



Universidad de San Carlos de Guatemala
Facultad de Ingeniería
Escuela de Ingeniería Química

**EXTRACCIÓN E IDENTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN SAL COMÚN PROVENIENTE
DE SALINERAS CON PROCESOS DE BOMBEO DE AGUA Y SATURACIÓN DE MANTO
FREÁTICO EN LA COSTA DEL PACÍFICO DE GUATEMALA**

Ana Luisa Isabel Droege Romero

Asesorado por el Ing. César Alfonso García Guerra

Co-asesorado por Licda. Ingrid Lorena Benítez Pacheco

Guatemala, enero de 2023

UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA



FACULTAD DE INGENIERÍA

**EXTRACCIÓN E IDENTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN SAL COMÚN PROVENIENTE
DE SALINERAS CON PROCESOS DE BOMBEO DE AGUA Y SATURACIÓN DE MANTO
FREÁTICO EN LA COSTA DEL PACÍFICO DE GUATEMALA**

TRABAJO DE GRADUACIÓN

PRESENTADO A LA JUNTA DIRECTIVA DE LA
FACULTAD DE INGENIERÍA

POR

ANA LUISA ISABEL DROEGE ROMERO

ASESORADO POR ING. CÉSAR ALFONSO GARCÍA GUERRA

CO-ASESORADO POR LICDA. INGRID LORENA BENÍTEZ PACHECO

AL CONFERÍRSELE EL TÍTULO DE

INGENIERA QUÍMICA

GUATEMALA, ENERO DE 2023

UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
FACULTAD DE INGENIERÍA



NÓMINA DE JUNTA DIRECTIVA

DECANA	Inga. Aurelia Anabela Cordova Estrada
VOCAL I	Ing. José Francisco Gómez Rivera
VOCAL II	Ing. Mario Renato Escobedo Martínez
VOCAL III	Ing. José Milton De León Bran
VOCAL IV	Br. Kevin Vladimir Armando Cruz Lorente
VOCAL V	Br. Fernando José Paz González
SECRETARIO	Ing. Hugo Humberto Rivera Pérez

TRIBUNAL QUE PRACTICÓ EL EXAMEN GENERAL PRIVADO

DECANA	Inga. Aurelia Anabela Cordova Estrada
EXAMINADORA	Inga. Adela María Marroquín González
EXAMINADOR	Ing. Gerardo Ordoñez
EXAMINADORA	Inga. Dinna Lisette Estrada Moreira de Rossal
SECRETARIO	Ing. Hugo Humberto Rivera Pérez

HONORABLE TRIBUNAL EXAMINADOR

En cumplimiento con los preceptos que establece la ley de la Universidad de San Carlos de Guatemala, presento a su consideración mi trabajo de graduación titulado:

**EXTRACCIÓN E IDENTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN SAL COMÚN PROVENIENTE
DE SALINERAS CON PROCESOS DE BOMBEO DE AGUA Y SATURACIÓN DE MANTO
FREÁTICO EN LA COSTA DEL PACÍFICO DE GUATEMALA**

Tema que me fuera asignado por la Dirección de la Escuela de Ingeniería Química, con fecha 24 de julio de 2019.



Ana Luisa Isabel Droege Romero

Guatemala 27 de septiembre de 2022

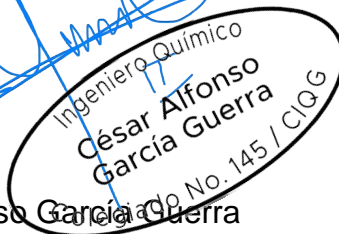

Ingeniero
Williams Guillermo Álvarez Mejía
DIRECTOR
Escuela de Ingeniería Química
Presente.

Estimado Ingeniero Álvarez:

Le saludo cordialmente, deseándole éxitos en sus actividades. Por medio de la presente hago constar que he revisado y aprobado el Informe Final del trabajo de graduación titulado: "EXTRACCIÓN E IDENTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN SAL COMÚN PROVENIENTE DE SALINERAS CON PROCESOS DE BOMBEO DE AGUA Y SATURACIÓN DE MANTO FREÁTICO EN LA COSTA DEL PACÍFICO DE GUATEMALA", elaborado por la estudiante de la carrera de Ingeniería Química, Ana Luisa Isabel Droege Romero, quien se identifica con el registro académico 2015-04048 y con el CUI 2972 00259 0101.

Agradeciendo la atención a la presente, me suscribo de usted,

Atentamente,



César Alfonso García Guerra
ASESOR
Ingeniero Químico
Colegiado activo no. 00145

Guatemala 27 de septiembre de 2022

Ingeniero
Williams Guillermo Álvarez Mejía
DIRECTOR
Escuela de Ingeniería Química
Presente.

Estimado Ingeniero Álvarez:

Le saludo cordialmente, deseándole éxitos en sus actividades. Por medio de la presente hago constar que he revisado y aprobado el Informe Final del trabajo de graduación titulado: "EXTRACCIÓN E IDENTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN SAL COMÚN PROVENIENTE DE SALINERAS CON PROCESOS DE BOMBEO DE AGUA Y SATURACIÓN DE MANTO FREÁTICO EN LA COSTA DEL PACÍFICO DE GUATEMALA", elaborado por la estudiante de la carrera de Ingeniería Química, Ana Luisa Isabel Droege Romero, quien se identifica con el registro académico 2015-04048 y con el CUI 2972 00259 0101.

Agradeciendo la atención a la presente, me suscribo de usted,

Atentamente,



Licda. Ingrid Lorena Benítez P.
Química
Maestría Ciencia y Tecnología
del Medio Ambiente
Colegiado No. 1974
Ingrid Lorena Benítez Pacheco
CO-ASESORA
Licenciada en Química
Colegiado activo no. 01974



Guatemala, 04 de octubre de 2022.
Ref. EIQ.TG-IF.025.2022.

Ingeniero
Williams Guillermo Álvarez Mejía
DIRECTOR
Escuela de Ingeniería Química
Facultad de Ingeniería

Estimado Ingeniero Álvarez:

Como consta en el registro de evaluación, correlativo **030-2019**, le informo que reunidos los Miembros de la Terna nombrada por la Escuela de Ingeniería Química, se practicó la revisión del:

INFORME FINAL

Solicitado por el estudiante universitario: **Ana Luisa Isabel Droege Romero**.
Identificado con número de carné: **2972002590101**.
Identificado con registro académico: **201504048**.
Previo a optar al título de la carrera: **Ingeniería Química**.
En la modalidad: **Informe Final, Seminario de Investigación**.

Siguiendo los procedimientos de revisión interna de la Escuela de Ingeniería Química, los Miembros de la Terna han procedido a **APROBARLO** con el siguiente título:

EXTRACCIÓN E IDENTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN SAL COMÚN PROVENIENTE DE SALINERAS CON PROCESOS DE BOMBEO DE AGUA Y SATURACIÓN DE MANTO FREÁTICO EN LA COSTA DEL PACÍFICO DE GUATEMALA

El Trabajo de Graduación ha sido asesorado por:

César Alfonso García Guerra, profesional de la Ingeniería Química
Ingrid Lorena Benítez Pacheco, profesional de la Licenciatura en Química

Habiendo encontrado el referido trabajo de graduación **SATISFACTORIO**, se autoriza al estudiante, proceder con los trámites requeridos de acuerdo a las normas y procedimientos establecidos por la Facultad para su autorización e impresión.

“ID Y ENSEÑAD A TODOS”

Edward Mario Augusto Guerrero Gutiérrez
Ingeniero químico
Colegiado 1440

Edward Mario Augusto Guerrero Gutiérrez
profesional de la Ingeniería Química
COORDINADOR DE TERNA
Tribunal de Revisión
Trabajo de Graduación

C.c.: archivo



LNG.DIRECTOR.014.EIQ.2023

El Director de la Escuela de Ingeniería Química de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de San Carlos de Guatemala, luego de conocer el dictamen del Asesor, el visto bueno del Coordinador de Área y aprobación del área de lingüística del trabajo de graduación titulado: **EXTRACCIÓN E IDENTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN SAL COMÚN PROVENIENTE DE SALINERAS CON PROCESOS DE BOMBEO DE AGUA Y SATURACIÓN DE MANTO FREÁTICO EN LA COSTA DEL PACÍFICO DE GUATEMALA**, presentado por: **Ana Luisa Isabel Droege Romero**, procedo con el Aval del mismo, ya que cumple con los requisitos normados por la Facultad de Ingeniería.

“Id y Enseñad a Todos”

Ing. Williams G. Alvarez Mejía. M.I.Q., M.U.I.E.
DIRECTOR
Escuela de Ingeniería Química

Guatemala, enero de 2023.

LNG.DECANATO.OI.018.2023

La Decana de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de San Carlos de Guatemala, luego de conocer la aprobación por parte del Director de la Escuela de Ingeniería Química, al Trabajo de Graduación titulado: **EXTRACCIÓN E IDENTIFICACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN SAL COMÚN PROVENIENTE DE SALINERAS CON PROCESOS DE BOMBEO DE AGUA Y SATURACIÓN DE MANTO FREÁTICO EN LA COSTA DEL PACÍFICO DE GUATEMALA**, presentado por: **Ana Luisa Isabel Droege Romero** , después de haber culminado las revisiones previas bajo la responsabilidad de las instancias correspondientes, autoriza la impresión del mismo.

IMPRÍMASE:



Inga. Aurelia Anabela Cordova Estrada ★

Decana

Guatemala, enero de 2023

AACE/gaoc

ACTO QUE DEDICO A:

Mi madre	Carolina Romero, por todo el apoyo y amor que me ha dado a lo largo de mi vida en toda circunstancia, por ser un ejemplo de perseverancia.
Mi tía	Claudia Romero, por su apoyo y constancia en mi vida, por ser un ejemplo de firmeza.
Mi abuela	Irma Orellana, por su apoyo incondicional todos estos años.
Mi nana	Teresa Ríos, por cuidar y velar por mí desde siempre, por ser un ejemplo de bondad.
Mis docentes	Por compartir sus conocimientos, enseñanzas y consejos.
Mis amigos	Por su sincera amistad y compañía.

AGRADECIMIENTOS A:

Universidad de San Carlos de Guatemala	Por ser mi casa de estudios y permitirme acceder a la educación superior.
Escuela de Ingeniería Química	Por las enseñanzas y herramientas que proporcionó para mi formación profesional.
Familia en general	Por siempre estar.
Mis asesores	Ing. César García y Licda. Lorena Benítez, por su guía en todo este proceso y darme la oportunidad de realizar esta investigación.
Mi revisor	Dr. Edward Guerrero, por su compromiso y exigencia en la calidad de esta investigación.
Laboratorio de Análisis Físicoquímico	Licda. Lorena Benítez, Inga. Paula Vásquez, Janet Alvarado y Rodrigo Moscoso, por permitirme realizar esta investigación en sus instalaciones y apoyo en la realización de los procedimientos.
Docentes de la Facultad de Arquitectura	Dra. Karim Chew (q. e. p. d), Dr. Mario Ramírez y Arq. Verónica Carrera, por la compañía y ánimos que me brindaron durante mi vida académica.

Mis amigos

Andrea Muñoz, Belén Villagrán y Efraín Quevedo, por su amistad, por todos los buenos recuerdos y ser la parte más brillante e importante de los días en la universidad.

Leonel Guerra

Por su amistad sincera, por ser como un hermano para mí y porque al final, lo haría todo de nuevo.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES	V
LISTA DE SÍMBOLOS	VII
GLOSARIO	IX
RESUMEN	XIII
OBJETIVOS.....	XV
HIPÓTESIS.....	XVII
INTRODUCCIÓN	XIX
1. MARCO CONCEPTUAL	1
1.1. Antecedentes	1
1.2. Justificación.....	3
1.3. Determinación del problema	5
1.3.1. Definición.....	5
1.3.2. Delimitación temática	5
1.3.3. Delimitación del universo	6
1.3.4. Delimitación espacial.....	6
2. MARCO TEÓRICO	7
2.1. Plásticos	7
2.1.1. Termoplásticos	7
2.1.2. Plásticos termoestables	7
2.2. Microplásticos.....	9
2.2.1. Microplásticos primarios.....	9
2.2.2. Microplásticos secundarios	9
2.2.2.1. Degradación de plásticos	9

2.2.2.2.	Distribución de microplásticos	11
2.2.2.2.1.	Isla de basura del Océano Pacífico	11
2.2.2.2.2.	Transporte dentro de la Isla de Plástico.....	12
2.3.	Espectroscopía infrarroja	12
2.4.	Cristalización.....	14
2.4.1.	Solubilidad.....	14
2.4.2.	Nucleación	15
2.4.3.	Crecimiento de cristales.....	16
2.4.4.	Estructura de los sólidos cristalinos	16
2.5.	Procesos de obtención de sal común	17
2.5.1.	Bombeo de agua de mar.....	17
2.5.2.	Saturación del manto freático	18
3.	DISEÑO METODOLÓGICO	19
3.1.	Variables	19
3.2.	Experimentación	20
3.3.	Recursos humanos disponibles	20
3.4.	Recursos materiales disponibles	20
3.4.1.	Equipo auxiliar.....	20
3.4.2.	Cristalería.....	20
3.4.3.	Reactivos	21
3.4.4.	Instrumentos de medición	21
3.4.5.	Otros materiales.....	21
3.5.	Técnica cualitativa o cuantitativa	21
3.6.	Recolección y ordenamiento de la información	22
3.6.1.	Extracción de microplásticos.....	22
3.6.1.1.	Muestreo	22

3.6.1.2.	Preparación de la materia prima	23
3.6.1.3.	Extracción de partículas	23
3.6.1.4.	Observación, cuantificación y clasificación por conteo visual.....	24
3.6.1.5.	Espectroscopía infrarroja	24
3.6.2.	Cristalización de sal mediante nucleación sobre microplásticos.....	28
3.6.2.1.	Morfología de los cristales	28
3.7.	Tabulación, ordenamiento y procesamiento de la información.....	29
3.8.	Análisis estadístico	30
3.8.1.	Media aritmética	30
3.8.2.	Análisis de varianza (ANDEVA)	31
3.9.	Plan de análisis de los resultados	32
3.9.1.	Programas para análisis de datos.....	33
4.	RESULTADOS	35
5.	INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS	49
	CONCLUSIONES	57
	RECOMENDACIONES.....	59
	REFERENCIAS	61
	APÉNDICES	79

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

FIGURAS

1.	Diagrama de solubilidad.....	15
2.	Celda cúbica centrada en las caras	17
3.	Espectro infrarrojo del polietileno de alta densidad (HDPE).....	25
4.	Espectro infrarrojo del polietileno de baja densidad (LDPE)	26
5.	Espectro infrarrojo del politereftalato de etileno (PET)	26
6.	Espectro infrarrojo del poliestireno (PS)	27
7.	Espectro infrarrojo del politetrafluoroetileno (PTFE).....	27
8.	Espectro infrarrojo del polipropileno (PPE).....	28
9.	Resumen de residuos para las abundancias de las salineras	31
10.	Abundancia de microplásticos en la sal común de salineras con procesos de bombeo de agua de mar y bombeo de manto freático.....	35
11.	Forma de los microplásticos en la sal común de salineras con procesos de bombeo de agua de mar y bombeo del manto freático.....	36
12.	Microplástico primario observado por estereomicroscopía en sal del proceso de bombeo de agua de mar (Aumento:40X).....	37
13.	Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP1.....	38
14.	Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP2.....	39
15.	Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP3.....	40
16.	Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP4.....	41
17.	Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP5.....	42
18.	Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP6.....	43
19.	Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP7.....	44

20.	Cristales de sal común formados sin influencia de <i>pellets</i> cosméticos (control).....	45
21.	Cristales de sal común formados de <i>pellets</i> cosméticos	46
22.	Cristales de sal común con crecimiento <i>Hopper</i> obtenidos en microplásticos	47

TABLAS

I.	Plásticos comunes.....	8
II.	Variables experimentales	19
III.	Hoja de datos originales, conteo de partículas por 250 g de sal común de cada salinera	29
IV.	Media de las abundancias en cada proceso de obtención de sal común.....	30
V.	Análisis de varianza de un factor entre las abundancias de los procesos de obtención de sal común a un nivel de confianza del 95 %	32

LISTA DE SÍMBOLOS

Å	Angstrom
°C	Grado Celsius
g	Gramos
H₁	Hipótesis alterna
H₀	Hipótesis nula
kg	Kilogramo
L	Litro
μ	Media
\bar{x}	Media aritmética
μm	Micrómetro
mL	Mililitros
mm	Milímetro
min	Minutos
nm	Nanómetro
cm⁻¹	Número de onda
%	Porcentaje
rpm	Revoluciones por minuto
n	Tamaño de muestra

GLOSARIO

Absorbancia	Cantidad de luz absorbida por un cuerpo.
BAM	Proceso de bombeo de agua de mar.
Bioacumulación	Acumulación de una sustancia dentro de un organismo.
Biodegradabilidad	Capacidad de una sustancia en ser descompuesta en sustancias más simples por acción de factores ambientales.
Biomagnificación	Aumento de la concentración de una sustancia en niveles superiores de la cadena alimenticia.
BMF	Proceso de bombeo de agua del manto freático.
Cluster	Grupo.
Contaminación	Presencia de una sustancia extraña o perjudicial en un ecosistema.
Cristal	Sólido altamente ordenado en una red cristalina.

Cristal <i>Hopper</i>	Cristal cuyos bordes crecen más rápido que las caras durante su etapa de crecimiento, dando lugar a depresiones las caras.
Cristalización	Proceso en donde se forma un sólido a partir del soluto disuelto en una solución sobresaturada.
Espectroscopía	Estudio de la absorción y emisión de luz de la materia.
Estereoscopia	Observación de imágenes bidimensionales a través de binoculares con el propósito que parezcan imágenes tridimensionales.
Evaporación	Proceso de cambio de fase líquida a gaseosa.
Filtración	Retención de partículas sólidas presentes en un fluido por medio de un medio poroso.
FTIR	Espectroscopía infrarroja de transformada de Fourier.
<i>Glitter</i>	Partículas pequeñas y brillantes para fines decorativos.
HDPE	Polietileno de alta densidad.
HQI	Coeficiente de calidad del acierto.
IR	Espectroscopía infrarroja.

Isla de basura	Región del océano entre Hawaii y California donde existe una alta concentración de desechos plásticos.
LDPE	Poliétileno de baja densidad.
Microplásticos	Fragmentos de plástico con un tamaño mayor a 100 nm y menor a 5 mm.
MP	Microplástico.
Nucleación	Etapa inicial de la cristalización en donde las partículas en solución se agregan para formar un cristal.
PE	Poliétileno.
<i>Pellet</i>	Objeto con forma de esfera.
PET	Politereftalato de etileno.
PP	Polipropileno.
PS	Poliestireno.
PTFE	Politetrafluoroetileno.
PVA	Alcohol polivinílico.

Radiación UV	Radiación electromagnética cuya longitud de onda está comprendida entre los 100 y 400 nm.
μ-FTIR	Microespectroscopía infrarroja de transformada de Fourier.
μ-Raman	Microespectroscopía de Raman.
UV	Ultravioleta.

RESUMEN

Esta investigación tuvo como objetivo la verificación de la presencia de microplásticos (MPs) en sal común proveniente de cuatro salineras con procesos de producción por bombeo de agua de mar (BAM), y saturación del manto freático (BMF), ubicadas en la costa del Pacífico de Guatemala. Se identificó el efecto de los MPs en la nucleación de sal común por medio de los cambios en la morfología de los cristales formados. Las partículas retenidas se observaron, cuantificaron y clasificaron de acuerdo con su forma y origen por estereoscopia. La composición química de las partículas seleccionadas se realizó por espectroscopía infrarroja de transformada de Fourier (FTIR). El proceso de bombeo de agua contó con una abundancia de 733 - 911 partículas/kg, siendo 95 % mayor al proceso de saturación del manto freático. El tipo de partícula fibra fue la forma predominante en ambos procesos, con un porcentaje de 97.0 % en el proceso BAM y de 94.8 % en el proceso BMF. Se identificaron *films* de polietileno y fibras de politereftalato de etileno. Finalmente, se identificó que la presencia de MPs influyen la morfología de los cristales, siendo amorfos y con un arreglo desorganizado. Este estudio demostró la presencia de MPs en la sal común proveniente de cuatro salineras con procesos de producción por BAM y BMF, asimismo la influencia del MPs en el proceso de formación del cristal de sal.

OBJETIVOS

General

Verificar la presencia, cuantificar y caracterizar los microplásticos en sal común provenientes de dos procesos de extracción utilizados por las salineras de las costas del Pacífico guatemalteco.

