido a su alta

solubilidad, es uno de los cationes más frecuentemente encontrados en el análisis de agua de esta naturaleza [Manahan, 2010].

La concentración de potasio en el punto C es de 16 mg K<sup>+</sup>/L; mientras que, en el punto E, este valor desciende a 1,2 mg K<sup>+</sup>/L. La Ley Provincial N° 11.820, referida a “Agua potable y desagües cloacales” no establece límites permisibles de descarga de este parámetro a cursos de agua [Normas de desagües cloacales, 1996].

#### 4.2 Características meteorológicas

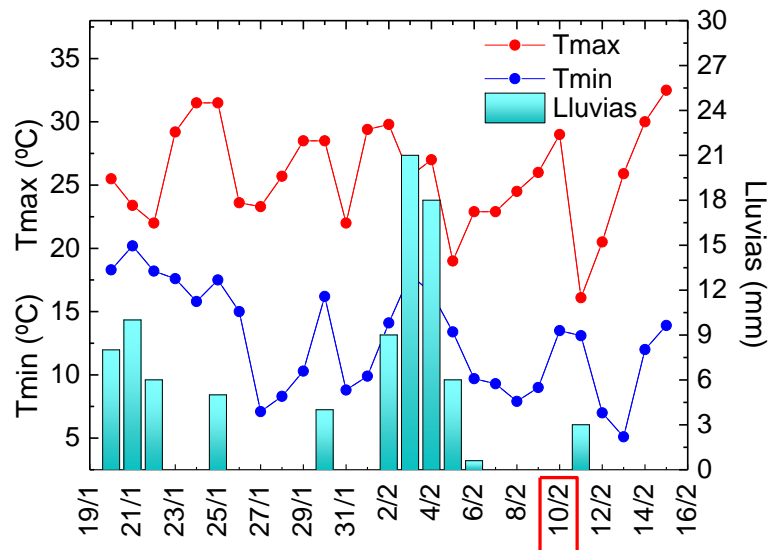
Al analizar la componente meteorológica en la fecha que se realizó la primera toma de muestras en los distintos puntos de los arroyos, 10 de agosto 2021, nos encontramos con variables sinópticas que responden al último tramo del invierno. Es decir, no se observan apartamientos destacados de los valores de temperatura y precipitación respecto a los registros esperados. En este contexto, el comportamiento de las temperaturas y el escaso régimen de lluvias, no ejercerían influencia significativa en las propiedades de las muestras extraídas ni en el proceso de recolección de las mismas. La figura 37 muestra las oscilaciones de temperatura, mínima y máxima, al igual que las lluvias registradas para el período desde el 20 de julio al 15 de agosto 2021 [SMN, 2022].



**Figura 37** – Variación de la temperatura, máxima y mínima, y registro de precipitaciones diarias en el período comprendido entre el 20 de julio y 15 de agosto 2021 para la ciudad de Tandil.

En los días previos a la jornada de toma de muestras no se registraron precipitaciones significativas en el partido de Tandil que pudieran afectar la escorrentía de los arroyos de interés. La figura 37 muestra un registro de solo 0,6 mm dos jornadas previas al día de toma de muestras. Por su parte, los valores de temperatura, presentan oscilaciones típicas del período invernal con considerable amplitud térmica. Puntualmente, en la jornada del 10 de agosto 2021, el valor de temperatura mínima acusó  $-6,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ , confiriendo el amanecer más frío de los primeros 10 días de agosto. El registro de temperatura máxima luego ascendió a  $11,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ . La temperatura ambiente registrada en las horas de recolección de las muestras, antes del mediodía, rondaba los  $8\text{ }^{\circ}\text{C}$ .

La fecha en la que se realizó la segunda toma de muestras en los distintos puntos de los arroyos incumbe al estadio estival, 10 de febrero 2022. En este contexto, el registro de valores mínimos y máximos son propios de la estación sin que se presenten corrimientos destacados del régimen térmico esperado. Respecto al comportamiento de las precipitaciones, el mismo fue escaso para el período de interés. La figura 38 muestra las oscilaciones de temperatura, mínima y máxima, al igual que las lluvias registradas para el período desde el 19 de enero al 16 de febrero 2022 [SMN, 2022].



**Figura 38** – Variación de la temperatura, máxima y mínima, y registro de precipitaciones diarias en el período comprendido entre el 19 de enero y 16 de febrero de 2022 para la ciudad de Tandil.

Días previos a la jornada de toma de muestras se registraron precipitaciones entre las jornadas del 02 y 06 de febrero, con un acumulado total en este período de 54,6 mm y un valor máximo el día jueves 03 de 21 mm; es decir, la jornada de mayor cantidad de agua caída registrada ocurrió una semana antes del día seleccionado para la toma de muestra. Los valores de temperatura observados, responden a oscilaciones típicas de la estación veraniega con temperaturas máximas en general en torno a 25 °C con extremos de poco más de 30 °C, y registros mínimos que oscilan los 15 °C con algunos descensos típicos de la región, alcanzando los 5 – 7 °C. En la jornada del 10 de febrero, el valor observado de temperatura mínima fue de 13,5 °C; mientras que, la temperatura máxima alcanzó 29 °C. La temperatura ambiente por la mañana del día rondaba los 22 °C, período en el cual se realizó la recolección de muestras. El escenario termo hídrico mencionado en el partido de Tandil para el período en consideración, no influiría significativamente en la dinámica de los arroyos de interés para la toma de muestra.

#### **4.3 Reconstrucción del perfil del arroyo y velocidad de la corriente**

En los puntos de extracción de muestras se reconstruyó esquemáticamente el perfil del arroyo a partir de las mediciones realizadas. Se tuvo en consideración la estructura propia del arroyo, poca profundidad y caudal, lecho con sedimentos barrosos y grava, márgenes imprecisos o difusos, respondiendo precisamente al carácter anisotrópico del mismo. Estas particularidades resultaron en una experiencia de considerable complejidad.

La reconstrucción del perfil del arroyo se realizó para los puntos de toma de muestra C, confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte; D, luego de la salida de descarga de la primera planta de tratamiento; E, posterior al vertido de descarga de la segunda planta y F, intersección del arroyo Langueyú y la Ruta Provincial N° 30.

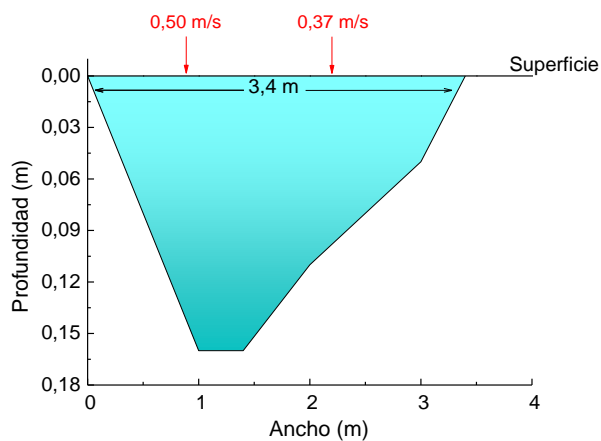
En el punto C, la muestra fue recolectada a aproximadamente 10 m de la intersección de los afluentes; es decir, en la parte inicial del arroyo Langueyú. En la figura 39 se observa la zona de interés comprendida por los afluentes Blanco y Del Fuerte y el inicio del arroyo Langueyú, se presenta la ubicación del sitio de toma de muestra C y la medición del ancho aproximado en el lugar de recolección de la muestra de agua para la campaña de agosto 2021. Para esta primera campaña, el ancho medido

aproximado en el lugar de toma de muestra fue de 3,4 m, con una profundidad máxima medida de 0,16 m. La figura 40 muestra la reconstrucción del perfil del arroyo para la campaña de agosto 2021 en base a las medidas obtenidas, y se indican las velocidades medidas.



**Figura 39** – Sitio de toma de muestra C, ubicado en la zona de la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte. Imagen correspondiente a la campaña de agosto 2021.

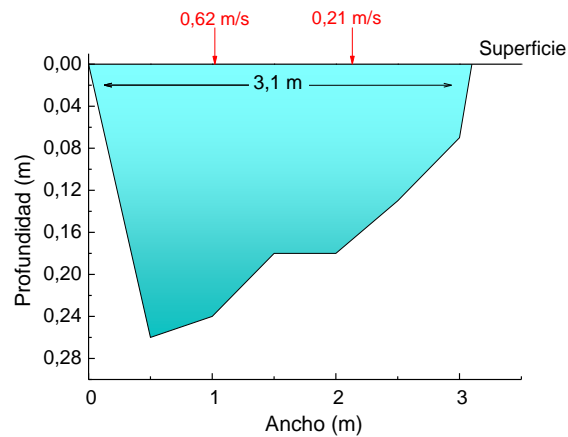
Elaboración propia.



**Figura 40** – Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra C, ubicado en la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte para la campaña de agosto 2021. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos.

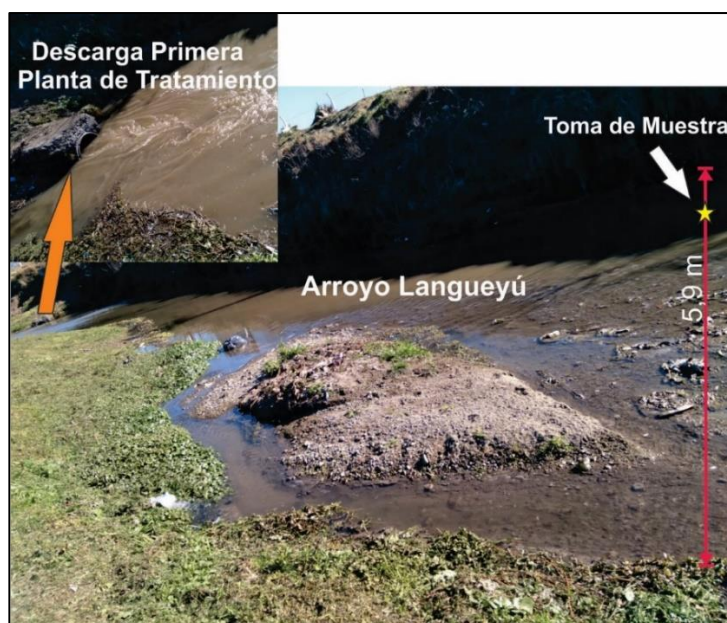


En la figura 41 se muestra la reconstrucción del perfil del arroyo para la campaña de febrero 2022 en base a las medidas obtenidas, y se indican las velocidades medidas. Para esta segunda campaña, el ancho medido aproximado en el lugar de toma de muestra fue de 3,1 m, con una profundidad máxima medida de 0,26 m.

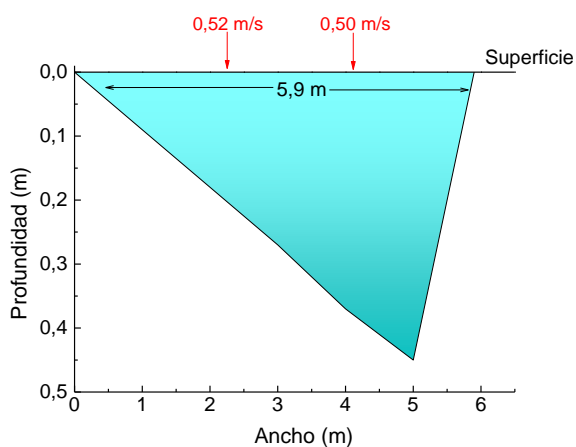


**Figura 41** – Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra C, ubicado en la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte para la campaña de febrero 2022. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos.

La extracción de muestra en el punto D, se realizó a una distancia aproximada de 14 m luego de la salida del efluente líquido. En la figura 42 se observa la zona de interés comprendida por el cauce del arroyo Langueyú, el sitio de salida del efluente líquido de la primera planta, se presenta la ubicación de toma de muestra y la medición del ancho aproximado en el lugar de recolección de la muestra de agua para la campaña de agosto 2021. La figura 43 muestra la reconstrucción del perfil del arroyo en base a las medidas obtenidas, y se indican las velocidades medidas. El ancho medido fue de aproximadamente 5,9 m, con una profundidad máxima medida de 0,45 m.

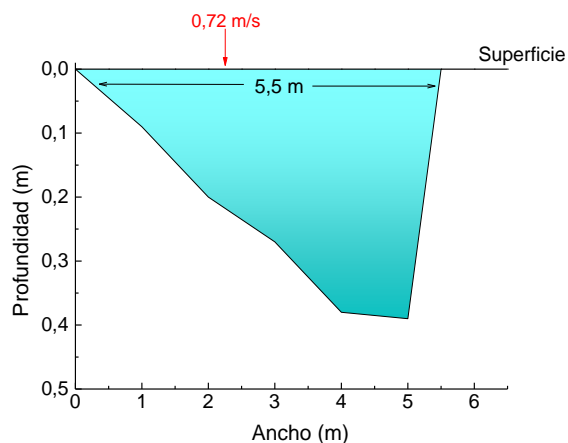


**Figura 42** - Sitio de toma de muestra D, luego de la salida de la descarga de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos, correspondiente a la campaña de agosto 2021. Se observa en la parte superior izquierda una ampliación de la salida del efluente líquido. Elaboración propia.



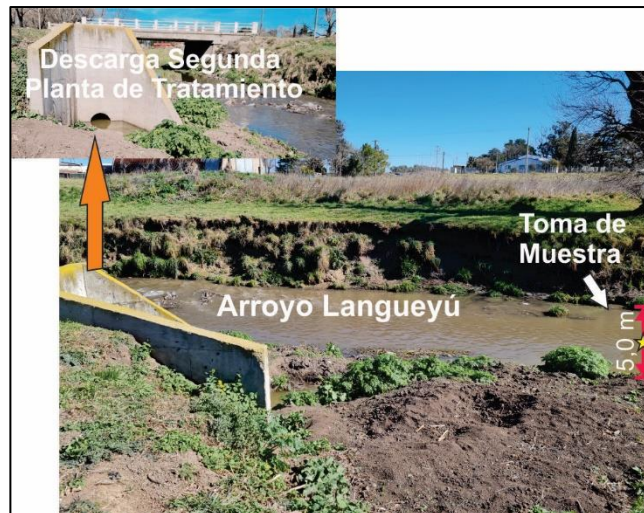
**Figura 43** - Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra D, luego de la salida de la descarga de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos para la campaña de agosto 2021. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos.

La figura 44 muestra la reconstrucción del perfil del arroyo en base a las medidas obtenidas para la campaña de febrero 2022, y se indican las velocidades medidas. El ancho medido fue de aproximadamente 5,5 m, con una profundidad máxima medida de 0,39 m.

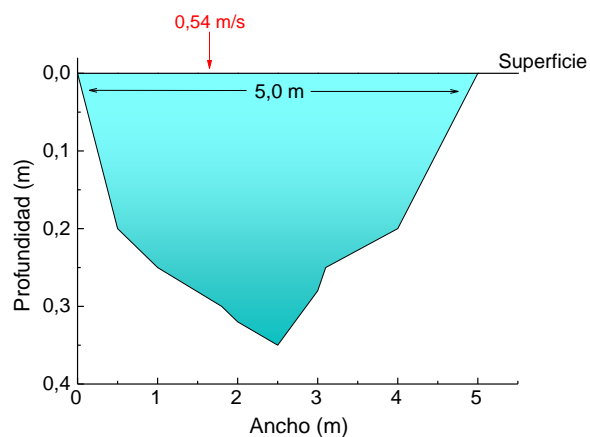


**Figura 44** - Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra D, luego de la salida de la descarga de la primera planta de tratamiento de efluentes líquidos para la campaña de febrero 2022. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos.

En el punto E, la recolección de la muestra se realizó a aproximadamente 8 m del lugar de salida del efluente. En la figura 45 se observa la zona de interés comprendida por la trayectoria del arroyo Langueyú, el sitio de salida del efluente líquido de la segunda planta, se presenta la ubicación de toma de muestra y la medición del ancho aproximado del arroyo en el lugar de recolección de la muestra de agua, correspondiente a la campaña de agosto 2021. El ancho medido aproximado en el lugar de toma de muestra para esta campaña fue de 5 m, con una profundidad máxima medida de 0,35 m. La figura 46 muestra la reconstrucción del perfil del arroyo en base a las medidas obtenidas, y se indican las velocidades medidas para la primera campaña.

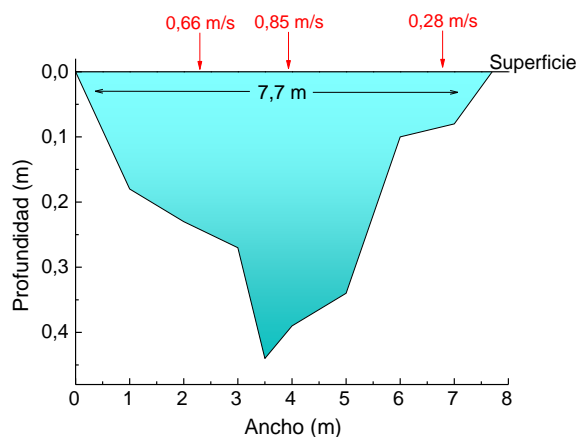


**Figura 45** - Sitio de toma de muestra E, posterior al vertido de la segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos correspondiente a la campaña de agosto 2021. Se observa en la parte superior izquierda una ampliación de la salida del efluente líquido. Elaboración propia.



**Figura 46** - Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra E, posterior al vertido de la segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos para la campaña de agosto 2021. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos.

La figura 47 muestra la reconstrucción del perfil del arroyo para la campaña de febrero 2022 en base a las medidas obtenidas, y se indican las velocidades medidas. El ancho medido aproximado en el lugar de toma de muestra para esta campaña fue de 7,7 m, con una profundidad máxima medida de 0,44 m.



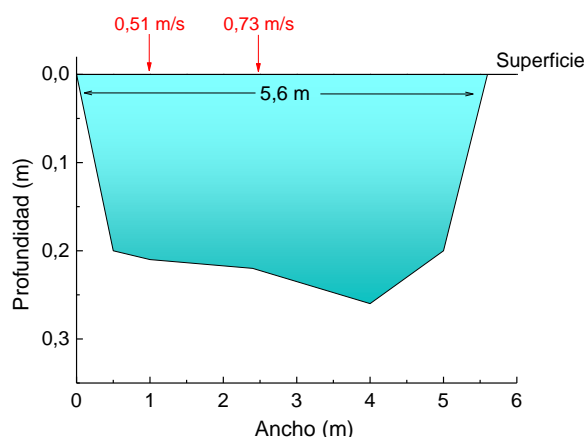
**Figura 47** - Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra E, posterior al vertido de la segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos para la campaña de febrero 2022. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos.

En la figura 48 se observa la zona de interés del punto de extracción F, comprendida por la trayectoria del arroyo Langueyú, correspondiente a la campaña de agosto 2021, se representa la ubicación de toma de muestra y la medición del ancho aproximado del arroyo en el lugar de recolección de la muestra de agua. La figura 49 muestra la reconstrucción del perfil del arroyo para esta primera campaña, en base a las mediciones obtenidas, y se indican las velocidades medidas. El ancho medido aproximado en el lugar de toma de muestra fue de 5,6 m, con una profundidad máxima medida de 0,26 m.



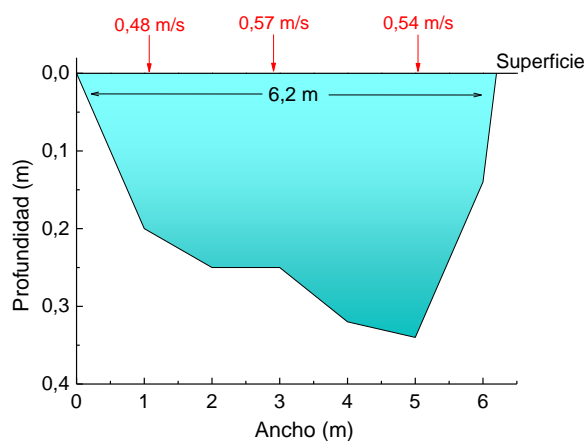
**Figura 48** - Sitio de toma de muestra F, ubicado en la intersección del arroyo Langueyú y la Ruta Provincial N° 30, correspondiente a la campaña de agosto 2021.

Elaboración propia.



**Figura 49** - Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra F, en la intersección del arroyo Langueyú y la Ruta Provincial N° 30 para la campaña de agosto 2021. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos.

La figura 50 muestra la reconstrucción del perfil del arroyo para la campaña de febrero 2022, en base a las mediciones obtenidas, y se indican las velocidades medidas. El ancho medido aproximado en el lugar de toma de muestra fue de 6,2 m, con una profundidad máxima medida de 0,34 m.



**Figura 50** - Reconstrucción del perfil del arroyo en el sitio de toma de muestra F, en la intersección del arroyo Langueyú y la Ruta Provincial N° 30 para la campaña de febrero 2022. Se indican las velocidades medidas en distintos puntos.

En el punto A, Paseo de los Españoles, se extrajo la muestra de agua sin determinar el perfil del arroyo, debido principalmente a la carencia de límites definidos y escasa profundidad.

En el punto de extracción B, la muestra fue recogida de una de las compuertas pertenecientes al Dique del Fuerte. El dique consta de 20 compuertas y, en las fechas de toma de muestras, solo estaban habilitadas 2 de ellas. Se seleccionó la compuerta de mayor flujo del recurso al momento de extracción. En la figura 51, se observa la zona de interés comprendida por el Dique del Fuerte, las distintas compuertas que regulan el flujo de agua y el punto de toma de muestra, correspondiente a agosto 2021.



**Figura 51** - Sitio de toma de muestra B. Se observan las distintas compuertas que regulan el sistema de embalse del Lago del Fuerte y el punto de toma de muestra de agua, correspondiente a la campaña de agosto 2021. Elaboración propia.

#### **4.4 Determinación del caudal del arroyo**

Con la utilización de los valores calculados de la velocidad de corriente en la superficie de agua y la reconstrucción del perfil del arroyo en los diferentes sitios de extracción de muestras, se determinó el caudal del arroyo en los puntos de muestreo C, D, E y F.

Para los puntos de toma de muestra A y B, el cálculo del caudal se realizó mediante el método volumétrico.

El caudal de los arroyos involucrados en el sistema de estudio en todos los puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021 se representa en la figura 52. Los valores calculados oscilan entre un mínimo de  $0,002 \text{ m}^3/\text{s}$  y un caudal máximo de  $0,794 \text{ m}^3/\text{s}$ , correspondiendo a los puntos A y D respectivamente.

En el punto B, se produce un incremento en el valor del caudal respecto al punto de partida A. Éste asciende a  $0,111 \text{ m}^3/\text{s}$ , debido al sistema de embalse del Lago del Fuerte, fuente de recepción de afluentes.

En el punto C, aproximadamente a 5 km del punto B, el caudal se incrementa respecto a los puntos anteriores. La suma de los dos afluentes, arroyo Blanco y arroyo Del Fuerte, y posibles descargas extras en la zona entubada del arroyo Del Fuerte, determinan un caudal de  $0,168 \text{ m}^3/\text{s}$ .

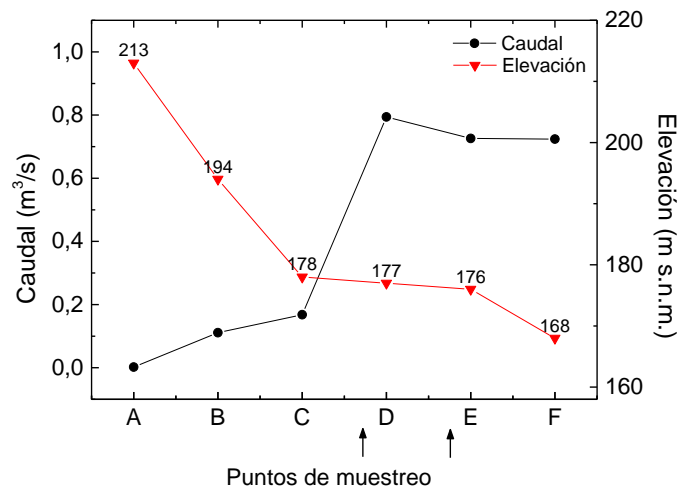
Luego, en el punto D, a aproximadamente 0,15 km del punto de toma de muestra C, el caudal del arroyo Languyú aumenta a un valor de  $0,794 \text{ m}^3/\text{s}$ . Se evidencia la gran influencia de la descarga de la primera planta sobre el caudal del arroyo.

