



FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS Y
BIOLÓGICAS

CARRERA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA MARINA

“PRESENCIA DE MICROPLÁSTICOS EN LOS TEJIDOS DE
Ucides occidentalis (Brachyura: Ocypodidae) (Ortmann, 1897)
PROCEDENTE DE LOS PRINCIPALES CENTROS DE VENTA EN
TUMBES, PERU”

Trabajo de investigación para optar el grado académico de:
Bachiller en Biología Marina

Presentado por:

Angélica Pilar Leonor Aguirre Sánchez (0000-0001-9477-7651)

Asesores:

Aldo Gonzalo Indacochea Mejia (0000-0001-8502-8755)

Sara Regina Purca Cuicapusa (0000-0001-8751-1476)

Lima – Perú

2021

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TRABAJO DE INVESTIGACIÓN DE BACHILLER

Lima, 22 de abril 2021.

Los integrantes del Jurado de tesis:

Miembro: Dr. Héctor Alonso Aponte Ubillús

Miembro: Mg. Miguel Angel Saldaña Serrano

Se reúnen para evaluar el trabajo de bachiller titulado:

“Presencia de microplásticos en los tejidos de *Ucides occidentalis* (Brachyura: Ocypodidae) (Ortmann, 1897) procedente de los principales centros de venta en Tumbes, Perú”

Presentada por el/la estudiante:

- **Angélica Pilar Leonor Aguirre Sánchez**

Para optar el grado de Bachiller en Biología Marina

Asesorado por: Dra. Sara Regina Purca Cuicapusa

Blgo. Aldo Gonzalo Indacochea Mejia

Luego de haber evaluado el informe final de tesis y evaluado el desempeño de la estudiante de la carrera de Biología Marina en la sustentación, concluyen de manera unánime (X) por mayoría simple () calificar a:

Estudiante: Angélica Pilar Leonor Aguirre Sánchez			Nota : (16) Dieciséis
Aprobado ()	Aprobado - Muy buena (X)	Aprobado - Sobresaliente ()	Desaprobado ()

Los miembros del jurado firman en señal de conformidad.



Dr. Héctor Alonso Aponte Ubillús
Miembro 1



Mg. Miguel Angel Saldaña Serrano
Miembro 2



Dra. Sara Regina Purca Cuicapusa
Asesora externa



Blgo. Aldo Gonzalo Indacochea Mejia
Asesor interno

AGRADECIMIENTOS

Dios, gracias por bendecirme y cuidarme durante la realización del proyecto, gracias a mis padres por apoyarme en cada decisión tomada, por creer en mí y por el apoyo económico brindado para finalizar este trabajo de bachiller. Gracias a mis asesores: la Dra. Sara Purca y el Blgo. Aldo Indacochea por ayudarme y guiarme constantemente; sin su perseverancia y entusiasmo, el presente trabajo no habría salido a la luz.

Gracias a Aida, Ricardo, Manuel, Gaby y Erica, quienes vieron mis inicios en la evaluación de microplásticos y se quedaron conmigo hasta el último minuto en el laboratorio para que pueda terminar de analizar mis muestras.

Gracias Al Dr. Cesar Mantilla, David Saldarriaga, Cesar Estuardo, Jenny, Stalin Guerrero, Luis Galarza Mendoza, Jorge Llanos y Jorge Echevarría quienes me recibieron con los brazos abiertos y brindaron todo su apoyo en Tumbes.

Gracias a mis profesores de la Universidad Científica del Sur y a mis revisores el Dr. Héctor Aponte y Mg. Miguel Saldaña por sus correcciones y recomendaciones en el manuscrito.

Gracias al cangrejero Guillermo Benítez, quien tuvo la amabilidad de conseguir las muestras y explicarme su faena diaria.

Finalmente, gracias a mi Canelita, Dalila, Maya y Leoncio Cousteau, quienes han sido mi apoyo emocional durante la redacción del artículo científico.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	3
RESUMEN.....	5
ABSTRACT.....	6
VERSIÓN INGLÉS.....	7
1. INTRODUCTION.....	7
2. MATERIALS AND METHODS.....	9
Sample site.....	9
Quality assurance (QA)	12
Digestion of the soft tissue	12
Filtration and characterization	12
Statistical analysis	12
3. RESULTS	13
4. DISCUSSION.....	16
CONCLUSION.....	22
ACKNOWLEDGEMENTS.....	22
VERSIÓN ESPAÑOL	
1. INTRODUCCIÓN.....	22
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	25
Lugar de muestreo	25
Calidad de studio (CE).....	27
Digestión del tejido blando.....	27
Filtración y caracterización	28
Análisis estadístico	28
3. RESULTADOS.....	28
4. DISCUSIÓN	32
CONCLUSIÓN.....	37
AGRADECIMIENTOS.....	37
BIBLIOGRAFÍA	37

RESUMEN

En el norte del Perú, el cangrejo de manglar *Ucides occidentalis* tiene gran importancia por su rol ecológico, económico y social. En el presente estudio, reportamos por primera vez la presencia de microplásticos (MPs) en las branquias y tracto digestivo del cangrejo de manglar *U. occidentalis*. La media abundancia de MPs fue diferente en ambos tejidos ($p=0.0045$). Un total de 6 diferentes tipos fueron registrados, el mayor porcentaje correspondió a las fibras (59.64- 61.05%) y films (19.28 - 36.63%), siendo las fibras transparentes el componente más importante en las branquias (125) y tracto digestivo (192). El comportamiento del cangrejo permite la entrada de microplásticos con un tamaño menor de 250 μm en las branquias (90%) y tracto digestivo (53.79%). A pesar de que el presente estudio es una línea base para la rápida identificación de microplástico en el cangrejo de manglar, sugerimos que estos resultados proveen más información del estado de contaminación; así como ser de alerta de seguridad alimentaria para los mercados locales de la ciudad de Tumbes.

Palabras clave: cangrejo de manglar; fibras, branquias; tracto digestivo; seguridad alimentaria.

ABSTRACT

In northern Peru, the mangrove crab *Ucides occidentalis* has a high importance due to its ecological, economic, and social role. In this study, we reported for the first time microplastic presence in gills and digestive tract of the mangrove crab *U. occidentalis*. The microplastic median abundance was different between both tissues ($p=0.0045$). A total of 6 different microplastic types were recorded, the higher percentages for each tissue were fibers (59.64- 61.05%) and films (19.28 - 36.63%), being the clear fibers the most important component for gills (125) and digestive tract (192). The crab behavior allows microplastic sizes less than 250 μm in their gills (90%) and digestive tract (53.79%). Although, the present study is a baseline for rapid identification of microplastic in the mangrove crab, we suggested that these findings provided more information on the state of contamination as well as food security alert for the local markets of Tumbes city.

 6

Key words: mangrove crab; fibers, gills; digestive tract; food security

1. INTRODUCTION

Marine litter is mainly made up of plastic (90%) (Crawford & Quinn, 2017), with land-based sources contributing 80% of that plastic litter, associated with the fastest-growing size population and the lack of waste management infrastructure (Jambeck et al., 2015). Furthermore, direct input such as aquaculture, fisheries (loss of nets), maritime transport and tourism (loss of litter) (Barboza et al., 2018), contributed large amounts of plastic that through currents within the Humboldt Current System (HCS) transfer floating plastic into the South Pacific Subtropical Gyre (SPSG) (Thiel et al., 2018).

Due to its persistence for centuries, plastic is considered a risk to global environment, socio-economic wellbeing, and an impact on food security (Botterell et al., 2019; Walkinshaw et al., 2020). However, the main concern is on any plastic particles between 1 μm – 5 mm denominated microplastic, which are created at micro scale (primary microplastics) or derived through degradation in the environment (secondary microplastics) (Crawford & Quinn, 2017; Watts et al., 2014); morphological properties including shape, size and color of the plastic are also important for the rapid identification of main sources of contamination, exposure to biota and their fate in the environment (Rodríguez-Seijo & Pereira, 2017).

This plastic particles can interact with different species through trophic levels by ingestion; including marine mammals (Zhu et al., 2019), seabirds (Provencher et al., 2018), fish (Pannetier et al., 2020), crustaceans (Cau et al., 2019), mollusk (Li et al., 2018), echinoderms (Plee & Pomory, 2020), corals (Rotjan et al., 2019) and zooplankton (Botterell et al., 2019); moreover, microplastics can accumulate organisms on their surface (biofouling) being able to represent potential pathogens (Kooi et al., 2017). The presence of microplastics has also been detected in commercial seafood consumed by humans (Walkinshaw et al., 2020); fish (e.g., peruvian anchovy), bivalves, crustaceans (e.g., blue crab) and echinoderms (Baechler et al., 2020; J. Li et al., 2015; Ory et al., 2017; Waddell et al., 2020). Microplastics have been shown to accumulate in the gills or gastrointestinal tract, with human exposure to plastics occurring where the whole organism is consumed (Baechler et al., 2020).

Microplastics pieces have been found in different ecosystems (Pauna et al., 2019) including coastal mangrove (Garcés Ordóñez et al., 2019). This ecosystem function as a natural biological filter to wastes from marine and land-based sources (Martin, Almahasheer & Duarte., 2019); they trap marine plastic debris for years, especially when they are geographically close to maritime routes and have large amount of pneumatophores (Cordova et al. 2021). They remove and degrade different type of contamination in water and sediment (plastic, pesticides and heavy metals), allowing the presence of microplastics in the sediment, water column and local aquatic organisms (including fish production from wild or aquaculture fisheries and commercial crabs) (Cordova et al. 2021; Barasarathi et al., 2014; Moroyoqui-Rojo et al., 2015).