Específicos

1. Cuantificar la cantidad de microplásticos en la sal común proveniente del proceso de bombeo de agua de mar.
2. Medir la cantidad de microplásticos en la sal común proveniente del proceso de bombeo de agua del manto freático saturado.
3. Clasificar, según su morfología y origen, los microplásticos obtenidos del proceso de bombeo de agua de mar.
4. Categorizar, según su morfología y origen, los microplásticos obtenidos del proceso de bombeo de agua del manto freático saturado.
5. Identificar la composición química de los microplásticos por espectroscopia infrarroja (FTIR) para ambos procesos.
6. Evaluar el proceso de nucleación de la sal común a partir de la superficie del microplástico.

HIPÓTESIS

En la sal común destinada para comercialización hay presencia de MPs caracterizados según su forma y origen.

Hipótesis nula:

Las medias del contenido de MPs presentes en la sal común no son significativamente distintas según el proceso de obtención.

$$\mu_1 = \mu_2$$

Hipótesis alternativa:

Las medias del contenido de MPs presentes en la sal común son significativamente distintas según el proceso de obtención.

$$\mu_1 \neq \mu_2$$

INTRODUCCIÓN

Los plásticos son materiales de baja biodegradabilidad, populares por su bajo costo de producción y diversidad aplicaciones en empaques, piezas, estructuras, entre otras (Callister & Rethwisch, 2014). Su baja capacidad para reciclaje los ha convertido en un problema desproporcionado a las capacidades de limpieza actuales, habiendo llegado a la emisión de 265 millones de toneladas para el año 2010 (Cózar et al., 2014).

Las condiciones de intemperie degradan a los plásticos al exponerse a erosión, abrasión, rayos ultravioletas, degradación microbiológica, entre otras (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP, 2016). La disminución de tamaño prevalece sobre la descomposición química, formando fragmentos de escala microscópica conocidos como microplásticos (Andrady, 2011). Los microplásticos son fragmentos plásticos cuya dimensión característica es menor de 5 mm procedentes de objetos plásticos grandes desechados de actividades antropogénicas (Thompson et al., 2004). Su presencia ha sido verificada en aire (Gasperi et al., 2018), tierra (Boots, Russell & Green, 2019) y agua (Andrady, 2011).

Los microplásticos presentes en el océano se dispersan por las corrientes marinas y se acumulan en las costas terrestres (Zhang, 2017) o cuerpos de agua remotos (Free et al., 2014). Los macro y micro plásticos incorporados en estos hábitats marinos causan la muerte de aves y peces al ser confundidos con alimento por su apariencia colorida (GESAMP, 2016). Incluso se ha reportado la ingesta de microplásticos en pulgones de mar (Parker, 2018).

La ingesta de MPs no está limitada a animales debido que pueden entrar en los procesos de producción de productos de consumo vitales como agua, bebidas carbonatadas y sal común (Kosuth, Mason & Wattenberg, 2018). Yang y colaboradores (2015) identificaron por primera vez la contaminación de microplásticos en sal común comercial proveniente de supermercados de China. Parker (2018b) reportó que el 90 % de las muestras de sal común de diferentes países presentaron contaminación de microplásticos relacionada a la emisión de plásticos de la región de origen.

En el subtrópico, la sal común se produce al evaporar agua de mar por la acción de la luz solar (Geertman, 2000). El agua extraída se concentra, sobresatura y aparecen los núcleos de cristalización que se desarrollan en los cristales finales (Martínez-de la Cuesta y Martínez, 2004). El proceso de cristalización puede ser afectado por impurezas que afectan las propiedades de la sal común (Sedivy, 1996). La nucleación dada puede ser secundaria, en donde la nucleación se da sobre partículas o sólidos diferentes a los que se pretende cristalizar (McCabe, Smith & Harriott 2007).

En Guatemala, la sal común se produce artesanalmente mediante procesos clasificados según la fuente del agua utilizada: por bombeo de agua de mar (BAM) o por bombeo de manto freático (BMF) (Nance, 1992; McKillop, 1995). Se han encontrado MPs en las costas del Pacífico guatemalteco indicando la presencia de hasta 59.6 MPs/m² (Mazariegos-Ortíz, García-Arroyave, Marroquín-Mora y Mendizábal, 2021). Estos resultados indican la posibilidad de que la sal común generada en dichas costas contenga microplásticos. Por lo tanto, esta investigación verificó la abundancia de microplásticos en la sal común colectada en las piscinas de evaporación en cuatro salineras artesanales del Pacífico guatemalteco en el departamento de Escuintla. Adicionalmente, se observó el efecto de los MPs sobre la morfología del cristal de sal común.

Las hipótesis de estudio se evaluaron por medio de la comparación de abundancia según el proceso de las salineras BAM y BMF, determinadas en triplicado por cada salinera muestreada. De las partículas examinadas se seleccionó un grupo para determinar su composición química utilizando espectroscopía infrarroja (IR). Por aparte, se monitoreó la morfología final del cristal de cloruro de sodio influenciada por la presencia de MPs.

1. MARCO CONCEPTUAL

1.1. Antecedentes

El término microplástico fue acuñado por Thompson y colaboradores (2004), para designar partículas de plástico de tamaño microscópico, cuya presencia fue reportada por primera vez hace 50 años por estudios como el de Carpenter, Anderson, Harvey, Miklas, y Peck (1972). Desde entonces, la Administración Oceánica y Atmosférica Nacional de Estados Unidos (NOAA, por sus siglas en inglés) recopiló los procedimientos para recolectar, muestrear, cuantificar y analizar MPs del ambiente marino en agua y sedimentos (Masura, Baker, Foster & Arthur, 2015). Las metodologías empleadas para la identificación de MPs aplican la digestión de material orgánico por peróxido de hidrógeno, la observación de las partículas recuperadas por estereoscopía y el análisis de composición química por espectrofotometría infrarroja o Raman (Masura et al., 2015; Peixoto et al., 2019).

Varias investigaciones se han basado en estos lineamientos o en metodologías similares centradas en la recolección de MPs en playas y sedimentos. Algunos son los ejemplos vistos en Colombia (Acosta-Coley & Olivero, 2014), Guanabara Bay (de Carvalho & Neto, 2016) y playas salvadoreñas (Joma, 2019). López-Xalín (2019), realizó la primera investigación de MPs en Guatemala, donde muestreó el agua superficial del lago Atitlán y clasificó las partículas encontradas por forma y color. Determinó una abundancia de 128,763 partículas por kilómetro cuadrado (Malgarejo, 2018).

Yang y colaboradores (2015) presentaron el primer reporte de MPs en sal de mesa, para ello recolectaron y evaluaron 16 marcas nacionales de sal común comercial provenientes de salineras donde procesan agua de mar, de pozo y de mina. Las partículas extraídas fueron contadas y clasificadas según su forma y color al observarlas por estereoscopia. En seguimiento a este estudio se desarrollaron más investigaciones acerca de muestras de sal común obtenidas de centros de distribución comercial en otros sitios. Entre estos está el de Karami, Golieskardi, Choo, Larat, Galloway y Salamatinia (2017), donde identificaron polipropileno y polietileno en 17 marcas de sal común provenientes de 7 países. Gündoğdu (2018) determinó el contenido de 16 muestras de sal común provenientes del mercado turco. En contraste, Iñiguez, Conesa y Fullana, (2017) en España trataron 21 muestras de sal común nacional de agua de mar y pozo, antes y después de ser empacadas.

Selvam y colaboradores (2020) elaboraron un estudio de línea base sobre la presencia de MPs en piscinas de evaporación en las salineras de la costa Tuticorín de India e identificaron polipropileno, polietileno, nylon y celulosa. En Guatemala se ha descrito la abundancia, composición y características en la arena de la playa El Quetzalito ubicada en la costa del Caribe guatemalteca (Mazariegos-Ortíz et al., 2020), y en las playas del Pacífico guatemalteco (Mazariegos-Ortíz et al., 2021). Sin embargo, no se han determinado la abundancia dentro de la sal producida en las costas guatemaltecas.

Desarnaud, Derluyn, Carmeliet, Bonn y Shahidzadeh (2014) realizaron el primer estudio sobre la nucleación de cloruro de sodio en volúmenes controlados. Esta investigación describió el crecimiento de los cristales y la cinética de cristalización dentro de tubos capilares. Desarnaud, Derluyn, Carmeliet, Bonn y Shahidzadeh (2018), extendieron para describir a fondo la morfología de cristales *Hopper* que se observaron en la investigación anterior. En ambos casos, la

metodología utilizada implicó la evaporación lenta del solvente. La evaporación lenta permite caracterizar cristales en condiciones de crecimiento condiciones particulares, tal como la cristalización de una sustancia en distintos solventes (Gu et al., 2010) o en presencia de sustancias que afecten los procesos de nucleación heterogénea y secundaria (Birchall & Davey, 1981). El efecto del microplástico en la nucleación del cloruro de sodio no se ha determinado con exactitud bajo condiciones experimentales controladas; pero se ha demostrado según los resultados de modelos matemáticos que existe un efecto en la eficiencia de la nucleación heterogénea para partículas entre 100 a 1,000 Å que se hace independiente del tamaño si la partícula cuenta con una dimensión mayor (Fletcher, 1958).

1.2. Justificación

Los plásticos son materiales resistentes a ataques químicos y destrucción mecánica; sin embargo, algunos de ellos plásticos pueden degradarse por medio de microorganismos bajo las condiciones ambientales adecuadas (Kale, Deshmukh, Dudhare & Patil, 2015). A pesar de esto, los plásticos siguen siendo un material muy popular en empaques, recipientes y otras aplicaciones. Han sustituido los polímeros naturales y metales usados anteriormente debido a que su producción es barata (Callister & Rethwisch, 2014). De tal manera, las proyecciones de la emisión de plástico para el año 2030 indican que las medidas de mitigación actuales no son suficientes y necesitan de innovación tecnológica para reducir el impacto de la contaminación plástica (Borrelle et al., 2020). Lebreton y colaboradores (2018) observaron y estimaron la magnitud de la actual acumulación masiva del plástico emitido al mar en la Isla de Plástico en el Océano Pacífico.

La luz ultravioleta y la abrasión natural provocan la disminución de tamaño de plástico en el mar (Andrady, 2011). La fauna marina confunde las partículas plásticas reducidas por alimento, esto ha sido observado en productos pesqueros como los gobios (Sanchez, Bender & Porcher, 2014), ostras (Teng et al., 2019), camarones (Devriese et al., 2015), entre otros. Los MPs también tienen la capacidad de adsorber sustancias perjudiciales (GESAMP, 2015), tales como metales pesados (Brennecke, Duarte, Paiva, Caçador & Canning-Clode, 2016) y contaminantes orgánicos persistentes (Bakir, Rowland & Thompson, 2014). Las toxinas no metabolizadas por los organismos se almacenan entre los tejidos de los organismos, dando lugar a la bioacumulación del contaminante dentro del ser vivo (Solomon, Berg & Martin, 2013). Asimismo, se puede dar la biomagnificación de la toxina en los niveles superiores de la red trófica (Solomon et al., 2013).

La producción de sal común implica el proceso de cristalización del cristal de cloruro de sodio. Por su parte, los MPs son partículas extrañas que cuentan con una forma, origen y composición química que los asocia a un polímero sintético. Como tal, el MPs puede actuar como un centro de nucleación heterogénea, afectando la etapa de nucleación y el subsecuente crecimiento de cristales (McCabe et al., 2007). Esto daría a lugar a diferencias en la red cristalina y la morfología de los cristales de sal común producidos.

La sal común podría representar una vía de ingesta directa de MPs en seres humanos. Por tanto, se hace necesario contar un monitoreo para determinar el grado de contaminación de la sal común. De tal manera, la abundancia de MPs podría considerarse para el diseño de medidas de atenuación y limpieza de los productos marinos en un futuro.

Este trabajo de graduación se enfoca en la detección de la presencia y abundancia en la sal común nacional producida en la costa del Pacífico

guatemalteco en los procesos de BMF y BAM. Es necesario caracterizar los MPs por su abundancia, morfología, origen, fuente polimérica e influencia en el proceso de cristalización.

1.3. Determinación del problema

Los residuos sólidos plásticos se han acumulado y han contaminado la corteza terrestre y el ambiente marino. Los MPs han ingresado a los ecosistemas debido a su fabricación en tamaños microscópicos y la fragmentación de macropásticos. Los MPs se incluyen entre los contaminantes sólidos que puede presentar la sal común.

La mayoría de las salineras guatemaltecas son de carácter artesanal, y se llevan a cabo por mano de obra directa y hacen uso de procedimientos que se han transferido por generaciones y no se han adaptado a un proceso tecnificado. De tal manera, la sal común es vulnerable a la contaminación de MPs debido a la procedencia del agua salada utilizada.

1.3.1. Definición

La sal común es un condimento usado para la preparación, elaboración y conservación de los alimentos (Sharman, 1983). Es necesario conocer la abundancia y características de los contaminantes de naturaleza plástica que ingresan a la alimentación debido a su consumo.

1.3.2. Delimitación temática

La investigación se limita a la cuantificación y clasificación manual de MPs presentes en la sal común previo a su empaque de cuatro salineras con procesos

de BAM y BMF. Esto se realizó bajo auxilio visual de estereoscopía para partículas retenidas mayores a $0.45\ \mu\text{m}$. La identificación polimérica se realizó en un grupo seleccionado de partículas manejables manualmente. La observación en cristalización se basó en la descripción de la morfología de los cristales a partir de las fotografías tomadas de soluciones de sal común saturadas.

1.3.3. Delimitación del universo

El presente estudio se realizó a partir de muestras recolectadas de cuatro salineras ubicadas en la costa del departamento de Escuintla. Las muestras variaron entre sí según su procedencia de dos procesos de producción de sal: por bombeo de agua de mar y saturación del manto freático. En la extracción de microplásticos se retuvieron partículas con un tamaño mayor a $0.45\ \mu\text{m}$, manteniendo el mismo volumen de disolución y masa de sal disuelta entre cada muestra. Las partículas recuperadas se clasificaron por su forma en cuatro categorías: fibra, *pellet*, *film* y amorfo; y por su origen en dos categorías: primario y secundario. En la cristalización se mantuvo un tiempo de crecimiento y se varió el crecimiento según la presencia o ausencia de microplásticos esféricos en la solución.

1.3.4. Delimitación espacial

El trabajo se desarrolló en las salineras ubicadas en la costa del Pacífico guatemalteco del departamento de Escuintla

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Plásticos

Los plásticos son materiales de alta durabilidad, resistencia a la descomposición e impermeabilidad química que se usan en la fabricación de empaques, contenedores, herramientas, entre otros (Callister & Rethwisch, 2014). Los plásticos son una molécula compuesta de unidades de repetición más pequeñas unidas entre sí consecutivamente, conocidas como polímeros (Wade, 2012). Los plásticos se clasifican en termoplásticos y plásticos termoestables según su comportamiento ante cambios térmicos (Callister & Rethwisch, 2014).

2.1.1. Termoplásticos

Los termoplásticos se vuelven flexibles o se funden al elevar su temperatura (Callister & Rethwisch, 2014). Las cadenas principales y laterales del polímero se deslizan axialmente entre sí por la agitación térmica de los segmentos (Anderson, Leaver, Rawlings & Alexander, 1990). La viscosidad del fundido depende de la flexividad, grado e interferencia de las ramificaciones (Anderson et al., 1990).

2.1.2. Plásticos termoestables

Los plásticos termoestables cuentan con una estructura ramificada en enlaces transversales covalentes (Callister & Rethwisch, 2014). Estos plásticos se solidifican irreversiblemente en una sola macromolécula rígida y resistente al calor y ataques químicos (Anderson et al., 1990).

Algunos de los plásticos más comunes y sus características se enlistan en la siguiente tabla.

Tabla I. **Plásticos comunes**

Plástico	Descripción	Usos	Propiedades químicas
Poliestireno (PS)	Espuma frágil de color blanco o amarillento. Fabricado por medio de calentamiento del estireno.	Objetos desechables, de uso único, particularmente vasos bandejas de alimentos. Aislamientos.	Soluble ligeramente en agua, alcohol, acetona. Susceptible a la fragmentación y de baja biodegradabilidad.
Politereftalato de etileno (PET)	Sólido resistente a la abrasión y envejecimiento ambiental. Se obtiene al hacer reaccionar etilenglicol con ácido tereftálico.	Envases de bebidas o productos cosméticos.	Resistente a ácidos y bases débiles, así como a ácidos fuertes a baja temperatura, alcoholes y cetonas. Resisten a la abrasión y al envejecimiento por calor.
Politetrafluor etileno (PTFE)	Compuestos por unidades tetrafluoroeteno. Plástico duro blanco o gris; no inflamable. Conocido comercialmente como teflón.	Material de laboratorio, empaque de bombas que transportan sustancias peligrosas.	Inerte químicamente y con un amplio rango de uso en términos de temperatura. No puede ser disuelto.
Alcohol polivinílico (PVA)	Polímero preparado mediante la sustitución de grupos acetato por grupos hidroxilo en los acetatos de polivinilo.	Usado como adhesivo y protector superficial contra gasolina.	Soluble en agua.
Polietileno de alta (HDPE) y baja densidad (LDPE)	Polímero del etileno. Plástico sólido y flexible a temperatura ambiente, con semitransparente. Dependiendo si su polimerización se realiza en condiciones de baja o alta presión, se obtienen los correspondientes polietilenos de baja o alta densidad respectivamente.	Aislamiento eléctrico, empaques, tuberías, artículos de uso común.	Estable en agua, ácidos y bases no oxidantes, alcoholes, éteres, cetonas y ésteres. Es atacado por ácidos oxidantes, halógenos y aceites.
Polipropileno (PP)	Polímero de propeno. Comercialmente, la forma más común es la isotáctica conformada por fibras. Es un sólido moldeable a altas temperaturas y de baja flamabilidad.	Elaboración de ropa y textiles, cuerdas, bolsas, piezas de equipos especializados y recipientes.	Insoluble en solventes orgánicos. Resiste ácidos y bases. Susceptible a la luz solar y la abrasión

Fuente: Windholz, M (1976). *The Merck Index*.

2.2. Microplásticos

Los microplásticos son partículas plásticas con un tamaño menor a 5 mm (Arthur, Baker & Bamford, 2009). Han tomado importancia como un contaminante emergente debido a la ingesta de la fauna al confundirlo por alimento (Ryan, 2015).

2.2.1. Microplásticos primarios

Los microplásticos primarios son producidos intencionalmente con una dimensión menor a 5 mm para ser utilizados como un producto final o precursores (Andrady, 2011). Por ejemplo, los *pellets* plásticos fueron utilizados para la formulación de cosméticos exfoliantes (LI, Tse & Fok, 2016). Sin embargo, debido a la contaminación que suponen hoy en día existe una legislación para regular su uso (Comité de Energía y Comercio de los Estados Unidos, 2016).

2.2.2. Microplásticos secundarios

Los microplásticos secundarios se origina de la degradación y ruptura de un macroplástico, o residuo plástico grande que ha accedido a un ecosistema (Andrady, 2011). El macroplástico se desgasta por el esfuerzo mecánico, abrasión y radiación de rayos ultravioleta al que está expuesto en el medio ambiente (Cole, Lindeque, Halsband & Galloway, 2011).

2.2.2.1. Degradación de plásticos

El envejecimiento del plástico consiste en el progreso de su degradación por amplios períodos de tiempo, y resulta en un efecto fragilizante sobre el material (Anderson et al., 1990). Los mecanismos de degradación de los plásticos

en el ecosistema marino son característicos al ser materiales no biodegradables. El roce mecánico del agua por sí solo no reduce rápidamente el tamaño del plástico (Masura et al., 2015). Asimismo, esta puede ser impedida por los aditivos agregados al plástico durante su fabricación (Masura et al., 2015). En cambio, la radiación ultravioleta de la luz solar fotodegrada el material en conjunto con las condiciones marítimas y climáticas. En general, existen cuatro mecanismos principales para provocar la fragmentación del plástico en el mar: fotodegradación, degradación termo-oxidativa, degradación hidrolítica y biodegradación por microorganismos (Andrady, 2011).

La radiación UV provoca una reacción en cadena oxidativa, donde los enlaces son rotos consecutivamente para combinarse con el oxígeno disuelto en el agua (Gewert, Plassmann & MacLeod, 2015). La fotodegradación de plásticos presenta un mecanismo de reacción en etapas que procede hasta formar productos inertes y pequeños, donde se da la ruptura de la cadena carbonada en polímeros de menor tamaño con grupos carboxílicos en sus extremos (Gewert et al., 2015). Este puede describirse como una reacción en cadena de radicales libres al contar con pasos de iniciación, propagación y terminación (Wade, 2012).