Seguidamente, en el punto de toma de muestra E, a aproximadamente 2 km de distancia del punto D, el valor del caudal desciende ligeramente a  $0,726 \text{ m}^3/\text{s}$ . La alta sinuosidad del arroyo, especialmente entre los puntos C y D, el escaso gradiente de elevación entre los puntos y la consecuente acumulación de sedimentos, promovería una disminución del caudal en el sitio de muestreo, a pesar del aporte de la descarga de la segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos.

Por último, en el sitio de toma de muestra F, a aproximadamente 3 km del punto E, el valor del caudal disminuye ligeramente, llegando a un valor de  $0,724 \text{ m}^3/\text{s}$ .

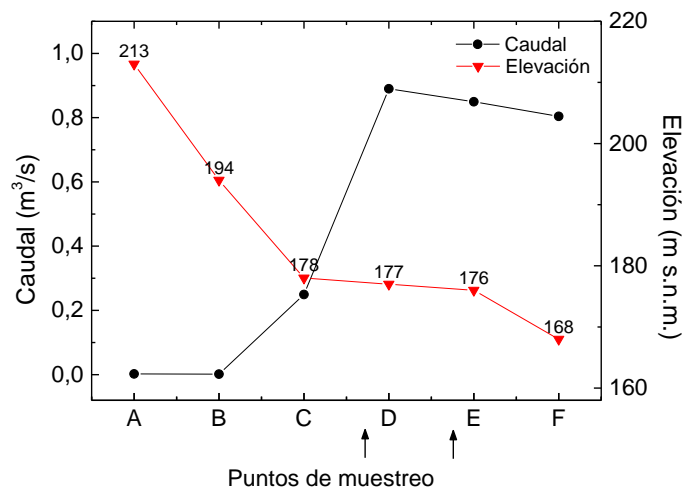
En la figura 52 también se muestran los valores de elevación del terreno para los diferentes puntos de muestreo. Entre el punto C y el punto E, existe una distancia de aproximadamente 4,25 km. En este trayecto, desde el origen del arroyo Languyú hasta proximidades de la salida de la descarga de la segunda planta, la disminución en la elevación del terreno aguas abajo es de aproximadamente 2 m. Esta leve disminución en la elevación del terreno en un extenso trayecto resulta favorable para la acumulación de sedimentos.





**Figura 52** – Caudal del arroyo y valores de elevación del terreno para los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021. Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.

El caudal de los arroyos involucrados en el sistema de estudio en todos los puntos de muestreo para la campaña de febrero de 2022 se representa en la figura 53. El caudal tiene un comportamiento similar a aquel encontrado en la primera campaña, con un valor mínimo de 0,002 m³/s en el punto A y un caudal máximo de 0,89 m³/s en el punto D. En el punto B se obtuvo un caudal similar a aquel encontrado en el punto A.



**Figura 53** – Caudal del arroyo y valores de elevación del terreno para los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022. Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.

#### 4.5 Cuantificación de MPs

Para los puntos de extracción de las muestras, se realizó la cuantificación de microfibras y micropartículas mayores a 100  $\mu\text{m}$ . Por cada punto de muestreo, se analizaron al menos 3 gotas. La concentración de MPs/L encontrada en cada punto de extracción para la campaña de agosto 2021 se muestra en la figura 54(a), donde cada valor corresponde al promedio de todas las cuantificaciones de ese punto. En la figura 54(b) se muestra una ampliación de escala de los puntos de muestreo A, B y C, para una mejor visualización de estos valores.

En el punto A se encontró una concentración de 493 MPs/L. Este valor es aproximadamente el doble de los MPs encontrados en el blanco, sección 3.7. La diferencia correspondería a la contribución de actividades antropogénicas dada por la zona urbano turística del Paseo de los Españoles.

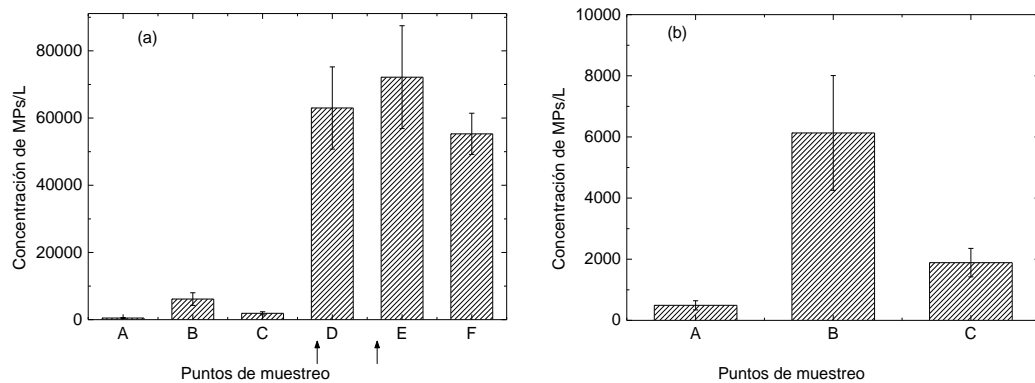
En el punto B, la concentración asciende a 6130 MPs/L. En este caso, el aumento es poco más de 12 veces la concentración encontrada en el punto A. Al realizar el test Anova entre las concentraciones encontradas en los puntos A y B, se obtiene un valor de  $p=0,04$ , el cual indicaría que las diferencias entre ambos puntos son significativas ( $p<0,05$ ). Nuevamente la actividad antropogénica es una de las mayores causantes del marcado incremento en la cantidad de MPs, probablemente debido a que la zona del Dique del Fuerte es de gran afluencia de personas, tanto de turistas provenientes de otras zonas del país como de los propios habitantes de Tandil.

En el punto C, la concentración desciende a 1888 MPs/L. Cabe recordar, que la distancia entre el punto B y C es de aproximadamente 5 km y, en casi la totalidad de este tramo, el arroyo Del Fuerte se encuentra entubado, disminuyendo en parte la contribución antropogénica. Además, en el punto C, la confluencia de los arroyos Blanco y Del Fuerte podría ocasionar una dilución en la concentración. De acuerdo a los resultados obtenidos del test Anova, se encontró que esta variación no sería significativa entre las concentraciones medidas en los puntos B y C, con  $p=0,09$ .

En el sitio de muestreo D, la concentración asciende a 62993 MPs/L, con un valor  $p$  del test Anova de  $7,3 \cdot 10^{-4}$  entre los puntos C y D. En este punto se evidencia claramente el aporte de la descarga de la primera planta de tratamiento.

Luego, en el punto E, posterior a la salida de efluentes de la segunda planta, el valor de la concentración de MPs nuevamente se incrementa, alcanzando 72169 MPs/L. Esta concentración es el valor máximo de MPs/L medido para la campaña de agosto 2021.

Por último, en el punto F, a aproximadamente 3 km del punto E, la cantidad desciende a 55305 MPs/L. Sin embargo, los resultados del test Anova indicarían que no existe una diferencia significativa entre las concentraciones medidas entre los puntos D y E ( $p=0,54$ ) y entre los puntos E y F ( $p=0,31$ ).



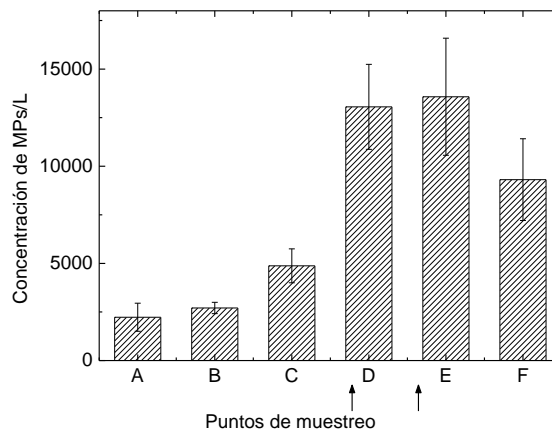
**Figura 54** – Concentración de MPs/L en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021 (a); ampliación de escala en los puntos de muestreo A, B y C (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.

La concentración de MPs/L encontrada en cada punto de extracción para la campaña de febrero 2022 se muestra en la figura 55. En el punto A se encontró una concentración de 2228 MPs/L, casi 5 veces la concentración medida en el mismo punto para la campaña de agosto 2021. En el punto B, la concentración asciende levemente a 2706 MPs/L y luego a 4874 MPs/L en el punto C. Sin embargo, estos aumentos no pueden ser considerados como significativos si se consideran las varianzas de las mediciones, de acuerdo a los valores obtenidos del test Anova entre los puntos A y B ( $p=0,54$ ) y entre los puntos B y C ( $p=0,05$ ).

En el sitio de muestreo D, la concentración asciende a 13056 MPs/L, con un valor p del test Anova de 0,01 entre los puntos C y D, evidenciándose nuevamente el aporte de la descarga de la primera planta de tratamiento.

Luego, en el punto E, posterior a la salida de efluentes de la segunda planta, el valor de la concentración aumenta levemente a 13577 MPs/L y posteriormente disminuye a 9311 MPs/L en el punto F. Sin embargo, de acuerdo a los resultados del test Anova,

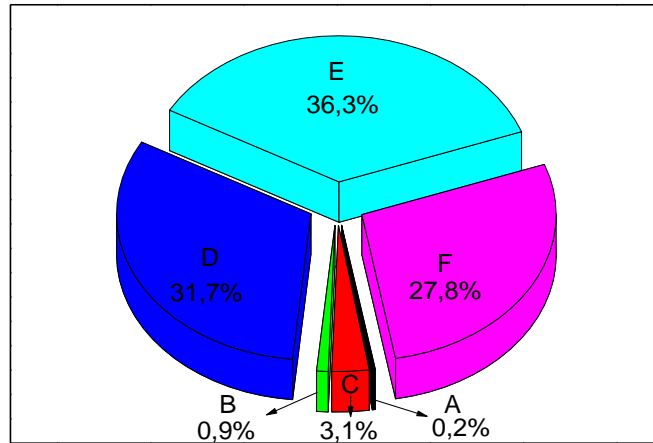
estas variaciones no pueden ser consideradas como significativas, con valores de  $p=0,89$  entre los puntos D y E, y de  $p=0,20$  entre los puntos E y F.



**Figura 55** – Concentración de MPs/L en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022. Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.

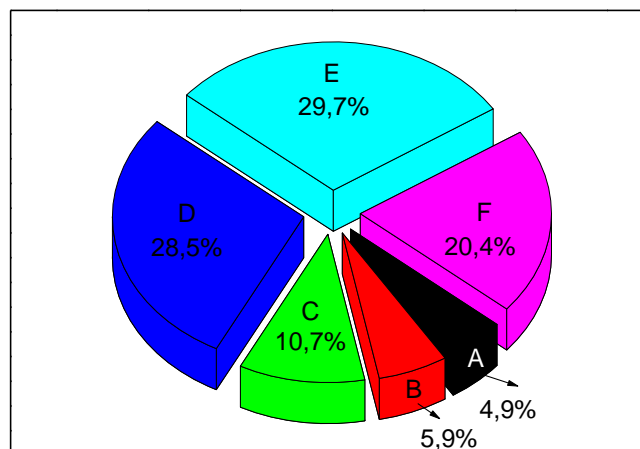
Un análisis comparativo de las concentraciones obtenidas en ambas campañas, considerando las condiciones meteorológicas, parámetros físicos, caudal y perfil del arroyo, será realizado en la sección de análisis de resultados.

Al considerar la cantidad total de MPs encontrados en el agua del arroyo para la campaña del mes de agosto 2021, la contribución del punto A representa el 0,2 %. El punto de toma de muestra B, la salida del Dique del Fuerte es 0,9 % del total. En la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte, punto C, el porcentaje es de 3,1 %. Luego de la salida de la descarga de la primera y segunda planta de tratamiento, la contribución al total de MPs es de 31,7 % y 36,3 %, respectivamente. Por último, el porcentaje respecto al total de MPs encontrado para el punto F es de 27,8 %. En la figura 56 se observan los distintos porcentajes de contribución de cada punto de muestreo al total de MPs encontrados en el agua del arroyo para la campaña de agosto 2021.



**Figura 56** – Porcentajes de contribución de cada punto de muestreo al total de MPs encontrados en el agua del arroyo para la campaña de agosto 2021.

En la figura 57 se observan los distintos porcentajes de contribución de cada punto de muestreo al total de MPs encontrados en el agua del arroyo para la campaña de febrero 2022. Al considerar la cantidad total de MPs encontrados en el agua del arroyo para esta campaña, la contribución del punto A representa el 4,9 %. El punto de toma de muestra B, la salida del Dique del Fuerte es 5,9 % del total. En la confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte, punto C, el porcentaje es de 10,7 %. Luego de la salida de descarga de la primera y segunda planta de tratamiento, la contribución al total de MPs es de 28,5 % y 29,7 %, respectivamente. Por último, el porcentaje respecto al total de MPs encontrado para el punto F es de 20,4 %.



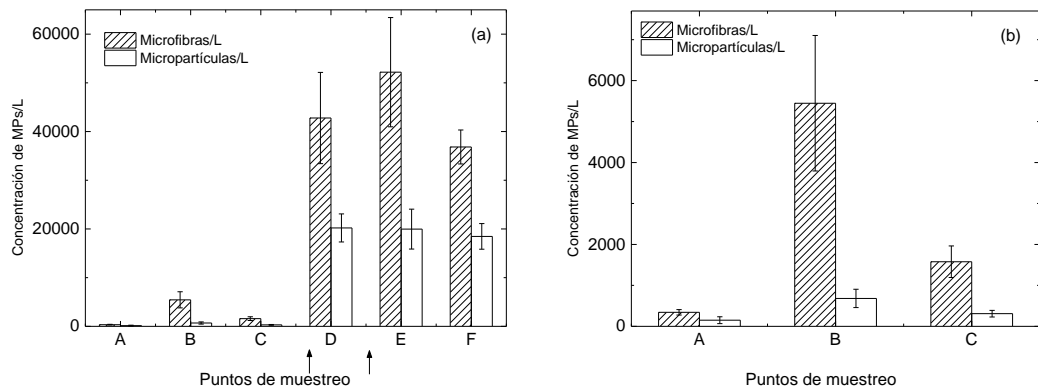
**Figura 57** – Porcentajes de contribución de cada punto de muestreo al total de MPs encontrados en el agua del arroyo para la campaña de febrero 2022.

Es notoria la contribución de MPs al agua del arroyo por parte de las plantas de tratamiento. Claramente queda manifestada si comparamos el punto de muestreo C, confluencia de los arroyos Blanco y Del Fuerte, con los puntos D y E, posterior a la salida de la descarga de la primera y segunda planta de tratamiento respectivamente. Como mencionamos, por ejemplo, para la campaña de agosto 2021, en el punto C se encontraron 1888 MPs/L, los cuales aumentan a 62993 MPs/L en el punto D y luego se incrementa a 72168 MPs/L para el punto E. Si consideramos al punto C como referencia inicial de comparación, la descarga de la primera planta de tratamiento adiciona al agua del arroyo poco más de 61000 MPs/L y aproximadamente 9100 MPs/L corresponden a la descarga de la segunda planta de tratamiento.

Los resultados para cada punto de muestreo separados en microfibras y micropartículas para la campaña de agosto 2021 se muestran en la figura 58(a). En la figura 58(b) se amplía la escala para observar con mayor detalle la concentración de microfibras y micropartículas para los puntos de muestreo A, B y C.

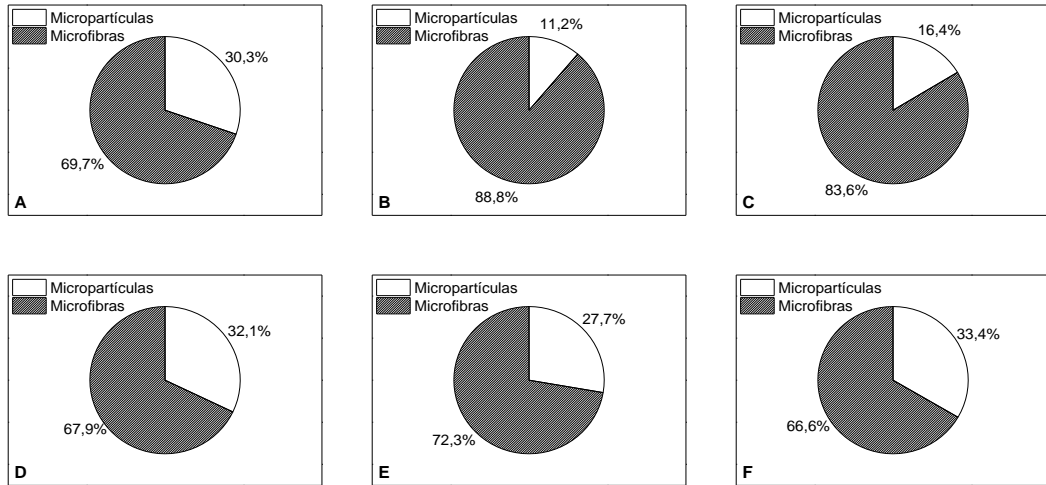
En todos los puntos de muestreo, la concentración de microfibras/L es superior a la de micropartículas/L. Respecto a los primeros puntos, se observa un aumento de la cantidad de microfibras entre los puntos A y B, alcanzando un valor de 5448 microfibras/L. Luego, en el punto C se observa una leve disminución hasta un valor de 1578 microfibras/L. Sin embargo, de acuerdo a los resultados del test Anova, esta disminución entre los puntos B y C no puede considerarse como significativa ( $p=0,08$ ). Después de la descarga de la primera planta, la concentración aumenta a 42782 microfibras/L. Posterior a la descarga de la segunda planta, la concentración aumenta a 52203 microfibras/L en el punto E y luego disminuye levemente a 36831 microfibras/L en el punto F. De acuerdo al test Anova, estas leves variaciones no pueden considerarse como significativas entre los puntos D y E ( $p=0,26$ ) y entre los puntos E y F ( $p=0,26$ ).

La concentración de micropartículas en los primeros puntos entrega valores menores a 700 micropartículas/L (figura 58), sin diferencias significativas entre los puntos, de acuerdo a los resultados del test Anova. Posteriormente de la descarga de la primera planta se observa un aumento hasta 20211 micropartículas/L en el punto D. Después de la descarga de la segunda planta y en la intersección con la Ruta 30, no se observan variaciones significativas de las concentraciones de micropartículas/L, lo cual se ve corroborado por los resultados del test Anova ( $p=0,96$  entre los puntos D y E, y  $p=0,77$  entre los puntos E y F).



**Figura 58** – Concentración de MPs/L discriminado en microfibras y micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021 (a); ampliación de escala en los puntos de muestreo A, B y C (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.

En la figura 59 se presenta el porcentaje de microfibras y micropartículas encontradas en cada punto de toma de muestra de agua del arroyo para la campaña de agosto 2021. En el punto A, aproximadamente el 69,7 % de los MPs encontrados son microfibras; mientras que, el restante 30,3 % son micropartículas. En el punto B, la contribución de microfibras representa un 88,8 % del total de MPs. Para el punto C, en la confluencia de los arroyos Blanco y Del Fuerte a 5 km del punto B, el porcentaje de microfibras es de 83,6 %. En el punto D, luego de la salida de la descarga de la primera planta de tratamiento, las microfibras constituyen el 67,9 % del total de MPs, porcentaje que se mantiene aproximadamente constante en el punto E, después de la salida de descarga de la segunda planta de tratamiento. Por último, para el punto F, a aproximadamente 3 km del punto E, el porcentaje de microfibras desciende a un 66,6 % del total de MPs.



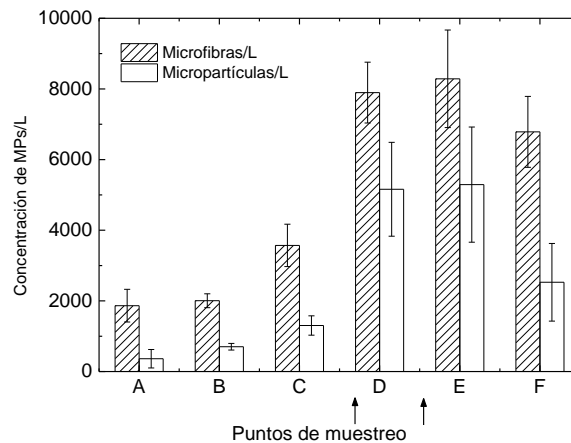
**Figura 59** – Porcentaje de microfibras y micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021.

En la figura 60 se muestran los resultados para cada punto de muestreo separados en microfibras y micropartículas para la campaña de febrero 2022. Al igual que para la campaña anterior, en todos los puntos de muestreo, la concentración encontrada de microfibras/L es superior a la de micropartículas/L. Al considerar la concentración de microfibras encontradas en el agua del arroyo para esta campaña, se observa un valor prácticamente constante en torno a 2000 microfibras/L entre los puntos A y B. Posteriormente, en el punto C se observa un incremento hasta un valor de 3571 microfibras/L. Sin embargo, de acuerdo a los resultados del test Anova, este incremento entre los puntos B y C no puede considerarse como significativo ( $p=0,08$ ). Al referirnos a la concentración luego de la primera planta de tratamiento, el valor aumenta a 7896 microfibras/L que, posterior a la segunda planta de tratamiento, nuevamente vuelve a aumentar a 8286 microfibras/L. Por último, en el punto F la concentración disminuye a 6784 microfibras/L. De acuerdo al test Anova, estas variaciones no pueden considerarse como significativas entre los puntos D y E ( $p=0,84$ ) y entre los puntos E y F ( $p=0,39$ ).

Al referirnos a la concentración de micropartículas (figura 60), en el punto A el valor observado es de 363 micropartículas/L. Luego para los puntos B y C las concentraciones aumentan a 701 micropartículas/L y 1303 micropartículas/L, respectivamente. Sin embargo, este incremento no representaría diferencias significativas de acuerdo al test Anova entre los puntos A y B ( $p=0,29$ ) y entre los puntos B y C ( $p=0,13$ ). Luego de la descarga de la primera planta de tratamiento, el

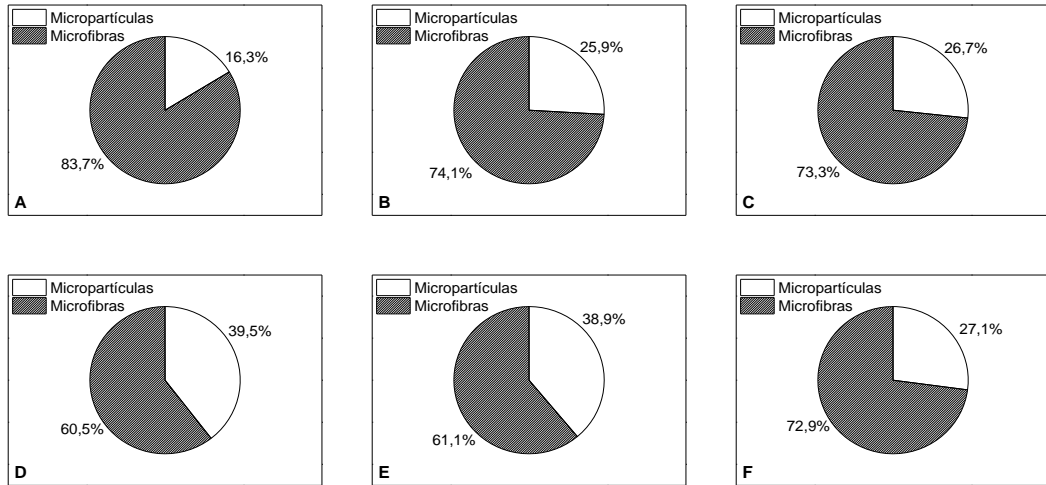


valor de concentración asciende a 5159 micropartículas/L y, nuevamente después de la segunda planta, el valor de concentración aumenta a 5290 micropartículas/L. Para el punto F la concentración disminuye prácticamente a la mitad del punto E, resultando en 2526 micropartículas/L. Sin embargo, de acuerdo a los resultados del test Anova, estas variaciones no pueden considerarse como significativas entre los puntos D y E ( $p=0,95$ ) y entre los puntos E y F ( $p=0,18$ ).



**Figura 60** – Concentración de MPs/L discriminado en microfibras y micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022. Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.