As mentioned before, microplastic have the ability to interact with different mangrove species through trophic levels, especially in commercial seafood that may have implications for food security (Cordova et al., 2021). In Peru, the mangrove crab *Ucides occidentalis* plays an important role in this ecosystem promoting the retention of nutrients, the reduction of organic matter to increase nitrogen recycling in mangrove soils and the oxygenation and fertilization of muddy soil through the construction of its burrow (Solano, F & Moreno, J, 2009; Zambrano & Meiners, 2018) (Nordhaus & Wolff, 2007). These crabs are considered ecosystem engineers since they change the availability of resources for associated organisms by modifying the physical structure, transport conditions and the chemistry of the substrate (Advíncula, 2017). As a commercially exploited, edible species, its main wholesale centers are in Tumbes (El Tumpis) and Zarumilla (Puerto 25 and El Bendito), with 2,204,585 kg (70.62%) landed each year compared to the black shell (34.3%), hollow shell (3.82%) and striped shell (5.79%) (Ordinola et al., 2013). Through seafood humans can ingest 37 microplastics annually (Baechler et al., 2020). Even though humans can remove 90% of microplastics through feces, they may have adverse effects on human health (disturbance of the gut microbiome, transfer of pollutant and inflammatory responses) (Wright & Kelly, 2017).

In Tumbes, the mangrove receives the waters of Tumbes River (INRENA, 2007). In the river, the city's sewage is discharged directly without prior treatment, as the wastewater treatment system is not optimal and has been malfunctioning since 2007 (SUNASS, 2010). Lebreton et al. (2017) considered rivers as a main source of microplastics input. Additionally, human activities in the mangrove ecosystem: tourism, recreational

activities and marine industries (aquaculture) can affect the abundances of microplastics (Andrady, 2011). In Tumbes mangroves, the tourist and recreational zone comprises a total area of 137.5 ha, where *U. occidentalis* is located (INRENA, 2007). Also, the aquaculture of shrimp in mangrove zones (INRENA, 2007), produced microplastics that could enter directly to the mangrove environment by currents or tides (Cole et al. 2011; Deng et al. 2021). While microplastics have been identified in a variety of edible shellfish species, (Deng et al. 2021; Walkinshaw et al. 2020), there have been no studies upon the mangrove crab *Ucides occidentalis*, one of the most important crustaceans for mangrove ecosystem in Tumbes.

Therefore, the objective of this study is to characterize and morphologically classify the presence of microplastics in the gills and digestive tract of the mangrove crab (*Ucides occidentalis*) sourced from the main local markets in Tumbes city, Peru.

2. MATERIALS AND METHODS

Sample site

Ucides occidentalis (Ortmann, 1897) has a distribution from Isla Espiritu Santo (Mexico) to San Pedro de Vice mangrove, Sechura (Peru) (Alemán & Ordinola, 2017). In the present study the principal city local markets were selected: El Tumpis and Tumbes Market (Figure 1).

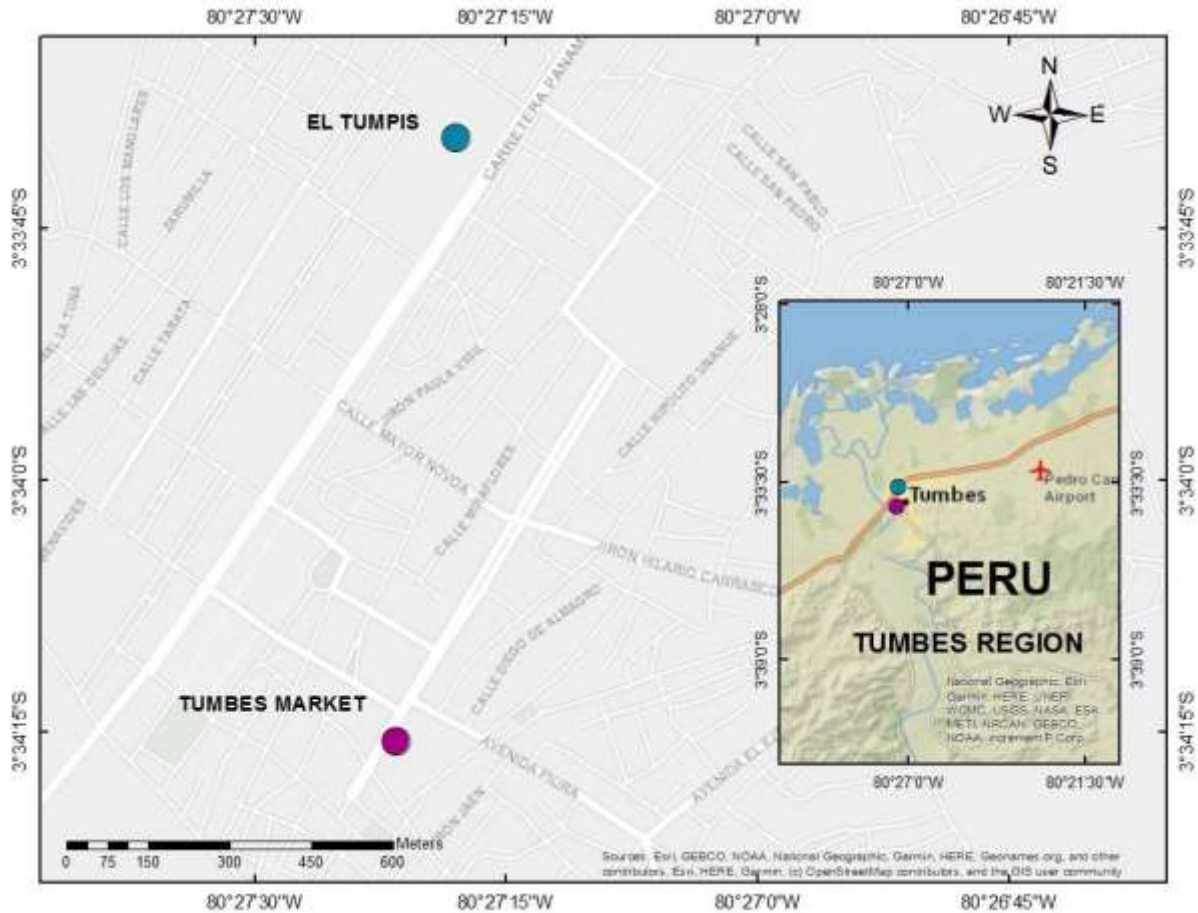


Figure 1. Local markets in Tumbes city, Peru. El Tumpis (●) and Tumbes Market (●).

Thirty male crabs were purchased from the local markets in the city of Tumbes fulfilling with the minimum landing size (MLS) according to the Peruvian Article No.2 and 5 of RM 445-2014-PRODUCE with a cephalothorax width (CW) greater than 65 mm (Table 1 and Figure 2). The samples were transported in a cooler with cotton and water to the Universidad Nacional de Tumbes laboratory.

Each mangrove crab was dissected out for its gills and digestive tract for digestion and characterization, stored separately in falcon tubes. To prevent airborne contamination, the falcon tubes were covered in aluminum foil and stored in a hermetical cooler at 0°C (Naji et al., 2018) to be transported to the laboratory in Instituto del Mar del Perú (IMARPE) in Lima until further treatment.

Table 1. *Ucides occidentalis* (mangrove crab) width and length from the local markets (n=30).

Sites	Size (mm)	
	Cephalotorax width (CW)	Cephalotorax length (CL)
El Tumpis (n=10)	82.61 ± 4.64	57.39 ± 3.05
Tumbes Market (n=20)	78.58 ± 6.23	55.79 ± 4.92



Figure 2. Mangrove crab (*Ucides occidentalis*)

Quality assurance (QA)

The laboratory was kept clean, all the work surfaces were wiped with 70% ethanol and all the windows and doors were closed to avoid air movement.

To avoid potential contamination in the treatment, KOH was filtered through a support membrane filter with a pore size of 0.2 μm and the distilled water was vacuum filtered over a cellulose membrane with a pore size of 0.45 μm prior to use. Then, all the apparatus (falcon tubes, glass beakers, petri dishes), were rinsed with distilled water four times before use. Air movement during filtration was minimized using a “protector” in the laminar flow cabinet.

Digestion of the soft tissue

According to Protocol 1b with a modification by Dehaut et al., (2016) approximately 50 ml of 10% KOH was added to each falcon tube to digest the organic matter and placed in an incubator at 60°C for 48 hours.

Due to their habitat in muddy areas (Alemán & Ordinola, 2017), the sediment protocol by Coppock et al., (2017) was used to extract microplastics from the sediments. Therefore, 30 Beakers (100 ml) were sterilized where the digestive tract and 450 ml of water were added with 83 g of NaCl and 9 g of ZnCl₂. A magnetic stirrer was used to mix them for 5 min at 70 rpm and kept in an incubator at 30 °C to avoid evaporation.

 12

Filtration and characterization

The supernatant in the samples were vacuum filtered over a support membrane filter (hydrophilic polyethersulfone - PES) with a pore size of 0.2 μm (Support[®] 100, Gelman Sciences) in a laminar flow cabinet.

Finally, a stereoscope and a digital camera with the program Motic Images Plus 3.0 was used for visual identification and classification of microplastic by their morphological and physical characteristics including count, shape, color and size described by Kovač Viršek et al. (2016).

Statistical analysis

To compare the abundance of microplastics between the gills and digestive tract of the mangrove crab. First, the normality (Shapiro-Wilk's test) and

homogeneity of variance (Levene's test) were calculated. To be considered statistically significant the p-value was established at 0.005. The data did not meet the criteria for parametric statistics (Shapiro-Wilk normality test and Levene's homogeneity test p-values <0.005). Consequently, the Mann Whitney-Wilcoxon test was used to compare differences in the microplastic abundance between gills and digestive tracts. No blank correction was applied, we used an air filter to avoid microplastics contamination. All analyses were performed with Microsoft Excel and RStudio (R Core Team, 2016).