La fotodegradación hace más pequeñas las cadenas de un polímero y que entren por las otras vías de degradación. Las cadenas resultantes son susceptibles a entrar en el camino biológico de degradación por la acción de microorganismos y las cadenas con un heteroátomo son susceptibles a la degradación hidrolítica (Fotopoulou & Karapanagioti, 2017). De tal manera, todas las vías de degradación contribuyen a la fragilización del plástico y hacen posible que este se quiebre en fragmentos por el roce del agua.

2.2.2.2. Distribución de microplásticos

Los ríos cercanos a áreas urbanas son contribuyentes importantes a las cantidades de residuos emitidas al océano. El 80 % de la contaminación del océano proviene de las emisiones de los ríos pequeños y urbanos que liberan de 0.8 a 2.7 millones de toneladas métricas por año de sólidos (Meijer, van Emmerik, van der Ent, Schmidt & Lebreton, 2021). La densidad poblacional determina la cantidad de residuos emitidas, y se observó que los ríos asiáticos cuentan con un flujo 30 veces mayor al medido en ríos europeos (van Calcar & van Emmerik, 2019). Los factores que influyen en la cantidad de plástico transportado por un río son el manejo de desechos, la localización de las ciudades, presas y trampas de basura, las descargas del río e inundaciones (van Calcar & van Emmerik, 2019). De igual manera se deben considerar los factores físicos y medioambientales que influyen en la emisión, los cuales son la precipitación, viento, inclinación del terreno, uso de la tierra, distancia al río del océano y su descarga (Meijer et al., 2021).

2.2.2.2.1. Isla de basura del Océano Pacífico

La Isla de Plástico del Pacífico es una zona de acumulación de plástico ubicada en las aguas subtropicales entre California y Hawaii. Lebreton y colaboradores (2018) caracterizaron, cuantificaron y modelaron los artículos encontrados en esta área extensamente. Estimaron que la Isla contiene alrededor de 79 toneladas de plástico en un área de 1.6 kilómetros cuadrados. Los tipos de plástico predominantes son polietileno y polipropileno. El 46 % de los plásticos consisten en redes de pesca usadas en industrias marinas y el 8 % en microplásticos. Estos últimos son el 94 % del total de partículas flotantes, mientras los restos son contenedores, botellas y empaques. Un 47 % de los

plásticos en la Isla de Plástico cuentan con al menos 15 años de envejecimiento y la mayoría del plástico de menor edad se encuentra cerca de las costas (Lebreton, Egger & Slat, 2019).

2.2.2.2. Transporte dentro de la Isla de Plástico

Las corrientes oceánicas son las contribuyentes naturales de la formación la Isla de Plástico. Los vientos superficiales y la fuerza de Coriolis impulsan la circulación de estas corrientes en el transporte de Ekman (Price, Weller & Schudlich, 1987). Este transporte está presente en los 10 metros superiores del océano y consiste en un movimiento de izquierda a derecha teniendo como referencia una línea de hemisferio norte al sur (Price et al., 1987). Las corrientes crean regiones de convergencia y divergencia en los giros subtropicales y los círculos subpolares, respectivamente. Los giros subtropicales son zonas de alta presión donde el agua se acumula (Lusher, 2015), así como los residuos sólidos que porta. La permanencia del plástico en la superficie depende de la presión dinámica generada por la circulación, turbulencia y flotación que experimente (van Sebille et al., 2020). El gradiente de densidad generado por la diferencia de temperatura del agua superficial y el mar profundo atrapa las partículas flotantes y disminuye la turbulencia que experimentan (van Sebille et al., 2020). Existe una porción de plásticos que se asientan en el fondo oceánico debido al cambio de turbulencia en las corrientes o por la asociación del plástico con materia orgánica (Woodall et al., 2014).

2.3. Espectroscopía infrarroja

La espectroscopía infrarroja (IR), es una técnica instrumental que hace uso de la radiación infrarroja para obtener información estructural de la molécula

analizada (Wade, 2012). Hace uso del hecho de que ciertas longitudes de onda son absorbidas de mejor manera por enlaces o estructuras específicas dentro de grupos funcionales (Pavia, Lampman, Kriz & Vyvyan, 2015). Esto se debe a que las moléculas sufren de vibraciones de flexión, tijereteo o torsión constantemente, y al absorber energía de un haz de luz infrarroja que concuerdan con la frecuencia de las vibraciones proporcionan una señal característica de las estructuras (Pavia et al., 2015). Este efecto puede ser medido por medio de la transmitancia del haz de luz que pasa en una muestra y de tal manera utilizarlo para determinar los posibles grupos funcionales presentes en la sustancia analizada.

El instrumento que se utiliza para realizar los análisis IR es un espectrofotómetro infrarrojo. Un espectrofotómetro se define como “un espectrómetro equipado con una o más rendijas de salida y transductores fotoeléctricos que facilitan la determinación de la relación entre la potencia radiante de dos haces en función de la longitud de onda como en la espectroscopia de absorción” (Skoog, Holler & Crouch, 2008, p. 204). Los resultados dados por un espectrofotómetro infrarrojo se resumen en un espectro infrarrojo. Este es una representación gráfica de la transmitancia o absorbancia de la luz en función del número de onda o longitud de onda del haz de luz, según sea conveniente (Wade, 2012). Es común observar la presencia de picos de absorción en números de onda específicos para moléculas que cuenten con ciertos grupos funcionales determinados, debido a la forma en que se dan las vibraciones en los enlaces al absorber la radiación infrarroja, ya que la frecuencia aumenta con la energía de enlace (Wade, 2012). Esto es aprovechado para ser un medio de identificación estructural de moléculas debido a que cada una tiene un espectro diferente que funciona como una huella dactilar.

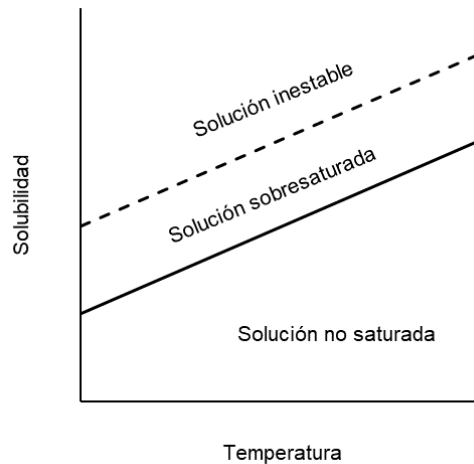
2.4. Cristalización

La cristalización es un fenómeno en donde las partículas iónicas o moléculas de una sustancia en solución forman un arreglo sólido de red tridimensional que se repite en un patrón específico conocido como cristal (Callister & Rethwisch, 2014). Como una operación unitaria se define como “la operación de separación de uno o varios componentes de una disolución líquida o fundida por contacto con la fase sólida generada a partir de aquella” (Martínez-de la Cuesta & Martínez, 2014). El proceso de cristalización depende de la solubilidad de una sustancia a cristalizar dentro del solvente (McCabe et al., 2007).

2.4.1. Solubilidad

La solubilidad es la capacidad de un soluto de disolverse en un solvente dado (Chang & Goldsby, 2012). Se reconocen tres casos de importancia dentro de una disolución con un soluto: disolución no saturada, saturada y sobresaturada. La solución no saturada contiene una menor cantidad de soluto que la solución saturada y todo el soluto se encuentra asociado al solvente en disolución. La solución saturada contiene la cantidad máxima de soluto que puede disolverse a una temperatura determinada. Una solución sobresaturada tiene un contenido mayor de soluto disuelto que una solución saturada y se encuentra en un estado metaestable. Esta solución es preparada con el solvente caliente para promover la disolución, y se permite enfriar (Martínez-de la Cuesta & Martínez, 2014). En las soluciones sobresaturadas en soluto en exceso precipita como cristales.

Figura 1. **Diagrama de solubilidad**



Fuente: elaboración propia.

2.4.2. **Nucleación**

La nucleación es la primera etapa de formación de cristales donde se forman los núcleos cristalinos (Martínez-de la Cuesta & Martínez, 2014). Los núcleos son partículas pequeñas de los cristales en solución y sirven de base donde se agregan las partículas de soluto para formar un cristal macroscópico. La nucleación puede darse homogénea o heterogéneamente según la superficie que promueva la formación de núcleos (McCabe et al., 2007). En la nucleación homogénea, la disolución altamente sobresaturada forma cristales espontáneamente de los núcleos formados de la misma sustancia. En la heterogénea, se da la formación de núcleos en partículas extrañas de una sustancia diferente al solvente y el soluto (McCabe et al., 2007). Estas partículas pueden ser cristales previamente formados o partículas diferentes al soluto en cristalización. (Jones, 2002)

Existen dos tipos de nucleación dependiendo del grado de saturación de una solución: primaria y secundaria (McCabe et al., 2007). La nucleación primaria sucede en una región de alta sobresaturación y los cristales se forman espontáneamente. La secundaria se da dentro de una región metaestable de baja sobresaturación, donde los cristales no se forman espontáneamente pero sí mantienen una velocidad de crecimiento constante. (Martínez-de la Cuesta & Martínez, 2014)

2.4.3. Crecimiento de cristales

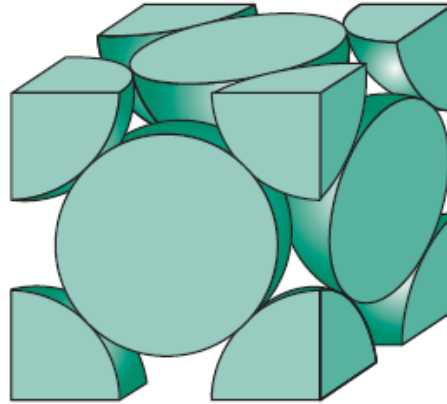
El crecimiento de cristales es la segunda etapa de cristalización donde los núcleos cristalinos aumentan de tamaño. Es un proceso de difusión impulsada por la diferencia de concentración del soluto entre la superficie de cristal y el medio de cristalización (McCabe et al., 2007). El sólido disuelto se incorpora al sobreponerse sucesivamente a las partículas del cristal en su superficie. Todos los cristales con una misma geometría que se encuentren en la misma solución crecen a la misma velocidad.

2.4.4. Estructura de los sólidos cristalinos

Un sólido consiste en una fase condensada donde las partículas que lo conforman permanecen en posiciones determinadas (Chang & Goldsby, 2012). Los sólidos cristalinos poseen una estructura tridimensional organizada en un patrón definido y una proporción determinada (Callister & Rethwisch, 2014). La unidad estructural más sencilla es la celda unitaria y esta se repite a lo largo del sólido.

En su caso, el cloruro de sodio cuenta con una celda cúbica centrada en las caras (Chang & Goldsby, 2012).

Figura 2. **Celda cúbica centrada en las caras**



Fuente: Callister, W. D. & Rethwisch, D. G (2014). *Materials science and engineering. an introduction.*

2.5. Procesos de obtención de sal común

La sal común consiste en cristales de cloruro de sodio. La producción de sal común consiste en la obtención de agua salada de una fuente natural y evaporar el agua excedente para provocar la precipitación de la sal al sobresaturar la solución (Geertman, 2000). Los sitios más comunes para la producción de sal son el mar, lagos y minas (Yang et al., 2015).

2.5.1. Bombeo de agua de mar

Este proceso produce sal común por medio de la evaporación de agua de mar. El agua de mar se recolecta haciendo uso de bombas y se dirige hacia piscinas poco hondas, donde se permite que la luz solar y el viento evapore la mayoría del agua (Geertman, 2000). La sal cristaliza y precipita de la salmuera

concentrada debido a la sobresaturación de la solución. Se elimina el exceso de agua de los cristales y se permite que estos sequen previo a ser empacados.

2.5.2. Saturación del manto freático

Este proceso obtiene sal común de agua de mar proveniente de depósitos subterráneos que han sido filtrados por medio del manto freático. Esta agua se obtiene de lagunas (McKillop, 1995) o pozos perforados. Como en el proceso descrito en la sección anterior, el agua extraída es transportada a piscinas de evaporación para eliminar el agua, con el objetivo de generar y precipitar los cristales de sal común.

3. DISEÑO METODOLÓGICO

3.1. Variables

Las variables del estudio se presentan en la siguiente tabla.

Tabla II. **Variables experimentales**

Variable	Especificaciones	Parámetro	Tipo
Cuantitativas			
Masa	g	Constante	Independiente
Volumen inicial de disolución	mL	Constante	Independiente
Abundancia	Partículas/kg de sal común	Variable	Dependiente
Número de onda	cm ⁻¹	Variable	Independiente
Absorbancia	En porcentaje	Variable	Dependiente
Cualitativas			
Proceso de obtención de sal común	Bombeo de agua de mar Bombeo de agua del manto freático	Variable	Independiente
Sitio de recolección de muestra	-	Variable	Independiente
Forma	Fibra Amorfo <i>Film</i> <i>Pellet</i>	Variable	Dependiente
Clasificación de origen	Primario Secundario	Variable	Dependiente
Tipo de plástico	-	Variable	Dependiente

Fuente: elaboración propia.

3.2. Experimentación

Centro de Investigación de Ingeniería (CII), Ciudad Universitaria, zona 12, Laboratorio de Análisis Físicoquímico/sección de Química Industrial (LAFIQ/QI)

3.3. Recursos humanos disponibles

- Investigador: Br. Ana Luisa Isabel Droege Romero
- Asesor: Ing. Qco. César Alfonso García Guerra
- Coasesora: Licda Química. Ingrid Lorena Benítez Pacheco

3.4. Recursos materiales disponibles

Se comprometieron recursos materiales auxiliares, de cristalería, de medición reactivos, entre otros para la realización de esta investigación.

3.4.1. Equipo auxiliar

- Horno de convección (SerProma, CHF5CSA, A305)
- Plancha de calentamiento con agitador magnético (FisherScientific, Isotemp, 1892091139829)
- Bomba de vacío (Marathon Electric, 5KH36KNA510X, G588X)
- Cámara (6MP, f2.2, 1/20 s)
- Estereoscopio (Cole-Parmer, 20X-40X)

3.4.2. Cristalería

- Beakers de 500 mL
- Probeta de 100 mL

- Botellas de vidrio BOECO de 1L
- Kitasato de 1 L
- Embudo Buchner
- Equipo para sostener filtros de membrana
- Recipientes de vidrio PYREX planos

3.4.3. Reactivos

- Agua desmineralizada (Salvavidas)
- Peróxido de hidrógeno (50 %) (Quimiprova)
- Cloruro de sodio de grado alimenticio (Distribuidora del Caribe)

3.4.4. Instrumentos de medición

- Espectrofotómetro infrarrojo de transformada de Fourier (FTIR) (ThermoFisher Scientific, Nicolet iS50)
- Balanza analítica (RADWAG, WPS750/C/1, ± 0.0005)

3.4.5. Otros materiales

- Filtro cualitativo Whatmann grado 1 (tamaño de poro 11 μm).
- Filtro de membrana de nitrato de celulosa (tamaño de poro 0.45 μm)
- Placas Petri de plástico

3.5. Técnica cualitativa o cuantitativa

La técnica cualitativa se utilizó en la descripción de los microplásticos extraídos de acuerdo con su forma y origen, determinada por las características observables según la inspección visual realizada por medio de un estereoscopio.

De igual manera, se hizo la descripción de los cristales formados alrededor de microplásticos en base a su morfología.

Se hizo uso de la técnica cuantitativa en el conteo de partículas retenidas en cada muestra de sal común analizada según el total de partículas y su forma. La identificación del tipo de plástico de los microplásticos extraídos se realizó a partir de la medición de absorbancia en función del número de onda en un espectro infrarrojo.

3.6. Recolección y ordenamiento de la información

En esta investigación se hicieron muestreos, extracciones, cristalizaciones y observaciones bajo un estereoscopio para obtener la información pertinente.

3.6.1. Extracción de microplásticos

El proceso de extracción, observación, clasificación e identificación de microplásticos fue adaptado del reportado por Yang y colaboradores (2015).

3.6.1.1. Muestreo

La recolección de muestras de sal común en salineras artesanales se llevó a cabo en la costa del Pacífico de Guatemala, en el departamento de Escuintla. Las salineras accesibles se clasificaron según el proceso utilizado para producir sal: por bombeo de agua marina o por saturación del manto freático.

Las muestras se recolectaron de los apilamientos de sal común procedentes de las piscinas de evaporación. Se recolectó una muestra de sal común húmeda de aproximadamente 5 kg.

3.6.1.2. Preparación de la materia prima

Previo a la extracción de microplásticos, fue necesario tratar la materia prima para eliminar residuos orgánicos que pudieran confundirse con las partículas plásticas. Se quitaron los residuos gruesos visibles de la muestra original recolectada, tales como madera y piedras. Se eliminó el contenido de agua por medio de un secado a 100 °C por dos horas dentro de un horno de convección. De la muestra seca se pesó una masa de 250 g que se introdujo a una botella de vidrio para realizar la digestión de la materia orgánica.

En la digestión orgánica, se agregaron 100 mL de peróxido de hidrógeno (Yang et al., 2015) al 50 % dentro de la botella. Se completó un volumen de disolución de 1 L con agua desmineralizada y se agitó la solución hasta completar la disolución de la sal. La muestra preparada fue agitada por un agitador magnético por 24 horas a 120 rpm bajo temperatura ambiente, dejando la botella sin sellar.

3.6.1.3. Extracción de partículas

Después de completar el tiempo de digestión, la solución se dejó reposar por una hora para permitir el asentamiento de los sedimentos. La solución digerida se filtró mediante vacío de dos filtros diferentes. El primero consistió en un filtro de papel cualitativo Whatman (tamaño de poro de 11 μm), para retener los sedimentos gruesos que pudieran estar presentes en conjunto con la sal. El filtrado fue a través de una membrana de nitrato de celulosa (tamaño de poro de 0.45 μm) (Yang et al., 2015). Al terminar cada filtración, los filtros fueron colocados en platos de Petri cubiertos para protegerlos de contaminación ambiental y se dejaron secar a temperatura ambiente previo a su inspección.

3.6.1.4. Observación, cuantificación y clasificación por conteo visual

Los filtros de papel cualitativo y las membranas fueron observadas en una magnificación total de 40X utilizando un estereoscopio. Las partículas retenidas se contaron manualmente sobre los filtros y se clasificaron según su forma; y su origen primario o secundario. Para la clasificación de forma, se tomaron en cuenta cuatro categorías: fibras, amorfos, *films* y *pellets*. El total de partículas presentes para una muestra consistió en la suma de las partículas contadas de ambos filtros.

Se fotografió una porción de las partículas examinadas en el aumento de 40X. Se seleccionaron algunas partículas con apariencia plástica para aplicar el análisis de espectroscopía infrarroja (FTIR) (Yang et al., 2015). Se manipularon y separaron las partículas seleccionadas por medio de una pinza, y se colocaron dentro de un vial de vidrio posteriormente tapado.

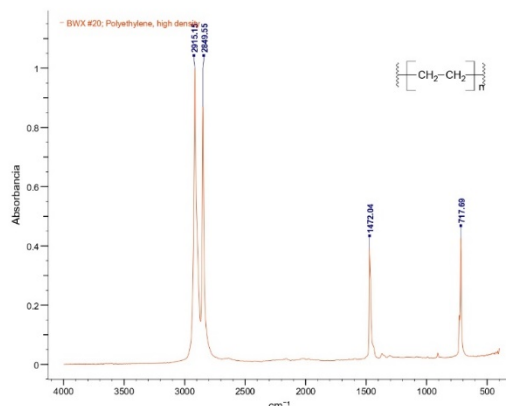
3.6.1.5. Espectroscopía infrarroja

El análisis de espectroscopía infrarroja se realizó para identificar si las partículas examinadas y seleccionadas contaban con una cadena polimérica de naturaleza plástica. Cada partícula recolectada se retiró de los viales por medio de una pinza y se colocó sobre el lente del instrumento de espectroscopía infrarroja. Seguidamente, se ajustó el brazo de presión del instrumento sobre la muestra hasta asegurarla. Se generó el espectro infrarrojo en el rango de 4000 a 600 cm^{-1} bajo 20 barridos y en una resolución de 4 cm^{-1} .