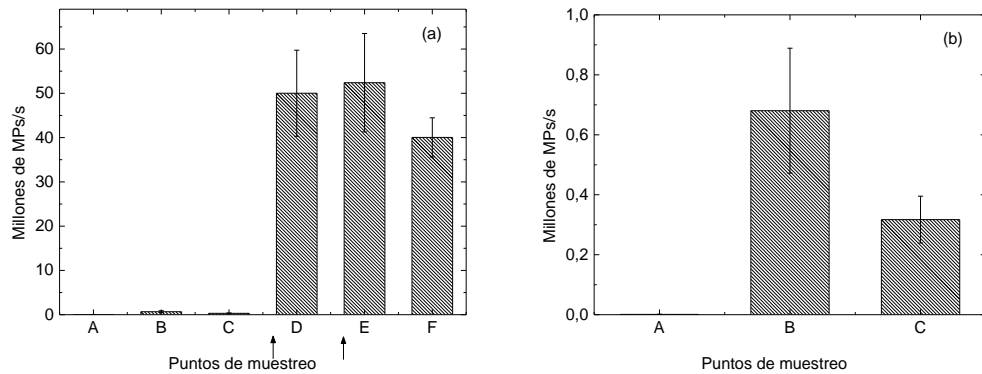
El porcentaje de microfibras y micropartículas encontradas en cada punto de toma de muestra de agua del arroyo para la campaña de febrero 2022 se observa en la figura 61. En el punto A, la contribución de microfibras representa un 83,7 % del total de MPs y un 16,3 % pertenece a micropartículas. Para el punto B, aproximadamente el 74,1 % de los MPs encontrados son microfibras mientras que, el restante 25,9 % son micropartículas. En el punto C el porcentaje de microfibras constituye el 73,3 % del total de los MPs. Luego de la salida de la descarga de la primera planta de tratamiento, punto D, el porcentaje de microfibras es de 60,5 % el cual es similar al observado para el punto E, con 61,1 %. En el punto F, las microfibras representan el 72,9 % del total de MPs y el restante 27,1 % es debido a la presencia de micropartículas.



**Figura 61** – Porcentaje de microfibras y micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022.

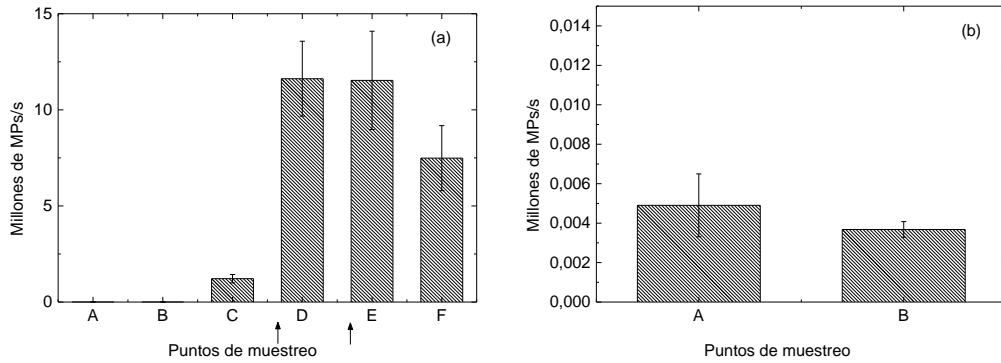
Para hacerse una idea de la magnitud de la contaminación por MPs encontrada en el arroyo bajo estudio, se determinó para ambas campañas la concentración de MPs por segundo, utilizando el caudal estimado en cada punto. Esta concentración nos da una imagen instantánea de la cantidad de MPs que están pasando en los distintos puntos de muestreo. En figura 62(a) se presenta la concentración, en unidad de millón de MPs/s, encontrada en cada punto de extracción para la campaña de agosto 2021, y en la figura 62(b) se amplía la escala para observar con mayor detalle los puntos de muestreo A, B y C. En los puntos A, B y C la concentración de MPs/s no supera el millón. En el punto A el valor es de 0,001 millones de MPs/s. El valor máximo para estos tres puntos de muestreo sucede en el punto B con 0,68 millones de MPs/s. De acuerdo a los valores obtenidos del test Anova entre los puntos A y B ( $p=0,03$ ), este aumento puede considerarse como significativo si se consideran las varianzas de las mediciones. Luego, para el punto C, confluencia de los arroyos Blanco y Del Fuerte, se encontró 0,31 millones de MPs/s. Sin embargo, este ligero aumento no puede considerarse como significativo de acuerdo a los valores obtenidos del test Anova entre los puntos B y C ( $p=0,17$ ). Es evidente el crecimiento de la concentración de MPs/s a partir del punto D, posterior a la descarga de la primera planta de tratamiento. En este caso, el valor asciende a poco más de 50 millones de MPs/s; que luego, en el punto de muestreo E, aumenta a 52,4 millones de MPs/s. Por último, en el punto de muestreo F, el valor encontrado es de 40,1 millones de MPs/s. De acuerdo a los resultados del test Anova,

las variaciones no son consideradas como significativas, con valores de  $p=0,85$  entre los puntos D y E, y de  $p=0,31$  entre los puntos E y F.



**Figura 62** – Concentración de MPs/s en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021 (a); ampliación de escala en los puntos de muestreo A, B y C (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.

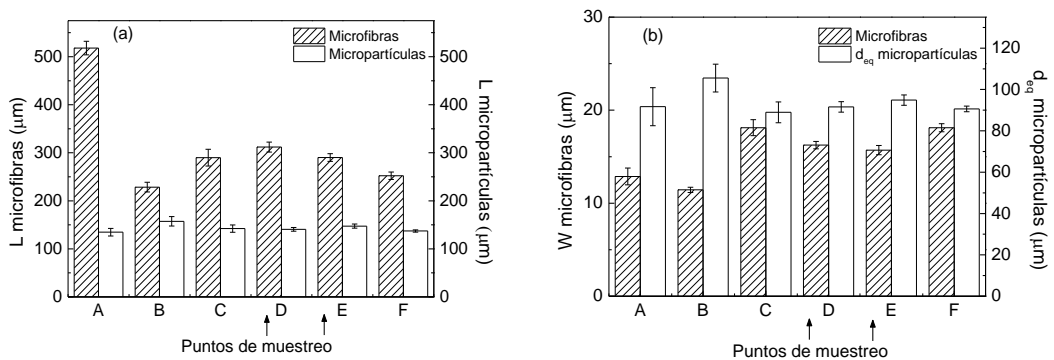
Para la campaña de febrero 2022 se presenta la concentración, en unidad de millón de MPs/s, encontrada en cada punto de extracción en la figura 63(a), y se amplía la escala para observar con mayor detalle los puntos de muestreo A y B en la figura 63(b). Los valores para los puntos A y B, al igual que la campaña de agosto 2021, no superan el millón de MPs/s. En el punto A el valor es de 0,004 millones de MPs/s; mientras que para el punto B, el valor es de 0,003 millones de MPs/s. Esta leve disminución entre los puntos A y B no puede considerarse como significativa de acuerdo a los valores obtenidos del test Anova ( $p=0,48$ ). A diferencia de la campaña de agosto 2021, el punto C supera el millón de MPs/s. Para este caso el valor asciende a 1,21 millones de MPs/s, donde pueden considerarse diferencias significativas según los resultados del test Anova entre los puntos B y C ( $p=0,002$ ). Luego de la primera y segunda planta de tratamiento, puntos D y E, los valores escalan a 11,62 millones de MPs/s y 11,53 millones de MPs/s, respectivamente. Nuevamente para esta campaña se evidencia el marcado crecimiento de la concentración de MPs/s a partir del punto D. En el punto F el valor observado es de 7,49 millones de MPs/s. De acuerdo al test Anova, estas variaciones no pueden considerarse como significativas entre los puntos D y E ( $p=0,98$ ) y entre los puntos E y F ( $p=0,15$ ).



**Figura 63** – Concentración de MPs/s en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022 (a); ampliación de escala en los puntos de muestreo A y B (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.

#### 4.6 Distribución de las dimensiones de los MPs

Como se mencionó en la sección 3.4, se midieron las dimensiones de cada MP para ambas campañas. A las microfibras se les determinó L y W. Para las partículas se determinó la dimensión mayor, L, otra medida característica perpendicular al largo que define el ancho, y  $d_{eq}$ , que corresponde al diámetro de una circunferencia de área igual al área medida. En la figura 64 se presentan las dimensiones medias de los MPs encontrados en los diferentes puntos de extracción de muestras de agua del arroyo para la campaña de agosto 2021.



**Figura 64** – Dimensiones de los MPs encontrados en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021: L de microfibras y L de micropartículas (a); W de microfibras y  $d_{eq}$  de micropartículas (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.

En el Paseo de los Españoles, punto A, se observaron microfibras con L medio mayor a 500  $\mu\text{m}$ , figura 64(a). Para el punto de toma de muestra B, la salida del Dique del Fuerte, se observa una disminución en el L medio de microfibras, aproximadamente la mitad respecto a lo medido para el punto A. La reducción en el L podría atribuirse a la dinámica de mezcla y turbulencia del agua del Lago del Fuerte ocasionando la fragmentación o segmentación de las microfibras. Esta reducción es significativa de acuerdo al resultado del test Anova ( $p=3,8 \cdot 10^{-6}$ ). Luego, en el punto C, L medio asciende a 289  $\mu\text{m}$ . En este caso  $p=0,001$ , lo que expresaría que las diferencias son significativas entre los puntos B y C. Posterior a la salida de la primera planta de tratamiento, punto D, L medio de las microfibras se incrementa a 312  $\mu\text{m}$ , con  $p=0,29$ , por lo que no se considerarían diferencias significativas entre los puntos C y D. En el punto de toma de muestra E, L disminuye ligeramente a 290  $\mu\text{m}$  ( $p=5,12 \cdot 10^{-5}$ ). Como se observa entonces, en los puntos C, D y E, el valor medio de L de las microfibras oscila en torno a los 300  $\mu\text{m}$ . Por último, en el punto de toma de muestra F, se observa una disminución en el L medio de microfibras, en este caso ronda los 252  $\mu\text{m}$ . El valor de  $p=0,21$  del test Anova indicaría que las diferencias de L entre los puntos E y F no son significativas.

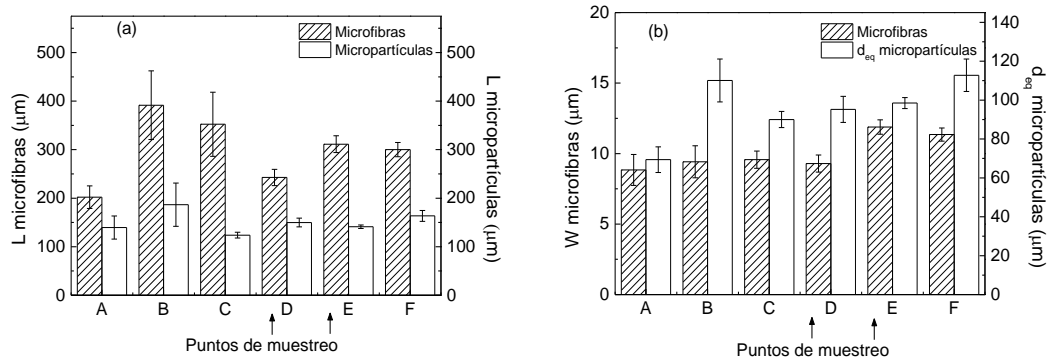
Respecto al W de las microfibras, los valores oscilaron entre 11 y 18  $\mu\text{m}$ , tal como se observa en la figura 64(b). Entre los puntos A y B no se observa una variación significativa de W ( $p=0,21$ ), mientras que en el punto C este valor aumenta ( $p=0$ ). Luego W disminuye en el punto D ( $p=0,03$ ), y se mantiene sin una variación significativa en el punto E ( $p=0,44$ ). Por último, se encontró un aumento significativo entre los puntos E y F para los W medidos de microfibras ( $p=3,92 \cdot 10^{-4}$ ).

El L medio correspondiente a las micropartículas en los puntos de muestreo, oscila entre 135 y 157  $\mu\text{m}$ , figura 64(a). Los resultados del test Anova para esta dimensión de las micropartículas muestran que hay diferencias significativas de acuerdo a las varianzas solamente entre los puntos E y F con  $p=0,03$  ( $p < 0,05$ ). Luego, de acuerdo a los resultados obtenidos del test Anova, se encontró que las variaciones no serían significativas entre los puntos A y B, ( $p=0,90$ ); B y C ( $p=0,23$ ); C y D ( $p=0,89$ ), y entre D y E ( $p=0,26$ ).

Respecto al valor medio del  $d_{eq}$  de las micropartículas, como se observa en la figura 64(b), éste varía entre 88 y 106  $\mu\text{m}$ . La relación  $L/d_{eq}$  resulta en valores en torno a 1,5; es decir, las dimensiones de las micropartículas nos indican una similitud en el tamaño y la forma de las mismas en todos los puntos de toma de muestra. Los resultados del

test Anova para  $d_{eq}$  medido de las micropartículas en los diferentes puntos no indicarían diferencias significativas de acuerdo a las varianzas.

Las dimensiones medias de los MPs encontrados en los diferentes puntos de extracción de muestras de agua del arroyo para la campaña de febrero 2022 se muestran en la figura 65.



**Figura 65** – Dimensiones de los MPs encontrados en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022: L de microfibras y L de micropartículas (a); W de microfibras y  $d_{eq}$  de micropartículas (b). Las flechas indican los sitios de descarga de las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.

En el punto A, Paseo de los Españoles, se observaron microfibras con L medio de 202  $\mu\text{m}$ , menos de la mitad que el L medio registrado para la campaña de agosto de 2021, figura 65(a). Para los puntos B y C, el L medio de microfibras asciende a 391  $\mu\text{m}$  y 352  $\mu\text{m}$  respectivamente. Sin embargo, el resultado del test Anova indicaría que estas variaciones no pueden considerarse como significativas entre los puntos A y B ( $p=0,95$ ) y entre los puntos B y C ( $p=0,18$ ). En el punto D, posterior a la salida de la primera planta de tratamiento, L medio de las microfibras desciende a 242  $\mu\text{m}$  y nuevamente aumenta para el punto E a 311  $\mu\text{m}$ . Los resultados del test Anova para estos puntos indicarían que estas variaciones pueden considerarse como significativas, entre los puntos C y D ( $p=0,04$ ) y entre los puntos D y E ( $p=0,01$ ). Por último, en el punto F, se observa una ligera disminución en el valor de L medio de las microfibras a 300  $\mu\text{m}$  con un valor de  $p=0,62$  respecto al test de Anova, indicando que las diferencias no son significativas entre los puntos E y F.

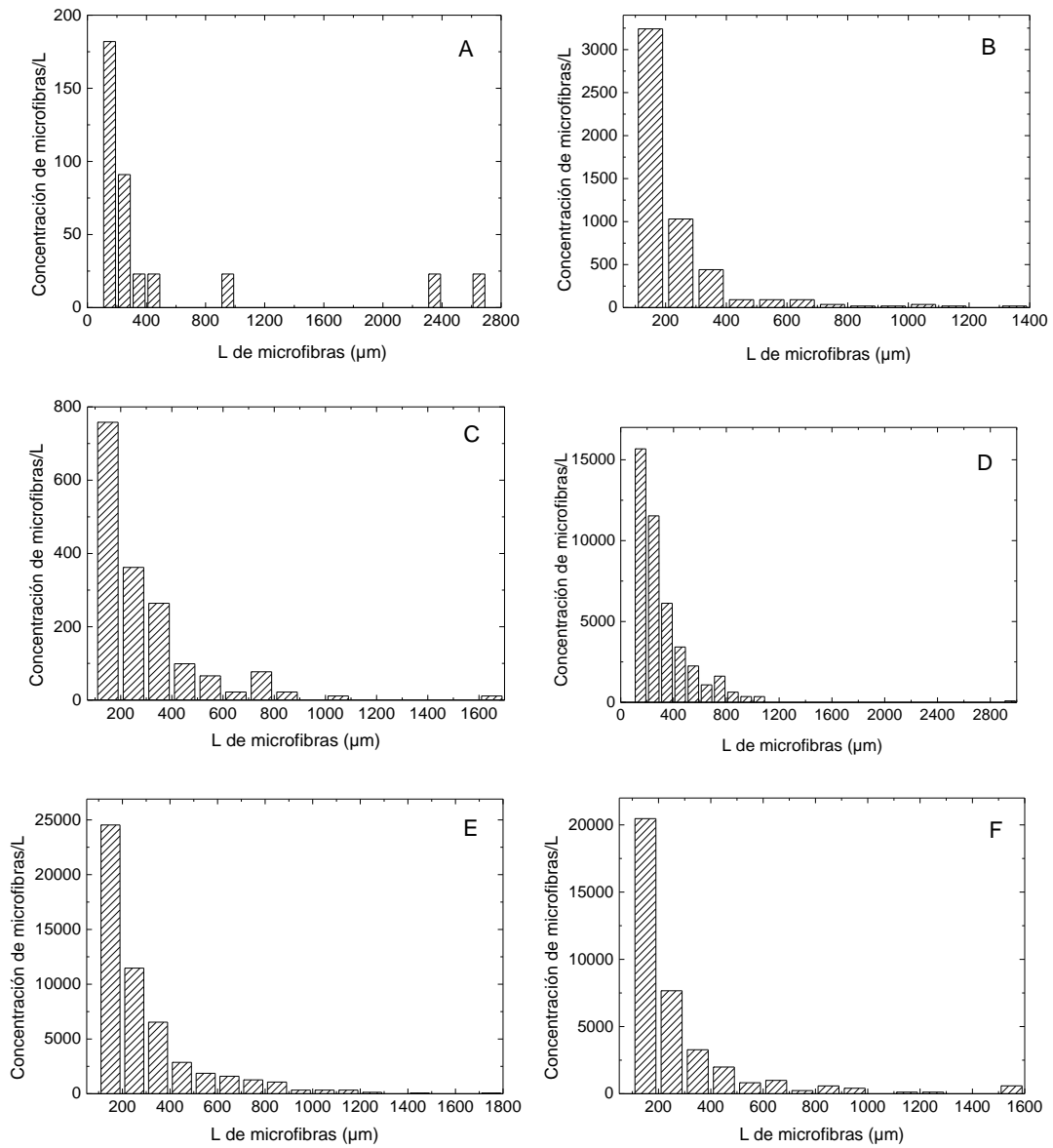
Al observar el W de las microfibras para la campaña de febrero 2022, los valores oscilaron entre 8 y 12  $\mu\text{m}$  tal como se observa en la figura 65(b). Para esta campaña,

el valor máximo de  $W$  es similar al valor mínimo observado para la campaña de agosto 2021. De acuerdo a los resultados del test Anova para esta dimensión de las microfibras, solamente existirían diferencias significativas de acuerdo a las varianzas entre los puntos D y E; es decir, posterior a la salida de la primera y segunda planta de tratamiento ( $p=0,001$ ).

En la figura 65(a) se observa el  $L$  medio de las micropartículas en los diferentes puntos de muestreo correspondiente a la campaña de febrero 2022. Los valores en este caso oscilan entre 123 y 186  $\mu\text{m}$ , señalando un intervalo más amplio que el observado para la campaña de agosto 2021. El valor máximo de  $L$  medio de las micropartículas se observa en el punto B a la salida del Dique del Fuerte con 186  $\mu\text{m}$ , y el mínimo en el punto C, en la confluencia de los arroyos Blanco y Del Fuerte, con 123  $\mu\text{m}$ . Los resultados del test Anova para esta dimensión de las micropartículas muestra que hay diferencias significativas entre los puntos B y C ( $p=0,03$ ). Luego, entre los puntos D y E, la variación del  $L$  medio observado es leve, 149 y 141  $\mu\text{m}$  respectivamente. En este caso las diferencias no serían significativas entre D y E ( $p=0,31$ ). Por último, en el punto F, el valor de  $L$  medio asciende a 163  $\mu\text{m}$  que, de acuerdo a los resultados del test Anova, existirían diferencias significativas entre los puntos E y F ( $p=0,03$ ).

Como se observa en la figura 65(b), el valor medio del  $d_{eq}$  de las micropartículas para la campaña de febrero 2022 varía entre 69 y 112  $\mu\text{m}$ . Al igual que el  $L$  medio de las micropartículas, el intervalo de  $d_{eq}$  es más amplio que el observado para la campaña de agosto 2021. Para este caso la relación  $L/d_{eq}$  también resulta en valores en torno a 1,5 lo cual nos indicaría una similitud en el tamaño y la forma de las mismas en todos los puntos de toma de muestra. De acuerdo a los resultados del test Anova para el  $d_{eq}$  medido de las micropartículas en los diferentes puntos, existirían diferencias significativas de acuerdo a las varianzas solamente entre los puntos B y C con  $p=0,94$ . Las distribuciones por tamaño de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021 se observan en la figura 66. Las mayores concentraciones de microfibras/L para todos los puntos de muestreo se observan entre 100 y 200  $\mu\text{m}$ . Se destaca también el intervalo entre 200 y 300  $\mu\text{m}$  para todos los puntos de muestreo por presentar elevadas concentraciones de microfibras/L. Como mencionamos anteriormente, en los puntos D y E se observa un claro aumento en la concentración de microfibras/L en el intervalo 100 y 200  $\mu\text{m}$  posterior a la salida de las plantas de tratamiento, la cual también se refleja en el punto F. Si bien éste intervalo es el que reúne las mayores concentraciones de microfibras/L, se observa una amplia

contribución en los distintos intervalos de la dimensión descripta para los puntos D, E y F.

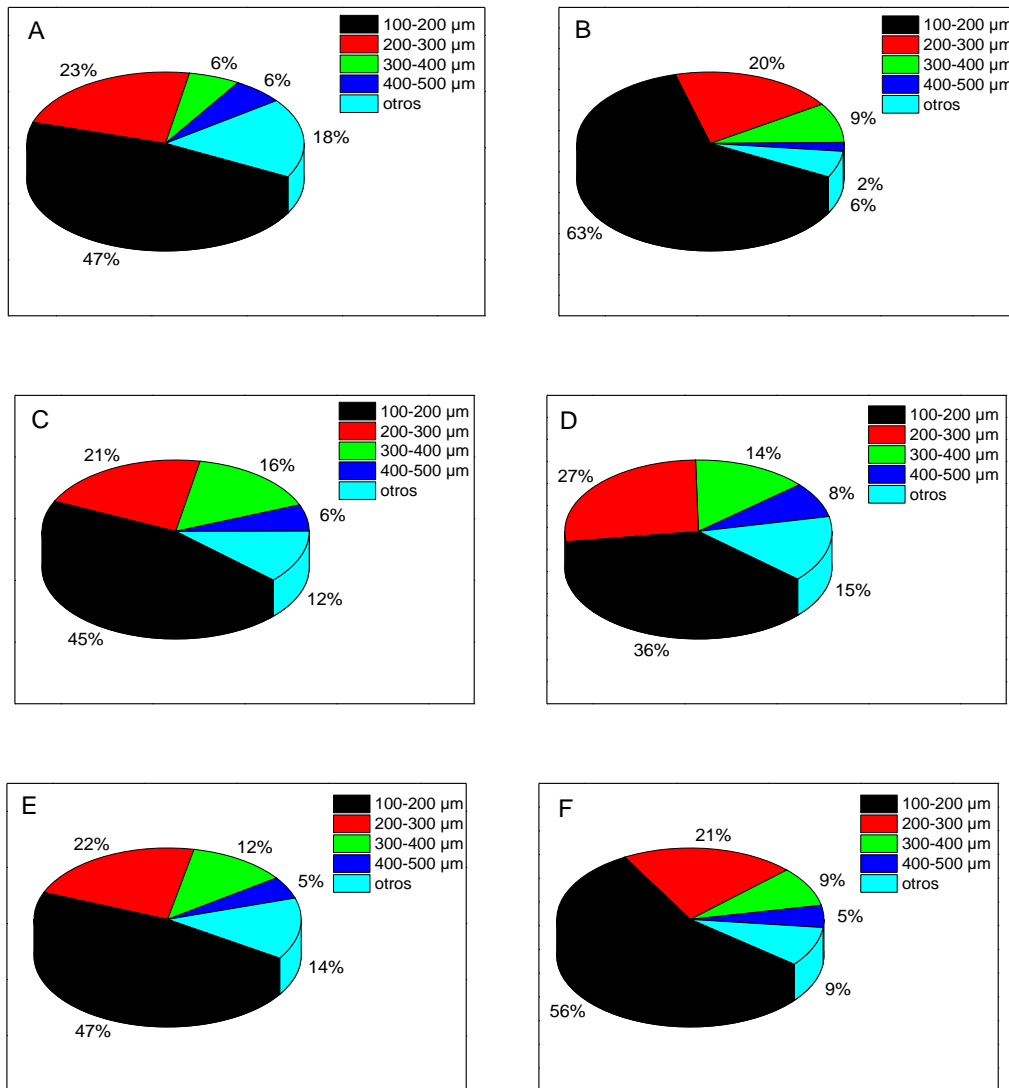


**Figura 66** – Distribución del L de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021.

En términos porcentuales, las distribuciones del L de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021 se presentan en la figura 67. Para simplificar y obtener mayor claridad, en las distribuciones sólo se tienen en cuenta los rangos de L con porcentajes iguales o superiores al 5 %, y los rangos con porcentajes inferiores a este valor se incluyen en la categoría “otros”, los cuales correspondieron en este caso a los rangos de L mayores a 500 μm. Se puede observar que las microfibras

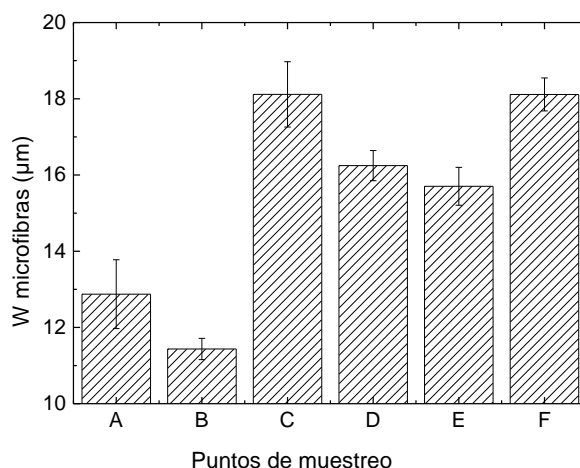


con longitudes entre 100 y 200  $\mu\text{m}$  tienen el mayor porcentaje en los puntos de muestreo B y F con 63 % y 56 %, respectivamente. Luego, longitudes mayores, entre 200 y 300  $\mu\text{m}$  tienen también alto porcentaje para los puntos de muestreo D con 27 % y A con 23 %. Justamente el punto D, es el que menor porcentaje se observa de L de las microfibras entre 100 y 200  $\mu\text{m}$ .