3. RESULTS

The number and type of microplastics were recorded for gills and digestive tract. Six categories were identified to classify microplastic according to their shape: foam, film, fragment, pellet, fiber and microbead (Figure 3). The microplastic median abundance was significantly different ($p=0.0045$) between gills and digestive tract. The higher percentages of microplastics type for each tissue were fibers and films (Table 2). The color of each microplastics type related to the tissue was described: In the gills a greater number of clear fibers (125) and black films (77) were found; instead, in the digestive tract clear fibers (192) and black fragments (81) were the most predominant (Figure 4).

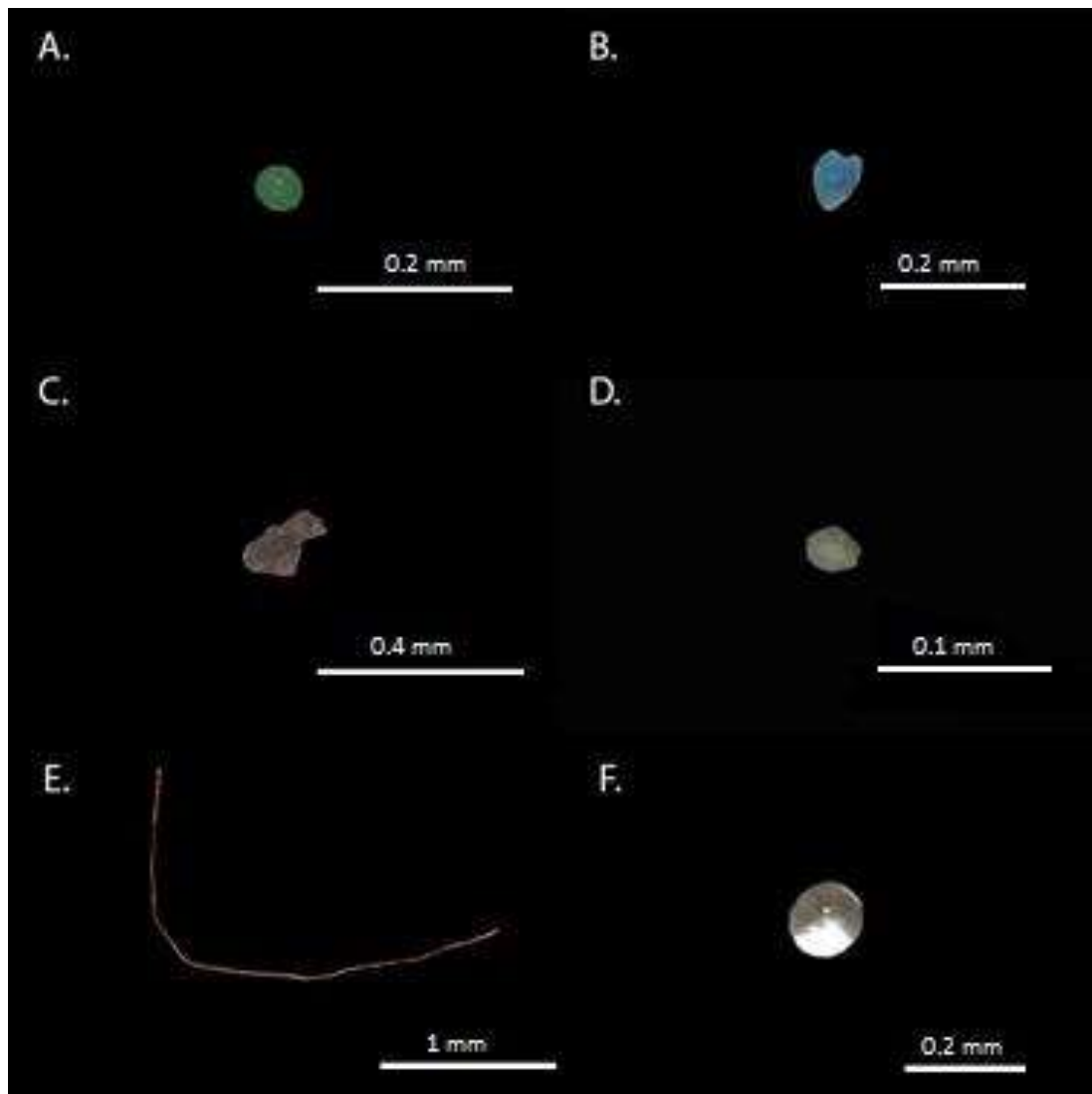


Figure 3. Different types of microplastics in the mangrove crab. Foam (A), Film (B), Fragment (C), Pellet (D), Fiber (E) and Microbead (F).

Table 2. Total percentage (%) of microplastic type for each tissue (gills and digestive tract) in *U. occidentalis*.

Tissue	Type	Number of items	Percentage (%)
Gills	Fiber	290	61.05
	Film	174	36.63
	Fragment	1	0.21
	Pellet	7	1.47
	Foam	3	0.63

	Total	475	52.57
Digestive tract	Fiber	266	59.64
	Film	86	19.28
	Fragment	90	20.18
	Foam	3	0.67
	Microbead	1	0.22
	Total	446	48.43

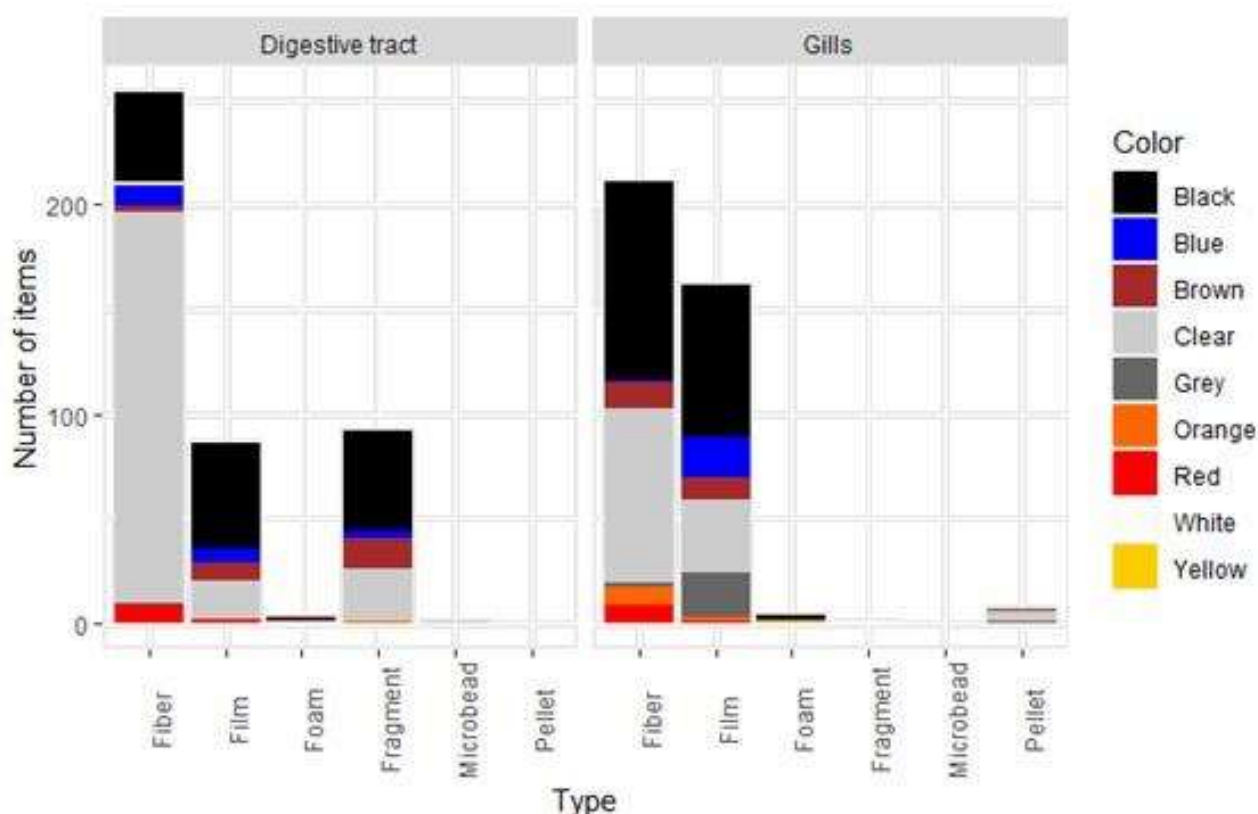


Figure 4. Microplastics abundances according to their color type and examined tissue.

The size of microplastic ranged from 2 μm to 5 mm in the gills and digestive tract of the mangrove crab. Microplastic with a size less than 250 μm were the most common, consisting of 90% for gills and 53.79% for digestive tract (Figure 6). The digestive tract (46.21%) had microplastic larger sizes (0.25 – 5 mm) than the gills (10%) (Figure 5).