Para cada espectro experimental se realizó una búsqueda espectral donde se compararon con las bases de datos espectrales disponibles dentro del

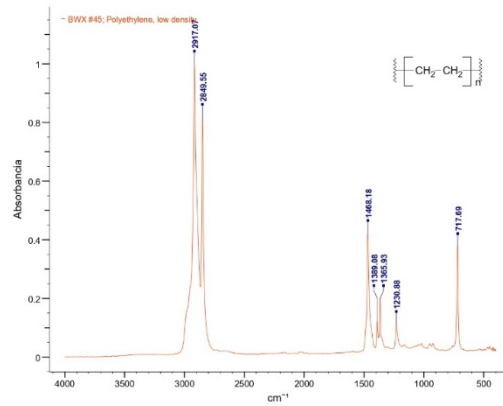
software de edición KnowItAll Spectroscopy de Wiley (Wiley Science Solutions, 2021). Para evaluar la coincidencia del espectro de referencia se evaluó el Índice de Calidad del Espectro (HQI, por sus siglas en inglés) calculado por la búsqueda según las condiciones propuestas por Woodall (2014). Se aceptó la coincidencia para HQI mayores al 70 % y se rechazaron los HQI menores al 60 %. Para coincidencias entre el 60 % y 70 %, se consideró cada caso por separado. Todos los espectros analizados fueron examinados gráficamente. Algunos de los espectros de referencia disponibles en la biblioteca de polímeros plásticos comunes se presentan a continuación.

Figura 3. **Espectro infrarrojo del polietileno de alta densidad (HDPE)**



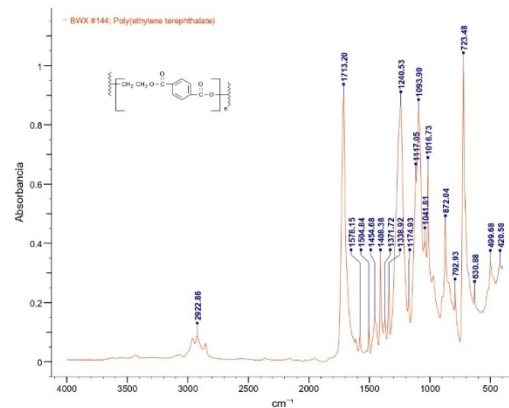
Fuente: Wiley Science Solutions (2021). *IR Spectral Databases (IR, FT-IR, ATR)*. Consultado el 8 de junio de 2021. Recuperado de <https://sciencesolutions.wiley.com/spectral-databases/>.

Figura 4. **Espectro infrarrojo del polietileno de baja densidad (LDPE)**



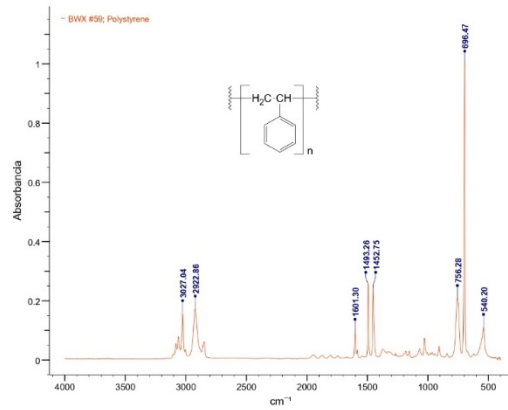
Fuente: Wiley Science Solutions (2021). *IR Spectral Databases (IR, FT-IR, ATR)*. Consultado el 8 de junio de 2021. Recuperado de <https://sciencesolutions.wiley.com/spectral-databases/>.

Figura 5. **Espectro infrarrojo del politereftalato de etileno (PET)**



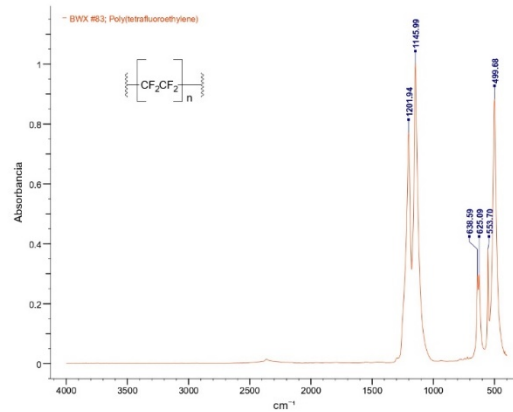
Fuente: Wiley Science Solutions (2021). *IR Spectral Databases (IR, FT-IR, ATR)*. Consultado el 8 de junio de 2021. Recuperado de <https://sciencesolutions.wiley.com/spectral-databases/>.

Figura 6. **Espectro infrarrojo del poliestireno (PS)**



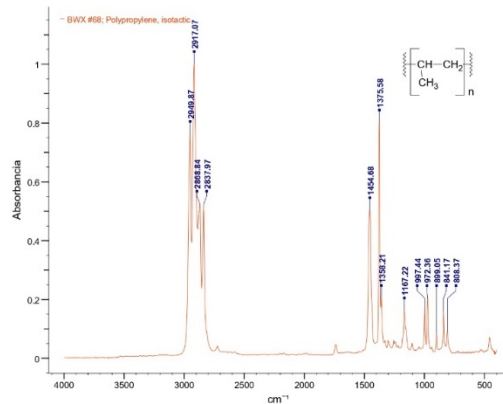
Fuente: Wiley Science Solutions (2021). *IR Spectral Databases (IR, FT-IR, ATR)*. Consultado el 8 de junio de 2021. Recuperado de <https://sciencesolutions.wiley.com/spectral-databases/>.

Figura 7. **Espectro infrarrojo del politetrafluoroetileno (PTFE)**



Fuente: Wiley Science Solutions (2021). *IR Spectral Databases (IR, FT-IR, ATR)*. Consultado el 8 de junio de 2021. Recuperado de <https://sciencesolutions.wiley.com/spectral-databases/>.

Figura 8. Espectro infrarrojo del polipropileno (PPE)



Fuente: Wiley Science Solutions (2021). *IR Spectral Databases (IR, FT-IR, ATR)*. Consultado el 8 de junio de 2021. Recuperado de <https://sciencesolutions.wiley.com/spectral-databases/>.

3.6.2. Cristalización de sal mediante nucleación sobre microplásticos

El proceso de nucleación del cloruro de sodio se describió a partir de imágenes de los cristales formados con y sin influencia de microplásticos.

3.6.2.1. Morfología de los cristales

Los cristales formados alrededor de *pellets* cosméticos se describieron en base con en el experimento de observación de Desarnaud y colaboradores (2014), para nucleación primaria.

Se agregó 30 mL de una solución saturada de sal común grado alimenticio en una placa Petri. Se añadieron *pellets* cosméticos esféricos de polietileno con un diámetro de 1 mm sobre la superficie de la solución. El recipiente se dejó

descubierto para permitir la evaporación del agua por contacto con el aire ambiental. El recipiente se colocó en una habitación resguardada de corrientes de aire. Se dejó cristalizar por 12 horas, se drenó la solución restante y se dejaron secar los cristales formados. Los cristales se fotografiaron y describieron según su morfología y sitios de crecimiento. Asimismo, se tuvo un control al cual no se le agregaron *pellets* cosméticos y se le hicieron las mismas observaciones.

3.7. Tabulación, ordenamiento y procesamiento de la información

A continuación, se presenta los conteos de partículas realizados por cada muestra tratada.

Tabla III. Hoja de datos originales, conteo de partículas por 250 g de sal común de cada salinera

Muestra	Morfología y abundancia (partículas/kg)				Total
	Fibra	Amorfo	Film	Pellet	
B1	247	5	2	0	254
	232	4	0	0	236
	183	3	6	1	193
B2	212	0	0	0	212
	159	1	1	1	162
	172	3	1	0	176
F1	79	4	1	0	84
	66	2	0	0	68
	83	2	0	0	85
F2	152	8	1	0	161
	107	12	0	0	119
	108	3	2	0	113

Fuente: elaboración propia.

3.8. Análisis estadístico

Las abundancias de partículas por kilogramo de sal tratada fueron procesadas estadísticamente, determinando su media aritmética y comparándolos por un análisis de varianza.

3.8.1. Media aritmética

La media aritmética consiste en la suma de los valores de una variable x (x_1, x_2, \dots, x_i) dividido por la cantidad total de valores de x (Navidi, 2006).

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$$

Esta medida de distribución central se utilizó para promediar la abundancia de los microplásticos presentes en cada proceso.

Tabla IV. **Media de las abundancias en cada proceso de obtención de sal común**

Factor	Número de observaciones	Media	Desviación estándar	Intervalo de confianza (95 %)
BAM	6	822	141	(697; 947)
BMF	6	420	134	(294; 545)

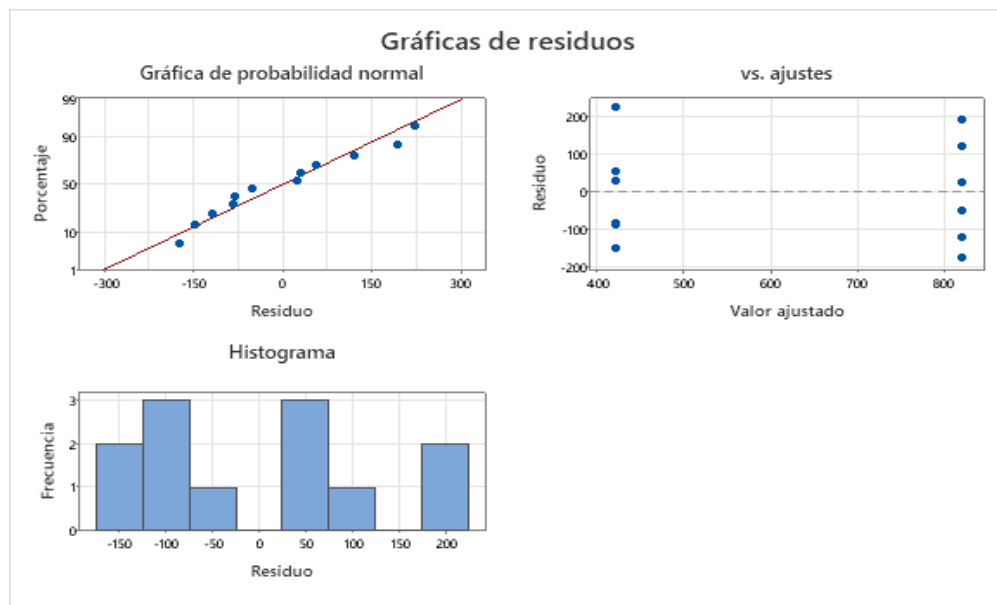
Fuente: elaboración propia.

3.8.2. Análisis de varianza (ANDEVA)

El análisis de varianza (ANDEVA), es una herramienta para comparar si la media de un grupo de datos es significativamente distinta de la de otro grupo de datos para un nivel de confianza determinado (Navidi, 2006). En el ANDEVA de un factor, se considera solamente el efecto de una variable independiente. Las muestras utilizadas deben cumplir con las siguientes condiciones: presentar una distribución normal, tener la misma varianza y ser independientes entre sí.

Según los resultados de un ANDEVA se determinó si existía una diferencia significativa entre las medias de las salineras con distinto proceso de producción. Previo a ello, se verificó que los grupos de datos para las salineras BAM y BMF cumplieran con las condiciones necesarias para realizar el análisis.

Figura 9. Resumen de residuos para las abundancias de las salineras



Fuente: elaboración propia, realizado con Minitab.

Tabla V. **Análisis de varianza de un factor entre las abundancias de los procesos de obtención de sal común a un nivel de confianza del 95 %**

Fuente de las variaciones	Grados de libertad	Suma de cuadrados ajustado	Promedio de cuadrados ajustado	Valor p
Factor	1	484812	484812	0.0005
Error	10	189592	18959	
Total	11	674404		

Fuente: elaboración propia.

3.9. Plan de análisis de los resultados

La abundancia de partículas se representó y analizó gráficamente. El análisis de varianza se utilizó para determinar la influencia del proceso de producción de sal común sobre las abundancias.

Las partículas aisladas fueron descritas según sus características. Se identificó el tipo de plástico de una partícula determinada a partir del espectro IR y el índice de calidad de acierto (HQI, por sus siglas en inglés), obtenido por una búsqueda espectral.

Se verificó bibliográficamente la presencia de ciertas señales en los espectros de plásticos degradados. Se describió la morfología de los cristales de sal común que crecieron en cercanía de un *pellet* cosmético a partir de las imágenes obtenidas.

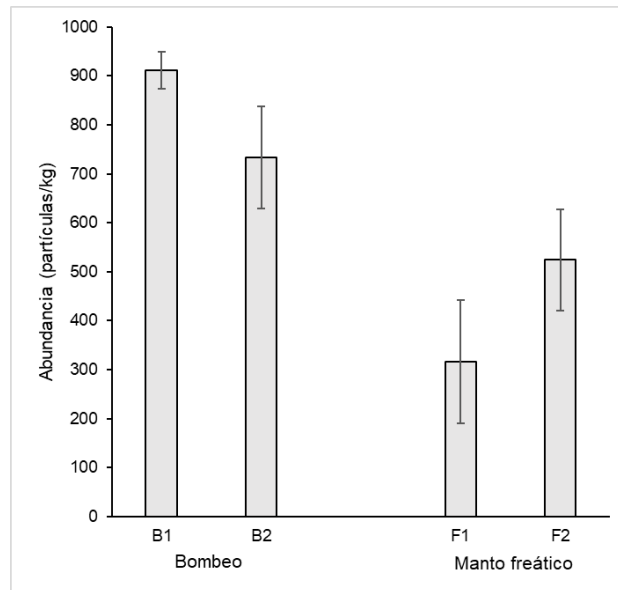
3.9.1. Programas para análisis de datos

- Microsoft Excel (Microsoft, 2021): tabulación y elaboración de las gráficas de datos.
- Minitab (Minitab, 2022). Procesamiento estadístico.
- KnowItAll (Wiley Science Solutions, 2021): procesamiento de los espectros infrarrojos resultantes, y búsqueda de los dichos espectros a través de las bases de datos de espectros infrarrojos incluidas.
- ImageJ (Rasband, 2021): procesamiento de las fotografías para añadir escalas.

4. RESULTADOS

A continuación, se presentan las figuras generadas a partir de los datos recolectados de esta investigación.

Figura 10. **Abundancia de microplásticos en la sal común de salineras con procesos de bombeo de agua de mar y bombeo de manto freático**



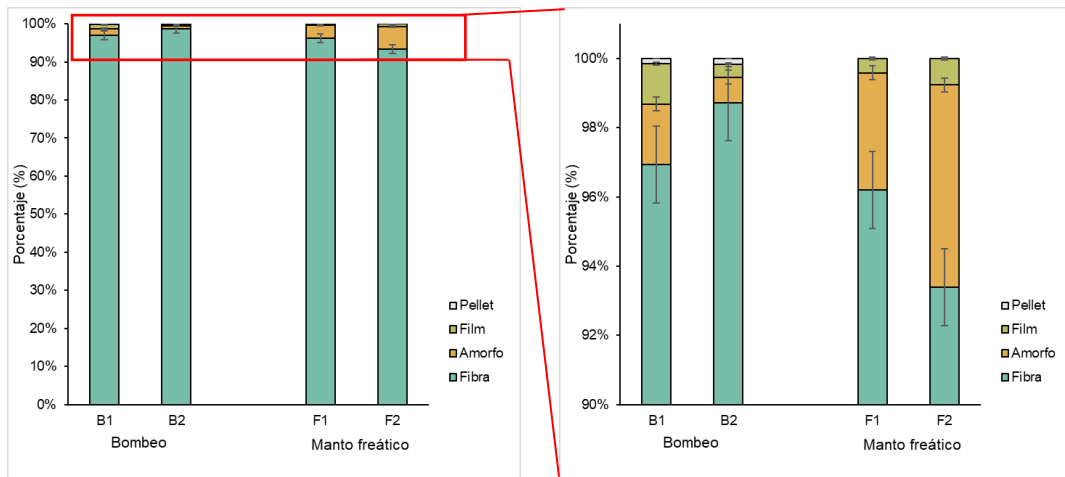
Media de todos los sitios analizados (partículas/kg sal)		Valor p***
Bombeo	Manto freático	
822	420	0.0005

Nota: Las abreviaciones corresponden a: salineras de con proceso de bombeo de agua de mar (B1-B2) y salineras con proceso de bombeo de manto freático (F1-F2).

***p<0.05

Fuente: elaboración propia.

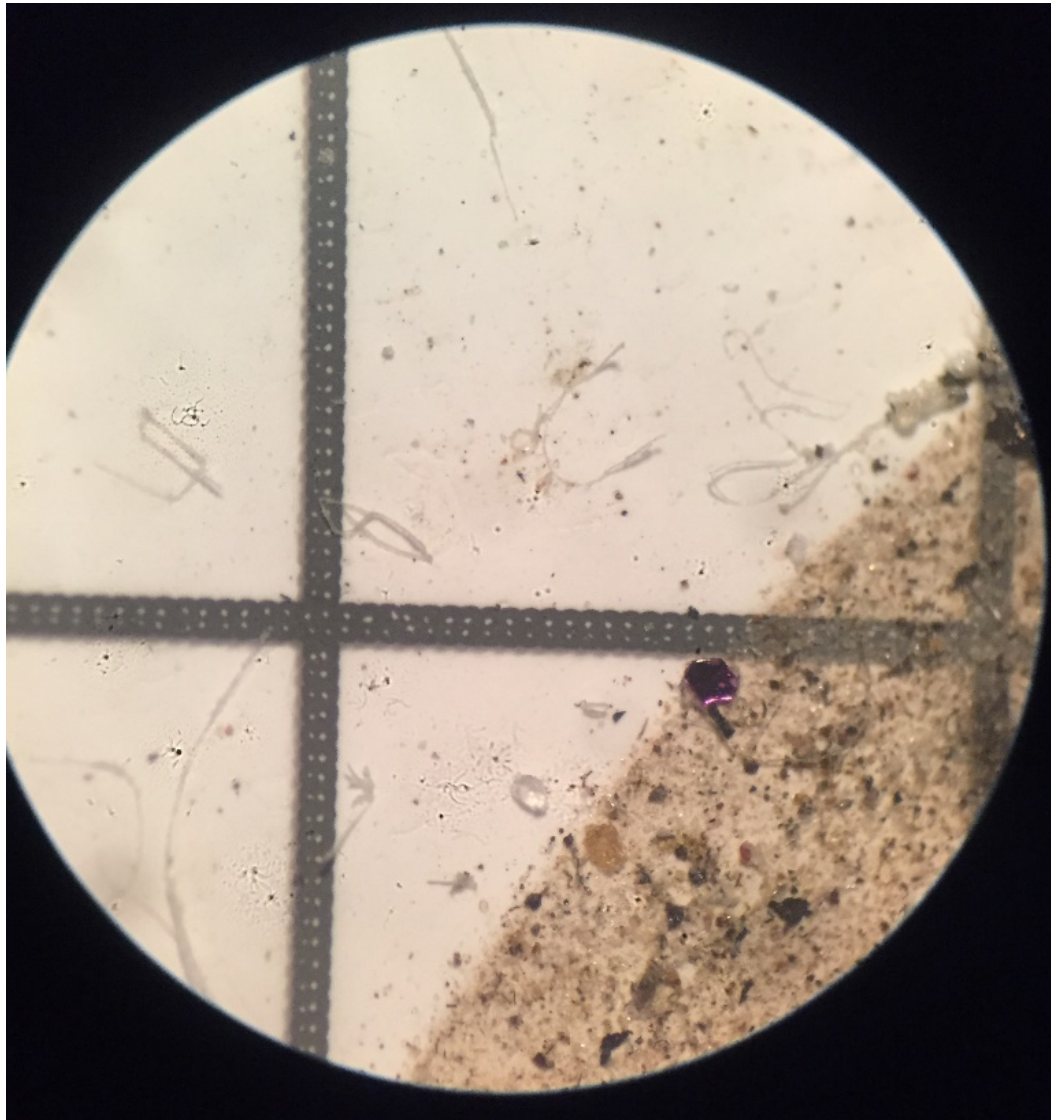
Figura 11. **Forma de los microplásticos en la sal común de salineras con procesos de bombeo de agua de mar y bombeo del manto freático**



Nota: Las abreviaciones corresponden a: salineras de con proceso de bombeo de agua de mar (B1-B2) y salineras con proceso de bombeo de manto freático (F1-F2).