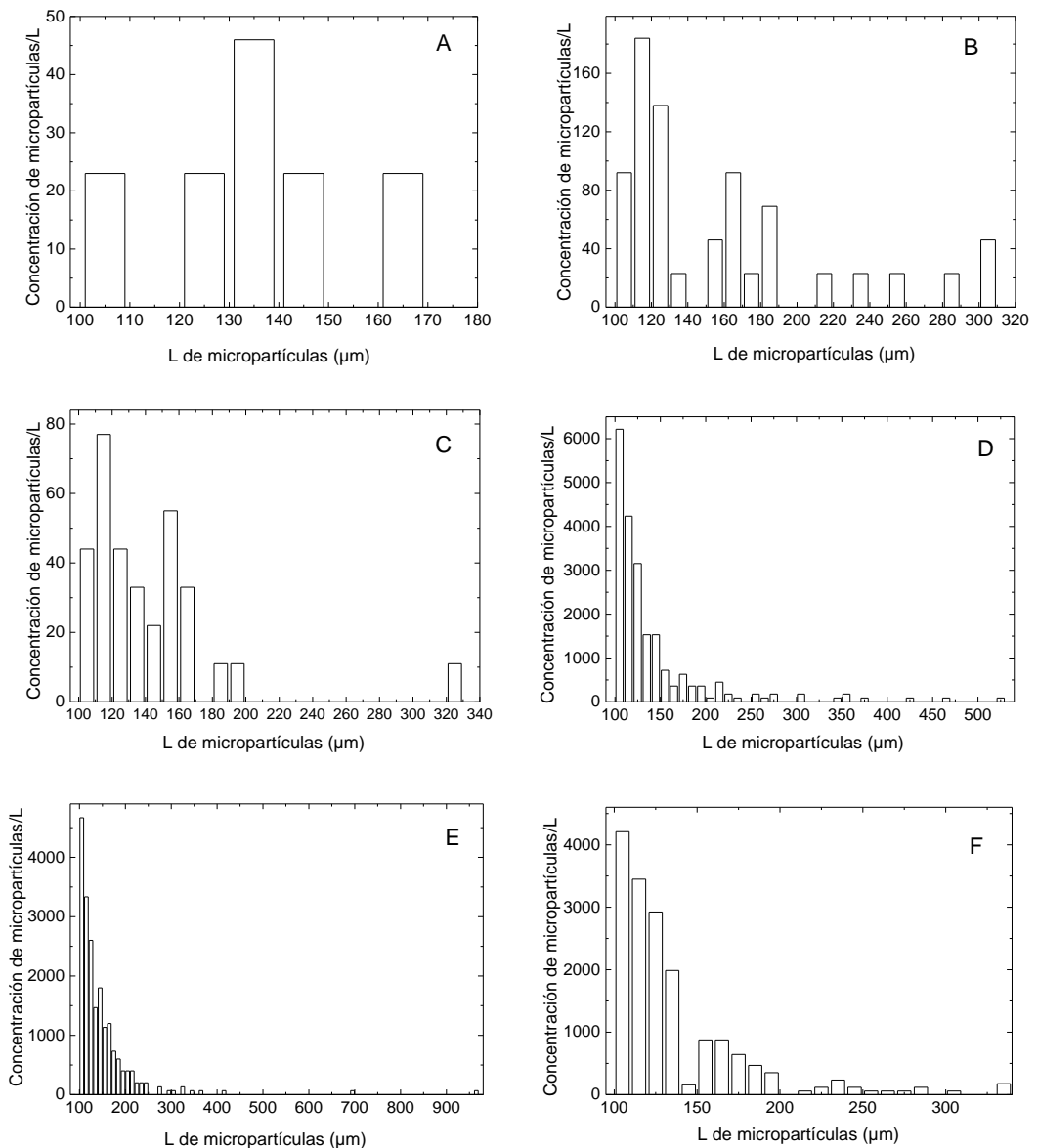
**Figura 67** – Distribución porcentual de L de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021.

El valor de W medio de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021 se observa en la figura 68. Los valores de W medios oscilan en un intervalo entre alrededor de 11 y 18  $\mu\text{m}$ , con un mínimo para el punto de muestreo B de 11,43  $\mu\text{m}$  y un máximo en el punto C de 18,12  $\mu\text{m}$ .



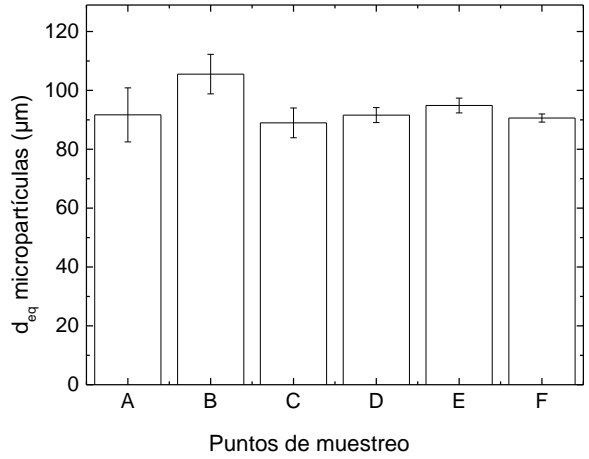
**Figura 68** – W medio de microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021.

Las distribuciones por tamaño de las micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021 se observan en la figura 69. En el punto A, la mayor concentración de micropartículas/L se observa para L entre 130 y 140 µm. Para el punto B y C, el intervalo de tamaño de L entre 110 y 120 µm es el que reúne la mayor concentración de micropartículas/L. En los puntos D y E, luego de las descargas de la primera y segunda planta de tratamiento respectivamente, el intervalo que agrupa las mayores concentraciones es 100 - 110 µm. Por último, en el punto F, el intervalo que posee mayor concentración de micropartículas/L es también 100 - 110 µm.



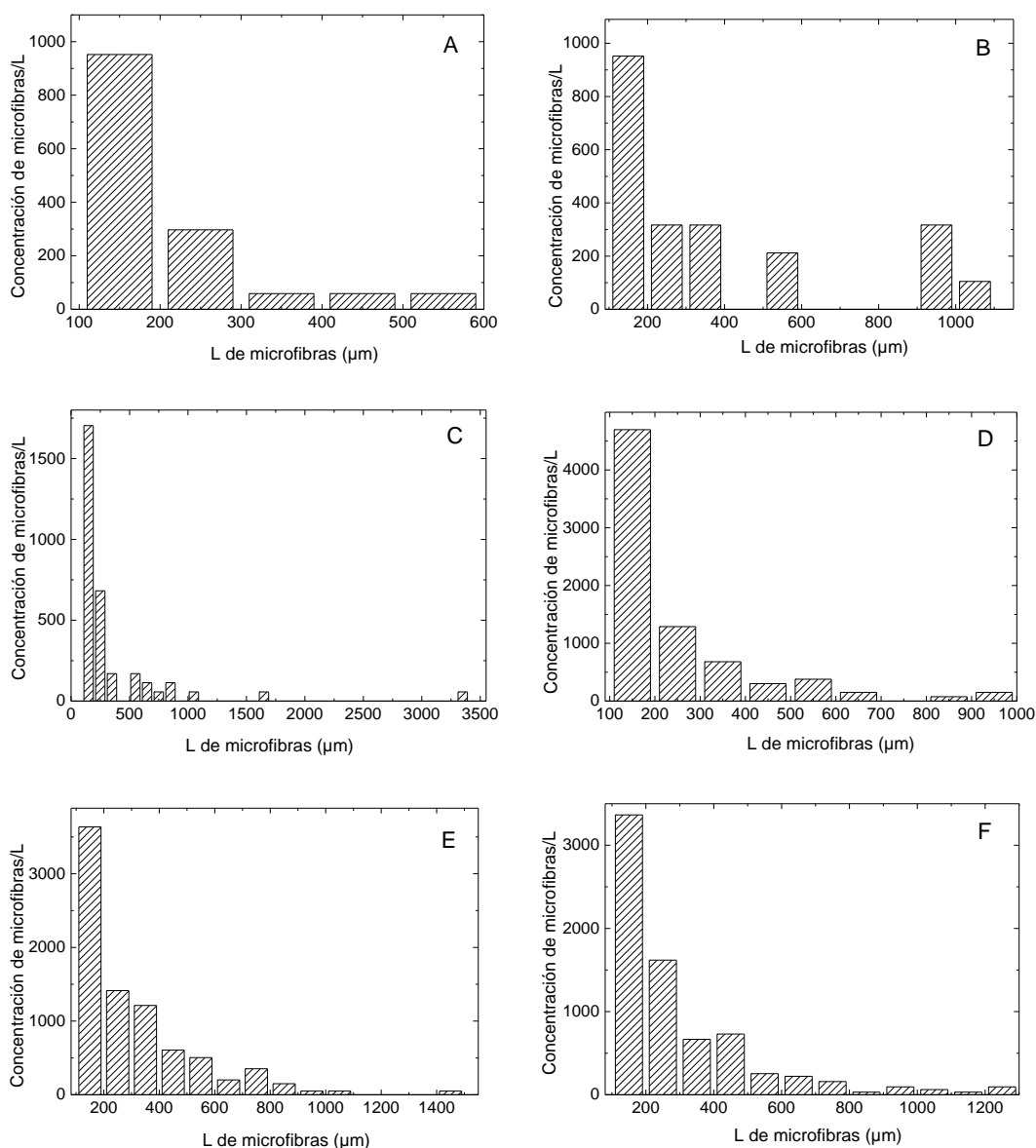
**Figura 69** – Distribución de L de las micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021.

El valor de  $d_{eq}$  medio de las micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021 se observa en la figura 70. Los valores de  $d_{eq}$  medios fluctúan en el intervalo de aproximadamente 88 a 106 μm, con el valor mínimo para el punto de muestreo C de 88,9 μm y un  $d_{eq}$  medio máximo que se observa en el punto B de 105,5 μm.



**Figura 70** –  $d_{eq}$  medio de micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de agosto 2021.

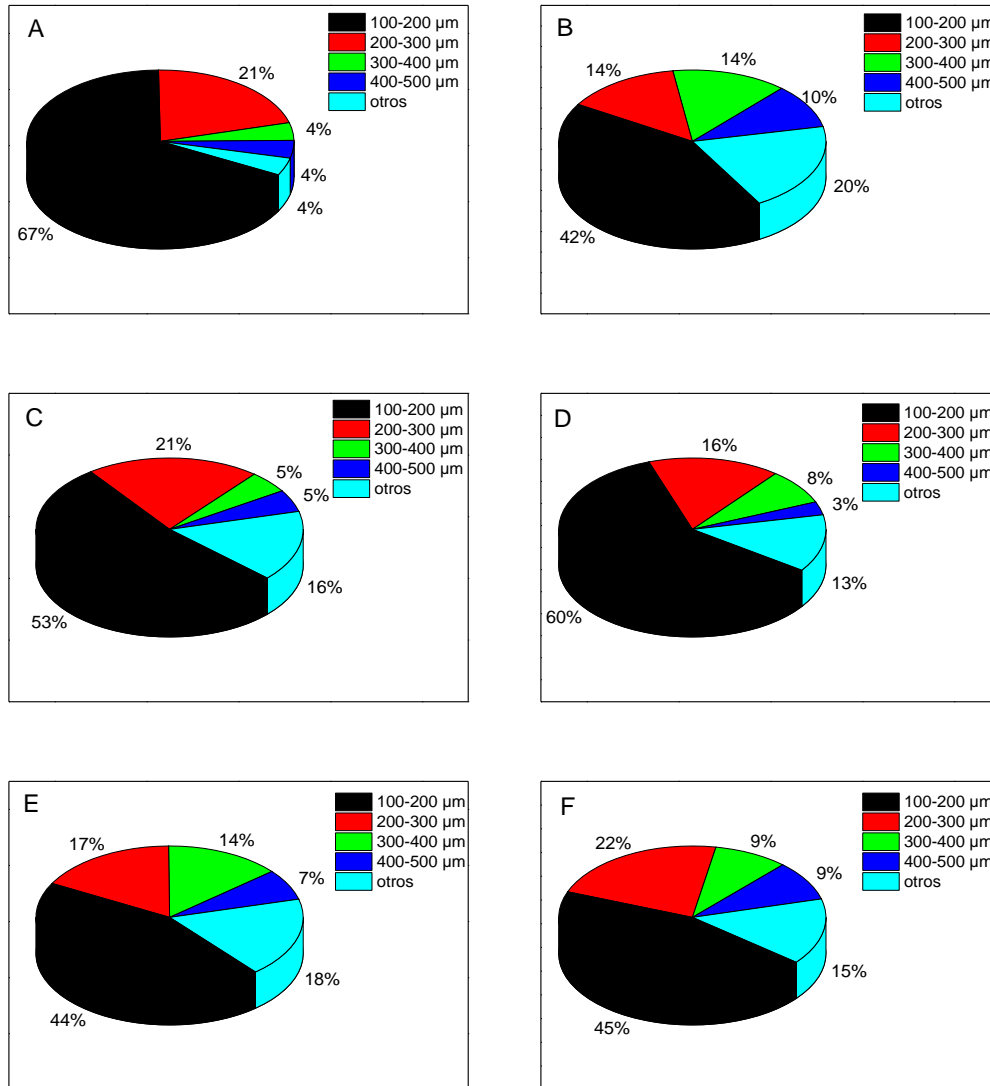
Con relación a la campaña de febrero 2022, en la figura 71 se observan las distribuciones por tamaño de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo. Al igual que la campaña de agosto 2021, las mayores concentraciones de microfibras/L para todos los puntos de muestreo se observan entre 100 y 200  $\mu\text{m}$ . Nuevamente se observa tanto el crecimiento en la concentración de microfibras/L debido a las plantas de tratamiento especialmente entre 100 y 200  $\mu\text{m}$ , como así también una amplia contribución en los distintos intervalos de la dimensión descrita para los puntos D, E y F.



**Figura 71** – Distribución del L de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022.

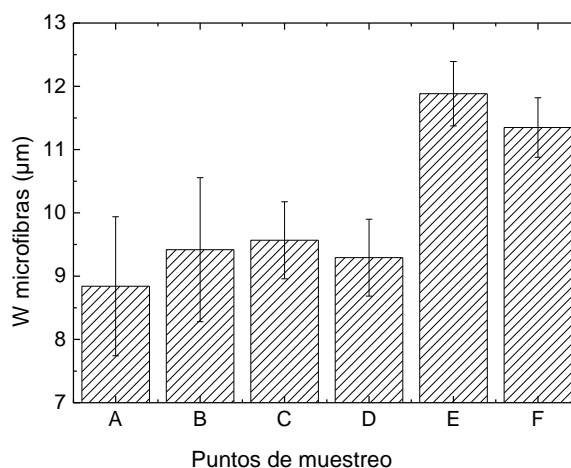
En la figura 72 se observan las distribuciones de L de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022 en términos porcentuales. Al igual que para la campaña de agosto 2021, para simplificar y obtener mayor claridad en las distribuciones, sólo se tuvieron en cuenta los rangos de L con porcentajes iguales o superiores al 5 %, y los rangos con porcentajes inferiores a este valor se incluyen en la categoría “otros”, los cuales correspondieron en este caso a los rangos de L mayores a 500 μm. Para esta campaña, se puede observar mayor porcentaje de microfibras con longitudes entre 100 y 200 μm en los puntos de muestreo A y D con 67 % y 60 %, respectivamente. Microfibras con longitudes mayores, entre 200 y 300 μm tienen

porcentajes que no superan en ninguno de los casos el 22 %, en los puntos A, C y F se observan valores de 21-22 % para el intervalo mencionado. En el punto B, se observa el menor porcentaje de L de las microfibras entre 100 y 200  $\mu\text{m}$ .



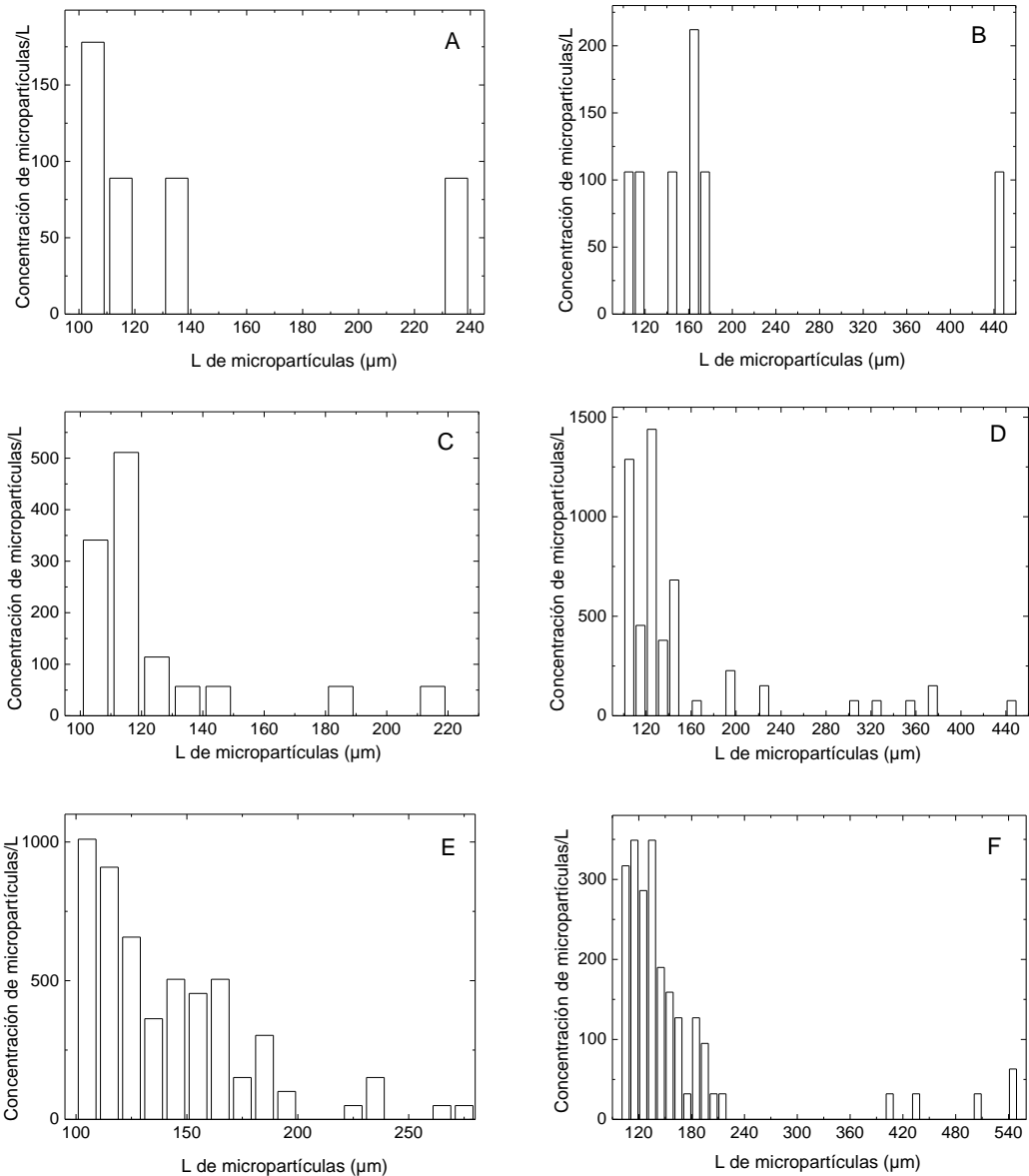
**Figura 72** – Distribución porcentual del L de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022.

En la figura 73 se observa el valor de W medio de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022. En este caso los valores de W medios son inferiores a los observados en la campaña de agosto 2021. El intervalo de W es entre 8 y 12  $\mu\text{m}$ , con un mínimo para el punto de muestreo A de 8,8  $\mu\text{m}$  y un máximo en el punto E de 11,9  $\mu\text{m}$ .



**Figura 73** – W medio de microfibras en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022.

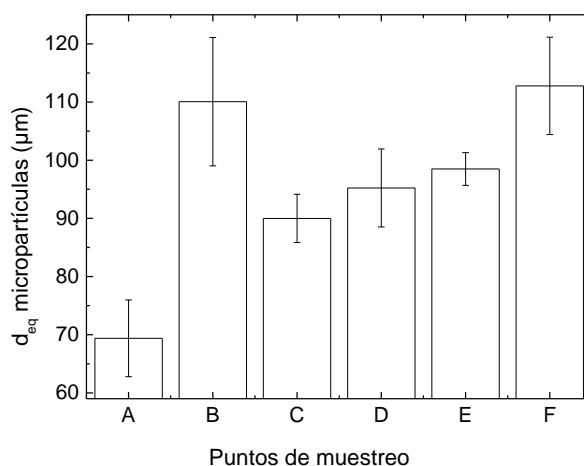
En la figura 74 se observan las distribuciones por tamaño de las micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022. Para el punto A, a diferencia de la campaña de agosto 2021, la mayor concentración de micropartículas/L se observa para L entre 100 y 110 µm. Este intervalo también concentra las mayores observaciones de micropartículas/L en el punto E. Para el punto D, el intervalo de 120 - 130 µm es el que reúne la mayor frecuencia micropartículas/L. En el punto F, la distribución es similar para los primeros 4 intervalos con máximos de observaciones de micropartículas/L en 110 - 120 µm y 130 - 140 µm. Luego, longitud de L mayores, 160 - 170 µm tiene una mayor frecuencia en el punto B.



**Figura 74** – Distribución del L de las micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022.

En la figura 75 se observa el valor de  $d_{eq}$  medio de las micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022. En este caso se amplía ligeramente el rango de los valores de  $d_{eq}$  respecto a la campaña de agosto 2021, el cual oscila entre 69 y 112  $\mu\text{m}$ . El valor mínimo se observa en el punto de muestreo A con 69,4  $\mu\text{m}$  y un  $d_{eq}$  medio máximo en el punto F de 112,8  $\mu\text{m}$ .





**Figura 75** –  $d_{eq}$  medio de micropartículas en los diferentes puntos de muestreo para la campaña de febrero 2022.