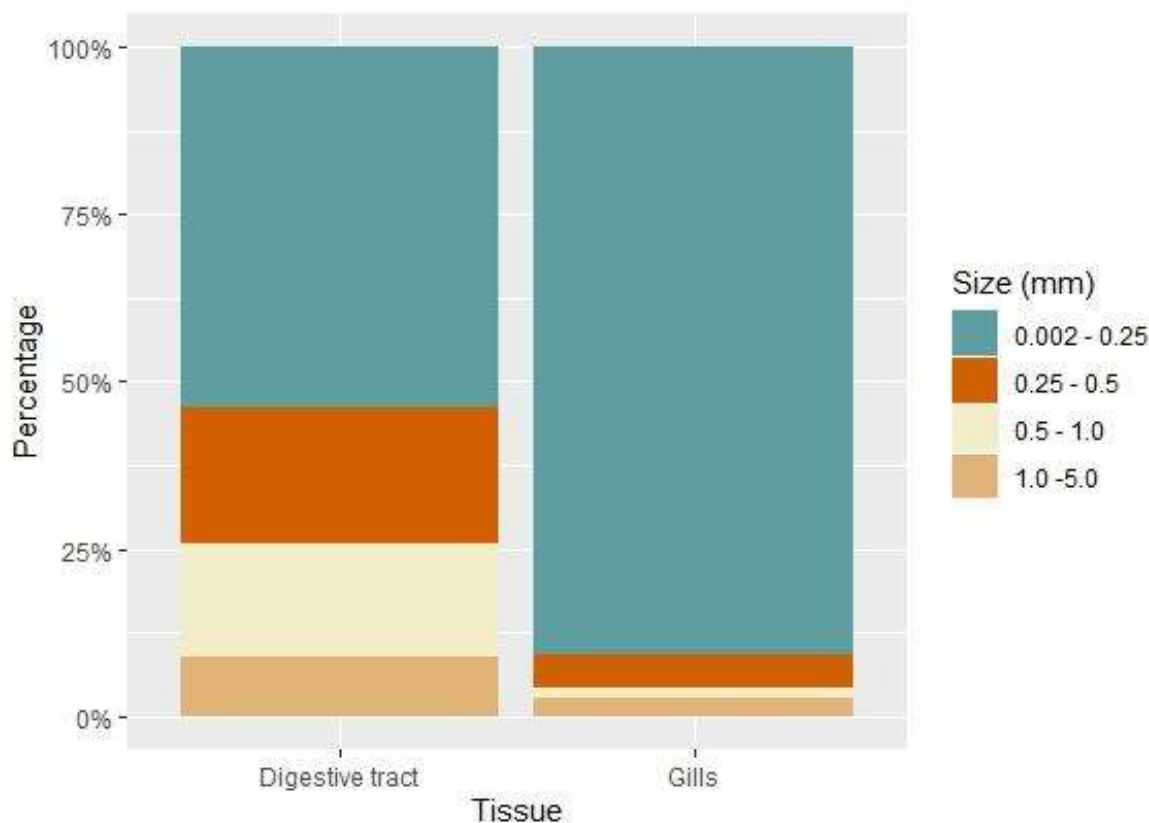


Figure 5. Composition of the different size classes found in the gills and digestive tract.

Table 3. Microplastic abundance (Mean ± SD) in *U. occidentalis* in gills and digestive tract.

Tissue	No. of individual	No:MPs particles/individual
Gills	30	15.83 ± 4.38
Digestive tract	30	14.86 ± 3.59

4. DISCUSSION

The present study represents the first report of microplastic in the gills and digestive tract of the mangrove crab *U. occidentalis* from Tumbes. Our study evidenced microplastic presence in 100% of the evaluated organisms. This could be due to the origin of the crab; the local markets commercializes

mangrove crabs from the high intertidal zone (INRENA, 2007), the plastic pollution in this area is directly linked to the number of habitants in its zone (Yin et al., 2019). Furthermore, the intertidal zone, where the crab makes its burrows, is composed with the root system of the mangrove *Rhizophora mangle* (Garcés Ordóñez et al., 2019; Zambrano & Meiners, 2018); studies showed great abundance of microplastic in the roots of the mangrove, that act like litter traps (Garcés Ordóñez et al., 2019; Martin et al., 2019).

Crabs' ingestion and ventilation systems are the main pathways of microplastic entry into crabs (Daniel et al., 2021). All the commercial crabs of the Infraorder-Brachyura (Table 4). reported microplastic presence in the gills and digestive tract. Mufti et al. (2020) recorded the highest microplastic average for the mangrove crab *Metopograpsus quadridentata*, this is due to its feeding behavior as omnivorous- scavenger, consuming a wide variety of invertebrate, while in our study *Ucides occidentalis* is a detritivorous specie, consuming mangrove leaves (Zambrano & Meiners, 2018).

The tissues of *U. occidentalis* and *Eriocheir sinensis* have similar microplastic per individual \pm SD (Table 4). *U. occidentalis* and *E. sinensis* are burrowing crabs and their lifestyle increases exposure to plastic (McGoran et al., 2020). Also, the burrowing activity allowed the presence of mud in the stomach of many crabs (Clark et al., 1997). McGoran et al., (2020), evidenced 1.9% of mud in the stomach of *E. sinensis* and 16.0% in *Carcinus maenas*. Also, in this study we evidence the presence of mud in every digestive tract of each crab.

U. occidentalis is a detritivorous species that mainly ingest plant material of *Rhizophora mangle* and organic sediment on the mangrove floor (Zambrano & Meiners, 2018). The detritivorous mangrove crab *Parasesarma bidens*, needs its gills to breathe and has employed different mechanisms to retain water into gills chambers (Not et al., 2020). In this study, microplastic median abundance was significant different between the gills and digestive tract ($p=0.0045$). The microplastic percentage was higher for the gills (52.57%) than in the digestive tract (48.43%) (Table 2). Villagran et al., (2020) reported higher proportions of microplastic in gills with 77-91% in the crab *Neohelice granulata*, associated with the plastic particle in the water column. However, only 10% of microplastic were found in the gills of the mangrove crabs *P. bidens*, *Metopograpsus frontalis* and

Thalamita crenata, dismissing the ventilation system as a possible route of microplastic intake (Not et al., 2020); our results, confirmed that the gills of *U. occidentalis* are the main pathway of microplastic intake by the retention mechanisms present in the gills.

The presence of microplastic in the gills and digestive tract of *U. occidentalis* could cause serious harm to the crab, the fine particles can block the glands of the digestive system disturbing body functions such as the absorption of nutrients, the storage of energy reserves and the segregation of digestive enzymes (Brennecke et al., 2015). Discontinuation of these functions can lead to a decrease in the organism performance and in the ecosystem services it provides as the bio-ecological dynamic balance of the mangrove ecosystem (Brennecke et al., 2015; Zambrano & Meiners, 2018). Additionally, microplastic retention in the digestive tract may affect the organism's health by giving the crab a feeling of false satiety, affecting their feeding behavior (Walkinshaw et al., 2020).

Although, the PLT can be detoxified by the day 21 and this may result from a decapod behavior called “gill grooming”, crabs counteract the colonization of microbes in their gills since their habitat is exposed to microbial fouling (Waite et al., 2018, Farrel & Nelson., 2013). Likewise, the ocypodid mangrove crab *Paraleptuca splendida* had the lowest content of plastic particle in their stomach; the active filtering prevented the ingesting of large microplastic which are expelled through feces (Not et al., 2020).

Fibers were the most common microplastic morphotype in *U. occidentalis* for gills (61.05%) and digestive tract (59.64%). The predominance of fibers is consistent with the reports of *Panapeus herbstii* (85%) (Waite et al., 2018), *Chiromantis dehaani* (59.15%) (Zhang et al. 2020), *N. granulata* (60%) (Villagran et al., 2020), *C. maenas* and *E. sinensis* (78%) (McGoran et al., 2020). The presence of fibers in the gills of mangrove crabs is consistent with its presence in filtering organisms such as bivalves during their ventilation process (Li et al., 2018; J. Li et al., 2015; Not et al., 2020). Also, the low density of the fibers allows their abundance in the water surface, which is in direct contact with the crab ventilation system (Dai et al., 2018). Horn et al. (2020) found that with an increasing number of fibers in the crab organs or tissue, crab mortality severely increased.

The study conducted by Syakti et al. (2017) indicated that 71% of floating microplastic s with sizes between 0.33 to 5 mm are white or clear (71%),

blue (19%), green (11%), red (5%), black (2%) and yellow (1%). A wide range of species such as seabirds, sea turtles and the planktivorous pelagic fish *Decapterus muroadsi* showed selectivity to blue (40%) microplastic ranging from 0.2 to 5 mm resembling their copepod prey (Ory et al., 2017). Nevertheless, in our study clear, black and blue microplastic were the most common in all sites with sizes below 0.25 mm (Figures.3 -4). Other studies also reported the clear or white color to be the most predominant (Daniel et al., 2021; McGoran et al., 2020; Zhang et al., 2019), it showed in Table 4. Organisms will eat microplastic colors that resemble their natural food (Ory et al., 2018), especially light colors (clear, white and grey) and some black color (Engler, 2012).

Microplastics with a size range of 0.002- 0.25 mm constituted 90% in the gills and 53.79% in the digestive tract of *U. occidentalis* (Figure 5); this is also showed in the crab *Portunus pelagicus* with a maximum microplastic size of 200 μm (Table 4); the presence of gastric mills in the crabs digestive tract, which is used to break down food, could be the reason of microplastic reduction facilitating PLT translocation (Daniel et al., 2021; McGaw & Curtis, 2013).

The translocation of plastic particles to the organs and tissues of crabs has been identified (Brennecke et al., 2015; Crooks et al., 2019; Farrell & Nelson, 2013; Watts et al., 2014). *Necora puber*, *C. maenas* and *Uca rapax* smaller PLT sizes were found to enter the brain, ovary, gills, stomach and hepatopancreas (Brennecke et al., 2015; Crooks et al., 2019; Watts et al., 2014). However, sizes < 10 μm can translocate into the Hemolymph generating toxicological effects of the plastic in association with the organs or tissues (Watts et al., 2014).

Morphologically the surface of the microplastic evidenced a lower degree of degradation (Figure 3). The microplastic films and fragments edges were fractured (Figure 3B and Figure 3C), and the surface of microplastic pellets had a cracked texture (Figure 3D). The surface morphology of plastic is affected by physical, biological, and chemical processes in the coastal environment producing degradation (Li et al., 2019). Dai et al. (2018) also observed that the irregular surfaces and edges in microplastic may increase the probability of attachment and adhesion of contaminants or microorganisms (biofouling), decreasing their buoyancy.