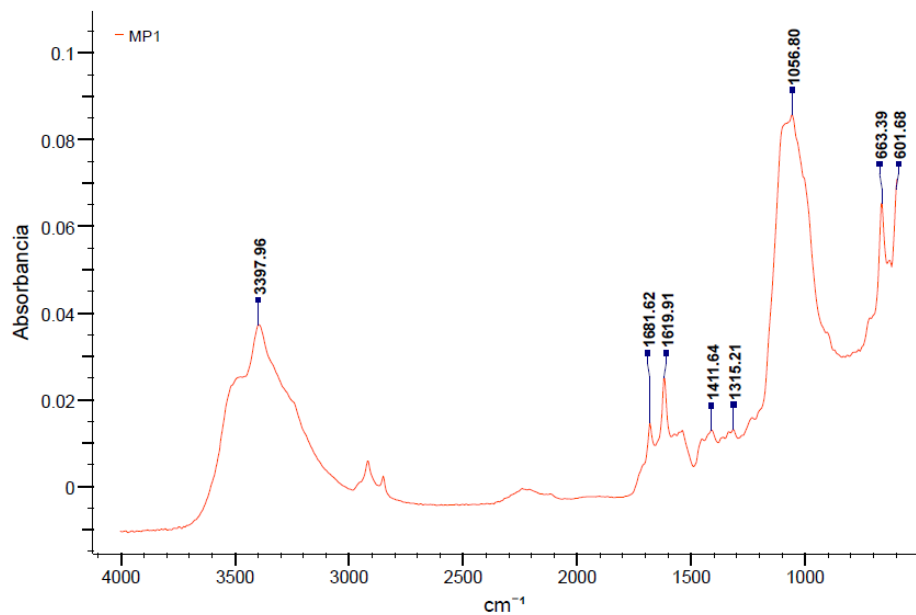
Fuente: elaboración propia.

Figura 12. **Microplástico primario observado por estereomicroscopía en sal del proceso de bombeo de agua de mar (Aumento:40X)**



Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Guatemala, Guatemala. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Figura 13. Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP1

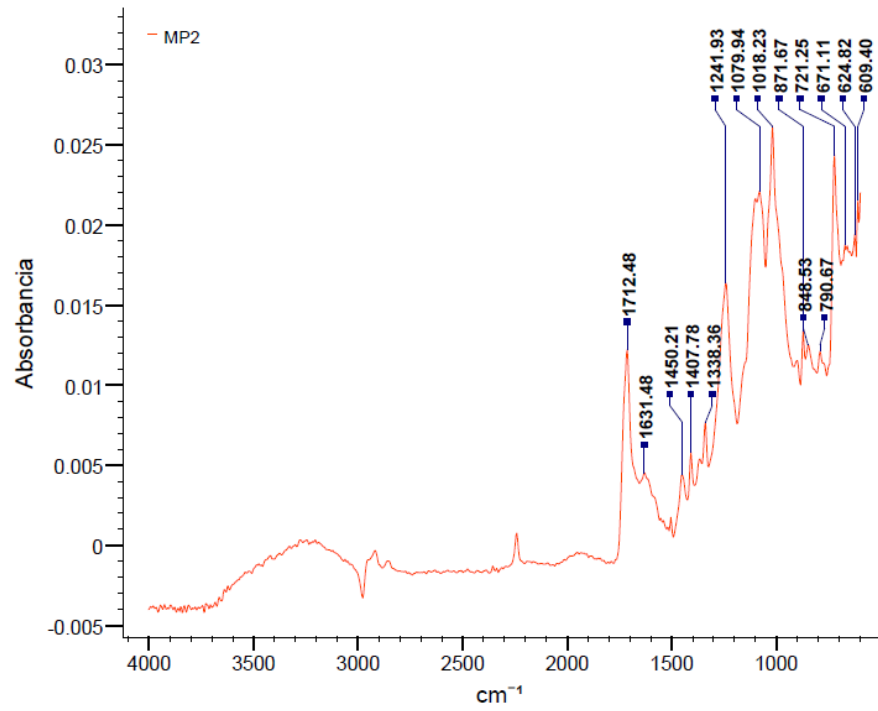


Sustancia	HQI (en porcentaje)
Derivado del poliestireno	89.00



Fuente: elaboración propia.

Figura 14. **Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP2**

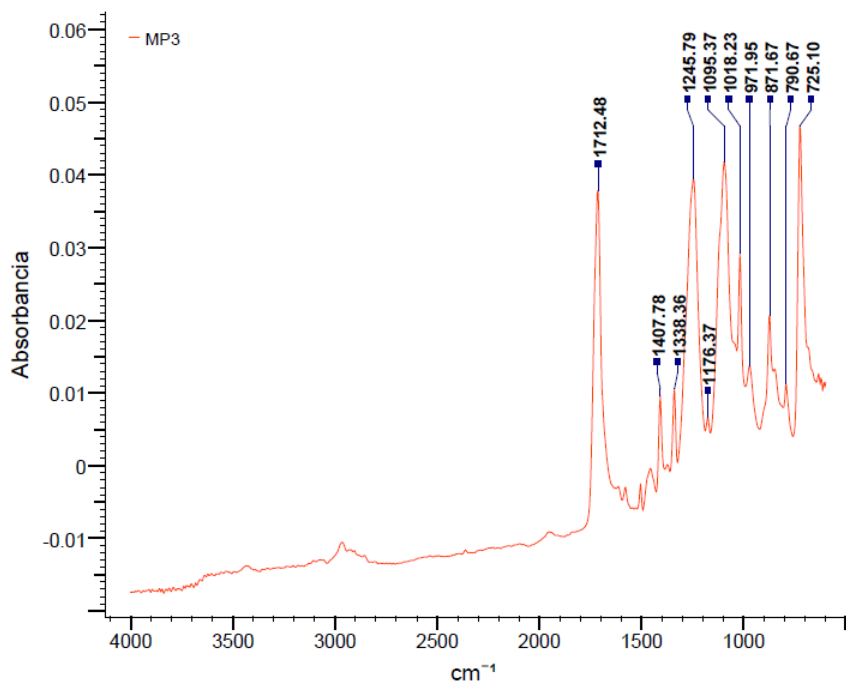


Sustancia	HQI (en porcentaje)
Poliestireno	82.35

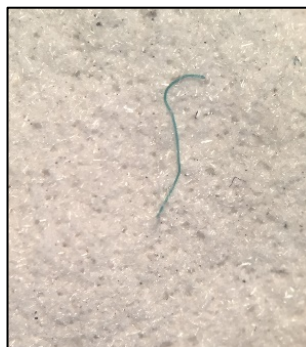


Fuente: elaboración propia.

Figura 15. Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP3

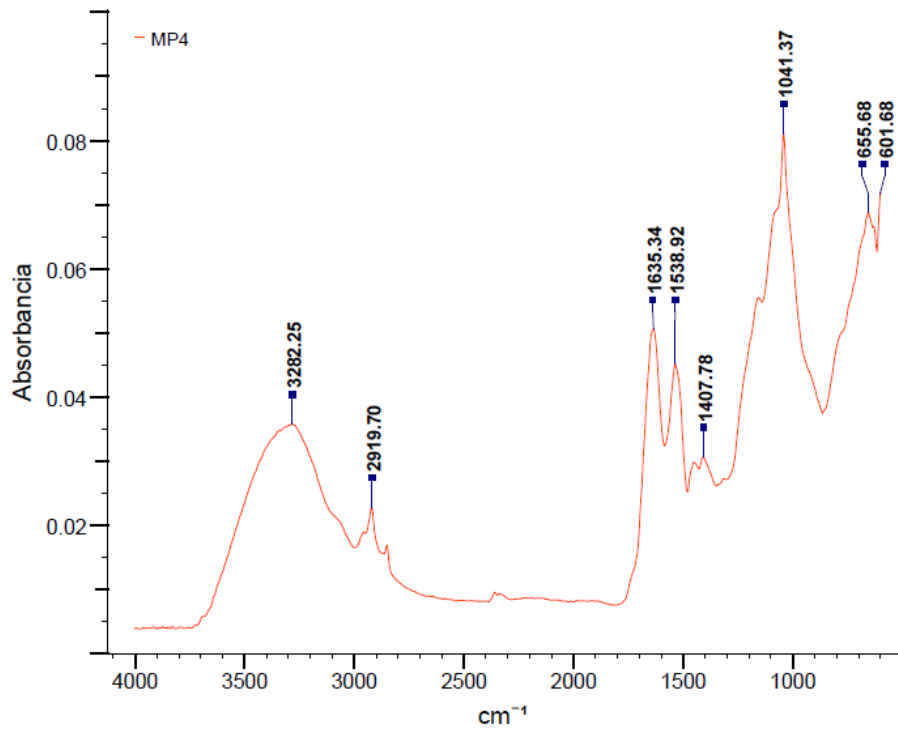


Sustancia	HQI (en porcentaje)
Politereftalato de etileno	93.30

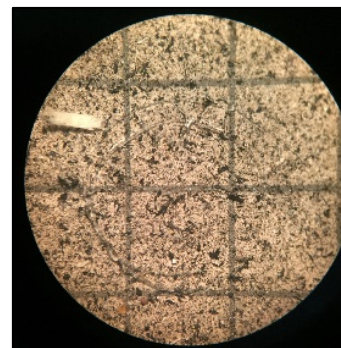


Fuente: elaboración propia.

Figura 16. **Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP4**

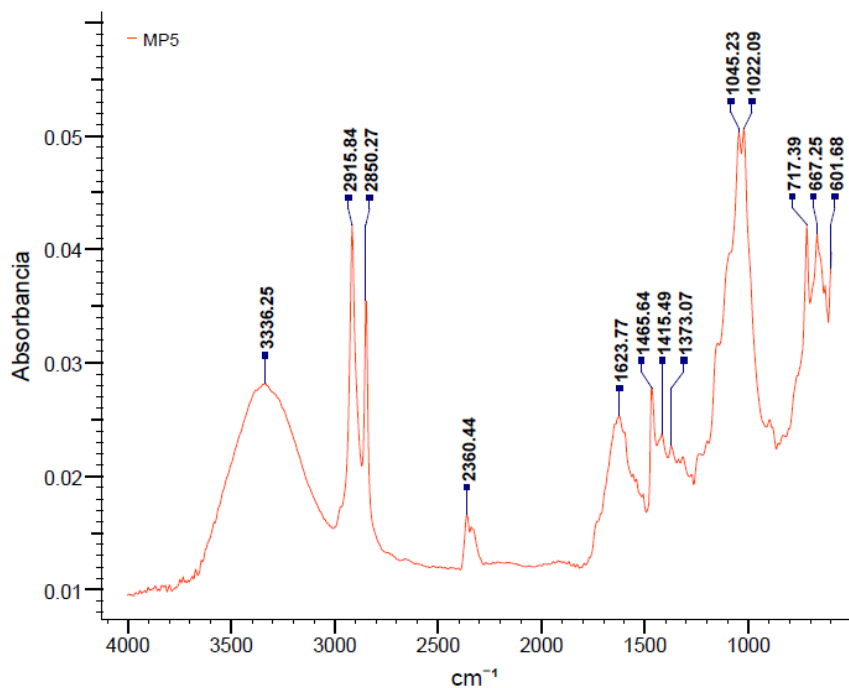


Sustancia	HQI (en porcentaje)
Fibra vegetal	88.35

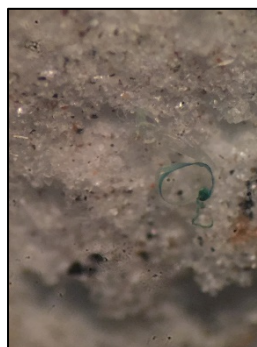


Fuente: elaboración propia.

Figura 17. Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP5

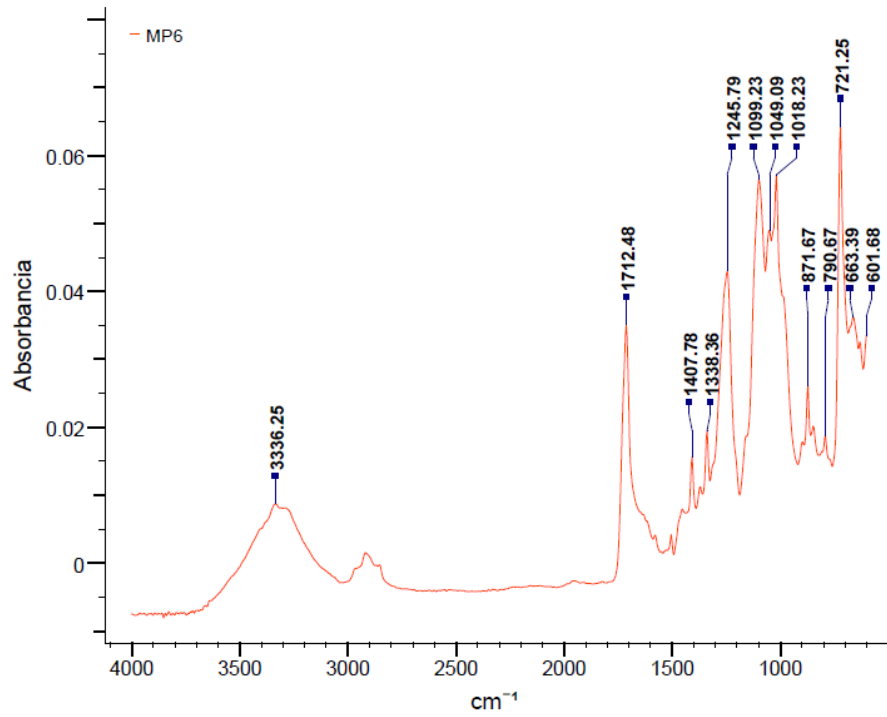


Sustancia	HQI (en porcentaje)
Derivado por oxidación del polietileno	92.19

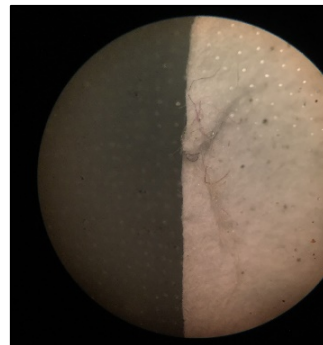


Fuente: elaboración propia.

Figura 18. **Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP6**

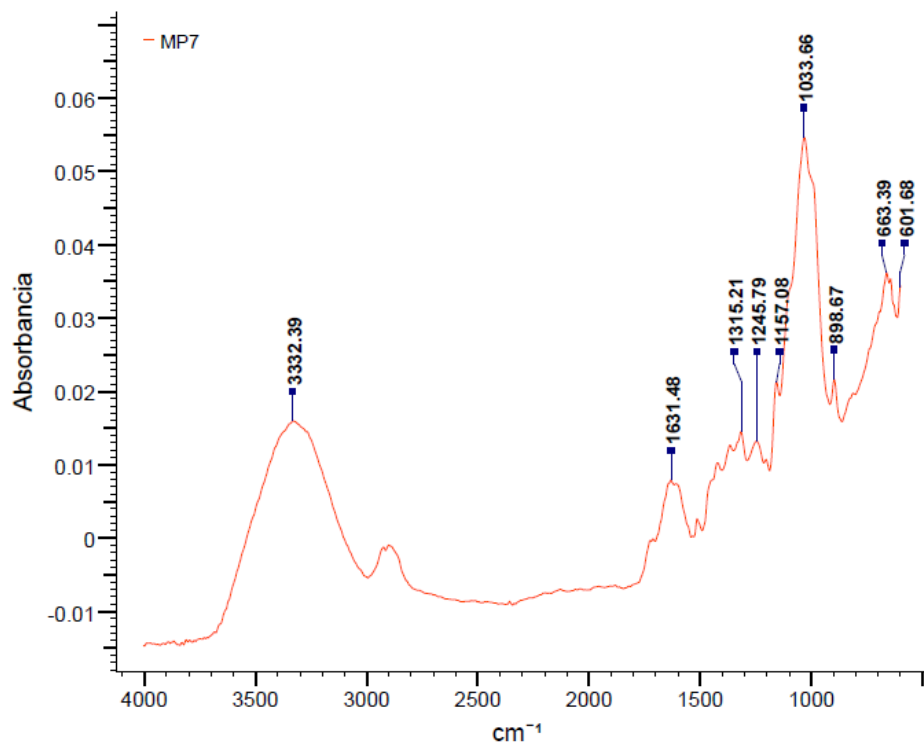


Sustancia	HQI (en porcentaje)
Politereftalato de etileno	89.41



Fuente: elaboración propia.