#### 4.7 Identificación de MPs

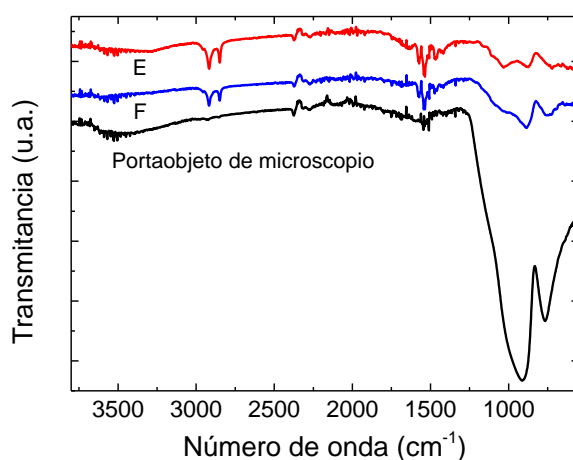
Mediante la técnica ATR-FTIR se analizaron dos muestras de cada uno de los siguientes puntos de extracción, confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte, punto C, Paraje El Molino luego de la salida de efluentes de la planta de tratamiento, punto E, y la intersección del arroyo Langueyú con la Ruta Provincial N° 30, punto F. Además, se obtuvo el espectro del portaobjeto de vidrio utilizado para el análisis por microscopía, ya que se utilizaron éstos como soporte para las muestras. En la figura 76 se muestran los espectros representativos obtenidos en los puntos E, F y el espectro del portaobjeto de vidrio.

La asignación de las señales fue realizada usando como espectros de referencia aquellos reportados en [Kuptsov y Zhizhin, 1998]. En el espectro de la muestra E (figura 76), se observan las principales señales a 2917 y 2849  $\text{cm}^{-1}$ , que son características de los enlaces C-H de los grupos  $\text{CH}_2$ . La ancha banda centrada en 3308  $\text{cm}^{-1}$  es asignada a los enlaces O-H de las moléculas de  $\text{H}_2\text{O}$ . Las señales de baja intensidad a 2955 y 2876  $\text{cm}^{-1}$  son asignables a los grupos terminales  $\text{CH}_3$  normalmente presentes en el polietileno. También se observan bandas a 1630, 1573, 1467 y 1418  $\text{cm}^{-1}$ . La banda a 1467  $\text{cm}^{-1}$  es asignable al grupo  $\text{CH}_2$  del polietileno, mientras que aquella de 1630  $\text{cm}^{-1}$  puede ser atribuida a la formación de enlaces dobles aislados debido a la fotooxidación del polietileno [Gardette et al., 2013]. Para números

de onda menores a  $1200\text{ cm}^{-1}$  no se realizaron asignaciones de banda debido a la fuerte absorción del vidrio usado como sustrato.

Respecto a los espectros obtenidos para el punto F, se observan intensidades levemente menores; sin embargo, las señales también indicarían la presencia de polietileno.

Por otro lado, en el espectro obtenido de la muestra del punto C, no se pudieron identificar los polímeros presentes debido a que se obtuvo un espectro muy similar a aquel obtenido para el portaobjeto de vidrio. Esto se debería a la pequeña concentración de MPs en el punto C y al reducido espesor de la muestra.



**Figura 76-** Espectros representativos de ATR-FTIR de muestras obtenidas de los puntos E y F, y muestra obtenida del portaobjeto de vidrio utilizado en el microscopio.

## **5. Análisis y discusión de los resultados**

En los resultados obtenidos se observa la presencia de MPs en todos los puntos de muestreo del área de estudio dentro de la cuenca del arroyo Langueyú, con máximas concentraciones de MPs/L luego del vertido de las plantas de tratamiento. Para los diferentes sitios de toma de muestra en ambas campañas, entre los puntos C y D (puntos antes y después de la descarga de la primera planta) se produce el mayor gradiente de concentración de MPs, resultando en diferencias significativas respecto al análisis por el test Anova entre los puntos mencionados ( $p < 0,05$ ;  $p = 5,53 \cdot 10^{-4}$ , agosto 2021;  $p = 0,08$ , febrero 2022). Luego, precisamente el punto E, Paraje El Molino, exhibe la mayor concentración para ambas campañas, agosto 2021 y febrero 2022, con 72168 MPs/L y 13577 MPs/L, respectivamente. En contraparte, el punto A, Paseo de los Españoles, presenta la menor concentración en las dos campañas, con 292 MPs/L y 2227 MPs/L. El punto C, confluencia del arroyo Blanco y Del Fuerte, constituye el sitio de referencia justamente antes del marcado crecimiento en la concentración, con 1887 MPs/L en la campaña de agosto 2021 y 4874 MPs/L en la campaña de febrero 2022. Por lo tanto, la concentración de MPs medida en el punto E del arroyo Langueyú se atribuiría a las descargas de las plantas de tratamiento, desagües pluviales y afluentes del arroyo. Para la campaña de agosto 2021, la descarga de la primera planta de tratamiento representa aproximadamente el 85 % de la concentración de MPs observada para el punto E, la descarga de la segunda planta constituye el 13 % y, el 2 % restante provendría de desagües pluviales y afluentes del arroyo Langueyú. En el mismo sentido, para la campaña de febrero 2022, de la concentración de MPs medida en el punto E, aproximadamente el 60 % se atribuye a la descarga de la primera planta de tratamiento, la descarga de la segunda planta representa el 21 % y el 19 % restante a desagües pluviales y afluentes del arroyo. Consecuentemente, la contribución de MPs aguas abajo en esta parte de la cuenca del arroyo Langueyú, ocurriría principalmente por la influencia antropogénica devenida en las plantas de tratamiento de efluentes líquidos.

Las diferencias observadas en la concentración de MPs introducidos por cada una de las plantas de tratamiento se debería principalmente al diseño y tecnología empleada por éstas. La primera planta de tratamiento, denominada Planta Central, posee un diseño de depuración para aproximadamente 90 mil habitantes, con empleo de tecnología convencional provista de desarenadores, sedimentadores, lechos

percoladores y playas de secado. La segunda planta de tratamiento de efluentes líquidos, Planta Norte, fue dimensionada para 25 mil habitantes, utilizando un sedimentador primario y barros activados como principal tecnología. En entrevista con personal directivo a cargo de Obras Públicas de la ciudad, manifiestan la necesidad de ampliación de la Planta Central debido al rápido crecimiento poblacional de la ciudad de Tandil y a los problemas ocasionados ante eventos extremos de lluvias, los cuales colocan a la Planta Central prácticamente en una situación compleja de “by pass” o desborde, impidiendo el normal tratamiento de efluentes. Este contexto, indubitablemente influiría en el detrimento de calidad del efluente volcado al arroyo. Respecto a los parámetros físico-químicos del agua del arroyo estudiados, el valor de pH presenta un leve incremento en la campaña de febrero 2022 respecto a la campaña agosto 2021, principalmente en los puntos E y F. Esta situación podría deberse al proceso de desinfección en el tratamiento de aguas residuales por parte de las plantas de tratamiento, intensificados justamente en el período estival. Los parámetros de conductividad y sólidos disueltos totales presentan valores más elevados durante la campaña de agosto 2021. Sin embargo, en las dos campañas se manifiesta un marcado incremento de estos valores a partir del punto de toma de muestra D, descarga de la primera planta de tratamiento, reflejando un efluente de menor calidad. La DBO en la campaña de agosto 2021 supera poco más de 4 veces el límite admisible en el punto E, luego de la descarga de la segunda planta de tratamiento [Normas de desagües cloacales, 1996].

El caudal del arroyo para ambas campañas posee un comportamiento similar. Los valores máximos se observan luego de la descarga de la primera planta de tratamiento con  $0,79 \text{ m}^3/\text{s}$  para la campaña de agosto 2021 y  $0,89 \text{ m}^3/\text{s}$  para febrero 2022. El régimen de precipitaciones en torno al período en el cual se realizó la campaña de agosto 2021 fue muy escaso, sin que pudiera influir de manera positiva en el caudal del arroyo. Para la campaña de febrero 2022, se registraron precipitaciones en las primeras jornadas del mes con un acumulado total de poco más de 50 mm. Cabe mencionar también que en esta etapa del año el consumo de agua por parte de la población también aumenta en comparación con el período invernal [OMS, 2022]. Estos dos argumentos influirían de manera positiva en el caudal del arroyo; sin embargo, tanto en el mes de enero como de febrero de 2022 se registraron lluvias por debajo de los valores normales esperados con lo cual, esta zona de la cuenca del arroyo Languelyú no presentaría vulnerabilidades o escorrentías de importancia ante un evento

de lluvias como el registrado en la primera parte de febrero. También cabe mencionar el efecto “buffer” que producen las plantas de tratamiento, morigerando el caudal ante el aumento en el consumo del recurso hídrico.

En la figura 77 puede observarse un corte lateral del área de estudio desde el punto de toma de muestra C, confluencia de los arroyos Blanco y Del Fuerte, hasta el punto F, intersección del arroyo Langueyú y la Ruta Provincial N° 30, para la campaña agosto 2021(a) y febrero 2022(b). Se observan los distintos porcentajes de microfibras y micropartículas para cada punto de extracción de muestra. Para dimensionar mejor las concentraciones de MPs medidas en cada punto de muestreo, el diámetro de cada círculo es proporcional a la concentración de MPs medida en cada punto.

Para ambas campañas, en todos los puntos de muestreo, la concentración de microfibras/L es superior a la de micropartículas/L, con valores máximos en el punto E, luego de la descarga de la segunda planta de tratamiento. Se observa un marcado crecimiento de microfibras y micropartículas a partir del punto D, con una relación de aproximadamente 70 % de microfibras y 30 % de micropartículas para agosto de 2021, y 60 % de microfibras y 40 % de micropartículas para febrero 2022, manteniéndose esta relación en el punto E. Otros estudios en sistemas acuáticos han reportado valores superiores al 50 % de microfibras con respecto al total de MPs [Alfonso et al., 2020a; Kabir et al., 2021; Montecinos et al., 2021]. Entre los puntos B, a la salida del Dique del Fuerte, y C, confluencia de los arroyos Blanco y Del Fuerte, se observa una disminución en el valor de la concentración de microfibras y de micropartículas para la campaña de agosto 2021 y, por el contrario, un aumento en la concentración de ambas para la campaña de febrero 2022. Si bien, en el primero de los casos podría existir deposición de los MPs en el trayecto de aproximadamente 5 km que separan los puntos B y C, y en la campaña febrero 2022 el aumento en la concentración podría deberse a fuentes externas, las diferencias no son significativas de acuerdo a los resultados del test Anova entre los puntos mencionados ( $p > 0,05$ ;  $p = 0,08$  microfibras,  $p = 0,19$  micropartículas, agosto 2021;  $p = 0,08$  microfibras,  $p = 0,13$  micropartículas, febrero 2022). Luego, en el punto F, a una distancia aproximada de 3 km del punto E, el descenso en el valor medio de concentración de microfibras y micropartículas para ambas campañas tampoco puede considerarse como significativo de acuerdo a los resultados del test Anova ( $p > 0,05$ ;  $p = 0,26$  microfibras,  $p = 0,77$  micropartículas, agosto 2021;  $p = 0,39$  microfibras,  $p = 0,18$  micropartículas, febrero 2022).



**Figura 77** – Porcentajes de microfibras y micropartículas observadas en los puntos C, D, E y F para la campaña de agosto 2021 (a) y febrero 2022 (b). El diámetro de los círculos es proporcional a la concentración de MPs medida en cada punto.

Respecto a la dimensión L de microfibras, el valor máximo se observa en el punto A, Paseo de los Españoles, y L máximo de micropartículas en el punto B, la salida del Dique del Fuerte, para la campaña de agosto 2021. Por el contrario, en la campaña de febrero 2022, los valores máximos de la dimensión L de microfibras y L de micropartículas se observan en el punto B. Estos resultados indicarían que la dimensión L de microfibras y L de micropartículas no es fuertemente afectada por

procesos como por ejemplo fragmentación de MPs en los puntos A y B. Las distribuciones del L de las microfibras en los diferentes puntos de muestreo para ambas campañas tienen la mayor prevalencia en el intervalo de 100 - 200  $\mu\text{m}$ . Estos resultados enfatizan la importancia que adquiere la contaminación por MPs, principalmente la originada por aquellas de menor tamaño.

Micropartículas con los mayores  $d_{eq}$  medios se observan en el punto B para ambas campañas. Para la campaña de febrero 2022, también se observa un alto valor de  $d_{eq}$  medio en el punto F, en la intersección del arroyo Languyú y la Ruta Provincial N° 30, sin embargo, no se considera una diferencia significativa entre los puntos E y F de acuerdo al análisis por el test Anova ( $p > 0,05$ ;  $p = 0,06$ ).

De acuerdo a la literatura, una de las principales fuentes de microfibras sintéticas presentes en los cursos de agua son las producidas por el lavado domiciliario de prendas de vestir, que llegan a éstos a través de la descarga de efluentes de las plantas de tratamiento [Almroth et al., 2018; De Falco et al., 2018; Montecinos et al., 2021; Sun et al., 2019]. En el sistema bajo estudio, luego de que las prendas son lavadas en los distintos hogares, las descargas de los lavarropas son conducidas a las diferentes plantas de tratamiento, para luego del proceso de depuración, alcanzar el arroyo Languyú como efluente. En un trabajo previo realizado por el grupo de investigación donde se desarrolla la presente tesis, se comprobó que las microfibras presentes en el arroyo después del punto de descarga de las plantas, tenían similares características en cuanto a tipo y dimensiones, respecto a aquellas obtenidas de experiencias de lavado de ropa domiciliaria típicas [Montecinos et al., 2021]. En el punto 4.7, mediante la técnica ATR-FTIR, se determinó que la mayoría de los polímeros en las muestras estudiadas corresponderían principalmente a polietileno, lo que está en concordancia con la hipótesis que la mayor parte de las microfibras presentes en el arroyo provienen del lavado domiciliario de ropa.

La diferencia en la concentración de MPs/L observada entre ambas campañas, indica que la concentración en la campaña de agosto de 2021 es poco más de 5 veces la de la campaña de febrero 2022. El presente estudio se realizó solamente en dos campañas y en dos períodos antagónicos del año, invierno y verano; por lo cual, los efluentes producidos por el lavado doméstico, si bien tienen mayor incidencia e impacto negativo en el mes de agosto, se propone un estudio más exhaustivo a lo largo de las diferentes estaciones para poder analizar con mayor profundidad la variación respecto a la estacionalidad. Además de la estacionalidad y condiciones climáticas, se esperaría

que la concentración de MPs medida sea fuertemente dependiente del comportamiento de las plantas, el cual, como se mencionó anteriormente es poco predecible debido a que depende de muchos factores. Por otro lado, la eficiencia de las plantas es un factor que puede determinar la capacidad de remoción de MPs que recibe.

Otro de los factores que se deben tener en cuenta cuando se quieren comparar las concentraciones de MPs medidas entre un curso de agua y otro, son las dimensiones y caudal del curso de agua. En este caso, el arroyo Langueyú es un arroyo de pequeñas dimensiones y que presenta un bajo caudal. En recientes estudios de pequeños ríos de Japón se comparó la concentración de MPs con otros estudios en todo el mundo resultando que, los sistemas de agua dulce de pequeña escala, son más vulnerables a la contaminación por MPs [Kabir et al., 2021].

Otro aspecto que dimensiona la contaminación por MPs es la cantidad de estos que pasan por segundo. Valores inferiores a 1 millón de MPs/s se observaron para los puntos A y B para ambas campañas de estudio. Sin embargo, se evidencia claramente el crecimiento de la concentración de MPs/s a partir del punto D, posterior a la descarga de la primera planta de tratamiento. Para la campaña de agosto 2021 este valor sobrepasa los 50 millones de MPs/s, con un máximo observado en el punto E de 52,4 millones de MPs/s. En la campaña de febrero de 2022, en el punto C el valor observado supera el millón de MPs/s y luego asciende a poco más de 13 millones de MPs/s para los puntos D y E. Luego de los valores máximos de MPs/s en el punto E para ambas campañas, a una distancia de aproximadamente 3 km, en el punto F, se observa una leve disminución de 16 % para la campaña agosto 2021 y 26 % para febrero 2022.

Estas últimas observaciones y las características propias del arroyo Langueyú ponen de manifiesto la importancia como medio receptor que adquiere el sistema. Con poco más de 50 y 13 millones de MPs/s en sus puntos máximos luego de las plantas de tratamiento y caudales de 0,72 m<sup>3</sup>/s y 0,85 m<sup>3</sup>/s observados para la campaña de agosto 2021 y febrero 2022, respectivamente, exhiben el alto impacto ambiental que es producido. La presencia de la descarga de efluentes en el sistema bajo estudio evidencia la gran contaminación de MPs que vienen de ellas; en relación a estudios de otros sistemas que no poseen descarga de efluentes, donde la concentración de MPs es muy inferior. En este sentido, los resultados del presente trabajo corroborarían el hecho de la elevada contaminación de MPs producida por los efluentes de las plantas de tratamiento las cuales, cabe mencionar en este punto, poseen un funcionamiento poco



homogéneo, lo que adiciona otro factor de complejidad en cuanto a la contaminación por MPs. Respecto a las diferencias en los caudales y dimensiones en otros cursos de agua reportados en la literatura, es posible mencionar por ejemplo el río estadounidense Hudson en el estado de New York que recibe la descarga de una planta de tratamiento de efluentes líquidos, reporta 3500 MPs/s con un caudal de aproximadamente  $105 \text{ m}^3/\text{s}$  [Miller et al., 2017]. En el río Asa, con un caudal de  $14,8 \text{ m}^3/\text{s}$ , se informan valores de 1,8 millones de MPs/s y, el río Awano, en la franja este de Japón, reporta 1,1 millones de MPs/s con un caudal aproximado de  $7,9 \text{ m}^3/\text{s}$ , ambos reciben la descarga de efluentes de plantas de tratamiento [Kabir et al., 2021].

El escenario analizado deriva en el transporte de MPs por el arroyo Langueyú, lo cual resulta de alto interés para la comprensión de la contaminación, en particular entre los puntos E y F, distantes aproximadamente 3 km entre sí. Para tal motivo se utilizó el método adaptado y empleado por Hoellein y colaboradores, quienes estudiaron el transporte de MPs en el río Chicago en el noreste de Illinois - Estados Unidos [Hoellein et al., 2017]. A partir de este método, se calcula el cociente entre la concentración de MPs y la conductividad eléctrica (CE). De esta manera, CE es usada como un trazador conservativo para tener en cuenta la dilución. Para ambas campañas, se calcularon los cocientes para los puntos E y F. Los puntos D y E, luego de las descargas de las plantas de tratamiento constituyen una fuente de solutos que aumentan la CE, por lo cual se tomó como nivel de referencia el punto inmediatamente anterior, punto C, como corrección; es decir, se resta a la concentración de MPs y se utiliza como blanco para la CE. Se determinaron entonces, para la campaña agosto 2021 y febrero 2022, los valores de concentración de MPs/CE para los puntos E y F, los cuales son mostrados en la tabla 4.

Campaña agosto 2021		
	Microfibras/CE	Micropartículas/CE
Punto E	127,8	49,6
Punto F	117,7	60,7
Campaña febrero 2022		
	Microfibras/CE	Micropartículas/CE
Punto E	14,3	12,1
Punto F	12,0	4,5

**Tabla 4** – Concentración de MPs/CE, considerando microfibras y micropartículas, en los puntos E y F para las campañas agosto 2021 y febrero 2022.

Para las dos campañas, se observa una leve disminución en la concentración de microfibras/CE entre los puntos E y F, lo que sugeriría que habría deposición de microfibras entre ambos puntos. Sin embargo, los resultados del test Anova indican que esa variación no sería significativa ( $p=0,76$  para agosto 2021 y  $p=0,46$  para febrero 2022). Por otro lado, en la campaña de agosto 2021 se observa un aumento en la concentración de micropartículas/CE entre los puntos E y F, lo que sugeriría que habría re-suspensión de micropartículas entre ambos puntos, mientras que en la campaña de febrero 2022 se observa una disminución de micropartículas, sugiriendo que habría deposición de micropartículas. Sin embargo, los resultados del test Anova indican que esas variaciones no serían significativas ( $p=0,69$  para microfibras y  $p=0,12$  para micropartículas). En base a los resultados obtenidos, no es posible entender con detalle el transporte de los MPs entre los puntos E y F. Para hacer un estudio más profundo al respecto, se requiere realizar estudios tanto de muestras de agua como de sedimento de ambos puntos, e idealmente de puntos intermedios, considerando que el arroyo posee un cauce sinuoso durante este recorrido.

## **6. Prevención y mitigación de la problemática estudiada**

Así como es incipiente el estudio de contaminación por MPs en cuerpos de agua, de la misma forma es el progreso referido a la prevención y mitigación de los mismos. Como se desarrolló durante el presente trabajo, la contaminación por MPs se ha convertido en una grave amenaza ambiental a nivel mundial debido a sus diversas fuentes, presencia generalizada en los diferentes compartimentos ecosistémicos, persistencia y efectos adversos para la biota y seres humanos. Este conjunto de variables pone de manifiesto la problemática multidisciplinaria que adquiere esta temática, requiriendo sin dudas estrategias y tecnologías sustentables e innovadoras que puedan mitigar y preferentemente eliminar de forma eficiente los MPs del ambiente.

El origen prácticamente de la mayoría de los MPs secundarios son macroplásticos que se fragmentan en los distintos ecosistemas, la mayoría de las tecnologías aplicadas para su mitigación se encuentra focalizada ya sea en prevenir su entrada al ambiente o en la remoción de los mismos. Asimismo, algunos científicos proponen soluciones radicales como, por ejemplo, reducir al máximo la producción de plásticos y aplicar reciclaje a los existentes, basándose principalmente en la relación directa entre la producción de plástico y la generación de MPs [Retama et al., 2016].

Otras estrategias de prevención, se concentran en evitar la utilización de los denominados plásticos de un solo uso o descartables, limpiezas en ambientes marítimos, como por ejemplo en la costa de las playas o en orillas de ríos o arroyos, responsabilidad extendida al productor, prohibiciones de determinados productos plásticos, etc. A nivel legal, un antecedente importante fue realizado por la FDA - Administration Food & Drug de Estados Unidos, la cual prohibió en el año 2015 la manufactura, venta e importación de cosméticos de uso personal con contenido de micropartículas plásticas inferiores a 5 mm, de manera de reducir la cantidad de MPs primarios [U.S. Food & Drug, 2015].

Actualmente existe una falta de información respecto a estrategias de políticas efectivas que se adapten a las circunstancias de diferentes economías y geografías para abordar la gestión de residuos plásticos, optimización de sistemas de reciclaje y remoción de los mismos del ambiente. Específicamente en nuestro país se encuentra en la Honorable Cámara de Diputados, un proyecto de Ley de presupuestos mínimos de protección ambiental para la reducción progresiva y prohibición específica de los plásticos de un solo uso. Entre sus objetivos principales se encuentra prohibir

progresivamente la utilización de determinados plásticos de un solo uso, promover la transición de hábitos de consumo en pos de disminuir la utilización de plásticos de un solo uso, incentivar al reemplazo de plásticos de un solo uso por biodegradables, concientizar sobre el impacto ambiental que producen los plásticos, etc. Sin embargo, esta Ley se encuentra en fase de proyecto aún sin ser promulgada. En la provincia de Jujuy, recientemente fue aprobada la Ley Provincial N° 6283, denominada “Estrategia ambiental para la reducción progresiva y prohibición específica de los plásticos de un solo uso en el territorio de la provincia”. Esta Ley, sancionada el 22 de junio de 2022, se concibe como un primer antecedente a nivel nacional con el fin de reducir y prohibir de plásticos de un solo uso.

En la prevención de la contaminación por plásticos en general, la educación juega un rol imprescindible. Educar en un consumo responsable es necesario en el camino hacia una sociedad más equitativa y comprometida para con el ambiente. El planteamiento educativo del conflicto generado por el consumo y producción de residuos plásticos debe abordarse en todas las escalas educativas, proponiendo cambios en nuestros comportamientos individuales, así como también en el uso y consumo de plásticos.