The plastic association with microbial community (plastisphere) is present in intertidal zones, bacteria pathogens for humans and animals such as *Vibrio sp.*, *Leptolyngbya sp.* and *Pseudomonas spp.* were attached to microplastic samples taken from the Yangtze estuary in China (Jiang et al., 2018). This can have implications for food security, especially, for those species that are in direct contact with PLT and live-in areas with no sanitary management (Walkinshaw et al., 2020). Mangrove crab meat (*U. occidentalis*) can be contaminated with microbial agents: *Escherichia coli*, *Pseudomonas spp.* and *Salmonella spp.* (Guamán, 2012). The presence of microplastic in the mangrove crab shown in this study and the lack of wastewater treatment system in Tumbes region (SUNASS, 2010), increases the risk of contracting pathogens that could affect the organism and human health.

Table 4. Comparison of microplastic abundance and their morphological properties between commercial crabs of the same Infraorder: Brachyura.

Location	Species	Abundance (items/individual)	% Types of MPs	Most common color	Common size	References
Florida, USA	<i>Parapeus herbstii</i>	3.1 ± 2.4 (Highest value)	Fibers (85%)	Blue (87%)		Waite et al. (2018)
Hong Kong, China	<i>Paraserma bidens</i>		Fragments (80%), Beads (13%)			Note et al. (2020)
	<i>Paraleptaca splendida</i>	Average: 60.5	Fibers		> 10 µm	
	<i>Metograpsus frontalis</i>		Fragments (80%), Beads (13%)			
	<i>Thalassidroma crenata</i>		Mixture Fragments, beads and Fibers			
Jakarta Bay, Indonesia	<i>Metograpsus quadridentata</i>	Average: 327,56	Fiber (68.72%), Film (29.34%), Fragment (0.71%), Pellet (1.22%)			Patria, Santoso & Hanifa (2020)
Beibu, China	<i>Chironomus delawarensis</i>	Small MPs: 0.39-2.83 items/individual	Fiber (59.15%), Pellet (20.55%), Film (9.26%)	White (36.75%), Transparent (27.67%)	Small MPs: 1-20 µm Large MPs: 20-500 µm	Zhang et al. (2020)
		Large MPs: 0.74-4.96 items/individual				
Thames Estuary, United Kingdom	<i>Coranus maenas</i>	October: 6.14 ± 5.33 (Highest value) December: 11.35 ± 7.91 (Highest value)	Fiber (78%), Films (9.6%)	Clear (25.1%), white (21.9%)	52 µm to 34 mm 34 µm and 32 mm	McGoran et al. (2020)
Bahía Blanca, Argentina	<i>Neohelice granulata</i>	0.7 ± 0.15 (Highest value)	Fibers (60%) Fragments (40%)	Blue	500-1500 µm	Villagran et al. (2020)
Kerala, India	<i>Portunus pelagicus</i>	0.14 ± 0.44	Fragments (80%), Fibers (20%)	White-Transparent (50%)	100-200 µm	Daniel et al. (2021)
Tumbes, Peru	<i>Ucaides occidentalis</i>	Gills: 15.83 ± 4.38 Digestive tract: 14.86 ± 3.59	Gills: Fiber (61.05%), Film (36.63%) Digestive tract: Fiber (59.64%), Film (19.28%)	Clear (>50%), Black (>20%)	2-250 µm	This study

CONCLUSION

Our research reported the first evidence of microplastic in the gills and the digestive tract of the mangrove crab *U. occidentalis*. The plastic litter in the mangrove and in the local markets allowed the presence of microplastic in all organisms. Being the gills the main pathway of microplastic intake in the mangrove crab, according to its retention mechanisms. Although the present study is a baseline for rapid identification of microplastic in the mangrove crab, we suggested that these findings provided more information on the state of contamination as well as food security alert for the local markets of Tumbes city.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was carried out with the support of Universidad Científica del Sur, Instituto del Mar del Perú (IMARPE) and Universidad Nacional de Tumbes.

1. INTRODUCCIÓN

La basura marina está compuesta principalmente de plástico (90%) (Crawford & Quinn, 2017), las fuentes terrestres contribuyen con el 80% de la basura plástica, asociado al rápido crecimiento poblacional y la falta de infraestructura para la gestión de los residuos (Jambeck et al., 2015). Además, el aporte directo como la acuicultura, la pesca (pérdida de redes), el transporte marítimo y el turismo (pérdida de basura) (Barboza et al., 2018), contribuyen con grandes cantidades de plástico a través de las corrientes dentro del Sistema de Corrientes de Humboldt (HCS) transfiriendo el plástico flotante al Giro Subtropical del Pacífico Sur (SPSG) (Thiel et al., 2018).

Debido a su persistencia durante siglos, el plástico es considerado un riesgo global para el ambiente, bienestar socioeconómico, e impacto en la seguridad alimentaria (Botterell et al., 2019; Walkinshaw et al., 2020). Sin embargo, la mayor preocupación se centra en las partículas de plástico con un tamaño entre 1 μm – 5 mm denominados microplásticos, que pueden ser creados a escala microscópica (microplásticos primarios) o degradados en el medio ambiente (microplásticos secundarios) (Crawford & Quinn, 2017; Watts et al., 2014); sus propiedades morfológicas como la forma, el

tamaño y el color también son importantes para la rápida identificación de las principales fuentes de contaminación, exposición a la biota y su destino en el medio ambiente (Rodríguez-Seijo & Pereira, 2017).

Asimismo, las partículas de plástico pueden interactuar con diferentes especies a través de los distintos niveles tróficos; incluyendo mamíferos (Zhu et al., 2019), aves marinas (Provencher et al., 2018), peces (Pannetier et al., 2020), crustáceos (Cau et al., 2019), moluscos (Li et al., 2018), equinodermos (Plee & Pomory, 2020), corales (Rotjan et al., 2019) y zooplancton (Botterell et al., 2019); además, los microplásticos pueden acumular microorganismos en su superficie (bioincrustación) pudiendo representar patógenos potenciales (Kooi et al., 2017). La presencia de microplásticos también se ha detectado en mariscos y peces comerciales consumidos por humanos (Walkinshaw et al., 2020); peces (e.g., anchoveta peruana), bivalvos, crustáceos (e.g., blue crab) y equinodermos (Baechler et al., 2020; J. Li et al., 2015; Ory et al., 2017; Waddell et al., 2020). Se ha demostrado que los microplásticos se acumulan en las branquias y/o en el tracto gastrointestinal de las especies comerciales, teniendo mayor exposición hacia los plásticos cuando el humano consume todo el organismo (Baechler et al., 2020).

Los microplásticos han sido encontrados en distintos ecosistemas (Pauna et al., 2019) incluyendo los manglares costeros (Garcés Ordóñez et al., 2019). Este ecosistema funciona como un filtro biológico natural para los desechos de fuentes marinas y terrestres (Martin, Almahasheer & Duarte., 2019); atrapando desechos plásticos durante años, especialmente cuando están geográficamente cerca de rutas marítimas y tienen una gran cantidad de neumatóforos (Cordova et al. 2021). Además, eliminan y degradan diferentes tipos de contaminación en el agua y los sedimentos (plásticos, pesticidas y metales pesados), lo que permite la presencia de microplásticos en el sedimento, la columna de agua y los organismos acuáticos locales (incluyendo a la acuicultura y los cangrejos comerciales) (Cordova et al. 2021; Barasarathi et al., 2014; Moroyoqui-Rojo et al., 2015).

Como se mencionó anteriormente, los microplásticos tienen la capacidad de interactuar con diferentes especies a través de niveles tróficos, especialmente en especies comerciales que pueden tener implicaciones para la seguridad alimentaria (Cordova et al., 2021). En Perú, el cangrejo de manglar *Ucides occidentalis* juega un papel importante en este ecosistema promoviendo la retención de nutrientes, la reducción de materia orgánica

para incrementar el reciclaje de nitrógeno en suelos de manglar, la oxigenación y fertilización de suelos fangosos a través de la construcción de su madriguera (Solano, F & Moreno, J, 2009; Zambrano & Meiners, 2018) (Nordhaus & Wolff, 2007). Estos cangrejos son considerados ingenieros de ecosistemas ya que cambian la disponibilidad de recursos para los organismos asociados al modificar la estructura física, las condiciones de transporte y la química del sustrato (Advíncula, 2017). Como especie comestible explotada comercialmente, sus principales centros mayoristas se encuentran en Tumbes (El Tumpis) y Zarumilla (Puerto 25 y El Bendito), con 2.204.585 kg (70,62%) desembarcados cada año frente a la concha negra (34,3%), concha huequera (3,82%) y concha rayada (5,79%) (Ordinola et al., 2013). A través de las especies marinas comerciales, los humanos pueden ingerir 37 microplásticos al año (Baechler et al., 2020). Aunque los humanos pueden eliminar el 90% de los microplásticos a través de las heces, pueden tener efectos adversos en la salud humana (alteración del microbioma intestinal, transferencia de contaminantes y respuestas inflamatorias). (Wright & Kelly, 2017).

En Tumbes, el manglar recibe las aguas del río Tumbes (INRENA, 2007). En el río, las aguas residuales de la ciudad se descargan directamente sin tratamiento previo, ya que el sistema de tratamiento de aguas residuales no es óptimo y no funciona correctamente desde 2007 (SUNASS, 2010). Lebreton et al. (2017) considera a los ríos como la principal fuente de entrada de microplásticos. Además, las actividades humanas en el ecosistema de manglares: el turismo, las actividades recreativas y las industrias marinas (acuicultura) pueden afectar la abundancia de microplásticos. (Andrady, 2011). En los manglares de Tumbes, la zona turística y recreativa comprende un área total de 137.5 ha, donde se ubica *U. occidentalis* (INRENA, 2007). Además, la acuicultura de camarón en zonas de manglar (INRENA, 2007), puede producir microplásticos que podrían ingresar directamente al ambiente del manglar por corrientes o mareas (Cole et al. 2011; Deng et al. 2021). Si bien se han identificado microplásticos en una variedad de especies marinas comestibles (Deng et al. 2021; Walkinshaw et al. 2020), no se han realizado estudios sobre el cangrejo de manglar *Ucides occidentalis*, uno de los crustáceos más importantes para el ecosistema de manglar en Tumbes.