Figura 19. Partícula polimérica y análisis FTIR de la muestra MP7

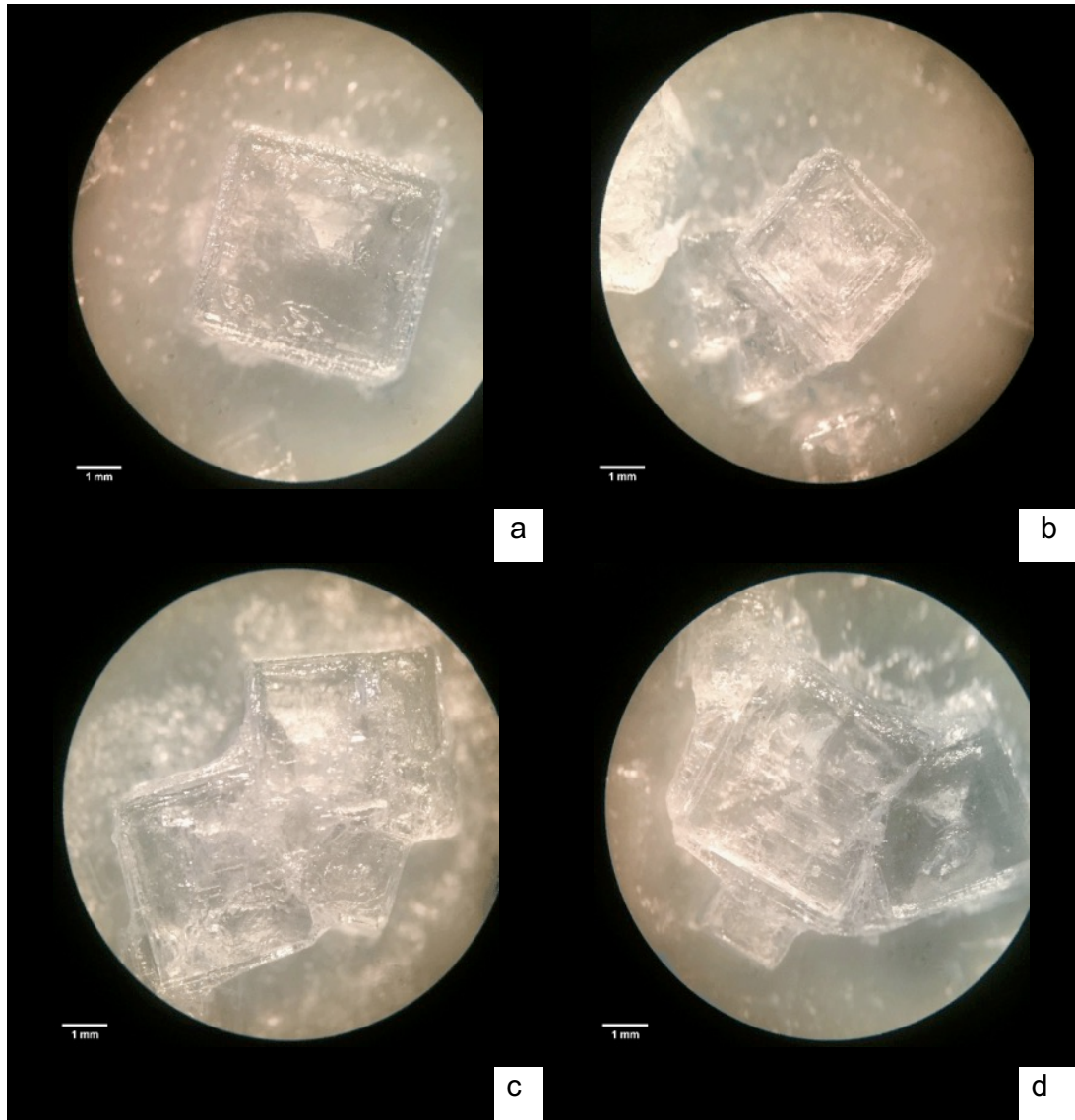


Sustancia	HQI (en porcentaje)
Resina de adhesivo	93.64



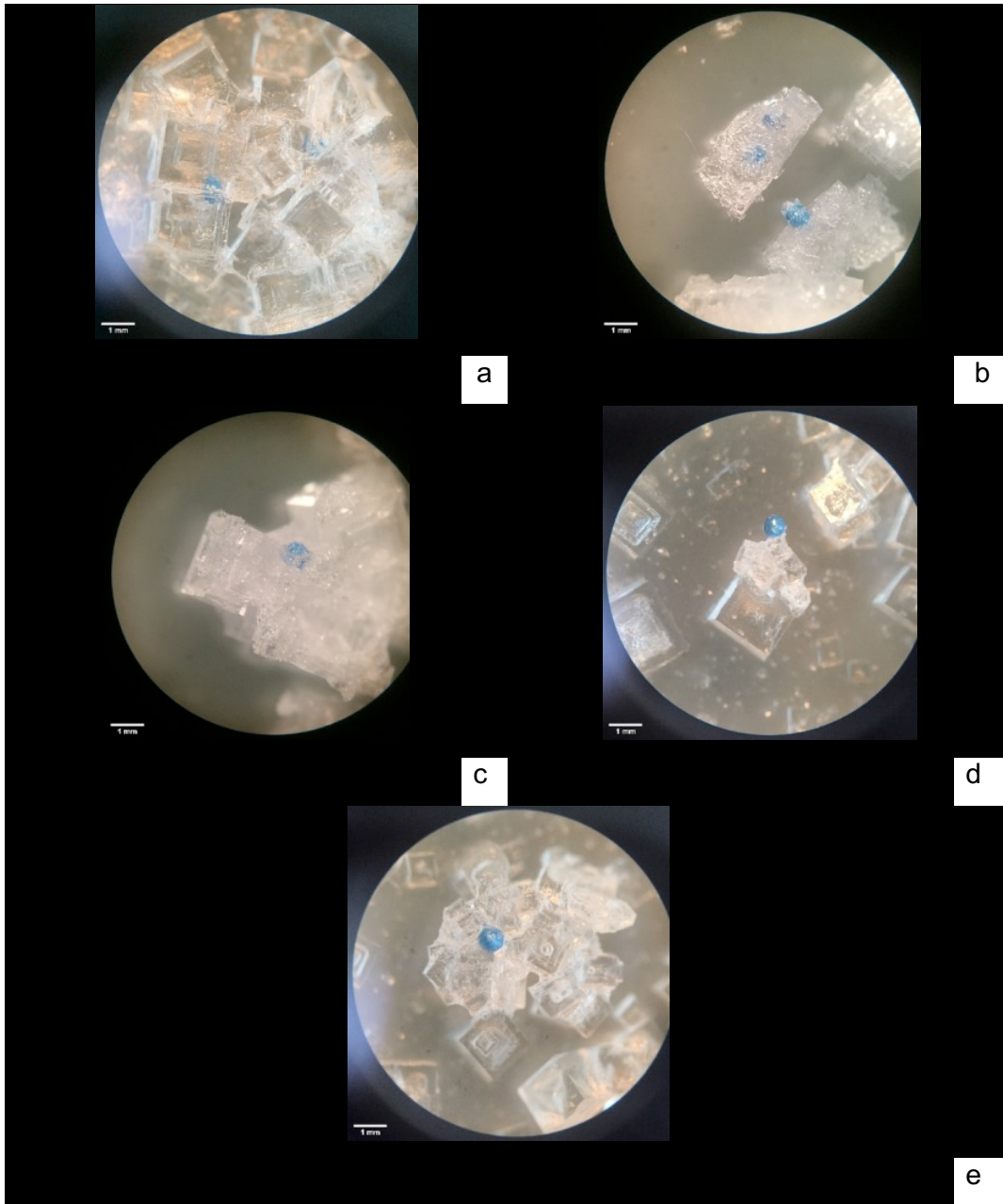
Fuente: elaboración propia.

Figura 20. **Cristales de sal común formados sin influencia de *pellets* cosméticos (control)**



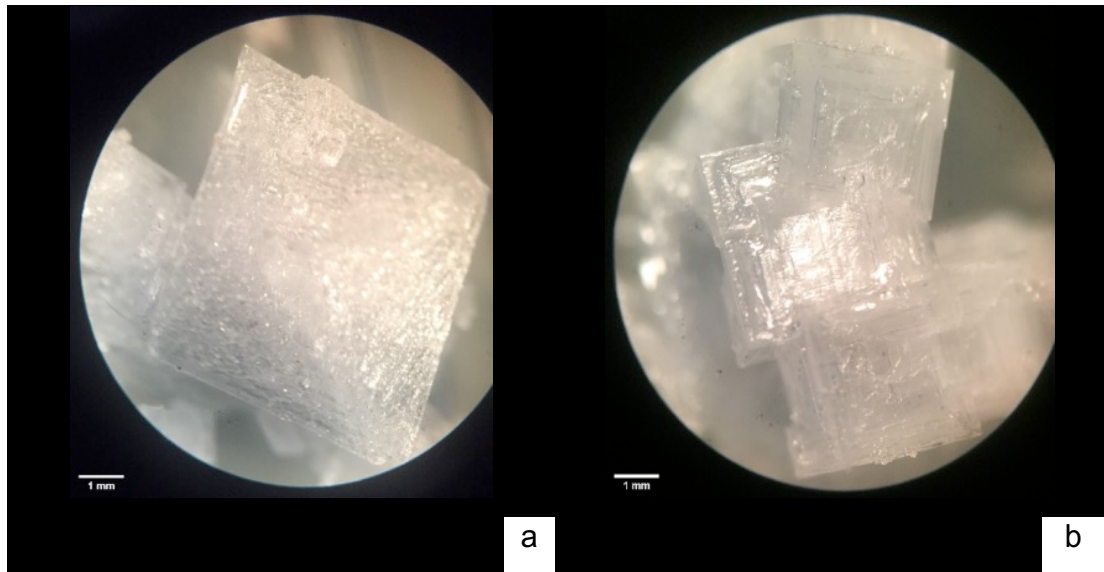
Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Guatemala, Guatemala. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Figura 21. Cristales de sal común formados de *pellets* cosméticos



Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Guatemala, Guatemala. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Figura 22. **Cristales de sal común con crecimiento *Hopper* obtenidos en microplásticos**



Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Guatemala, Guatemala. 2020).
Colección particular. Guatemala.

5. INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS

En la figura 10 se presentan las abundancias por kilogramo de sal seca para las cuatro salineras estudiadas. La abundancia se encontró en un rango de 733 - 911 partículas/kg para las salineras de bombeo de agua de mar (BAM), y de 316 - 524 partículas/kg en la sal de bombeo de agua por saturación del manto freático (BMF). Los procesos demostraron una diferencia significativa en el promedio de abundancia de microplásticos ($p < 0.05$), siendo mayor el proceso BAM en un 95 %. En la forma de las partículas (Figura 11), las partículas fibrosas predominaron con un contenido promedio de 97.0 % en las salineras BAM y de 94.8 % en las salineras BMF. En cambio, se encontraron *pellets* solamente en muestras BAM en un 0.12 %.

La abundancia de microplásticos determinada en el Pacífico guatemalteco es mayor a la reportada estudios previos de sales marinas en China, con 550 - 681 partículas/kg (Yang et al., 2015); España, con 50-280 partículas/kg (Iñiguez et al., 2017); y Turquía, con 16-84 partículas/kg (Gündoğdu, 2018). La procedencia exacta de cada partícula observada no puede determinarse. Se ha verificado la presencia de microplásticos en las playas de Ocós, Tulate, Sipacate, Las Lisas y el Quetzalito con una concentración máxima de 273 ítems/m² (Mazariegos-Ortíz et al., 2021; Mazariegos-Ortíz et al., 2020). Esto sugiere que las partículas plásticas encontradas provienen principalmente del agua de mar utilizada directamente en el proceso BAM y permeada del proceso BMF.

La contaminación del ecosistema marino cercano a la costa está relacionada con la carga de macro y microplásticos transportados por los ríos como un desecho terrestre mal manejado (Schmidt, Krauth & Wagner, 2017). Los

ríos de Guatemala se encuentran contaminados y esto se ha resaltado en el caso del río Motagua, se cree que es el río más contaminante del planeta, por contribuir en un 2 % en las emisiones de plástico al desembocar en El Caribe (Slat, 2022). Por otro lado, se han encontrado microplásticos en pozos de agua de hasta 30.8 m de profundidad (Manikanda et al., 2021). Se cree que la contaminación terrestre está relacionada con la presencia de microplásticos en el manto freático, aunque esta asociación no se ha evaluado a profundidad (Chia, Lee, Kim & Jang, 2021).

En 2020, la Organización Mundial de la Salud (OMS) recomendó mantener una ingesta diaria de sal común menor a 5 g. Teniendo esto y el límite superior del contenido de microplásticos en los procesos BAM y BMF, el guatemalteco consume respectivamente hasta 1663 y 957 partículas plásticas por año. Las consecuencias en la salud por la acción de los microplásticos no han sido determinadas con exactitud. Se ha demostrado que los microplásticos adsorben contaminantes orgánicos persistentes en el ambiente y los liberan en condiciones fisiológicas (Bakir et al., 2014). Esto sugiere que se podría dar un efecto de bioacumulación y biomagnificación a largo plazo según el tipo de contaminante liberado (Solomon et al., 2013).

Las fibras microplásticas halladas y su presencia predominante se han relacionado con la contaminación por redes de pesca abandonadas en el mar (Lebreton et al., 2018; Woodall et al., 2014). Como tal, las fibras se consideran microplásticos secundarios debido a que derivan de un objeto plástico de mayor tamaño (Andrady, 2006). En contraste, en la figura 12 se ilustró un microplástico primario proveniente del proceso BAM. Consiste en un *film* morado brillante de forma hexagonal y se asoció con *glitter* (brillantina) por esta descripción. Siendo *glitter*, se diferencia de las otras partículas como un microplástico primario debido a que fue fabricado intencionalmente en tamaño y forma para cumplir con una

función determinada (Andrady, 2006). Los productos cosméticos incluyen *glitter* en su formulación por ser un elemento decorativo con apariencia metalizada de alta durabilidad y capacidad hipoalergénica (Yurtsever, 2019a). Por la naturaleza de uso único de los productos cosméticos, el *glitter* puede entrar con facilidad a los cuerpos de agua y encontrarse en muestras ambientales (Yurtsever, 2019b). Entre estas muestras ambientales se incluye el agua de mar, que es la materia prima para la producción de la sal analizada. Al ser el único microplástico primario identificado, representó el 0.04 % del total de partículas observadas en este estudio.

Las Figuras 13 a 19 corresponden a los espectros infrarrojos de siete partículas seleccionadas. Para cada espectro se hizo una búsqueda donde se compararon con la biblioteca espectral KnowItAll de Wiley, para verificar la identidad de la muestra y obtener un HQI. Se siguió el criterio establecido por Woodall et al. (2014) para aceptar el resultado de la búsqueda espectral en muestras que presentan deterioro por su exposición al ambiente y contaminantes. Los HQI mayores a 70 % fueron aceptados y comparados con un espectro de referencia para verificar las señales características del polímero identificado. Los HQI menores a 60 % fueron rechazados.

En la Figura 13 y 14 se presentaron los espectros infrarrojos de las partículas MP1 y MP2, que concordaron con el espectro infrarrojo para poliestireno (PS). Respectivamente, los espectros coincidieron en un 89.00 % y 82.35 %. Se estableció la línea base en absorbancias negativas en ambos casos. Los espectros presentaron una señal entre 1500 y 2000 cm^{-1} , donde se encuentran las señales de los anillos de benceno (Bandyopadhyay & Chandra-Basak, 2007). Para MP1, una señal entre 3300 y 3500 cm^{-1} indicó la presencia de grupos hidroxilo formados por la radiación UV (Bandyopadhyay & Chandra-Basak, 2007). Esta señal en sí misma puede interferir con las vibraciones del

anillo de benceno (Achhammer, Reiney & Reinhart, 1951). En el espectro de MP2 no se presentaron señales complementarias de importancia. Los espectros son diferentes entre sí a pesar de haber coincidido en la sustancia identificada. Por lo cual, la presencia de poliestireno no puede confirmarse en su totalidad. La toma del espectro del poliestireno pudo verse impedida porque este material se degrada con facilidad, formando partículas de dimensión nanoscópica rápidamente (Lambert & Wagner, 2015).

En la Figura 15 y 18 se presentaron los espectros infrarrojos de las partículas MP3 y MP6. Concordaron con el espectro infrarrojo para PET en un 93.3 % y 89.41 %, respectivamente. Se presentaron los picos característicos de PET cercanos a 1713.20, 1240.53, 1016.73, y 872.04 cm^{-1} (Ioakeimidis et al., 2016). Sin embargo, se encontraron señales que no coinciden con el espectro del PET. Se detectó una señal de 1407 cm^{-1} en ambas partículas. Para botellas envejecidas, se ha reportado la aparición de una señal en 1435 cm^{-1} y la disminución de la intensidad de las señales características (Ioakeimidis et al., 2016). El PET se considera altamente resistente a la biodegradación (Bond, Ferrandiz-Mas, Felipe-Sotelo, y van Seville, 2018), por lo que no se observaron señales agregadas por oxidación.

En la Figura 16 se presentó el espectro infrarrojo de la partícula MP4, que concordó con el espectro infrarrojo para fibra vegetal en un 88.35 %. La partícula MP4 consiste en una fibra ondulada que guarda parecido con una fibra proveniente al tallo de piña. Este se encuentra conformada por una red densa de tejido xilemático y raíces adventicias distorsionadas (d'Eechebrugge & Leal, 2018) conteniendo de 2 a 5 % en masa de bromelina en algunas variedades (Ketnawa, Chaiwut & Rawdkuen, 2012). Complementariamente, el FTIR para esta MP presentó señales que indicaron la presencia de grupos amino (3,338 – 3,380 cm^{-1}) y carbonilo (1,640 – 1,700 cm^{-1}) presentados en el espectro

infrarrojo de la bromelina (Soares, Vaz, Correia, Pessoa & Carneiro-da-Cunha, 2012).

En la Figura 18 se presentó el espectro infrarrojo de la partícula MP6. Concordó con el espectro infrarrojo para PE en un 92.19 %. En comparación con el espectro de referencia, el espectro de la muestra presentó los picos característicos de PE en 2,915.84, 2,850.27, 1,645.64 y 717.69 cm^{-1} . Se presentaron señales adicionales a las de la referencia que pueden indicar la inclusión de nuevos grupos funcionales como resultado de la fotooxidación (Gewert et al., 2015). En el rango de 3000 a 3500 cm^{-1} se observó una señal ensanchada, esta corresponde a grupos hidroxilo (Da Costa et al., 2018). Asimismo, la señal entre 1600 y 1680 cm^{-1} indica la presencia de enlaces dobles (Da Costa et al., 2018).

En la Figura 19 se presentó el espectro infrarrojo de la partícula MP7, que concordó con el espectro infrarrojo para un pegamento vegetal en un 93.64 %. La mayoría de los pegamentos vegetales están compuestos de almidón hidrolizado de la yuca (Reiman, 1922). Como tal, el espectro infrarrojo presentó en conjunto una banda entre 3000 y 3500 cm^{-1} y una señal cercana a 2900 cm^{-1} . Estas señales indican respectivamente a grupos hidroxilo y estiramientos carbono-hidrógeno. En conjunto, ambas señales indican la presencia de la estructura de los anillos glucopiranosos de los polisacáridos presentes en el almidón de yuca (Lomelí-Ramírez et al., 2014). Asimismo, una señal observada entre 1,157.08 y 1,033.66 cm^{-1} corresponde a las vibraciones de estiramiento carbono-oxígeno-carbono del anillo (Rodríguez-Pineda, Muñoz-Prieto, Rius-Alonso & Palacios-Alquisira, 2018).

En general, la composición de las partículas analizadas por FTIR consistió en polietileno (14.3 %), politereftalato de etileno (28.6 %), fibra vegetal (14.3 %),

resina adhesiva (14.3 %) y poliestireno (28.6 %). De los cuales, el poliestireno no se confirmó totalmente. Por tanto, un 71.5 % de las partículas analizadas en FTIR se relacionaron con materiales de naturaleza polimérica.

A lo largo de las figuras 20 a 22 se ilustró la morfología de los cristales de sal común formados por evaporación lenta. La figura 20 es la muestra en donde los cristales se formaron sin influencia de MPs en la solución. Los resultados indicaron la formación de cristales grandes, con apariencia cúbica definida que es característica de la celda unitaria cúbica simple del cloruro de sodio (figura 20, fotografías a y b) (Bragg, 1920). Además, ciertos cristales tuvieron un crecimiento conglomerado simultáneo; sin embargo, mantuvieron su morfología cúbica (figura 20, fotografías c y d).

En la figura 21 se ilustraron los cristales formados alrededor de *pellets* cosméticos. Los resultados mostraron que los cristales de sal se aglomeraron alrededor de los *pellets* en un arreglo desordenado. Además, presentaron una reducción de tamaño de un 58 % en relación con los cristales del control. Recubrieron totalmente el *pellet* cosmético (figura 21, fotografía a y b) o iniciaron su crecimiento a partir de una sección de la superficie del *pellet* (figura 21, fotografía d y e). En el último caso, los cristales crecieron consecutivamente en relación con el *pellet*.

Los cristales cercanos a los *pellets* presentaron una morfología amorfa que difirió a la de los cristales cúbicos presentados en el control. Esto fue remarcado en el crecimiento pronunciado de cristales *Hopper* cúbicos y tubulares (figura 22), los cuales coinciden en descripción con los reportados por Desnourd y colaboradores (2018) para soluciones de cloruro de sodio bajo condiciones controladas de evaporación.

El crecimiento *Hopper* de cristales se da por un efecto cinético cuando el transporte de masa en el centro del cristal es más lento que en el borde (Desnaurd et al., 2018). Esto es dado por una diferencia en la concentración (Yang et al., 2020), en donde las caras hay una concentración menor que en las esquinas (Berg, 1938). A su vez, esto provoca una inestabilidad interfacial moderada que resulta en la formación del cristal *Hopper* en lugar de la forma de cristal original o una forma de dendrita (Yang et al., 2020).

La presencia de microplásticos como impurezas dan lugar al crecimiento retardado en las caras (Pettit & Fontana, 2019) al darse un crecimiento sectorial del cristal, este afecta la forma de los cristales y previene que las impurezas puedan ser removidas su interior (Ulrich & Nyvlt, 2008). El crecimiento tipo *Hopper* se formó a partir de los microplásticos plantados en la solución de cloruro de sodio, los cuales se encontraron encapsulados por el cristal. Estos resultados evidenciaron la influencia de los microplásticos durante el crecimiento de los cristales de cloruro de sodio.

CONCLUSIONES

1. La abundancia de microplásticos en el proceso de bombeo de agua posee una diferencia significativa a la del proceso de bombeo del manto freático en un 95 %.
2. La forma de partículas predominante para ambos bombeos fue el tipo fibras. Las fibras consistieron en promedio el 97.0 % de las partículas para el proceso de bombeo de agua de mar y un 94.8 % en el proceso de bombeo del manto freático. Los *pellets* se presentan únicamente en el proceso de bombeo de agua de mar en un 0.12 %. Los *films* consistieron en promedio el 0.8 % de las partículas para el proceso de bombeo de agua de mar y un 0.5 % en el proceso de bombeo del manto freático.
3. Una partícula de origen primario se presentó en el proceso de bombeo de agua de mar, representando un 0.04 % de la totalidad de partículas observadas para este proceso.
4. La composición química de los *films* consistió en polietileno y la de las fibras consistió en politereftalato de etileno. Adicionalmente, se identificaron fibras de materia vegetal y fragmentos amorfos de una resina adhesiva.
5. La presencia de microplásticos provocó una reducción del 58 % en el tamaño de los cristales, así como un crecimiento amorfo y tipo *Hopper* durante la cristalización del cloruro de sodio.

RECOMENDACIONES

1. Medir las emisiones de microplásticos en los ríos que desembocan en la costa del Pacífico guatemalteco, ya que la contaminación de la sal común puede ser considerada como un indicador de la contaminación ambiental de los cuerpos de agua cercanos.
2. Cuantificar la abundancia de los microplásticos en tierra y aire cercanos a las piscinas de evaporación debido a que pueden contribuir a la abundancia de microplásticos en la sal, pero estos no fueron considerados en este estudio.
3. Implementar medidas de coagulación, floculación y microfiltración para la remoción de microplásticos del agua salada previo a su concentración en las piscinas de evaporación.
4. Evaluar la contaminación de microplásticos del manto freático en Guatemala.
5. Determinar la magnitud y los mecanismos de degradación de macroplásticos de distintos materiales desechados en Guatemala.
6. Identificar la composición química y la forma del microplástico sobre el proceso de nucleación de la sal común. Adicionalmente, proponer la modelación matemática de la sal común en solución acuosa a partir estas variables.