Como mencionamos, las fibras sintéticas provenientes de los textiles presentes en las prendas de vestir pueden ser liberadas como MPs durante el lavado de ropa, de las lavadoras hacia las aguas de desecho. En este sentido, las estrategias de prevención se alinean en el cambio de materia prima para la confección de prendas de vestir como, por ejemplo, el uso de fibras naturales como algodón, lino y bambú, entre otras. Este contexto plantea un enorme desafío para la industria de la moda la cual, por un lado, debe abordar el tratamiento de las fibras existentes con procesos que eviten el desprendimiento de éstas en el efluente de una lavadora, y a la vez, desarrollar indefectiblemente nuevos materiales para la confección de prendas.

Las tecnologías para la eliminación de MPs se pueden clasificar en tres grandes categorías: técnicas físicas, químicas y biológicas. Cada una de ellas posee complejidad, eficiencia y costos asociados; sin embargo, gradualmente se encaminan a dar respuestas favorables en la remoción de MPs.

Dentro de las técnicas físicas se destaca el proceso de adsorción para la eliminación de MPs. La adsorción es un proceso de transferencia de masa, donde una molécula de una interface líquido/gas se une física o químicamente a una superficie sólida; por ejemplo, los MPs en agua pueden ser adsorbidos por un nanomaterial adsorbente [Chellasamy et al., 2022]. Misra y colaboradores, recientemente reportaron la utilización de un

compuesto de nanopartículas magnéticas para eliminar del agua contaminantes orgánicos, inorgánicos, microbianos y MPs [Misra et al., 2020]. El compuesto se basa en un líquido iónico de polioxometalato (magPOM-IL) logrando una eliminación del 100 % de partículas comerciales de PS. También lograron eliminar mediante el uso de nanotubos de carbono magnéticos la presencia de MPs tales como PE, PET y PA. En este caso los nanomateriales utilizados pueden actuar como adsorbentes, catalizadores, floculantes o filtros de membrana.

La filtración es otro los procesos que se enmarca dentro de las técnicas físicas para la remoción de MPs. Uno de los materiales más económicos, utilizados y estudiados para este propósito es la arena. Magni y colaboradores, reportan que los MPs pueden eliminarse por la captura entre granos de arena o adhiriéndose a la superficie de los granos de arena logrando una disminución del contenido de MPs de poco más del 55 %, utilizando este método en la etapa de pretratamiento de aguas residuales [Magni et al., 2019]. Una variante de este método de eliminación de MPs en agua residuales es el reportado por Hidayaturrahman y colaboradores [Hidayaturrahman y Lee, 2019]. Estos científicos utilizaron los denominados filtros rápidos de arena (RSF, por sus siglas en inglés) que permiten la eliminación de relativamente grandes partículas suspendidas de forma rápida y eficaz. El RSF se compone de varias capas con distintos sustratos. Por lo general, tres capas están presentes, un perfil de antracita, arena de sílice y, por último, grava. Experimentos con aguas residuales utilizando este tipo de filtros de arena rápido con características de 6,8 m de profundidad, tamaño de grano de arena de 0,8 a 1,2 mm y un lapso de aproximadamente 1 hora de tiempo de residencia hidráulico, lograron eliminar poco más del 70 % de los MPs. Por último, la llamada filtración por carbón activado granular (GAC, por sus siglas en inglés) se ha estado utilizando en los últimos años con el fin de eliminar contaminantes en plantas de tratamiento de agua potable. Wang y colaboradores, evaluaron la capacidad del sistema de filtración por carbón activado granular para la eliminación de MPs en una planta de tratamiento de agua potable, logrando tasas de remoción entre 73,7 y 98 % en tamaños entre 1 y 5  $\mu\text{m}$  [Wang et al., 2020b]. La eficiencia de eliminación de microfibras fue de entre 38 y 52,1 %, mientras que para micropartículas, informaron eficiencias entre 76,8 y 86,3 %. Dentro de este conjunto de MPs, la eficiencia de remoción para el PE fue entre 72,9 y 86,3 %, seguido por el PP con eficiencia en torno a 59,4 y 66,8 %.

Otra de las técnicas utilizadas para la remoción de MPs en agua es la flotación por aire disuelto (DAF, por sus siglas en inglés) [Talvitie et al., 2017]. Este proceso inyecta aire a alta presión en la corriente de agua a tratar, generando microburbujas, lo que promueve que las partículas floten a la superficie. Estas microburbujas se adhieren a la superficie de los sólidos en suspensión, haciendo que se eleven y luego se eliminen cuando el sobrenadante es retirado. Talvitie y colaboradores, reportaron una eliminación del 95 % de los MPs en agua residual con la utilización de esta técnica de remoción.

Dentro de las técnicas químicas más utilizadas en la remoción de MPs se encuentran la coagulación y floculación. En la coagulación, se utilizan sustancias químicas como, por ejemplo, sales de aluminio y hierro, que actúan como coagulantes y se utilizan con el propósito de desestabilizar químicamente las partículas, usualmente se realiza generando una mezcla rápida en el agua. El objetivo de desestabilizar las partículas principalmente coloidales es que se encuentren en suspensión, para favorecer su aglomeración o floculación. En un estudio informado por Rajala y colaboradores, con la utilización de cloruro férrico se eliminó el 99,4 % de los MPs, mayormente PS con un tamaño de 1  $\mu\text{m}$  [Rajala et al., 2020]. En estos ensayos también se comprobó que la eficiencia de eliminación también depende del tamaño, es decir, se observó una mayor eficiencia de eliminación para los MPs más pequeños [Ma et al., 2019]. Una mejora y/o alternativa a esta técnica fue estudiada por Perren y colaboradores [Perren et al., 2018]. Estos científicos estudiaron la eficacia de la electrocoagulación en la eliminación de MPs de aguas residuales. Estudiaron, mediante la utilización de corrientes de aguas residuales artificiales, la desestabilización y formación de flóculos de MPs por los iones metálicos generados por los electrodos, los cuales luego son removidos por flotación y/o sedimentación con eficiencias de eliminación superiores al 90 % y valores de pH que oscilaban entre 3 y 10. Luego, también reportaron la eficiencia de eliminación óptima del 99,24 % trabajando con un pH de 7,5.

Recientemente, Liu y colaboradores utilizaron procesos avanzados de oxidación química como una estrategia efectiva de eliminación de MPs [Liu et al., 2019]. Los científicos reportan que la cadena molecular de los MPs puede ser gradualmente degradada en pequeñas cadenas de moléculas hasta alcanzar moléculas de  $\text{H}_2\text{O}$  y  $\text{CO}_2$  por una fuerte oxidación química. Sin embargo, estos estudios son muy prematuros y aún se encuentran en escala de laboratorio. Dentro de estas tecnologías donde se aplica oxidación avanzada, se destaca el proceso de remoción por ozonización. Si bien es una

tecnología de considerable costo económico, es aplicada principalmente en tratamientos terciarios de plantas de tratamiento de agua potable y, en menor medida, en depuración de aguas residuales. Posee una alta efectividad en la desinfección y purificación de aguas, así como también se utiliza para oxidar contaminantes orgánicos e inorgánicos, justamente por el alto poder oxidante del ozono. Chen y colaboradores, destacan que la ozonización puede descomponer polímeros formando MPs en grupos funcionales [Chen et al., 2020]. Las propiedades fisicoquímicas de los polímeros, como la tensión superficial, las propiedades hidrofóbicas, la solubilidad, la adhesión, el punto de fusión y la viscosidad se pueden cambiar bajo tratamiento de ozonización. Lima y colaboradores encontraron que aproximadamente después de 30 min de procesamiento, el 90 % de los MPs fueron ozonizados; es decir, tuvieron un cambio en las propiedades fisicoquímicas [Lima et al., 2021]. Chen y otros investigadores han encontrado que más del 90 % de los MPs se descomponen a temperaturas entre 35 y 45 °C después de 60 min de exposición al ozono [Chen et al., 2020].

Respecto a las técnicas biológicas para la remoción de MPs en agua, existen numerosos e incipientes estudios, mayormente a escala de laboratorio, que analizan el uso de diferentes organismos para la biodegradación de estos contaminantes. Es el caso por ejemplo de Yang y colaboradores que utilizan cepas bacterianas para degradar el PET al igual que Yoshida y colaboradores, que estudiaron la degradación del mismo polímero con una cepa bacteriana diferente, logrando monómeros benignos para el ambiente [Yang et al., 2016; Yoshida et al., 2016]. Ahora bien, a mayor escala, en las plantas de tratamiento de efluentes líquidos, se utilizan microorganismos en las etapas de tratamiento secundario en procesos anaeróbicos, anóxicos, aeróbicos y algunos combinados para la remoción principalmente de nutrientes y materia orgánica. En estos procesos con la utilización de estos microorganismos, la remoción de MPs no es muy eficiente [Ahmed et al., 2022]. Liu y colaboradores encontraron solo un descenso del 16,6 % en la concentración de MPs utilizando la tecnología de barros activados [Liu et al., 2019]. Como mencionamos anteriormente, precisamente esta tecnología es la utilizada en Tandil en la planta depuradora norte para el tratamiento biológico de las aguas residuales. Al referirnos al tratamiento de barros de una planta depuradora, Chen y colaboradores utilizaron microorganismos hipertermofílicos, resultando en una eliminación de poco más del 40 % de los MPs luego de 45 días de tratamiento [Chen et al., 2020].

Una alternativa a la tecnología de barros activados en procesos de depuración de aguas residuales son los reactores biológicos de membranas (MBR, por sus siglas en inglés). En esta tecnología se combinan en una misma fase procesos biológicos y membranas; es decir, es un tratamiento de barros activados pero el sedimentador secundario es reemplazado por un sistema de membranas logrando mayor eficiencia de remoción, aunque a un mayor costo económico. Sin embargo, es una tecnología ampliamente usada en el tratamiento de aguas residuales, especialmente en tratamiento de aguas con contenido de toxinas, pesticidas, productos farmacéuticos, etc. Talvitie y colaboradores, ensayaron diferentes pruebas optimizando esta tecnología por medio de la utilización de distintas membranas con tamaños de poros de 0,4  $\mu\text{m}$  para la remoción de MPs, logrando una remoción del 99,9 % [Talvitie et al., 2017]. En la misma línea de investigación, Lares y colaboradores, utilizando distintas membranas para la remoción de MPs, alcanzaron eficiencias del 99,4 % en pruebas piloto a escala laboratorio [Lares et al., 2018].

Las tecnologías mencionadas anteriormente para la eliminación de MPs tienen ventajas, desventajas y limitaciones, dadas principalmente por la eficiencia, costo y valor económico asociado, y la escala de desarrollo en que aún se encuentran. No olvidemos que las tecnologías utilizadas en las plantas de tratamiento de efluentes convencionales no fueron diseñadas para la remoción de MPs, por lo cual tienen gran dificultad y falta de eficiencia para lograrlo. Los procesos de adsorción de MPs son más rentables en comparación con otros procesos de tratamiento como, por ejemplo, los reactores biológicos de membranas, ya que estos necesitan mayor uso de energía y costo de mantenimiento por desobstrucción de las membranas utilizadas. Por otro lado, en los procesos de adsorción generalmente se utilizan materiales adsorbentes no reciclables, implicando un costo de tratamiento. Respecto a los procesos de coagulación y floculación pueden eliminar porcentajes relativamente elevados de MPs con requerimientos de productos químicos, aunque aún a escala de laboratorio. Respecto a las técnicas biológicas para la remoción de MPs, basándose en tratamientos biológicos por parte de las plantas depuradoras, existe alta dependencia de los microorganismos utilizados y las condiciones específicas de tratamiento. Sin embargo, es una técnica a considerar en el futuro debido al bajo costo operativo, viabilidad para aplicaciones a gran escala y flexibilidad para tratamiento de diferentes contaminantes. En este sentido, el objetivo a lograr es identificar los microorganismos adecuados y eficientes para la remoción de los MPs.



Claramente no existe una única solución a la problemática producida por la contaminación de MPs. En nuestro país, en lo referente a plantas de tratamiento de efluentes, la mayoría de las existentes utilizan procesos convencionales como los anteriormente descritos. En este caso, el abordaje a efectivizar estas tecnologías podría ser un inicio en el camino hacia la mitigación de contaminación por MPs, fuera de la escala de laboratorio. Inclusive, en la ciudad de Tandil, podría existir una mejora en la eficiencia de remoción. En principio, al suministrar a las autoridades pertinentes y público en general este tipo de trabajos; y luego, utilizando esta información para emplearla en el próximo diseño de ampliación de las plantas existentes o en futuros proyectos de instalación de nuevas tecnologías. A escala hogareña, las lavadoras de ropa e inclusive el creciente uso de lava-secarropas que utilizan el procedimiento de secado por temperatura, es un punto neurálgico a considerar. Específicamente el uso de adecuados filtros en la salida del efluente con su correspondiente mantenimiento, podría ser el inicio de mitigación en una de las principales fuentes puntuales de contaminación por MPs.

El futuro inmediato necesita plantear esfuerzos conjuntos en lograr una gestión sustentable de los materiales plásticos y la prevención de la contaminación derivada de su uso. En este sentido, es imprescindible abordar esta temática de manera integral, sustentable y multidisciplinaria, que combine nuevas tecnologías y considere todos los aspectos y eslabones involucrados, desde la producción hasta la eliminación de los MPs.

## **7. Conclusiones**

El desarrollo de la presente tesis establece una primera aproximación al estudio de sistemas hídricos complejos, como el arroyo Langueyú, afectados por las descargas de plantas de tratamiento de efluentes líquidos con la problemática asociada a la contaminación por MPs. La cuenca alta del arroyo Langueyú esta esencialmente modificada por la presencia de la ciudad de Tandil, y es el medio receptor hídrico de la ciudad en su conjunto, incorporando en su recorrido las descargas pluviales y efluentes líquidos residuales, urbanos e industriales. Teniendo en cuenta que el arroyo es de pequeñas dimensiones y que presenta un bajo caudal, consecuentemente es sensible a procesos de crecida ante un episodio extremo de precipitación y vulnerable a potenciales eventos de contaminación, lo cual pone de manifiesto la importancia como medio receptor que adquiere el sistema.

En este sentido, se realizó un estudio de los MPs presentes en la cuenca del arroyo Langueyú y se determinó la distribución espacial de los mismos para dos campañas en diferentes estaciones del año, agosto 2021 y febrero 2022; así como también, se realizó un estudio de calidad de agua del arroyo. Respecto a este último punto, se encontró un marcado detrimento en la calidad de agua luego de la descarga de las plantas de tratamiento, reflejado en resultados de mediciones de parámetros tales como DBO, DQO, conductividad y sólidos disueltos totales, superando ampliamente los límites admisibles por la legislación vigente.

Los resultados del presente trabajo corroboran el hecho de la presencia elevada y alarmante contaminación por MPs producida por los efluentes de las plantas de tratamiento. Precisamente el sitio de toma de muestra E, Paraje El Molino, luego de las descargas de las dos plantas de tratamiento, Central y Norte, exhibe la mayor concentración de MPs para ambas campañas, agosto 2021 y febrero 2022, con 72168 MPs/L y 13577 MPs/L, respectivamente. De la concentración de MPs observada para el punto E, la descarga de las plantas de tratamiento representa el 98 y 81 % para las campañas de agosto y febrero respectivamente, mientras que el resto provendría de desagües pluviales y afluentes del arroyo Langueyú. Entre los puntos C, confluencia de los arroyos Blanco y Del Fuerte, y D, descarga de la primera planta, se produce el mayor gradiente de concentración de MPs, resultando en diferencias significativas respecto al análisis por el test Anova entre los puntos mencionados ( $p < 0,05$ ;  $p = 5,53 \cdot 10^{-4}$ , agosto 2021;  $p = 0,08$ , febrero 2022). En otros términos, poco más

de 50 y 13 millones de MPs/s en sus puntos máximos luego de las plantas de tratamiento, y caudales del arroyo de 0,72 m<sup>3</sup>/s y 0,85 m<sup>3</sup>/s observados para la campaña de agosto 2021 y febrero 2022 respectivamente, exhiben el alto impacto ambiental que es producido.

Para ambas campañas, se determinó la concentración de microfibras/L y micropartículas/L en todos los puntos de muestreo. Se observó que la concentración de microfibras/L fue superior a la de micropartículas/L, con valores máximos en el punto E, paraje El Molino, luego de la descarga de la segunda planta de tratamiento. Se constató un marcado crecimiento de microfibras y micropartículas a partir del punto D, luego de la primera planta, con una relación de aproximadamente 70 % de microfibras y 30 % de micropartículas para agosto de 2021 y 60 % de microfibras y 40 % de micropartículas para febrero 2022, manteniéndose luego esta relación en el punto E. Luego, las distribuciones del largo de las microfibras, L, en los diferentes puntos de muestreo para ambas campañas tienen la mayor prevalencia en el intervalo de 100 - 200 µm. Estos resultados nuevamente destacan la importancia que adquiere la contaminación por MPs, principalmente la originada por aquellos de menor tamaño. Se utilizó la técnica ATR-FTIR para la identificación de los polímeros en las muestras estudiadas, resultando que la presencia mayoritaria se debería a polietileno, lo que está en concordancia con la hipótesis que la mayoría de fibras medidas en el arroyo provendrían del lavado domiciliario de ropa.

Las diferencias de concentración de MPs/L observada entre ambas campañas, reflejó que la campaña de agosto de 2021 superó en poco más de 5 veces la de la campaña de febrero 2022. Sin embargo, es necesario tener en cuenta que la presente tesis se realizó solamente con muestras de agua del arroyo en dos campañas y en dos períodos diferentes del año, invierno y verano.

Se analizó el transporte de MPs por el arroyo Langueyú, en particular entre los puntos E, Paraje El Molino, y F, intersección del arroyo Langueyú y Ruta Provincial N° 30, distantes aproximadamente 3 km entre ellos. Se utilizó el método adaptado y empleado por Hoellein y colaboradores, empleando la CE como un trazador conservativo para tener en cuenta la dilución. Se observó para las dos campañas, una leve disminución en la concentración de microfibras/CE entre los puntos E y F, lo que sugeriría que habría deposición de microfibras entre ambos puntos. Sin embargo, considerando que el arroyo posee un cauce sinuoso durante esta parte de la cuenca, el análisis requeriría un estudio más profundo de esta dinámica, teniendo en cuenta, por ejemplo, el análisis

de muestras de agua como de sedimento de ambos puntos, e idealmente de puntos intermedios.

En cuanto a la prevención y mitigación que aborda este tipo de problemática ambiental, aún no hay un conceso definido y establecido por los diferentes actores intervinientes para morigerar el impacto de la contaminación por MPs. Las soluciones propuestas son diversas, con ventajas y desventajas, pero la mayoría todavía se encuentran en fase experimental y/o de laboratorio y distan de aplicarse a mayor escala.

Los resultados que se alcanzan en este trabajo de tesis exhiben sin dudas, el grave problema ambiental originado por la contaminación de MPs. La presencia de las plantas de tratamiento que vuelcan sus efluentes en este tipo de recurso hídrico, acentúan el grave deterioro del mismo. De aquí, la importancia en el manejo y la eficiencia de remoción de las plantas de tratamiento juega un papel trascendental para morigerar la contaminación producida por los MPs.

Teniendo en cuenta el análisis bibliográfico donde se manifiesta la ausencia de trabajos que aborden esta problemática en sistemas con descarga de efluentes, los resultados obtenidos establecen entonces una contribución científica en el análisis, detección y el complejo monitoreo ambiental de MPs en sistemas hídricos que son impactados por la descarga de efluentes de plantas de tratamiento, los cuales pueden ser considerados en futuros estudios.

Respecto al desarrollo del trabajo de tesis, luego de poco más de dos años muy complejos de realizar trabajo de campo, de laboratorio, análisis y escritura de la misma, se ha cumplido exitosamente los objetivos propuestos. Sin ahondar en detalles, se realizó un diagnóstico inicial, se analizó todo el sistema en consideración, se cuantificó e identificó la presencia de MPs y se presentaron medidas de prevención y mitigación. No obstante, existieron limitaciones en cuanto a la complejidad y tiempo en el abordaje de la temática en sí misma, costos económicos, toma y análisis de muestras, etc. y, como mencionamos reiteradamente, es incipiente la temática de contaminación por MPs, por lo cual aún queda un largo camino por resolver.

Uno de los mayores desafíos en la temática de contaminación por MPs es la remoción de éstos del ambiente. Es un encargo al corto plazo donde los científicos deben focalizarse y aunar esfuerzos. Sin embargo, el paso inmediatamente anterior, relacionado a la metodología de extracción, separación, cuantificación e identificación de MPs aún carece de un protocolo estandarizado, necesitando una imperiosa solución para, por ejemplo, comparar e informar datos entre los distintos actores, ya sean

científicos o a nivel de salud pública. Específicamente, a partir del trabajo realizado en la presente tesis, surge la necesidad de realizar mejoras para optimizar la metodología de preparación de muestras; es decir, estudiar una digestión alternativa como, por ejemplo, digestión ácida o alcalina, para así lograr una mejor remoción de materia orgánica sin deteriorar los MPs presentes y poder optimar la eficiencia de la cuantificación por microscopía óptica. También, la separación de materia inorgánica de la muestra es un punto a considerar para lograr mayor eficiencia como, por ejemplo, la utilización de procesos de separación por densidades. Asimismo, la estacionalidad es un importante punto a considerar y perfeccionar en futuros estudios, a fin de lograr un seguimiento más exhaustivo a lo largo de un período establecido como, por ejemplo, un año. Por último, para una mayor comprensión y estudio en cuanto a la dinámica del transporte de MPs en el recurso hídrico, se debería contemplar, por ejemplo, un mayor número de muestras de agua del arroyo incluyendo también muestras de sedimento.

Por lo anteriormente expresado, se concluye la necesidad de lograr un enfoque integral, sustentable y multidisciplinario, que combine nuevas tecnologías y considere todos los aspectos y eslabones involucrados, desde la producción hasta la eliminación de los MPs, abarcando todo el ciclo de vida completo del plástico. En otras palabras, es imperiosa una gestión sustentable de los materiales plásticos y la prevención de la contaminación derivada de su uso. Sin embargo, estos argumentos son válidos si existe una formulación de políticas adecuadas y un claro fomento e incentivo a la sociedad para prevenir una mayor contaminación al ambiente.

Como parte de los resultados obtenidos en la presente tesis, se obtuvo una publicación internacional en una revista de alto impacto [Montecinos et al., 2022a], una publicación en una revista de alcance iberoamericano [Montecinos et al., 2022b], una presentación en un congreso internacional específico de esta temática [Tognana et al., 2022b] y dos presentaciones en congresos nacionales del área [Ponce et al., 2021b; Ponce et al., 2022], los cuales se detallan a continuación:

- S. Montecinos, M. Gil, S. Tognana, W. Salgueiro, J. Amalvy, “Distribution and characterization of microplastics present in a stream that receives the discharge of wastewater treatment plants”, *Environmental Pollution* 314 (2022) 120299.
- S. Montecinos, S. Tognana, M. Ascazuri, A. Grigera, M. Gil, R. Ponce, W. Salgueiro, “Microplastic contamination in continental waters: The case of the Langueyú stream,

Tandil, Province of Buenos Aires, Argentina”, Revista IngloMayor, Volume 22 (2022). ISSN 0719-7578. <https://www.inglomayor.cl/edicion22/>.

- Tognana Sebastián, Montecinos Susana, Ascazuri Milagros, Grigera Agustina, Ponce Romina, Gil Marcelo, Salgueiro Walter, Frosinini Carlos. (2022, November 17). “Plastic pollution in a stream that runs through a medium-sized city in Argentina”. MICRO 2022, Online Atlas Edition: Plastic Pollution from MACRO to nano, Online. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7216341>.

- Romina Ponce, Marcelo Gil, Sebastián Tognana, Carlos Frosinini, Susana Montecinos, “Transporte de microplásticos en un arroyo bonaerense”, trabajo publicado en actas del XI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos EMEAP 2022, 7 al 9 de noviembre 2022, Bahía Blanca, Buenos Aires. Argentina. Presentación como poster.

- Romina Ponce, Milagros Ascazuri, Agustina Grigera, Marcelo Gil, Susana Montecinos, Sebastián Tognana, Mariana Pereyra, “Contaminación por microplásticos en el arroyo Langueyú, Tandil, Buenos Aires”, poster presentado en la XXIX Reunión Argentina de Ecología RAE2021, 4 al 6 de agosto.