Por lo tanto, el objetivo de este estudio es caracterizar y clasificar morfológicamente la presencia de microplásticos en las branquias y tracto

digestivo del cangrejo de manglar (*Ucides occidentalis*) proveniente de los principales mercados locales de la ciudad de Tumbes, Perú.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Lugar de muestreo

Ucides occidentalis (Ortmann, 1897) tiene una distribución desde Isla Espíritu Santo (México) hasta el manglar San Pedro de Vice, Sechura (Perú) (Alemán & Ordinola, 2017). En el presente estudio se seleccionaron los principales mercados locales de la ciudad: El Tumpis y Mercado de Tumbes (Figura 1).

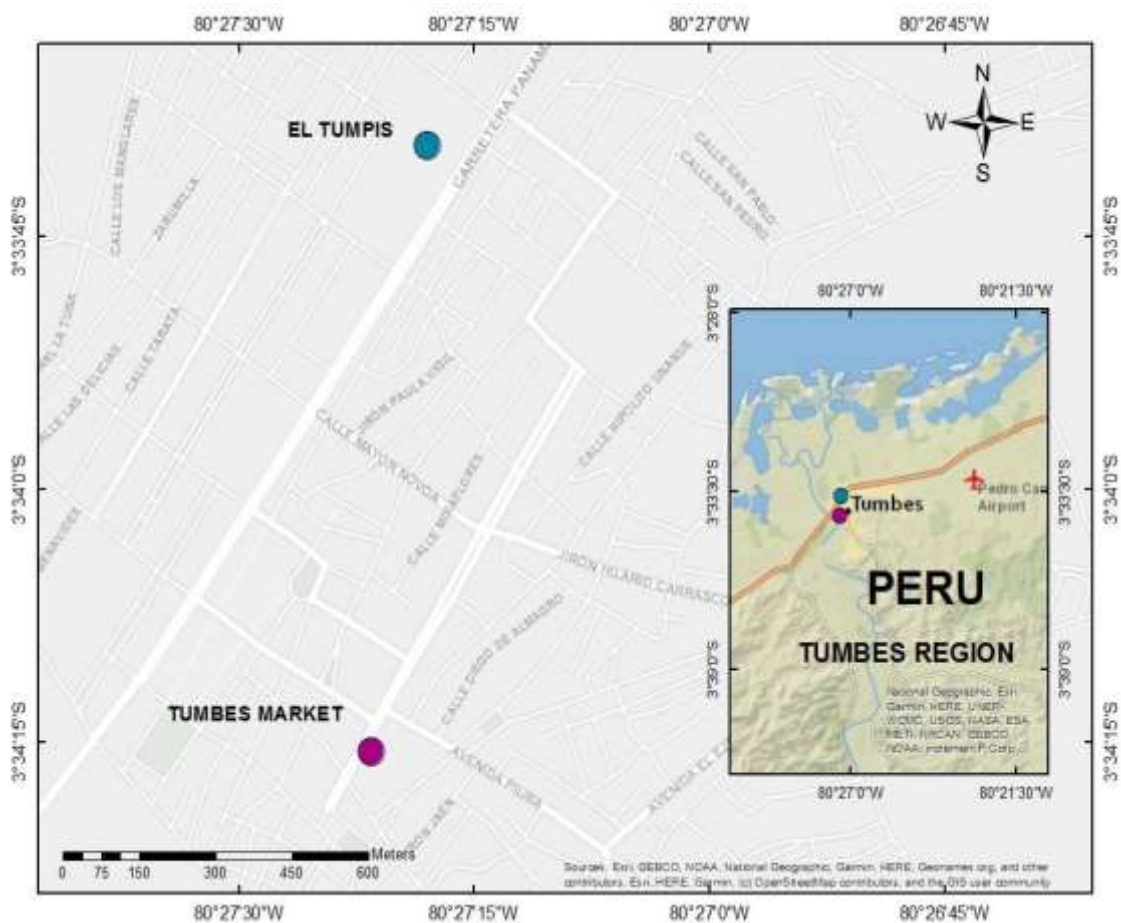


Figura 1. Mercados locales en la ciudad de Tumbes, Perú. El Tumpis (●) y Mercado de Tumbes (●).

Treinta cangrejos machos fueron comprados en los mercados locales de la ciudad de Tumbes cumpliendo con el tamaño mínimo de extracción (TME) de acuerdo con el artículo peruano N° 2 y 5 de RM 445-2014-PRODUCE con un ancho de cefalotórax (AC) mayor a 65 mm (Tabla 1 y Figura 2). Las

muestras fueron transportadas en un cooler con algodón y agua al laboratorio de la Universidad Nacional de Tumbes.

Las branquias y tracto digestivo de cada cangrejo fueron diseccionados para su digestión y caracterización, almacenado por separado en tubos Falcon. Para evitar la contaminación por el aire, los tubos Falcon se cubrieron con papel de aluminio y se almacenaron en un cooler hermética a 0 ° C (Naji et al., 2018) para ser transportados al laboratorio del Instituto del Mar del Perú (IMARPE) en Lima hasta más tarde. tratamiento.

Tabla 1. *Ucides occidentalis* (cangrejo de manglar) ancho y largo de los mercados locales (n=30).

Lugar	Size (mm)		
	Ancho del cefalotorax (AC)	Largo del cefalotorax (LC)	
El Tumpis (n=10)	82.61 ± 4.64	57.39 ± 3.05	26
Mercado Tumbes (n=20)	78.58 ± 6.23	55.79 ± 4.92	



Figura 2. Cangrejo de manglar (*Ucides occidentalis*)

Calidad del estudio (CE)

El laboratorio se esterilizó, todas las superficies de trabajo se limpiaron con etanol al 70%, todas las ventanas y puertas se cerraron para evitar el movimiento del aire.

Para evitar la contaminación potencial durante el tratamiento, se filtró KOH a través de un filtro de membrana de soporte con un tamaño de poro de $0,2 \mu\text{m}$ y el agua destilada se filtró al vacío sobre una membrana de celulosa con un tamaño de poro de $0,45 \mu\text{m}$ antes de su uso. Luego, todos los aparatos (tubos Falcon, vasos de precipitados de vidrio, placas de Petri) se enjuagaron con agua destilada cuatro veces antes de su uso. El movimiento de aire durante la filtración se minimizó utilizando un "protector" en la cabina de flujo laminar.

Digestión del tejido blando

De acuerdo con el Protocolo 1b con una modificación de Dehaut et al., (2016) se agregaron aproximadamente 50 ml de KOH al 10% a cada tubo Falcon para digerir la materia orgánica y se colocaron en una incubadora a 60°C durante 48 horas.

Debido a su hábitat en áreas fangosas (Alemán & Ordinola, 2017), se utilizó el protocolo de sedimentos de Coppock et al., (2017) para extraer MPs de los sedimentos. Por lo tanto, se esterilizaron 30 vasos de precipitados (100 ml) donde se adicionó el tracto digestivo y 450 ml de agua con 83 g de NaCl y 9 g de ZnCl₂. Se utilizó un agitador magnético para mezclarlos durante 5 min a 70 rpm y se mantuvo en una incubadora a 30 ° C para evitar la evaporación.

Filtración y caracterización

El sobrenadante de las muestras se filtró al vacío sobre un filtro de membrana de soporte (polietersulfona hidrófila - PES) con un tamaño de poro de 0,2 μ m (Support[®] 100, Gelman Sciences) en una cabina de flujo laminar.

Finalmente, se utilizó un estereoscopio y una cámara digital con el programa Motic Images Plus 3.0 para la identificación visual y clasificación de los parlamentarios por sus características morfológicas y físicas, incluyendo recuento, forma, color y tamaño descritos por Kovač Viršek et al. (2016).

Análisis estadístico

Comparar la abundancia de microplásticos entre las branquias y el tracto digestivo del cangrejo de manglar. Primero, se calcularon la normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) y la homogeneidad de la varianza (prueba de Levene). Para ser considerado estadísticamente significativo, el valor de p se estableció en 0,005. Los datos no cumplieron los criterios para la estadística paramétrica (prueba de normalidad de Shapiro-Wilk y valores de p de la prueba de homogeneidad de Levene <0,005). En consecuencia, se utilizó la prueba de Mann Whitney-Wilcoxon para comparar diferencias en la abundancia de MP entre branquias y tractos digestivos. No se aplicó corrección en blanco, utilizamos un filtro de aire para evitar la contaminación por MP. Todos los análisis se realizaron con Microsoft Excel y RStudio (R Core Team, 2016).

3. RESULTADOS

Se registró el número y tipo de microplásticos para las branquias y el tracto digestivo. Se identificaron seis categorías para clasificar los microplásticos según su forma: tecnopor, film, fragmento, pellet, fibra y microperla (Figura 3). La abundancia mediana de microplásticos fue significativamente

diferente ($p = 0,0045$) entre branquias y tracto digestivo. Los porcentajes más altos de tipo MP para cada tejido fueron fibras y películas (Tabla 2). Se describió el color de cada tipo de MP relacionado con el tejido: En las branquias se encontró un mayor número de fibras transparentes (125) y films negros (77); en cambio, en el tracto digestivo las fibras transparentes (192) y los fragmentos negros (81) fueron los más predominantes (Figura 4).