REFERENCIAS

1. Achhammer, B. G., Reiney, M. J. y Reinhart, F. W. (Agosto, 1951). Study of Degradation of Polystyrene, Using Infrared. *Journal of Research of the National Bureau of Standards*, 47(2), Research Paper 2235. Recuperado de https://books.google.com.gt/books?hl=en&lr=&id=F_0WAQAAMAAJ&oi=fnd&pg=PA116&dq#v=onepage&q&f=false.
2. Acosta-Coley, I. C. y Olivero, J. D. (2014). *Caracterización de microplásticos primarios en el ambiente marino de una playa urbana en Cartagena de Indias* (Tesis de doctorado). Universidad de Cartagena, Colombia. Recuperado de <https://repositorio.unicartagena.edu.co/handle/11227/4191>.
3. Anderson, J. C., Leaver, K. D., Rawlings, R. D. y Alexander, J. M. (1990). *Materials science*. Londres, Reino Unido: Stanley Thornes Ltd.
4. Andrady, A. L. (Agosto, 2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596-1605. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.
5. Arthur, C., Baker, J. E. y Bamford, H. A. (Eds.). (2009). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris* (NOAA Technical Momerandum NOS-OR&R-30). Estados Unidos: National Oceanic and Atmospheric Administration. Recuperado de

<https://marinedebris.noaa.gov/proceedings-international-research-workshop-microplastic-marine-debris>.

6. Bakir, A., Rowland, S. J. y Thompson, R. C. (Marzo, 2014). Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 14-21. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.01.004>.
7. Bandyopadhyay, A. y Chandra-Basak, G. C. (2007). Studies on photocatalytic degradation of polystyrene. *Materials Science and Technology*, 23(3), 307-314. Recuperado de <https://doi.org/10.1179/174328407X158640>.
8. Berg, W. F. (Enero, 1938). Crystal growth from solutions. Proceedings of the Royal Society of London. *Mathematical and Physical Sciences*, 164(916), 79-95. Recuperado de <https://doi.org/10.1098/rspa.1938.0006>.
9. Birchall, J. D. y Davey, R. J. (Agosto, 1981). The crystallization of sodium chloride from aqueous solution in the presence of polysaccharides. *Journal of Crystal Growth*, 54(2), 323-329. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/0022-0248\(81\)90476-0](https://doi.org/10.1016/0022-0248(81)90476-0).
10. Bond, T., Ferrandiz-Mas, V., Felipe-Sotelo, M. y van Sebille, E. (Agosto, 2018). The occurrence and degradation of aquatic plastic litter based on polymer physicochemical properties: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(7-9), 685-722. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1483155>.

11. Boots, B., Russell, C. W. y Green, D. S. (Septiembre, 2019). Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11496-11506. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03304>.
12. Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., ... Rochman, C. M. (Septiembre, 2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science*, 369(6510), 1515-1518. Recuperado de <https://doi.org/10.1126/science.aba3656>.
13. Bragg, W. L. (Agosto, 1920). XVIII. The arrangement of atoms in crystals. *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science*, 40(236), 169-189. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/14786440808636111>.
14. Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I. y Canning-Clode, J. (Septiembre, 2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178, 189-195. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.003>.
15. Callister, W. D. y Rethwisch, D. G. (2014). *Materials science and engineering. An introduction*. Nueva Jersey, Estados Unidos: Wiley.

16. Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P. y Peck, B. B. (Noviembre, 1972). Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, 178(4062), 749-750. Recuperado de <https://doi.org/10.1126/science.178.4062.749>.
17. Chang, R. y Goldby, K. A. (2012). *Química*. México: McGraw Hill Educación.
18. Chia, R. W., Lee, J. Y., Kim, H. y Jang, J. (Agosto, 2021). Microplastic pollution in soil and groundwater: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(6), 4211-4224. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01297-6>.
19. Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. y Galloway, T. S. (Diciembre, 2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588-2597. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>.
20. Comité de Energía y Comercio de los Estados Unidos. (2016). *Microbead-Free Waters Act of 2015*. House Report No. 1321. Estados Unidos (28 de noviembre del 2015). Recuperado de <https://www.congress.gov/bill/114th-congress/house-bill/1321/text>.
21. Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., ... Duarte, C. M. (Junio, 2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(28), 10239-10244. Recuperado de <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>.

22. Da Costa, J. P., Nunes, A. R., Santos, P. S., Girao, A. V., Duarte, A. C. y Rocha-Santos, T. (Abril, 2018). Degradation of polyethylene microplastics in seawater: Insights into the environmental degradation of polymers. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 53(9), 866-875. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/10934529.2018.1455381>.
23. De Carvalho, D. G. y Neto, J. A. (Agosto, 2016). Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 128, 10-17. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.009>.
24. d'Eechebrugge, G. C. y Leal, F. (2018). Morphology, Anatomy and Taxonomy. En Sanewski, G. M., Bartholomew, D. P. y Paull, R. E. (Eds.), *The Pineapple, 2nd Edition: Botany, Production and Uses* (pp. 11-30). Recuperado de https://books.google.com.gt/books?id=dFFPtAEACAAJ&pg=PA11&hl=es&source=gbs_toc_r&cad=3#v=onepage&q&f=false/
25. Desarnaud, J., Derluyn, H., Carmeliet, J., Bonn, D. y Shahidzadeh, N. (Febrero, 2014). Metastability limit for the nucleation of NaCl crystals in confinement. *The Journal of Physical Chemistry Letters*, 5(5), 890-895. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/jz500090x>.
26. Desarnaud, J., Derluyn, H., Carmeliet, J., Bonn, D. y Shahidzadeh, N. (Mayo, 2018). Hopper growth of salt crystals. *The Journal of Physical Chemistry Letters*, 9(11), 2961-2966. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/acs.jpcclett.8b01082>.

27. Devriese, L. I., van der Meulen, M. D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frère, L., ... Vethaak, A. D. (Septiembre, 2015). Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Marine Pollution Bulletin*, 98(1-2), 179-187. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.051>.
28. Fletcher, N. H. (Agosto, 1958). Size effect in heterogeneous nucleation. *The Journal of Chemical Physics*, 29(3), 572-576. Recuperado de <https://doi.org/10.1063/1.1744540>.
29. Fotopoulou, K. N. y Karapanagioti, H. K. (Abril, 2017). Degradation of various plastics in the environment. *Hazardous chemicals associated with plastics in the marine environment*, 78, 71-92. Recuperado de https://doi.org/10.1007/698_2017_11.
30. Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J. y Boldgiv, B. (Agosto, 2014). High levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 156-163. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>.
31. Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., ... Tassin, B. (Febrero, 2018). Microplastics in air: are we breathing it in? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 1, 1-5. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>.

32. Geertman, R. M. (Diciembre, 2000). Sodium chloride: crystallization. *Reference Module in Chemistry, Molecular Sciences and Chemical Engineering*, 4127-4134. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/B0-12-226770-2/06061-0>.
33. Gewert, B., Plassmann, M. M. y MacLeod, M. (Septiembre, 2015). Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17(9), 1513-1521. Recuperado de <https://doi.org/10.1039/c5em00207a>.
34. Gu, M., Gao, P., Liu, X. L., Huang, S. M., Liu, B., Ni, C., ... Ning, J. M. (Mayo, 2010). Crystal growth and characterization of CuI single crystals by solvent evaporation technique. *Materials Research Bulletin*, 45(5), 636-639. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.materresbull.2010.01.005>.
35. Gündoğdu, S. (Febrero, 2018). Contamination of table salts from Turkey with microplastics. *Food Additives & Contaminants*, 35(5), 1006-1014. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/19440049.2018.1447694>.
36. Iñiguez, M. E., Conesa, J. A. y Fullana, A. (Agosto, 2017). Microplastics in Spanish table salt. *Scientific Reports*, 7(1), 1-7. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/s41598-017-09128-x>.

37. Ioakeimidis, C., Fotopoulou, K. N., Karapanagioti, H. K., Geraga, M., Zeri, C., Papathanassiou, E., ... Papatheodorou, G. (Marzo, 2016). The degradation potential of PET bottles in the marine environment: An ATR-FTIR based approach. *Scientific Reports*, 6(1), 1-8. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/srep23501>.
38. Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. (2015). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment* (Report & Study No. 93, Part 2) Londres: International Maritime Organization. Recuperado de <http://www.gesamp.org/publications/reports-and-studies-no-90>.
39. Joma, S. (8 de diciembre, 2019). *Contaminación por microplástico se agudiza en la costa de El Salvador*. ElSalvador.com. Recuperado de <https://historico.elsalvador.com/historico/666349/contaminacion-por-microplastico-se-agudiza-en-la-costa.html>.
40. Kale, S. K., Deshmukh, A. G., Dudhare, M. S. y Patil, V. B. (Diciembre, 2015). *Microbial degradation of plastic: a review*. *Journal of Biochemical Technology*, 6(2), 952-961. Recuperado de <https://jbiochemtech.com/article/microbial-degradation-of-plastic-a-review>.
41. Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C. K., Larat, V., Galloway, T. S. y Salamatinia, B. (Abril, 2017). The presence of microplastics in commercial salts from different countries. *Scientific Reports*, 7(1), 1-11. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/srep46173>.

42. Ketnawa, S., Chaiwut, P. y Rawdkuen, S. (Julio, 2012). Pineapple wastes: A potential source for bromelain extraction. *Food and Bioproducts Processing*, 90(3), 385-391. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.fbp.2011.12.006>.
43. Kosuth, M., Mason, S. A. y Wattenberg, E. V. (Abril, 2018). Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLOS ONE*, 13(4), e0194970. Recuperado de <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970>.
44. Lambert, S. y Wagner, M. (Febrero, 2016). Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. *Chemosphere*, 145, 265-268. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.078>.
45. Lebreton, L., Egger, M. y Slat, B. (Septiembre, 2019). A global mass budget for positively buoyant macroplastic debris in the ocean. *Scientific Reports*, 9(1), 1-10. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49413-5>.
46. Lebreton, L., Slat, B., Ferrari, F., Sainte-Rose, B., Aitken, J., Marthouse, R., ... Reisser, J. (Marzo, 2018). Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific Reports*, 8(1), 1-15. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22939-w>.

47. LI, W. C., Tse, H. F. y Fok, L. (Octubre, 2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, 566, 333-349. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>.
48. Lomelí-Ramírez, M. G., Kestur, S. G., Manríquez-González, R., Iwakiri, S., De Muniz, G. B. y Flores-Sahagun, T. S. (Febrero, 2014). Bio-composites of cassava starch-green coconut fiber: Part II— Structure and properties. *Carbohydrate polymers*, 102, 576-583. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2013.11.020>.
49. López-Xalín, N. A. (2019). *Contaminación por microplásticos en la superficie del Lago Atitlán, Sololá* (Tesis de licenciatura). Universidad del Valle de Guatemala, Guatemala. Recuperado de <https://koha.uvg.edu.gt/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=66803>.
50. Lusher, A. (2015). Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. En Bergmann, M., Gutow, L. y Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 245-307). Recuperado de <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>.
51. Malgarejo, E. (6 de julio, 2018). *Lago de Atitlán contaminado con microplástico en un 70 %* [Video]. Youtube. <https://www.youtube.com/watch?v=BE1GRfmGrHA>.

52. Manikanda, B., Natesan, U., Vaikunth, R., Praveen-Kumar, P., Ruthra, R. y Srinivasalu, S. (Agosto, 2021). Spatial distribution of microplastic concentration around landfill sites and its potential risk on groundwater. *Chemosphere*, 277, 130263. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130263>.
53. Martínez-de la Cuesta, P. J. y Martínez, E. R. (2004). *Operaciones de Separación en Ingeniería Química. Métodos de cálculo*. Madrid, España: Pearson Prentice Hall.
54. Masura, J., Baker, J., Foster, G. y Arthur, C. (2015). *Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments* (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48). Estados Unidos: National Oceanic and Atmospheric Administration. Recuperado de <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/10296>.
55. Mazariegos-Ortíz, C., de los Ángeles Rosales, M., Carrillo-Ovalle, L., Cardoso, R. P., Muniz, M. C. y Dos Anjos, R. M. (Julio, 2020). First evidence of microplastic pollution in the El Quetzalito sand beach of the Guatemalan Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111220. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111220.
56. Mazariegos-Ortíz, C., García-Arroyave, L., Marroquín-Mora, C. y Mendizábal, A. L. (Diciembre, 2021). Contaminación por microplásticos en playas del Pacífico de Guatemala: abundancia y características. *Ciencia, Tecnología y Salud*, 8(2), 260-268. Recuperado de <https://doi.org/10.36829/63CTS.v8i2.904>.

57. McCabe, W. L., Smith, J. C. y Harriott, P. (2007). *Operaciones unitarias en ingeniería química*. México D.F., México: McGraw-Hill Interamericana.
58. McKillop, H. (Enero, 1995). Underwater Archaeology, Salt Production, and Coastal Maya Trade at Stingray Lagoon, Belize. *Latin American Antiquity*, 6(3), 214-228. Recuperado de <https://doi.org/10.2307/971673>.
59. Meijer, L. J., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C. y Lebreton, L. (Abril, 2021). More than 1000 rivers account for 80 % of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, 7(18), eaaz5803. Recuperado de <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>.
60. Microsoft. (2021). *Microsoft Excel 365* [Software de computadora]. Recuperado de <https://www.microsoft.com/en-ww/microsoft-365/excel>.
61. Minitab (2022). *Minitab* [Software de computadora]. Recuperado de <https://www.minitab.com/en-us/products/minitab/>.
62. Nance, R. (Octubre, 1992). Guzmán Mound: A Late Preclassic Salt works on south coast of Guatemala. *Ancient Mesoamerica*, 3(1), 27-46. Recuperado de <https://doi.org/10.1017/S0956536100002273>.
63. Navidi, W. (2006). *Estadística para Ingenieros*. México D. F., México: McGraw-Hill Interamericana.

64. Organización Mundial de la Salud. (2020). *Salt intake*. Recuperado de <https://www.who.int/data/gho/indicator-metadata-registry/imr-details/3082>.
65. Parker, L. (17 de octubre, 2018). *Microplastics found in 90 percent of table salt*. Recuperado de <https://www.nationalgeographic.com/environment/article/microplastics-found-90-percent-table-salt-sea-salt>.
66. Parker, L. (8 de junio, 2018). Plásticos. *National Geographic*. 28-83.
67. Pavia, D. L., Lampman, G. M., Kriz, G. S. y Vyvyan, J. R. (2015). *Introduction to spectroscopy* (5ª ed.). Estados Unidos: Cengage Learning.
68. Peixoto, D., Pinheiro, C., Amorim, J., Oliva-Teles, L., Guilhermino, L. y Vieira, M. N. (Abril, 2019). Microplastic pollution in commercial salt for human consumption: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 219, 161-168. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.02.018>.
69. Pettit, D., y Fontana, P. (Noviembre, 2019). Comparison of sodium chloride hopper cubes grown under microgravity and terrestrial conditions. *Microgravity*, 5(1), 1-7. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/s41526-019-0085-0>.

70. Price, J. F., Weller, R. A. y Schudlich, R. R. (Diciembre, 1987). Wind-driven Ocean currents and Ekman transport. *Science*, 238(4833), 1534-1538. Recuperado de <https://doi.org/10.1126/science.238.4833.1534>.
71. Rasband, W. (2021). *ImageJ* (Versión 1.53e) [Software de computadora]. Recuperado de <https://imagej.nih.gov/ij/>.
72. Reiman, C. K. (Septiembre, 1922). Vegetable glue. *Industrial & Engineering Chemistry*, 14(9), 799-799. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/ie50153a021>.
73. Rodríguez-Pineda, L. M., Muñoz-Prieto, E. D. J., Rius-Alonso, C. A. y Palacios-Alquisira, J. (2018). Preparation and characterization of potato starch microparticles with acrylamide by microwave radiation. *Ciencia en Desarrollo*, 9(2), 149-159. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-74882018000200149.
74. Ryan, P. G. (2015). A Brief History of Marine Litter Research. En Bergmann, M., Gutow, L. y Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 1-25). Recuperado de <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3>.
75. Sanchez, W., Bender, C. y Porcher, J. M. (Enero, 2014). Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: preliminary study and first evidence. *Environmental Research*, 128, 98-100. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.11.004>.

76. Schmidt, C., Krauth, T. y Wagner, S. (Octubre, 2017). Export of plastic debris by rivers into the sea. *Environmental Science & Technology*, 51(21), 12246-12253. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>.
77. Sedivy, V. (Abril, 1996). Purification of salt for chemical and human consumption. *Industrial Minerals*, 343, 73-83. Recuperado de http://www.fisme.science.uu.nl/toepassing/en/28121/documents/overview_salt_production_salex.pdf.
78. Selvam, S., Manisha, A., Venkatramanan, S., Chung, S. Y., Paramasivam, C. R. y Singaraja, C. (Enero, 2020). Microplastic presence in commercial marine sea salts: A baseline study along Tuticorin Coastal salt pan stations, Gulf of Mannar, South India. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110675. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110675>.
79. Sharman, I. (Enero, 1983). Salt: condiment or nutrient? *Nutrition & Food Science*, 83(1), 12-18. Recuperado de <https://doi.org/10.1108/eb058931>.
80. Skoog, D. A., Holler, F. J. y Crouch, S. R. (2008). *Principios de análisis instrumental*. México D.F., México: Cengage Learning.
81. Slat, B. (1 de junio, 2022). *The Ocean Cleanup trials new interceptor in world's most polluting river*. Rotterdam, The Ocean Cleanup: Recuperado de <https://theoceancleanup.com/updates/the-ocean-cleanup-trials-new-interceptor-in-worlds-most-polluting-river/>.

82. Soares, P. A., Vaz, A. F., Correia, M. T., Pessoa Jr, A., y Carneiro-da-Cunha, M. G. (Septiembre, 2012). Purification of bromelain from pineapple wastes by ethanol precipitation. *Separation and Purification Technology*, 98, 389-395. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.06.042>.
83. Solomon, E. P., Berg, L. R. y Martin, D. W. (2013). *Biología*. México D.F., México: Cengage Learning.
84. Teng, J., Wang, Q., Ran, W., Wu, D., Liu, Y., Sun, S., ... Zhao, J. (Febrero, 2019). Microplastic in cultured oysters from different coastal areas of China. *Science of the Total Environment*, 653, 1282-1292. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.057>.
85. Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., McGonnible, D. y Russell, A. E. (Mayo, 2004). Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 304(5672), 838. Recuperado de <https://doi.org/10.1126/science.1094559>.
86. Ulrich, J., y Nyvlt, J. (2008). *Admixtures in crystallization*. Nueva York, Estados Unidos: John Wiley & Sons.
87. Van Calcar, C. J. y van Emmerik, T. H. M. (Diciembre, 2019). Abundance of plastic debris across European and Asian rivers. *Environmental Research Letters*, 14(12), 124051. Recuperado de <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab5468>.

88. Van Sebille, E., Aliani, S., Law, K. L., Maximenko, N., Alsina, J. M., Bagaev, A., ... y Wichmann, D. (Febrero, 2020). The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environmental Research Letters*, 15(2), 023003. Recuperado de <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d7d>.
89. Wade, L. G. (2012). *Química Orgánica. Volumen 1*. México D.F., México: Pearson Educación.
90. Wiley Science Solutions. (2021). *IR Spectral Databases* (IR, FT-IR, ATR). Base de datos espectral IR [Software de computadora]. Recuperado de <https://sciencesolutions.wiley.com/spectral-databases/>.
91. Windholz, M. (Ed.). (1976). *The Merck Index*. Estados Unidos: Merck.
92. Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L., Coppock, R., Sleight, V., ... Thompson, R. C. (Diciembre, 2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, 1(4), 140317. Recuperado de <https://doi.org/10.1098/rsos.140317>.
93. Yang, D., Shi, H., Li, L., Li, J., Jabeen, K. y Kolandhasamy, P. (Octubre, 2015). Microplastic pollution in table salts from China. *Environmental Science & Technology*, 49(22), 13622-13627. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03163>.

94. Yang, Z., Zhang, J., Zhang, L., Fu, B., Tao, P., Song, C., ... y Deng, T. (Diciembre, 2020). Self-Assembly in Hopper-Shaped Crystals. *Advanced Functional Materials*, 30(26), 1908108. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/adfm.201908108>.
95. Yurtsever, M. (Junio, 2019). Glitters as a source of primary microplastics: an approach to environmental responsibility and ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 32(3), 459-478. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10806-019-09785-0>.
96. Zhang, H. (2017). Transport of microplastics in coastal seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 199, 74-86. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.032>.