Además, en el marco de esta temática se obtuvo un Proyecto de Investigación Científica y Tecnológica PICT-2021-GRF-TI-00100, titulado “Diagnóstico integral de la contaminación por microplásticos en la cuenca del arroyo Langueyú de la Provincia de Buenos Aires”, de la ANPCYT, en el cual participo como colaborador.



## Distribution of microplastics present in a stream that receives discharge from wastewater treatment plants<sup>☆</sup>

S. Montecinos<sup>a,b,c,\*</sup>, M. Gil<sup>a</sup>, S. Tognana<sup>a,c,d</sup>, W. Salgueiro<sup>a,c,d</sup>, J. Amalvy<sup>d,e</sup>

<sup>a</sup> IFIMAT, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Pinto 399, 7000, Tandil, Argentina

<sup>b</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas CONICET, Av. Rivadavia, 1917, C1033AAJ, Buenos Aires, Argentina

<sup>c</sup> CIFICEN (UNCPBA-CICPBA-CONICET), Pinto 399, 7000, Tandil, Argentina

<sup>d</sup> Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Bs. As., Calle 526 Entre 10 y 11, 1900, La Plata, Argentina

<sup>e</sup> CITEMA (UTN-CICPBA) 60 y 124, 1900, La Plata, Argentina

### ARTICLE INFO

#### Keywords:

Microplastics  
Wastewater treatment plants  
Emerging contaminants  
Water quality

### ABSTRACT

The presence of microplastics (MPs) in freshwater systems that receive discharge of urban effluent implies a great environmental impact. In order to be able to generate proposals that solve this problem, it is necessary to know in detail the contributions of different MPs sources. The aim of this work was to study the contribution of urban sewage discharge to MPs pollution in a stream that runs through a medium-sized city. The spatial distribution of MPs with sizes between 100  $\mu\text{m}$  and 1.5 mm present in surface water was measured and their characteristics, dimensions, shapes and identification were determined. Physical-chemical parameters of the stream water were measured, and a decrease in water quality was found due to wastewater treatment plants. The main source of MPs was effluent from the plants (97% of the total MPs), while the rest came from storm drains and discharge of tributaries. The maximum concentration of MPs found was around 72,000 MP/L (equivalent to 53 million MPs/s), at a point after discharge from both plants. Around 70% of MPs correspond to microfibers with a mean length of around 300  $\mu\text{m}$  and a mean width of around 15  $\mu\text{m}$ , and they are mainly polyethylene fibers. The remaining 30% of MPs are particles with lengths of around 140  $\mu\text{m}$ . The transport of MPs between a point located after discharge of the plants and another point located about 3 km further on was studied, and no significant variation was found in the concentration of MPs. Electrical conductivity was used as a conservative tracer of MPs concentration. This work presents for the first time a detailed analysis of different contributions of MPs to a freshwater system in South America, which receives discharge of wastewater treatment plants, evidencing its important role in pollution.

### 1. Introduction

Worldwide plastic production has had an increasing trend in recent decades, reaching around 370 million tons in 2020, which produces a serious environmental problem when post-consumer plastic waste is disposed of (Plastics Europe, 2021). In different parts of the world, aquatic environments are polluted with plastics of different sizes. However, plastic debris less than 5 mm in size, commonly referred to as microplastics (MPs), has been considered as an emerging pollution threat in recent years. They can be easily ingested by diverse aquatic species due to their small size, causing damage to their health (Wang et al., 2021; Rezanía et al., 2018; Rodrigues et al., 2019). MPs also have

the potential ability to absorb toxic contaminants, such as metals and organic pollutants, increasing risk to the body when ingested (Forero Lopez et al., 2021; Godoy et al., 2019; Wang et al., 2017; Wang et al., 2020; Yu et al., 2019).

MPs have been found in different aquatic systems (Akhbarzadeh et al., 2018; Alurralde et al., 2022; Islam et al., 2022; Li et al., 2018; Wang et al., 2017). In particular, lakes and rivers can accumulate large quantities of MPs, especially those near densely populated areas, because cities often discharge their waste into them (Li et al., 2018; Montecinos et al., 2021; Mora-Teddy and Christoph, 2020). Freshwater systems have a rich flora and fauna, which are strongly affected by the presence of MPs. Furthermore, rivers and streams play an important role

<sup>☆</sup> This paper has been recommended for acceptance by Eddy Y. Zeng.

\* Corresponding author. Instituto de Física de Materiales Tandil-IFIMAT, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Argentina.

E-mail address: [dmonteci@exa.unicen.edu.ar](mailto:dmonteci@exa.unicen.edu.ar) (S. Montecinos).


<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120299>

Received 14 July 2022; Received in revised form 22 September 2022; Accepted 25 September 2022

Available online 28 September 2022

0269-7491/© 2022 Elsevier Ltd. All rights reserved.

https://www.inglomayor.d/edicion22/



**I.- Articles:**

- ▶ (1.1) Microplastic contamination in continental waters: The case of the Langueyú stream, Tandil, Province of Buenos Aires, Argentina. - S. Montecinos, S. Tognana, M. Ascazuri, A. Grigera, M. Gil, R. Ponce, W. Salgueiro
- ▶ (1.2) Data Science in the evaluation of Critically Safety Index. Debabrata Datta.
- ▶ (1.3) Agua en Minería – mucho más que : ¿Puede la química del agua decir algo sobre la eficiencia de procesos mineros?. Gonzalo Montes-Atenas.

**II.- Series of National and International webinars.**

- ▶ Editor in Chief. Professor Roberto Acevedo.  
(1.4) <https://www.youtube.com/user/RAcevedoable/featured>

## **Microplastic contamination in continental waters: The case of the Langueyú stream, Tandil, Province of Buenos Aires, Argentina**

**S. Montecinos<sup>1\*</sup>, S. Tognana<sup>2</sup>, M. Ascazuri<sup>3</sup>, A. Grigera<sup>3</sup>, M. Gil<sup>3</sup>, R. Ponce<sup>3</sup>, W. Salgueiro<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> IFIMAT-CIFICEN (UNCPBA-CONICET-CICPBA) y CONICET, Argentina.

<sup>2</sup> IFIMAT-CIFICEN (UNCPBA-CONICET-CICPBA) y CICPBA, Argentina.

<sup>3</sup> Facultad de Ciencias Exactas-UNCPBA, Argentina.

\* Corresponding author at: S. Montecinos. Instituto de Física de Materiales Tandil-IFIMAT, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Tel: +54(0)249 4385670; Fax: +54(0)249 4385679. E-mail address: [dmonteci@exa.unicen.edu.ar](mailto:dmonteci@exa.unicen.edu.ar)

### **1.- Microplastic contamination (MPs)**

Nowadays plastics are a fundamental part of everyday life of the people, being an essential material for society. In 2020, almost 370 million tons of plastics were produced all over the world, including thermoplastics, polyurethanes, thermosets, elastomers, adhesives, coatings and sealants, and polypropylene fibers [1]. Their uses include packaging, building and construction, automotive industry, electrical and electronics components, agriculture, household, leisure, sports, among others. In Europe, during 2020 more than one third of the collected plastic post-consumer waste was recycled, while 42% was sent to energy recovery operations and 23.4% was sent to landfill [1]. Although the percentages of plastic waste that are recycled have been increasing in recent years, the plastics that are discarded constitute a great problem for ecosystems and for human beings in particular. Plastic waste pollution, which occurs mainly as a result of the use of disposables and their excessive use, results in a large volume of waste that takes many years to be assimilated by the environment if adequate management measures and prior treatment measures are not foreseen. The discarded



---

# Plastic pollution in a stream that runs through a medium-sized city in Argentina

Sebastián Tognana\*<sup>1</sup>, Susana Montecinos\*<sup>†2</sup>, Milagros Ascazuri\*<sup>3</sup>, Agustina Grigera\*<sup>3</sup>,  
Romina Ponce\*<sup>3</sup>, Marcelo Gil\*<sup>3</sup>, Walter Salgueiro<sup>1</sup>, and Carlos Frosinini<sup>1</sup>

<sup>1</sup>IFIMAT-CIFICEN, CICPBA – Pinto 399, Tandil, Provincia de Buenos Aires, Argentina

<sup>2</sup>IFIMAT-CIFICEN, CONICET – Pinto 399, Tandil, Provincia de Buenos Aires, Argentina

<sup>3</sup>Facultad de Ciencias Exactas-UNCPBA – Pinto 399, Tandil, Provincia de Buenos Aires, Argentina

## Abstract

Plastic waste in freshwater bodies comes, in many cases, from waste generated in cities and discharged through effluents from treatment plants, storm water discharges or directly dumped into the water body. This work presents results about Langueyú, which is a low-flow stream that receives the discharge from Tandil, a medium-sized city located in the Pampas region of Argentina. In previous studies, it was found that there is a highly polluted area of this stream, which is located after the discharge of two wastewater treatment plants. This work is an exhaustive study that includes the quantification of the micro, meso and macroplastics present in this highly polluted point, and analyzes their possible sources. Samples of water and sediment were extracted from the stream and analyzed. A concentration in the order of a million microplastics per cubic meter was found in the water, and in the order of a million microplastics per square meter were found in the sediment. A large amount of meso and macroplastics were found in the stream banks. The methodology for the extraction and analysis of the samples was discussed and adapted for each type of sample (water and sediment), the different sizes of plastic waste present (micro, meso and macroplastics), and the characteristics of the stream. The transport of microplastics at a distance of 3 kilometers from the mentioned point was analyzed, and the influence of the discharges from the wastewater treatment plants on the stream was discussed.

**Keywords:** Microplastics, wastewater treatment plant, mesoplastics, macroplastics, stream

---

\*Speaker

<sup>†</sup>Corresponding author: [dmonteci@ifimat.exa.unicen.edu.ar](mailto:dmonteci@ifimat.exa.unicen.edu.ar)



## Transporte de microplásticos en un arroyo bonaerense

Romina PONCE<sup>a</sup>, Marcelo GIL<sup>a</sup>, Sebastián TOGNANA<sup>b,c,\*</sup>, Carlos FROSININI<sup>b,c</sup> y Susana MONTECINOS<sup>b,d</sup>

<sup>a</sup> Facultad de Cs. Exactas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil

<sup>b</sup> IFIMAT-CIFICEN (UNCPBA-CICPBA-CONICET), Tandil

<sup>c</sup> CICPBA

<sup>d</sup> CONICET

\*Correspondencia a los autores, E-mail: [stognana@exa.unicen.edu.ar](mailto:stognana@exa.unicen.edu.ar)

**Eje temático:** Monitoreo ambiental, tecnologías y herramientas para el manejo de los sistemas acuáticos

### Resumen

En este trabajo se determinó y analizó el transporte de microplásticos en el arroyo Langueyú, el cual recibe efluentes de plantas de tratamiento de aguas domiciliarias. Se determinó por primera vez la concentración de microplásticos en sedimentos en dos puntos del arroyo, a la salida de las plantas de tratamiento y a unos 3 km arroyo abajo. En los mismos puntos se determinó la concentración de microplásticos en el agua. Los resultados indican una similar cantidad de microfibras por unidad de masa en el sedimento en ambos puntos, pero una cantidad mucho mayor de micropartículas por unidad de masa en el punto más cercano a las descargas de efluentes. Los resultados indicarían una mayor velocidad de sedimentación de las micropartículas respecto a las microfibras. A modo de comparación se realizaron mediciones de la velocidad de caída de diversos plásticos sumergidos en agua.

**Palabras clave:** Microplásticos; Transporte; Contaminantes; Arroyo Langueyú

### 1. Introducción

Los microplásticos (MPs) son fragmentos de plásticos con dimensiones menores a 5 mm y constituyen un residuo peligroso debido a su largo tiempo de vida. Los MPs vertidos en corrientes de agua representan un peligro para el medioambiente, ya que pueden transportarse grandes distancias siguiendo un proceso de sedimentación, reentrada a la columna de agua, desplazamiento y nueva sedimentación. Este proceso de transporte es complejo, involucrando la adhesión de materia orgánica a los plásticos y la adhesión de minerales (o contaminantes) lo cual aumenta su peso específico (Hoellein *et al.*, 2019). También depende de las características de la vía de agua: caudal, turbulencia, sinuosidad y vegetación circundante son algunos de los factores que pueden ocasionar acumulación de MPs en ciertos puntos del recorrido. Existen diversos estudios que modelan el transporte de MPs en vías de agua, pero es difícil la aplicación en casos específicos, y en general se ha estudiado el transporte en grandes ríos.

La región pampeana cuenta con muchos arroyos en donde se vierten efluentes de plantas de tratamiento de ciudades pequeñas o medianas, como así también desagües



**XXIX**  
**Reunión Argentina**  
**de Ecología**  
**4 al 6 de agosto**

**MODALIDAD VIRTUAL**

"ECOSISTEMAS DEL PRESENTE,  
EL LEGADO PARA EL FUTURO:  
DESDE LA BIOLOGÍA EVOLUTIVA  
A LA ECOLOGÍA DEL ANTROPOCENO."

**Contaminación por microplásticos en el arroyo Langueyú, Tandil, Buenos Aires**

Ponce Romina ; Ascazuri Milagros ; Grigera Agustina ; Gil Marcelo ; Montecinos Susana ; Tognana Sebastián ; Pereyra Mariana

romii.ponce\_08@hotmail.com

1 Facultad de Ciencias Exactas-UNCPBA; 2 IFIMAT-CIFICEN (UNCPBA-CONICET-CICPBA) y CONICET; 3 IFIMAT-CIFICEN (UNCPBA-CONICET-CICPBA) y CICPBA; 4 IFAS-CIFICEN (UNCPBA-CONICET-CICPBA)

**Póster**

La contaminación por microplásticos, entendiéndose por estas aquellas partículas plásticas con dimensiones menores a 5 mm, es un tema de apremiante preocupación considerando la gran cantidad de residuos vertidos al medio ambiente. Un alto porcentaje de los microplásticos terminan en vías fluviales, afectando la fauna y flora. La presencia de microplásticos en océanos y ríos es objeto de muchos estudios a nivel mundial, pero existe menos información en arroyos que colecten los efluentes de ciudades de tamaño medio. En este trabajo se estudió la presencia de microplásticos en el arroyo Langueyú que recibe los efluentes de la ciudad de Tandil a través de dos plantas de tratamiento de residuos líquidos. Se extrajeron muestras de agua en dos puntos del arroyo: en la descarga de las plantas de tratamiento y a aproximadamente 3 kilómetros de distancia de ese punto, y en tres momentos del año distintos. Se realizó un proceso de filtrado, digestión con peróxido de hidrógeno (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) y análisis mediante microscopía óptica. Se cuantificaron los microplásticos presentes con una dimensión mayor a 100 micrones, determinando sus tamaños y formas. Se encontró similar cantidad de partículas y fibras por unidad de volumen en los dos puntos de extracción. La longitud promedio disminuye en ambos casos para el punto alejado de la descarga. Respecto a la variación temporal se encontró mayor cantidad de partículas y fibras en junio, respecto a los muestreos de febrero y marzo. Los resultados fueron analizados en función de los parámetros fisicoquímicos y las características meteorológicas.

microplásticos, efluentes líquidos, arroyo Langueyú

## **8. Recomendaciones**

Una de las primeras cuestiones a sugerir para futuros proyectos y estudios sobre contaminación por MPs, es informar, comunicar y dar a conocer los resultados obtenidos y las posibles consecuencias sobre la biota y salud humana, tanto a nivel científico, social y, primordialmente, a nivel gubernamental. Para muchos integrantes de las distintas esferas de la sociedad, este es un problema aún desconocido por lo cual, no se pueden tomar las decisiones correctas y, menos aún, abordar una gestión adecuada y eficiente.

Se necesitan esfuerzos conjuntos de la sociedad, comunidad científica y gobernantes para lograr un camino de acuerdo a las premisas referentes al desarrollo sustentable. En este sentido, la educación en todos los niveles de la sociedad y el consecuente consumo responsable de plásticos, es el objetivo a lograr.

Desde el punto de vista de la ingeniería, se plantea un apremiante desafío. Se necesita de innovación y nuevas tecnologías, o mejoramientos en las eficiencias de las existentes, para la disminución o alternativas en la producción de plásticos y la remoción de éstos del ambiente.

Los cambios a pequeña escala son un buen inicio para lograr un mayor objetivo. Abordar la problemática de una de las mayores fuentes de MPs, como son los efluentes de las lavadoras domésticas, es necesaria. La concientización en la utilización de filtros adecuados para este propósito es una de las primeras soluciones relativamente de bajo costo que puede marcar una diferencia en la remoción de microfibras. Luego, en las plantas de tratamiento de efluentes, es necesario comenzar a considerar esta problemática ambiental, tanto en el diseño de ampliación de plantas existentes como en la construcción de nuevas plantas. Asimismo, las tecnologías existentes deberían adecuarse a esta problemática, incorporando nuevamente como primera medida el conocimiento, para luego optimizar las eficiencias de remoción actuales e inclusive adicionar tecnologías como complemento para la remoción de MPs.

## 9. Bibliografía

- [Ahmed et al., 2022] Ahmed, R., Hamid, A. K., Krebsbach, S., He, J., Wang, D., 2022. "Critical review of microplastics removal from the environment". *Chemosphere*, 293, 133557.
- [Ahrens, 2009] Ahrens, C. D., 2009. "Meteorology Today: An Introduction to Weather, Climate, and the Environment". 9na Edición. Brooks/Cole, Cengage Learning.
- [Akhbarizadeh et al., 2018] Akhbarizadeh, R., Moore, F., Keshavarz, B., 2018. "Investigating a probable relationship between microplastics and potentially toxic elements in fish muscles from northeast of Persian Gulf". *Environmental Pollution*, 232, 154–163.
- [Alfonso et al., 2020a] Alfonso, M., Arias, A., Piccolo, M. C., 2020. "Microplastics integrating the zooplanktonic fraction in a saline lake of Argentina: influence of water management". *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(2), 117.
- [Alfonso et al., 2020b] Alfonso, M., Scardo, F., Seitz, C., Manstretta, G., Ronda, A., Arias, A., Tomba, J., Silva, L., Perillo, G., Piccolo, M., 2020. "First evidence of microplastics in nine lakes across Patagonia (South America)". *Science of the Total Environment*, 733, 139385.
- [Al-Helou, 2012] Al-Helou, B., 2012. "Modification and Development of a Blow Molding Machine". *Engineering*, 4(4), 188-197.
- [Almroth et al., 2018] Almroth, B. M., Åström, L., Roslund, S., Petersson, H., Johansson, M., Persson, N. K., 2018. "Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment". *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 1191-1199.
- [Alurralde et al., 2022] Alurralde, G., Isla, E., Fuentes, V., Olariaga, A., Maggioni, T., Rimondino, G., Tatián, M., 2022. "Anthropogenic microfibers flux in an Antarctic coastal ecosystem: the tip of an iceberg?" *Marine Pollution Bulletin*, 175, 113388.
- [Ambrosini et al., 2019] Ambrosini, R., Azzoni, R.S., Pittino, F., Diolaiuti, G., Franzetti, A., Parolini, M., 2019, "First evidence of microplastic contamination in the supraglacial debris of an alpine glacier". *Environmental Pollution*, 253, 297-301.
- [APHA, 2017] APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Editores: Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D., Clesceri, L. S., 2017. 23° Edición. Washington: American Public Health Association.

- [Araujo et al., 2018] Araujo, C., Nolasco, M., Ribeiro, A., Ribeiro-Claro, P., 2018. "Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects". *Water Research*, 142, 426-440.
- [Arias et al., 2019] Arias, A., Ronda, A., Oliva, A., Marcovecchio, J., 2019. "Evidence of microplastic ingestion by fish from the Bahía Blanca estuary in Argentina, South America". *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102, 750-756.
- [Ascazuri et al., 2022] Ascazuri, M., Grigera, A., Montecinos, S., Tognana, S., 2022. "Contaminación por plásticos en la cuenca del arroyo Languyú, Tandil: Metodología de muestreo y análisis de muestras", trabajo publicado en actas del XI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos EMEAP 2022, 7 al 9 de noviembre 2022, Bahía Blanca, Buenos Aires. Argentina. Presentación como poster.
- [Ballent, 2016] Ballent, A., 2016. "Anthropogenic particles in natural sediment sinks: Microplastics accumulation in tributary, beach and lake bottom sediments of Lake Ontario, North America". *Electronic Thesis and Dissertation Repository*. 3941. <https://ir.lib.uwo.ca/etd/3941>.
- [Barboza et al., 2018] Barboza, L., Vethaak, A., Lavorante, B., Lundebye, A., Guilhermino, L., 2018. "Marine microplastic debris: an emerging issue for food security, food safety and human health". *Marine Pollution Bulletin*, 133, 336–348.
- [Barnes et al., 2009] Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M., 2009. "Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments". *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences*, 364, 1985-1998.
- [Belzagui et al., 2020] Belzagui, F., Gutiérrez-Bouzán, C., Alvarez-Sánchez, A., Vilaseca, M., 2020. "Textile microfibers reaching aquatic environments: a new estimation approach". *Environmental Pollution*, 265, 114889.
- [Blettler et al., 2017] Blettler, M. C. M., Ulla, M. A., Rabuffetti, A. P., Garelo, N., 2017. "Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake". *Environmental Monitoring and Assessment*, 189, 1–13.
- [Blettler et al., 2019] Blettler, M., Garelo, N., Ginon, L., Abrial, E., Espinola, L. A., Wantzen, K. M., 2019. "Massive plastic pollution in a mega-river of a developing country: Sediment deposition and ingestion by fish (*Prochilodus lineatus*)". *Environmental Pollution*, 255, 113348.
- [Boucher y Friot, 2017] Boucher, J., Friot, D., 2017. "Primary microplastics in the oceans: a global evaluation of sources". Gland, Switzerland: IUCN.

- [Browne et al., 2007] Browne, M., Galloway, T., Thompson, R., 2007. "Microplastic- An emerging contaminant of potential concern?". *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3(4), 559-566.
- [Carpenter et al., 1972] Carpenter, E., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., Peck, B. B., 1972. "Polystyrene Spherules in Coastal Waters". *Science*, 178(4062), 750-753.
- [Castañeda et al., 2014] Castañeda, R. A., Avlijas, S., Simard, M. A., Ricciardi, A., 2014. "Microplastic pollution in St. Lawrence river sediments". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(12), 1767-1771.
- [Chellasamy et al., 2022] Chellasamy, G., Kiriyathan, R. M., Maharajan, T., Radha, A., Yun, K., 2022. "Remediation of microplastics using bionanomaterials: A review". *Environmental Research*, 208, 112724.
- [Chen et al, 2020] Chen, Z., Zhao, W., Xing, R., Xie, S., Yang, X., Cui, P., Lü, J., Liao, H., Yu, Z., Wang, S., Zhou, S., 2020. "Enhanced in situ biodegradation of microplastics in sewage sludge using hyperthermophilic composting technology". *Journal of Hazardous Materials*, 384, 121271.
- [CIEL, 2019] Center for International Environmental Law, *Plastic & Climate: The Hidden Costs of a Plastic Planet*. Center for International Environmental Law, 2019. <https://www.ciel.org/plasticandclimate/>. Último acceso enero 2023.
- [Cole et al., 2011]. Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S., 2011. "Microplastics as contaminants in the marine environment: a review". *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588-2597.
- [Colón-Ortiz y Febles-Moreno, 2018] Colón-Ortiz, A. J., Febles-Moreno, K., 2018. "Description of microplastic on the coast of La Guancha in Ponce, Puerto Rico". *ECORFAN-Bolivia Journal*, 5(8), 24-32.
- [Costa y Barletta, 2015] Costa, M., Barletta, M., 2015. "Microplastics in Coastal and Marine Environments of the Western Tropical and Sub-Tropical Atlantic Ocean". *Environmental Science Processes and Impacts*, 17, 1868-1879.
- [Crawford, 1998] Crawford, R., 1998. "Plastics Engineering". 3era Edición, Butterwort-Heinemann, Oxford.
- [Da Costa, 2018] Da Costa, J. P., 2018. "Micro-and nanoplastics in the environment: research and policymaking". *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 1, 12-16.