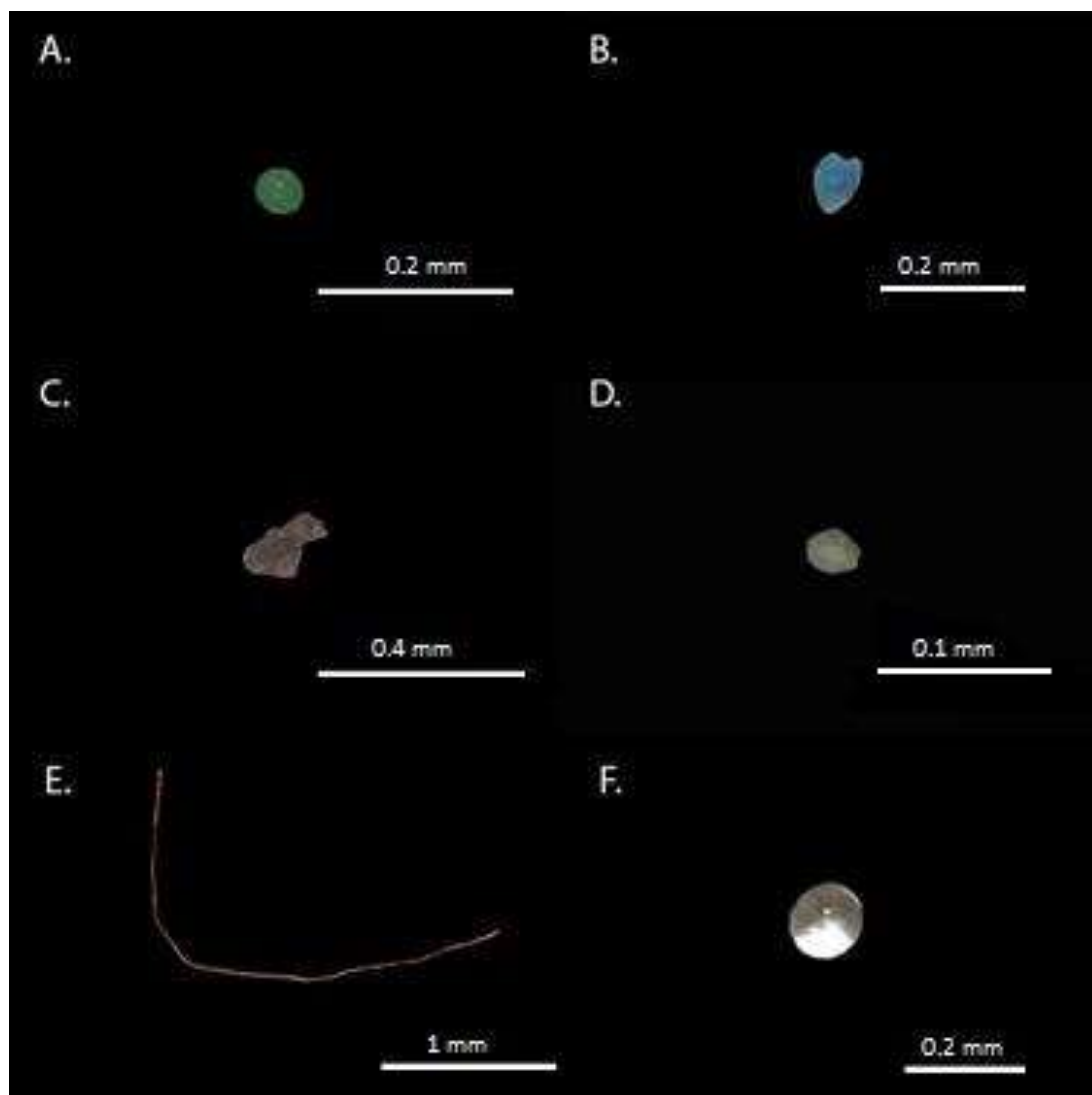


Figura 3. Diferentes tipos de microplásticos en el cangrejo de manglar. Tecnopor (A), Film (B), Fragmento (C), Pellet (D), Fibra (E) y Microperla (F).

Tabla 2. Porcentaje total (%) de cada tipo de microplástico en cada tejido (branquias y tracto digestivo) de *U. occidentalis*.

Tejido	Tipo	Numero de items	Porcentaje(%)
Branquias	Fibra	290	61.05
	Film	174	36.63
	Fragmento	1	0.21
	Pellet	7	1.47
	Tecnopor	3	0.63
	Total	475	52.57
Tracto digestivo	Fibra	266	59.64
	Film	86	19.28
	Fragmento	90	20.18
	Tecnopor	3	0.67
	Microperla	1	0.22
	Total	446	48.43

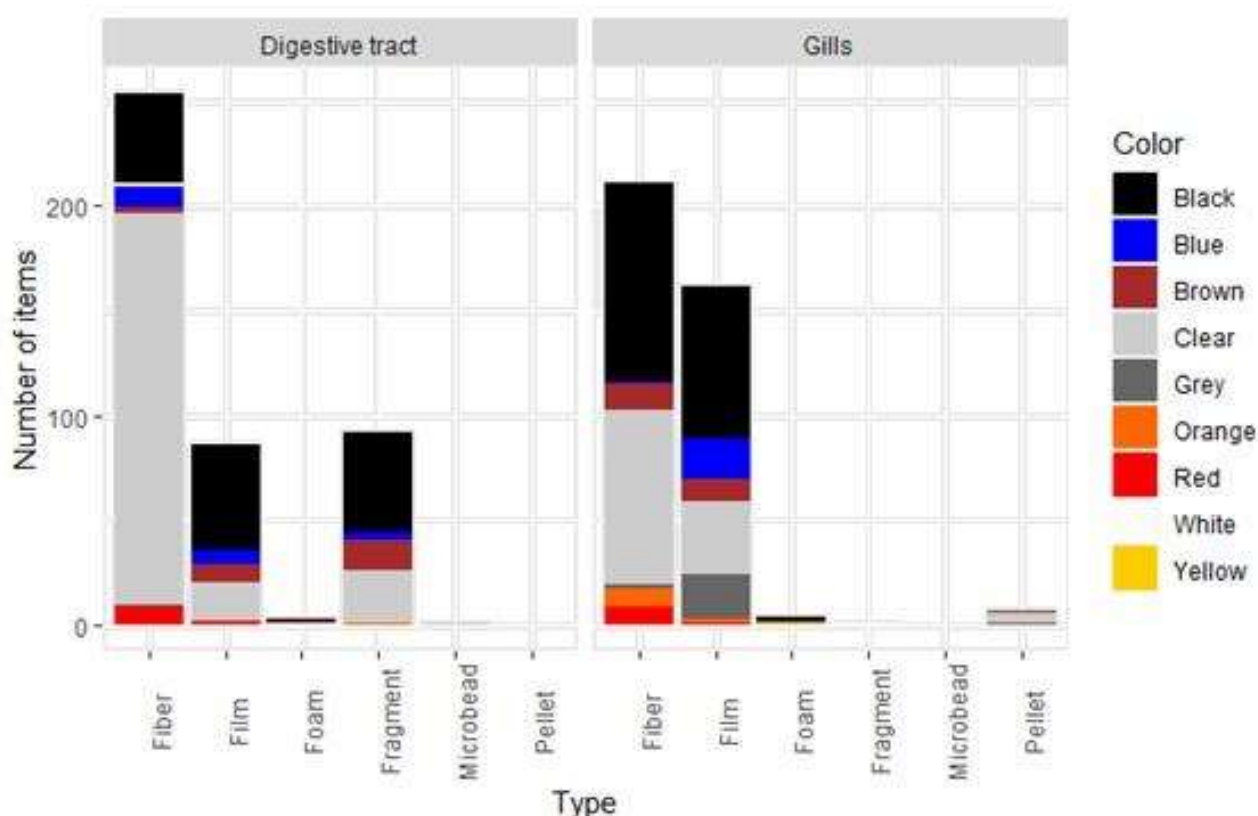


Figura 4. Abundancia de microplásticos según su tipo de color y tejido examinado.

El tamaño del microplástico osciló entre 2 µm y 5 mm en las branquias y el tracto digestivo del cangrejo de manglar. Los MP con un tamaño menor a 250 µm fueron los más comunes, consistiendo en un 90% para las branquias y un 53,79% para el tracto digestivo (Figura 6). El tracto digestivo (46,21%) tenía MPs de mayor tamaño (0,25 - 5 mm) que las branquias (10%) (Figura 5).