APÉNDICES

Apéndice 1. Ubicación aproximada de las salineras analizadas



Fuente: elaboración propia, realizado con Google Earth.

Apéndice 2. **Salineras de la costa del Pacífico en Escuintla**



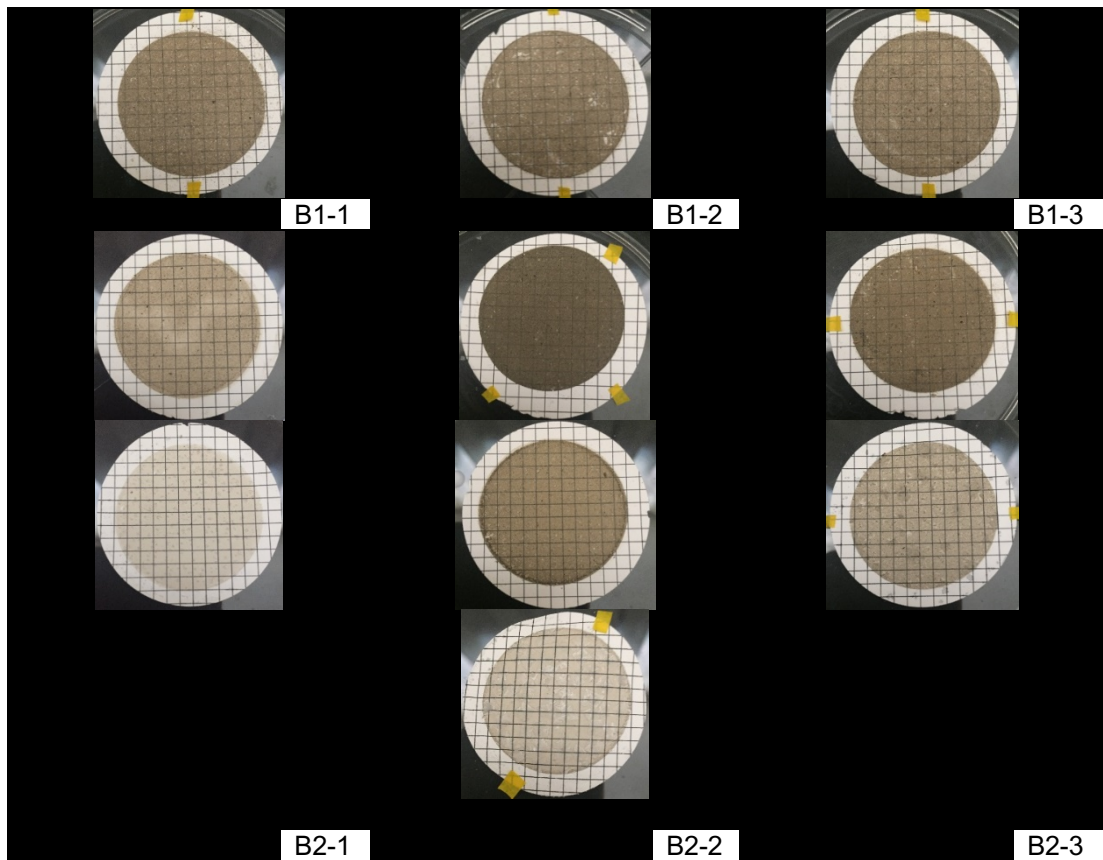
Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Sipacate, Escuintla. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Apéndice 3. **Pila de sal común**



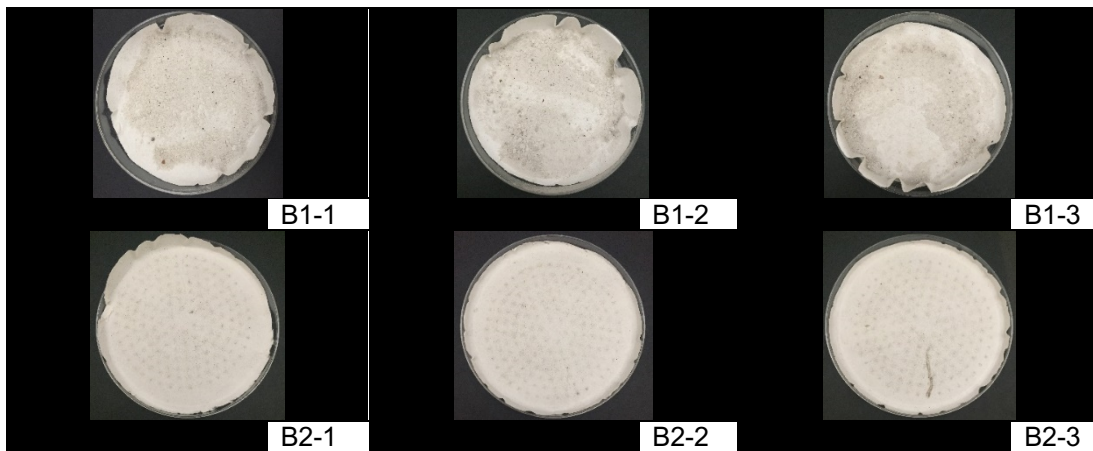
Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Sipacate, Escuintla. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Apéndice 4. **Filtros de membrana de la extracción de microplásticos en la sal común del proceso de bombeo de agua de mar**



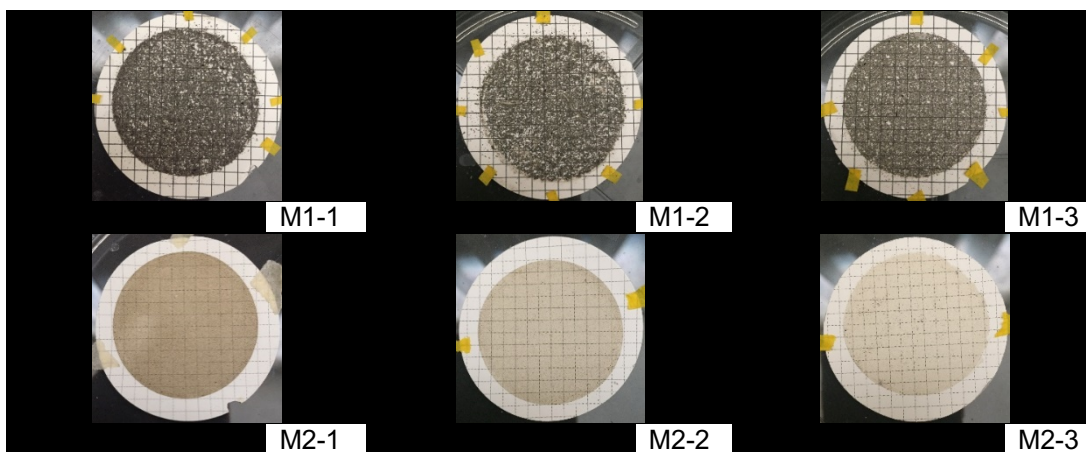
Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Guatemala, Guatemala. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Apéndice 5. **Filtros convencionales de la extracción de microplásticos en la sal común del proceso de bombeo de agua de mar**



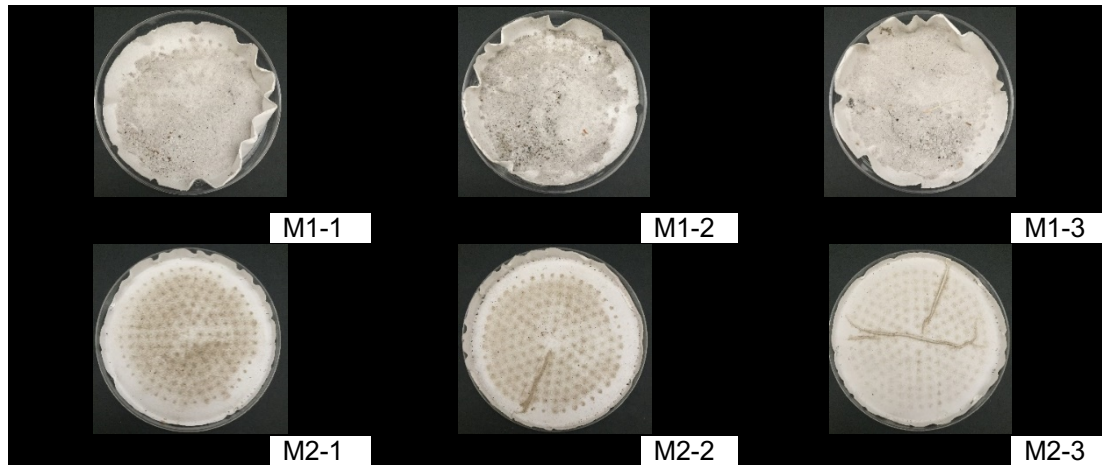
Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Guatemala, Guatemala. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Apéndice 6. **Filtros de membrana de la extracción de microplásticos en la sal común del proceso de saturación del manto freático**



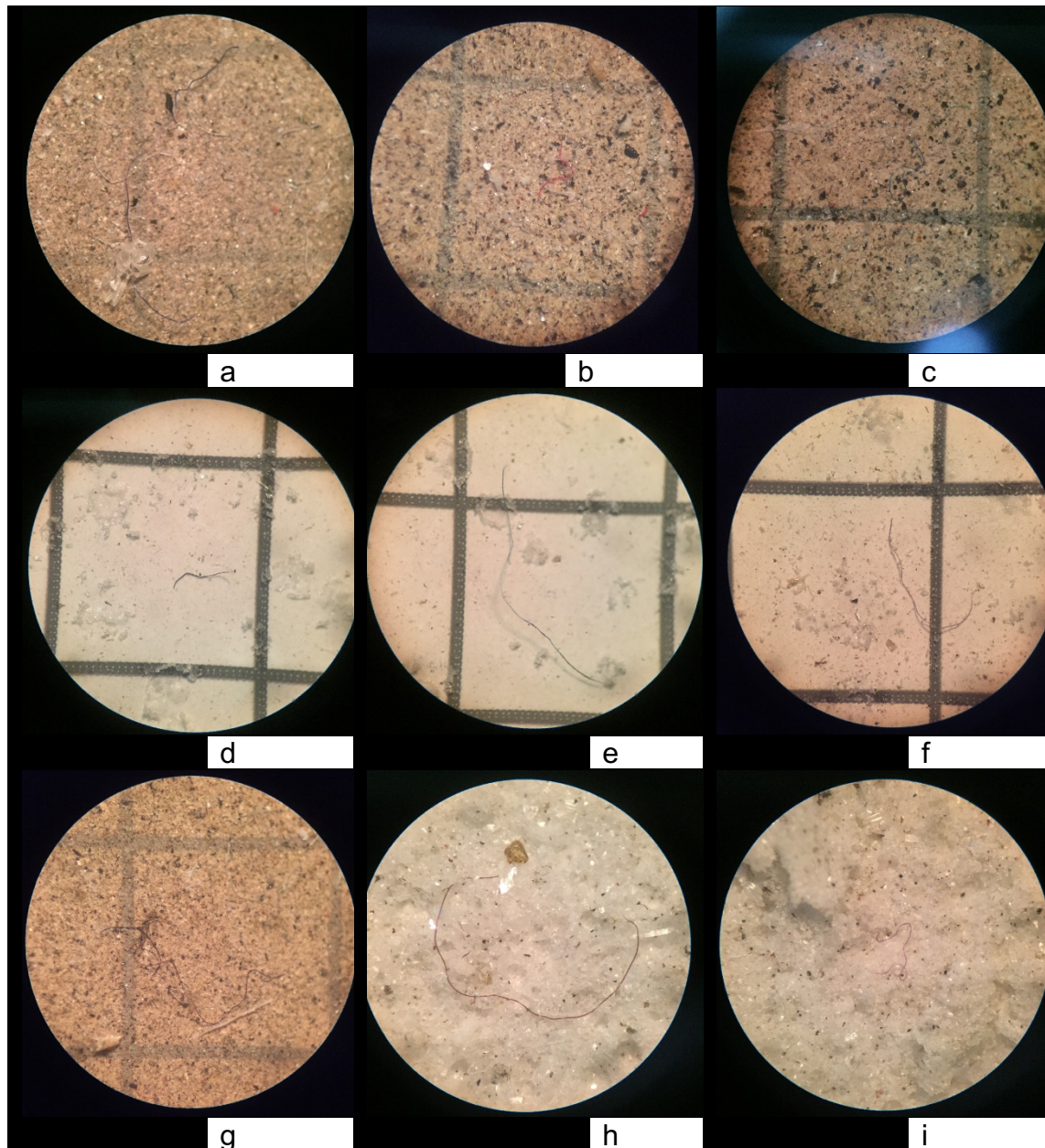
Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Guatemala, Guatemala. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Apéndice 7. **Filtros convencionales de la extracción de microplásticos en la sal común del proceso de saturación del manto freático**



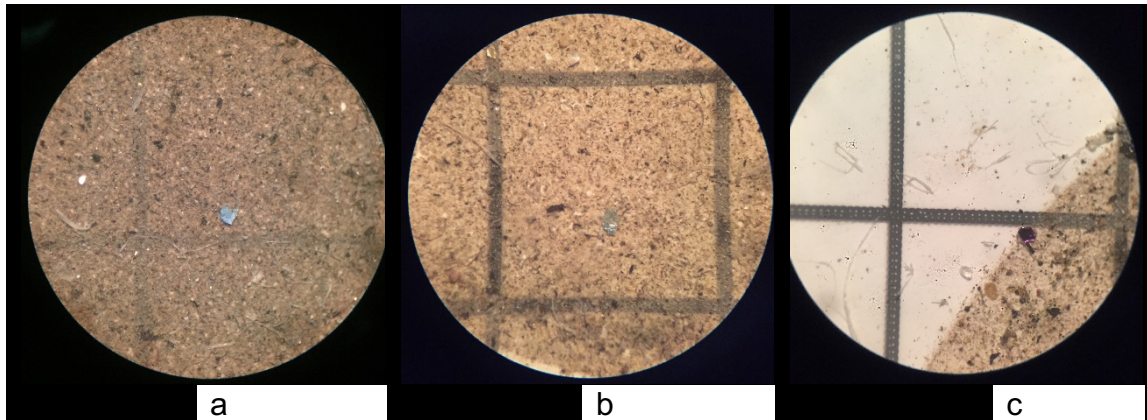
Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Guatemala, Guatemala. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Apéndice 8. **Fotografías suplementarias de microplásticos con forma de fibras**



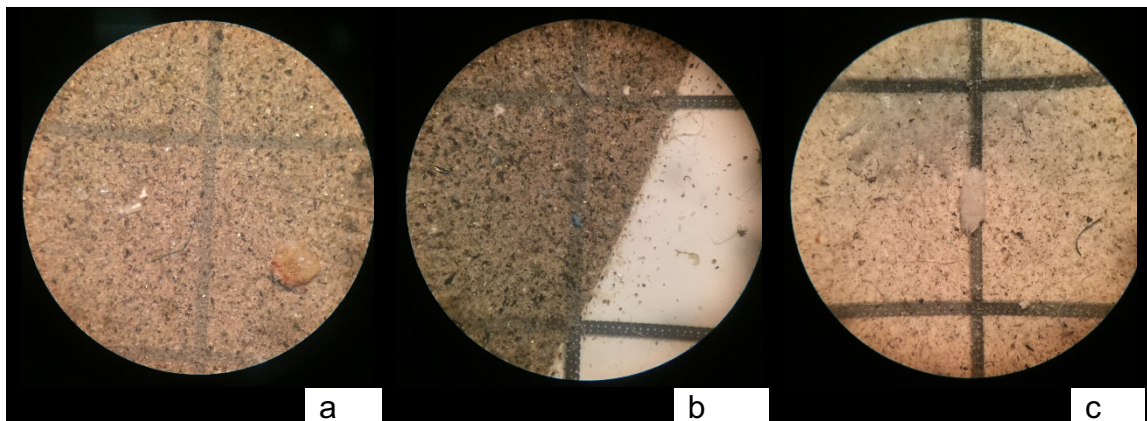
Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Guatemala, Guatemala. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Apéndice 9. **Fotografías suplementarias de microplásticos con forma de *films***



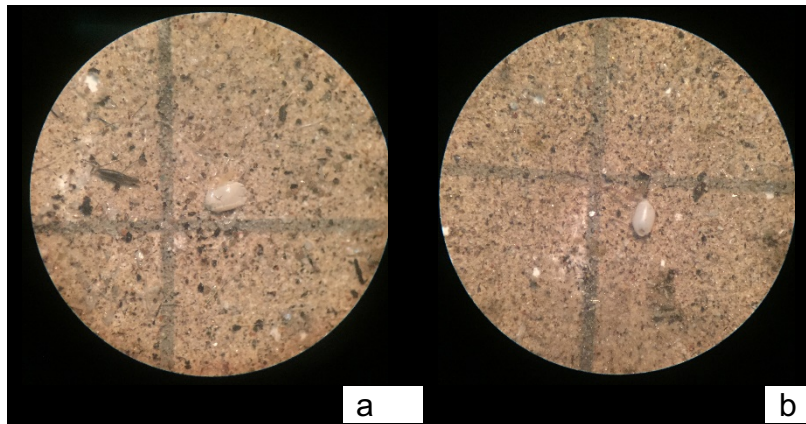
Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Guatemala, Guatemala. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Apéndice 10. **Fotografías suplementarias de microplásticos con forma de fragmentos amorfos**



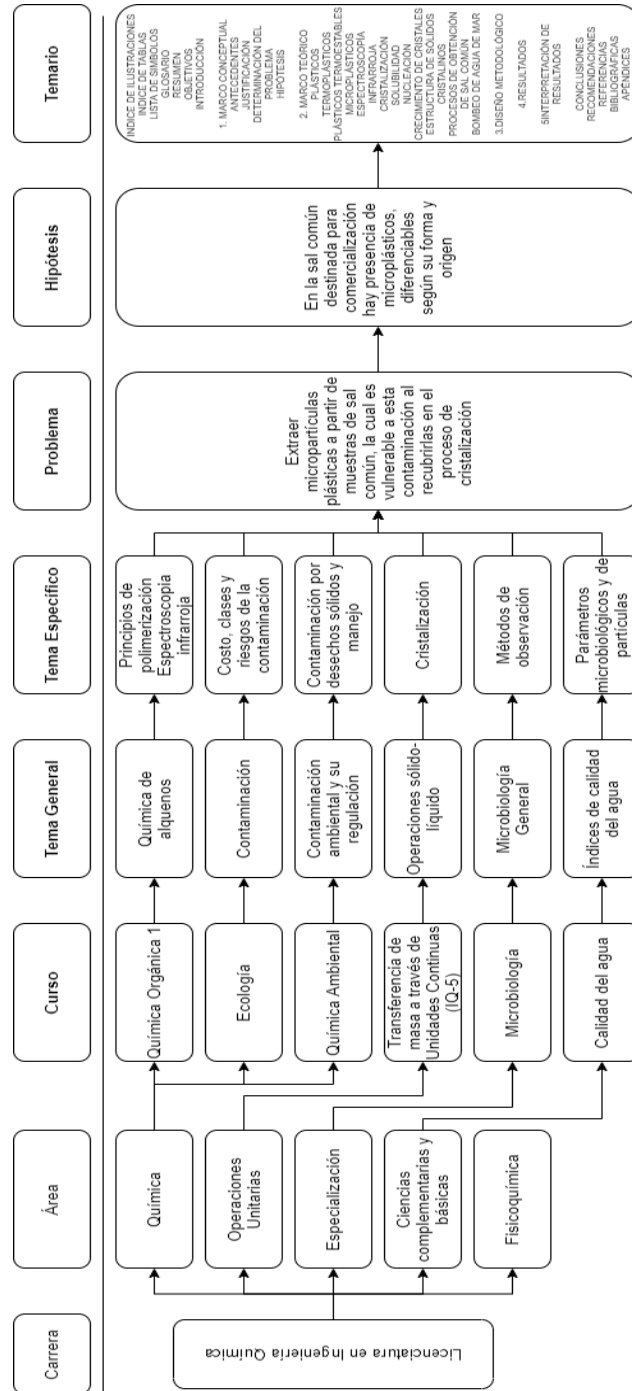
Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Guatemala, Guatemala. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Apéndice 11. **Fotografías suplementarias de microplásticos con forma de *pellets***



Fuente: [Fotografía de Ana Luisa Isabel Droege Romero]. (Guatemala, Guatemala. 2020).
Colección particular. Guatemala.

Apéndice 12. Requisitos académicos



Fuente: elaboración propia.