- [De Falco et al., 2018]. De Falco, F., Gullo, M., Gentile, G., Di Pace, E., Cocca, M., Gelabert, L., Avella, M., 2018. "Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics". *Environmental Pollution*, 236, 916-925.
- [De Sá et al., 2018] De Sá, L., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T., Futter, M. N., 2018. "Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: what do we know and where should we focus our efforts in the future?". *Science of the Total Environment*, 645, 1029–1039.
- [Deng et al., 2020] Deng, H., Ren, W., Luo, W., Hu, L., Li, B., Di, Y., Shi, H., 2020. "Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area". *Environmental Pollution*, 258, 113658.
- [Do Sul et al., 2013] Do Sul, J., Costa, M., Barletta, M., Cysneiros, F., 2013. "Pelagic microplastics around an archipelago of the Equatorial Atlantic". *Marine Pollution Bulletin*, 75(1-2), 305-309.
- [Donoso y Rios-Touma, 2020] Donoso, J. M., Rios-Touma, B., 2020. "Microplastics in tropical Andean rivers: A perspective from a highly populated Ecuadorian basin without wastewater treatment". *Heliyon*, 6, e04302.
- [Dris et al., 2018] Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Tassin, B., 2018. "Synthetic and non-synthetic anthropogenic fibers in a river under the impact of Paris Megacity: Sampling methodological aspects and flux estimations". *Science of the Total Environment*, 618,157–164.
- [Du et al., 2021] Du, S., Zhu, R., Cai, Y., Xu, N., Yap, P., Zhang, Y., He, Y., Zhang, Y., 2021. "Environmental fate and impacts of microplastics in aquatic ecosystems: a review". *RSC Advances*, 11(26), 15762-15784.
- [EPA, 2007] Environmental Protection Agency EPA, 2007. Process design manual for sludge treatment and disposal. Municipal Environmental Research Laboratory Office of Research development - Center for Environmental Research Information - Technology Transfer, EPA 654/1-83-014 (set 2007).
- [Estahbanati y Fahrenfeld, 2016] Estahbanati, S., Fahrenfeld, N., 2016. "Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water". *Chemosphere*, 162, 277-84.
- [Forero López et al., 2021] Forero López, A. D., Truchet, D. M., Rimondino, G. N., Maisano, L., Spetter, C. V., Buzzi, N. S., Nazzarro, M. S., Malanca, F. E., Furlong, O., Fernandez Severini, M. D., 2021. "Microplastics and suspended particles in a strongly



impacted coastal environment: composition, abundance, surface texture, and interaction with metal ions”. *Science of the Total Environment*, 754, 142413.

[Gardette et al., 2013] Gardette, M., Perthue, A., Gardette, J. -L., Janecska, T., Foldes, E., Pukanszky, B., Therias, S., 2013. “Photo- and thermal-oxidation of polyethylene: comparison of mechanisms and influence of unsaturation content”. *Polymer Degradation and Stability*, 98(11), 2383–2390.

[Gasperi et al., 2018] Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F. J., Tassin, B., 2018. “Microplastics in air: are we breathing it in?”. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 1, 1–5.

[Geyer et al., 2017] Geyer, R., Jambeck, J. R., Law, K. L., 2017. “Production, use, and fate of all plastics ever made”. *Science Advances*, 3(7), e1700782.

[Godoy et al., 2019] Godoy, V., Blázquez, G., Calero, M., Quesada, L., Martín-Lara, M. A., 2019. “The potential of microplastics as carriers of metals”. *Environmental Pollution*, 255 (3), 113363.

[Guo et al., 2019] Guo, X., Wang, J., 2019. “The chemical behaviors of microplastics in marine environment: A review”, *Marine Pollution Bulletin*, 142, 1-14.

[Hidayaturrahman y Lee, 2019] Hidayaturrahman, H., Lee, T., 2019. “A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process”. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 696-702.

[Hoellein et al., 2017] Hoellein, T. J., McCormick, A. R., Hittie, J., London, M. G., Scott, J. W., Kelly, J. J., 2017. “Longitudinal patterns of microplastic concentration and bacterial assemblages in surface and benthic habitats of an urban river”. *Freshwater Science*, 36(3), 491-507.

[Hoellein et al., 2019] Hoellein, T., Shogren, A., Tank, J., 2019. “Microplastic deposition velocity in streams follows patterns for naturally occurring allochthonous particles”. *Scientific Reports*, 9, 3740.

[Hong et al., 2019] Hong, E., Song, S., Han, Y., Shim, W. J., 2019. “Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong River, South Korea”. *Water Research*, 160, 228–237.

[INDEC, 2023] INDEC, Página oficial del Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina. <https://www.indec.gob.ar/>. Último acceso febrero 2023.

- [Islam et al., 2022] Islam, T., Li, Y., Rob, M. M., Cheng, H., 2022. "Microplastic pollution in Bangladesh: research and management needs". *Environmental Pollution*, 308, 119697.
- [Kabir et al., 2021] Kabir, A. H. M. E., Sekine, M., Imai, T., Yamamoto, K., Kanno, A., Higuchi, T., 2021. "Assessing small-scale freshwater microplastics pollution, land-use, source-to-sink conduits, and pollution risks: Perspectives from Japanese rivers polluted with microplastics". *Science of the Total Environment*, 768, 144655.
- [Kalčíková et al., 2017] Kalčíková, G., Alič, B., Skalar, T., Bundschuh, M., Žgajnar Gotvajn, A., 2017. "Wastewater treatment plant effluents as source of cosmetic polyethylene microbeads to freshwater". *Chemosphere*, 188, 25–31.
- [Kay et al., 2018] Kay, P., Hiscoe, R., Moberley, I., Bajic, L., McKenna, N., 2018. "Wastewater treatment plants as a source of microplastics in river catchments". *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 20264–20267.
- [Kiely, 1999] Kiely, G., 1999. *Ingeniería Ambiental*, 5ta Edición, Ed. McGraw-Hill.
- [Kole et al., 2017] Kole, P., Löhr, A., Van Belleghem, F., Ragas, A. 2017, "Wear and tear of tyres: A stealthy source of microplastic in the environment". *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(10), 1265.
- [Kuptsov y Zhizhin, 1998] Kuptsov, A. H., Zhizhin, G. N., 1998. "Handbook of Fourier Transform Raman and Infrared Spectra of Polymers". Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.
- [Lares et al., 2018]. Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpää, M., Sillanpää, M., 2018. "Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology". *Water Research*, 133, 236–246.
- [Leslie et al., 2017] Leslie, H., Brandsma, S., Van Velzen, M., Vethaak, A., 2017. "Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota". *Environment International*, 101, 133-142.
- [Li et al., 2018] Li, J., Liu, H. J., Paul Chen, J., 2018. "Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection". *Water Research*, 137, 362–374.
- [Lima et al., 2021]. Lima, D., Castanha, N., Maniglia, B., 2021. "Ozone Processing of Cassava Starch". *Ozone Science Engineering*, 43, 60–77.

- [Liu et al., 2019] Liu, X., Yuan, W., Di, M., Li, Z., Wang, J., 2019. “Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China”. *Chemical Engineering Journal*, 362, 176-182.
- [Lusher et al., 2017] Lusher, A., Welden N., Sobral, P., Cole, M., 2017. “Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates”. *Analytical Methods*, 9, 1346-1360.
- [Ma et al., 2019] Ma, B., Xue, W., Ding, Y., Hu, C., Liu, H., Qu, J., 2019. “Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment”. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 78, 267–275.
- [Madhumitha et al., 2022] Madhumitha, C. T., Karmegam, N., Biruntha, M., Arun, A., Al Kheraif, A. A., Kim, W., Kumar, P., 2022. “Extraction, identification, and environmental risk assessment of microplastics in commercial toothpaste”. *Chemosphere*, 296, 133976.
- [Magni et al., 2019]. Magni, S., Binelli, A., Pittura, L., Avio, G., Della Torre, C., Parenti, C., Gorbi, S., Regoli, F., 2019. “The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant”. *Science of the Total Environment*, 652, 602–610.
- [Manahan, 2010] Manahan, S. E., 2010. *Environmental Chemistry*, 9na Edición, CRC Press, Boca Raton, USA.
- [Matthews et al., 2021] Matthews, S., Mai, L., Jeong, C., Lee, J., Zeng, E., Xu, E., 2021. “Key mechanisms of micro- and nanoplastic (MNP) toxicity across taxonomic groups”. *Comparative Biochemistry and Physiology*, C247, 109056.
- [McCormick et al., 2014] McCormick, A., Hoellein, T., Mason, S., Schluep, J., Kelly, J., 2014. “Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river”. *Environmental Science and Technology*, 48(20), 11863-11871.
- [Medición de DBO, 2021] Medición de DBO. Medición de Agotamiento. 2021. *Instrumentación Científico Técnica*. <http://www.ictsl.net/downloads/oxitop.pdf>. Último acceso enero 2023.
- [Meng et al., 2020] Meng, Y., Kelly, F. J., Wright, S. L., 2020. “Advances and challenges of microplastic pollution in freshwater ecosystems: A UK perspective”. *Environmental Pollution*, 256, 113445.
- [Miller et al., 2017] Miller, R. Z., Watts, A. J., Winslow, B. O., Galloway, T. S., Barrows, A. P., 2017. “Mountains to the sea: river study of plastic and non-plastic microfiber pollution in the northeast USA”. *Marine Pollution Bulletin*, 124(1), 245-251.

- [Mintenig et al., 2017] Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G. J., Primpke, S., Gerdtts, G., 2017. "Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging". *Water Research*, 108, 365–372.
- [Misra et al., 2020] Misra, A., Zambrzycki, C., Kloker, G., Kotyrba, A., Anjass, M., Franco Castillo, I., Mitchell, S., Güttel, R., Streb, C., 2020. "Water purification and microplastics removal using magnetic polyoxometalate-supported ionic liquid phases (magPOM-SILPs)". *Angewandte Chemie International Edition*, 59, 1601.
- [Mitchell et al., 2021] Mitchell, C., Quaglino, M. C., Posner, V. M., Arranz, S. E., Sciara, A. A., 2021. "Quantification and composition analysis of plastic pollution in riverine beaches of the lower Paraná River, Argentina". *Environmental Science and Pollution Research International*, 28, 16140–16151.
- [Montecinos et al., 2021] Montecinos, S., Tognana, S., Pereyra, M., Silva, L., Tomba, J. P., 2021. "Study of a stream in Argentina with a high concentration of microplastics: preliminary analysis of the methodology". *Science of the Total Environment*, 760, 143390.
- [Montecinos et al., 2022a] Montecinos, S., Gil, M., Tognana, S., Salgueiro, W., Amalvy, J., 2022. "Distribution and characterization of microplastics present in a stream that receives the discharge of wastewater treatment plants". *Environmental Pollution*, 314, 120299.
- [Montecinos et al., 2022b] Montecinos, S., Tognana, S., Ascazuri, M., Grigera, A., Gil, M., Ponce, R., Salgueiro, W., 2022. "Microplastic contamination in continental waters: The case of the Langueyú stream, Tandil, Province of Buenos Aires, Argentina". *Revista IngloMayor*, 22.
- [Moore et al., 2011] Moore, C., Lattin, G., Zellers A., 2011. "Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California". *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11(2), 65–73.
- [Mora-Teddy y Christoph, 2020] Mora-Teddy, A. K., Christoph, D. M., 2020. "Microplastic pollution in urban streams across New Zealand: concentrations, composition and implications". *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 54 (2), 233–250.
- [Municipio de Tandil, 2022] Página oficial del Municipio de la Ciudad de Tandil. <https://www.tandil.gov.ar/>. Último acceso enero 2023.

- [Naciones Unidas, 1987] Naciones Unidas, Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. World Commission on Environment and Development, 1987. <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/5987our-common-future.pdf>. Último acceso enero 2022.
- [NOAA, 2015] Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Marine Debris Program National Oceanic and Atmospheric Administration., 2015. U.S. Department of Commerce. Technical Memorandum NOS-OR&R-48.
- [Normas de desagües cloacales, 1996] Normas de desagües cloacales, Ley Provincial N° 11.820, 1996. Honorable Congreso de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. <https://normas.gba.gob.ar/documentos/BeWeIF70.html>. Último acceso enero 2023.
- [Normas de desagües cloacales, 2007] Normas de desagües cloacales, Ley Nacional N° 26.221, 2007. Honorable Congreso de la Nación Argentina. <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/ley-26221-125875/actualización>. Último acceso enero 2023.
- [Obbard et al., 2014] Obbard, R. W., Sadri, S., Wong, Y., Khitum, A., Baker, I., Thompson, R. C., 2014. “Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice”, *Earth’s Future*, 2, 315-320.
- [OMS, 2017] Organización Mundial de la Salud OMS, 2017. “Guías para la calidad del agua de consumo humano: Cuarta edición que incorpora la primera adenda. Radiation and health, Water, Sanitation, Hygiene and Health”. ISBN: 978-92-4-354995-8. <https://www.who.int/es/publications/i/item/9789241549950>.
- [OMS, 2022] Organización Mundial de la Salud OMS, 2022. “Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda. Environment, Climate Change and Health, Water, Sanitation, Hygiene and Health”. ISBN: 978-92-4-004506-4. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>.
- [Orgy et al., 2018] Ory, N., Changnon, C., Felix, F., Fernández, C., Ferreira, J., Gallardo, C., Garcés-Ordoñez, O., Henostroza, A., Laaz, E., Mizraji, R., Mojica, H., Murillo-Haro, V., Ossa-Medina, L., Preciado, M., Sobral, P., Urbina, M., Thiel, M., 2018. “Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from the Pacific Ocean”, *Marine Pollution Bulletin*, 127, 211-216.
- [Perren et al., 2018] Perren, W., Wojtasik, A., Cai, Q., 2018. “Removal of Microbeads from Wastewater Using Electrocoagulation”. *ACS Omega*, 3(3), 3357–3364.

[Plastics Europe, 2022] Plastics - the Facts 2022, Plastics Europe, 2022. <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/>. Último acceso enero 2023.

[Ponce et al., 2022] Ponce, R., Gil, M., Tognana, S., Frosinini, C., Montecinos, S., 2022. “Transporte de microplásticos en un arroyo bonaerense”, trabajo publicado en actas del XI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos EMEAP 2022, 7 al 9 de noviembre 2022, Bahía Blanca, Buenos Aires. Argentina. Presentación como poster.

[Ponce et al., 2021a] Ponce, R., D’Angelo, C., Montecinos, S., Tognana, S., Pereyra, M., Martino, L., Bayala, P., 2021. “Detección de metales en microplásticos”, presentado como poster en la XXIX Reunión Argentina de Ecología RAE2021, 4 al 6 de agosto.

[Ponce et al., 2021b] Ponce, R., Ascazuri, M., Grigera, A., Gil, M., Montecinos, S., Tognana, S., Pereyra, M., 2021. “Contaminación por microplásticos en el arroyo Langueyú, Tandil, Buenos Aires”, presentado como poster en la XXIX Reunión Argentina de Ecología RAE2021, 4 al 6 de agosto.

[Prata et al., 2019] Prata, J., Da Costa, J., Duarte, A., Rocha-Santos, T., 2019. “Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review”. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 110, 150-159.

[Provencher et al., 2020] Provencher, J., Covernton, G., Moore, R., Horn, D., Conkle, J., Lusher, A., 2020. “Proceed with caution: The need to raise the publication bar for microplastics research”. *Science of the Total Environment*, 748, 141426.

[Qin et al., 2020] Qin, F., Du, J., Gao, J., Liu, G., Song, Y., Yang, A., Wang, H., Ding, Y., Wang, Q., 2020. “Bibliometric profile of global microplastics research from 2004 to 2019”. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(16), 1–15.

[Qiu et al., 2016] Qiu, Q., Tan, Z., Wang, J., Peng, J., Li, M., Zhan, Z., 2016. “Extraction, enumeration and identification methods for monitoring microplastics in the environment estuarine”. *Coastal and Shelf Science*, 176, 102-109.

[Rahman et al., 2021] Rahman, I., Mujahid, A., Palombo, E. A., Müller, M., 2021. “A functional gene-array analysis of microbial communities settling on microplastics in a peat-draining environment”. *Marine Pollution Bulletin*, 166, 112226.

[Rajala et al., 2020] Rajala, K., Grönfors, O., Hesampour, M., Mikola, A., 2020. “Removal of microplastics from secondary wastewater treatment plant effluent by

coagulation/flocculation with iron, aluminum and polyamine-based chemicals”. *Water Research*, 183, 116045.

[Rauwendaal, 1994] Rauwendaal, C., 1994. “Polymer Extrusion” 3era Edición, Hanser Grander Publisher, New York.

[Retama et al., 2016] Retama, I., Jonathan, M. P., Shruti, V. C., Velumani, S., Sarkar, S. K., Roy, P. D., Rodríguez Espinosa, P. F., 2016. “Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico”. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1), 530–535.

[Revel et al., 2018] Revel, M., Chatel, A., Mouneyrac, C., 2018. “Micro (nano) plastics: a threat to human health?” *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 1, 17–23.

[Rezania et al., 2018] Rezania, S., Park, J., Din, M. F. M., Taib, S. M., Talaiekhazani, A., Yadav, K. K., Kamyab, H., 2018. “Microplastics pollution in different aquatic environments and biota: a review of recent studies”. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 191–208.

[Rochman y Hoellein, 2018] Rochman, C. M., Hoellein, T., 2020. “The global odyssey of plastic pollution”. *Science*, 368(6496), 1184–1185.

[Rodrigues et al., 2019] Rodrigues, S. M., Almeida, C. M. R., Silva, D., Cunha, J., Antunes, C., Freitas, V., Ramos, S., 2019. “Microplastic contamination in an urban estuary: abundance and distribution of microplastics and fish larvae in the Douro estuary”. *Science of the Total Environment*, 659, 1071–1081.

[Ronda et al., 2019] Ronda, A., Arias, A., Oliva, A., Marcovecchio, J., 2019. “Synthetic microfibers in marine sediments and surface seawater from the Argentinean continental shelf and a Marine Protected Area”. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110618.

[Ruiz de Galarreta et al., 2004] Ruiz de Galarreta, A., Banda Noriega, R., Granato, M., 2004. “Riesgo de contaminación hídrica en el parque industrial de Tandil. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. Informes Anuales inéditos”.

[Ruiz de Galarreta et al., 2013] Ruiz de Galarreta, V., Banda Noriega, R., Najle, R., Rodrigues, C., Barranquero, R., Díaz, A., Miguel, R., Pereyra, M., Priano, M., 2013. “Análisis de calidad del agua del arroyo Langueyú, Tandil, Buenos Aires”. *Revista Estudios Ambientales*, 1(1), 2-28.

- [Severini et al., 2019] Severini, M., Villagran, D., Buzzi, N., Sartor, G., 2019. "Microplastics in oysters (*Crassostrea gigas*) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): An emerging issue of global concern". *Regional Studies in Marine Science*, 32, 10089.
- [Silva et al., 2020] Silva, L. I., Tomba, J. P., Alfonso, M. B., Ronda, A. C., Di Mauro, R., Tognana, S., Montecinos, S., Pereyra, M., 2020. "Caracterización de microplásticos por microscopía Raman", poster presentado en Caracterizar 2020- Caracterización de Materiales 1er Encuentro Virtual, 9 al 11 de septiembre de 2020, Página 56 Libro de Resúmenes.
- [SMN, 2022] SMN, Página oficial del Servicio Meteorológico Nacional. <https://www.smn.gob.ar/>. Último acceso diciembre 2022.
- [Stock et al., 2019] Stock, F., Kochleus, C., Bänsch-Baltruschat, B., Brennholt, N., Reifferscheid, G., 2019. "Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment – a review". *Trends in Analytical Chemistry*, 113, 84–92.
- [Stolte et al., 2015] Stolte, A., Schubert, H., Forster, S., 2015. "Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast". *Marine Pollution Bulletin*, 99, 216-229.
- [Sun et al., 2019] Sun, J., Dai, X., Wang, Q., Van Loosdrecht, M. C. M., Ni, B. -J., 2019. "Microplastics in wastewater treatment plants: detection, occurrence and removal." *Water Research*, 152, 21–37.
- [Talvitie et al., 2017] Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., Setälä, O., 2017. "Solutions to microplastic pollution - Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies". *Water Research*, 123, 401–407.
- [Thompson et al., 2004] Thompson, R., Olson, Y., Mitchell, R., Davis, A., Rowland, S., John, A., McGonigle, D., Russell, A., 2004. "Lost at Sea: Where Is All the Plastic?" *Science*, 304(5672), 838.
- [Tognana et al., 2022a] Tognana, S., D'Angelo, C., Montecinos, S., Pereyra, M., Salgueiro, W., 2022. "Laser induced breakdown spectroscopy (LIBS) as a technique to detect copper in plastic and microplastic waste". *Chemosphere*, 303, 135168.
- [Tognana et al., 2022b] Tognana, S., Montecinos, S., Ascazuri, M., Grigera, A., Ponce R., Gil, M., Salgueiro, W., Frosinini, C., 2022. "Plastic pollution in a stream that runs through a medium-sized city in Argentina". *MICRO 2022, Online Atlas Edition:*



Plastic Pollution from MACRO to nano, Online. 17 de Noviembre de 2022. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7216341>.

[U.S. Food & Drug, 2015] U.S. Food & Drug Administration, 2015. “The Microbead-Free Waters Act: FAQs.” <https://www.fda.gov/drugs/laws-acts-and-rules/microbead-free-waters-act-2015-faqs> . Último acceso enero 2023.

[Van Cauwenberghe et al., 2013] Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C. R., 2013. “Microplastic pollution in deep-sea sediments”. *Environmental Pollution*, 182, 495–499.

[Wagner et al., 2014] Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodríguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A.D., Winther-Nielsen, M., Reifferscheid, G., 2014. “Microplastics in freshwater ecosystems: What we know what we need to know”, *Environmental Sciences Europe*, 26, 12.

[Wang et al., 2017a] Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q., Cai, L., 2017. “Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals”. *Chemosphere*, 171, 248–258.

[Wang et al., 2017b]. Wang, W., Ndungu, A. W., Li, Z., & Wang, J., 2017. “Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China”. *Science of the Total Environment*, 575, 1369–1374.

[Wang et al., 2018] Wang, W., Yuan, W., Chen, Y., Wang, J., 2018. “Microplastics in surface waters of Dongting lake and Hong lake, China”. *Science of the Total Environment*, 633, 539-545.

[Wang et al., 2020a] Wang, Q., Zhang, Y., Wangjin, X., Wang, Y., Meng, G., Chen, Y., 2020. “The adsorption behavior of metals in aqueous solution by microplastics effected by UV radiation”. *Journal of Environmental Sciences*, 87, 272–280.

[Wang et al., 2020b] Wang, Q., Lin, T., Chen, Y., 2020. “Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP)”. *Science of the Total Environment*, 700, 134520.

[Wang et al., 2021] Wang, T., Hu, M., Xu, G., Shi, H., Leung, J. Y. S., Wang, Y., 2021. “Microplastic accumulation via trophic transfer: can a predatory crab counter the adverse effects of microplastics by body defence?”. *Science of the Total Environment*, 754, 142099.

- [Xu et al., 2019] Xu, J-L., Thomas, K., Luo, Z., Gowen, A., 2019. "FTIR and Raman imaging for microplastics analysis: State of the art, challenges and prospects". *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 119, 115629.
- [Yang et al., 2016] Yang, Y., Yang, J., Wu, W. M., Zhao, J., Song, Y., Gao, L., Yang, R., Jiang, L., 2015. "Biodegradation and Mineralization of Polystyrene by Plastic-Eating Mealworms: Part 2. Role of Gut Microorganisms". *Environmental Science and Technology*, 49(20), 12087–12093.
- [Yoshida et al., 2016] Yoshida, S., Hiraga, K., Takehana, T., Taniguchi, I., Yamaji, H., Maeda, Y., Toyohara, K., Miyamoto, K., Kimura, Y., Oda, K., 2016. "A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate)". *Science (New York, N.Y.)*, 351(6278), 1196–1199.
- [Yu et al., 2019] Yu, F., Yang, Ch, Zhu, Z., Bai, X., Ma, J., 2019. "Adsorption behavior of organic pollutants and metals on micro/nanoplastics in the aquatic environment". *Science of the Total Environment*, 694, 133643.
- [Yu et al., 2020] Yu, F., Hu, X., Yang, Ch, Wang, J., Ling, W., 2020. "Distribution, abundance and risks of microplastic in the environment". *Chemosphere*, 249, 126059.
- [Zheng y Suh, 2019] Zheng, J., Suh, S., 2019. "Strategies to reduce the global carbon footprint of plastics". *Nature Climate Change*, 9, 374–378.