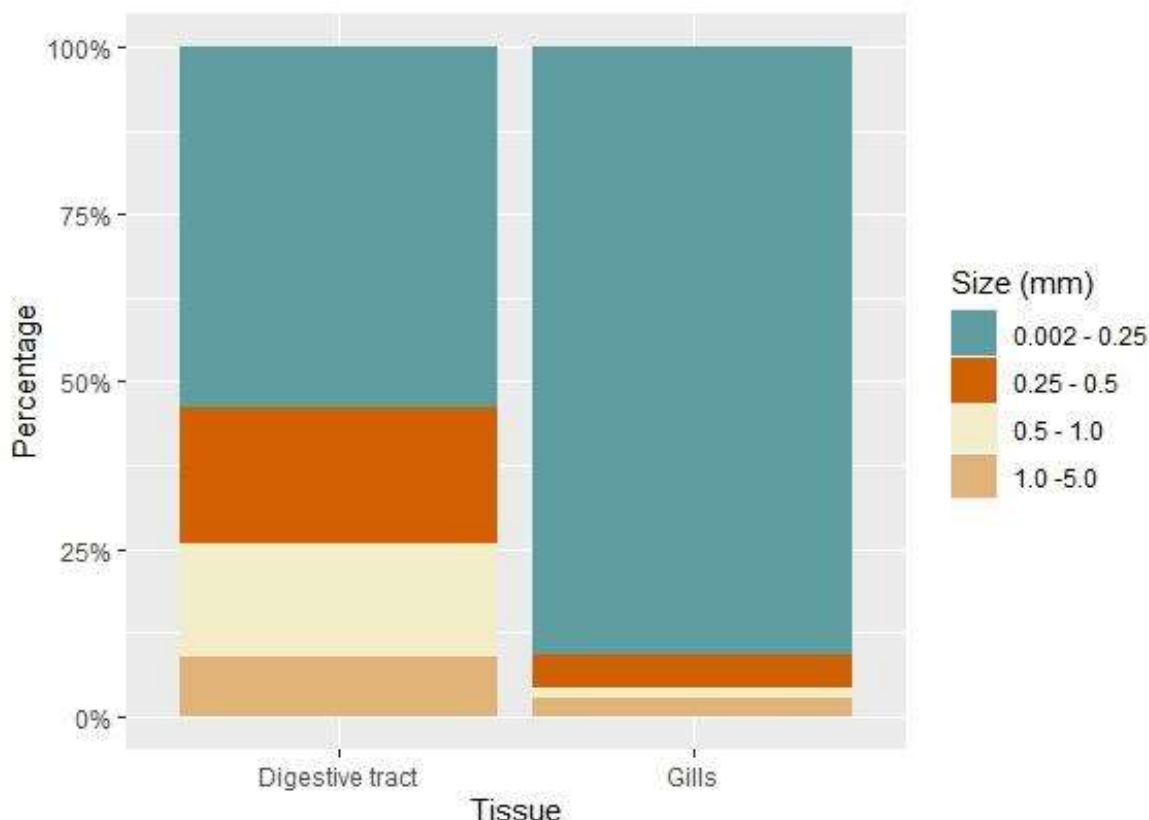


Figura 5. Composición de los diferentes tipos de las diferentes clases de tamaño que se encuentran en las branquias y el tracto digestivo

Tabla 3. Abundancia de microplásticos (Media ± SD) en *U. occidentalis* en branquias y tracto digestivo.

Tejido	No. De individuos	No:MPs particlass/individuo
Branquias	30	15.83 ± 4.38
Tracto digestivo	30	14.86 ± 3.59

4. DISCUSIÓN

El presente estudio representa el primer reporte de microplásticos en branquias y tracto digestivo del cangrejo de manglar *U. occidentalis* en Tumbes. Nuestro estudio evidenció la presencia de microplásticos en el 100% de los organismos evaluados. Esto podría deberse al origen del cangrejo; los mercados locales comercializan cangrejos de manglar de la zona intermareal alta (INRENA, 2007), la contaminación plástica en esta zona está directamente relacionada con el número de habitantes (Yin et al., 2019). Además, en el intermareal, el cangrejo de manglar hace sus madrigueras, esta zona al estar compuesta por el sistema radicular del mangle *Rhizophora mangle* (Garcés Ordóñez et al., 2019; Zambrano & Meiners, 2018); puede almacenar gran abundancia de microplásticos en sus raíces, actuando como trampas para los desechos marinos (Garcés Ordóñez et al., 2019; Martin et al., 2019).

Los sistemas de ingestión y ventilación son las principales vías de entrada de microplásticos en cangrejos (Daniel et al., 2021). Todos los cangrejos comerciales del Infraorden-Brachyura (Cuadro 4) presentaron microplásticos en las branquias y el tracto digestivo. Mufti et al. (2020) registró el promedio más alto de microplásticos para el cangrejo de manglar *Metopograpsus quadridentata*, esto se debe a su comportamiento alimenticio como omnívoro-excavador, consumiendo una amplia variedad de invertebrados, mientras que en nuestro estudio *Ucides occidentalis* es una especie detritívora, consumiendo hojas de mangle (Zambrano Y Meiners, 2018).

Los tejidos de *U. occidentalis* y *Eriocheir sinensis* tienen similitud en sus abundancias de microplásticos por individuo \pm DE (Tabla 4). Esto es debido a su estilo de vida, *U. occidentalis* y *E. sinensis* son cangrejos excavadores aumentando su exposición al plástico (McGoran et al., 2020). Al igual que nuestras observaciones, la mayoría de los individuos de *E. sinensis* y *Carcinus maenas* tienden a presentar barro en su estómago 1.9% y 16%, respectivamente, esto es por la actividad de excavación al realizar sus madrigueras (Clark et al., 1997; McGoran et al., 2020)

U. occidentalis es una especie detritívora que ingiere principalmente material vegetal de *Rhizophora mangle* y sedimentos orgánicos en el suelo del manglar (Zambrano & Meiners, 2018). En este estudio, la abundancia media de microplásticos fue significativamente diferente entre las branquias y el tracto digestivo ($p = 0,0045$). Villagran et al., (2020) reportaron mayores proporciones de microplásticos en branquias con 77-91% en el cangrejo *Neohelice granulata*, asociado con las partículas de plástico en la columna de agua, algunos cangrejos de manglar detritívoros como *Parasesarma bidens* han empleado diferentes mecanismos para la retención de agua en sus cámaras branquiales (Not et al., 2020). Sin embargo, solo el 10% de los microplásticos se encontraron en las branquias de los cangrejos de manglar *P. bidens*, *Metopograpsus frontalis* y *Thalamita crenata*, descartando el sistema de ventilación como una posible vía de ingesta (Not et al., 2020); a pesar de ello, nuestros resultados confirmaron que las branquias de *U. occidentalis* son la principal vía de ingesta de microplásticos por los mecanismos de retención presentes en este órgano.

La presencia de microplásticos en ambos órganos de *U. occidentalis* podría causar graves daños al organismo, las finas partículas pueden bloquear las glándulas del sistema digestivo perturbando funciones corporales como la absorción de nutrientes, el almacenamiento de reservas de energía y la segregación de enzimas digestivas (Brennecke et al., 2015). La interrupción de estas funciones puede conducir a una disminución en el desempeño del organismo y en los servicios ecosistémicos que proporciona como: el equilibrio dinámico y rol ecológico en el ecosistema de manglar (Brennecke et al., 2015; Zambrano & Meiners, 2018). Además, la retención de microplásticos en el tracto digestivo puede afectar la salud del cangrejo al dar una sensación de falsa saciedad, lo que afecta su comportamiento de alimentación (Walkinshaw et al., 2020).

A pesar de ello, mediante el comportamiento del decápodo llamado “acicalamiento branquial”, usado para contrarrestar la colonización de microbios en sus branquias, permite la desintoxicación de las partículas de plástico para el día 21 (Waite et al., 2018, Farrel y Nelson., 2013). Asimismo, el filtrado activo que presenta el cangrejo de manglar *Paraleptuca splendida* impidió la ingestión de grandes partículas de plástico ya que fueron expulsadas a través de las heces (Not et al., 2020).

Las fibras fueron el morfotipo más común en *U. occidentalis* para branquias (61,05%) y tracto digestivo (59,64%). El predominio de fibras concuerda con los reportes de *Panapeus herbstii* (85%) (Waite et al., 2018), *Chiromantis dehaani* (59.15%) (Zhang et al.2020), *N. granulata* (60%) (Villagran et al. , 2020), *C. maenas* y *E. sinensis* (78%) (McGoran et al., 2020). La presencia de fibras en las branquias de los cangrejos de manglar es consistente con su presencia en organismos filtrantes como los bivalvos durante su proceso de ventilación (Li et al., 2018; J. Li et al., 2015; Not et al., 2020). Además, su baja densidad permite su abundancia en la superficie del agua, que está en contacto directo con el sistema de ventilación del cangrejo (Dai et al., 2018). Horn y col. (2020) encontraron que, con un aumento de fibras en los órganos o tejidos de los crustáceos, su mortalidad aumenta.

El estudio realizado por Syakti et al. (2017) indicó que el 71% de los microplásticos flotantes con tamaños entre 0.33 a 5 mm son blancos o transparentes (71%), azules (19%), verdes (11%), rojos (5%), negros (2%) y amarillos (1%). Una amplia gama de especies como las aves marinas, las tortugas marinas y el pez pelágico planctívoro *Decapterus muroadsi* mostraron selectividad hacia los microplásticos azules (40%) que van desde 0,2 a 5 mm pareciéndose a sus presas (copépodos) (Ory et al., 2017). Sin embargo, en nuestro estudio, los microplásticos transparentes, negros y azules fueron los más comunes con tamaños por debajo de 0,25 mm (Figuras 3-4). Otros estudios (Tabla 4) también informaron que el color transparente o blanco es el más predominante (Daniel et al., 2021; McGoran et al., 2020; Zhang et al., 2019). Los organismos ingieren el color de microplásticos que se asemejen su alimento natural (Ory et al., 2018), especialmente los colores claros (transparente, blanco y gris) y el negro (Engler, 2012).

Los microplásticos con un rango de tamaño de 0,002 a 0,25 mm constituyeron el 90% en las branquias y el 53,79% en el tracto digestivo de *U. occidentalis* (Figura 5); esto también se muestra en el cangrejo *Portunus pelagicus* con un tamaño máximo de microplásticos de 200 μm (Cuadro 4); la presencia de molinos gástricos en el tracto digestivo de los cangrejos, que se utilizan para descomponer los alimentos, podría ser la razón de la reducción de microplásticos facilitando su translocación (Daniel et al., 2021; McGaw & Curtis, 2013). Se ha identificado la translocación de partículas de plástico a los órganos y tejidos de cangrejos (Brennecke et al., 2015; Crooks et al., 2019; Farrell & Nelson, 2013; Watts et al., 2014). Las partículas

plásticas más pequeñas ingresan al cerebro, ovario, branquias, estómago y hepatopáncreas de *Necora puber*, *C. maenas* y *Uca rapax* (Brennecke et al., 2015; Crooks et al., 2019; Watts et al., 2014). Sin embargo, los tamaños <10 µm pueden trasladarse a la hemolinfa generando efectos toxicológicos en asociación con los órganos o tejidos (Watts et al., 2014).

Morfológicamente la superficie de los microplásticos mostró un menor grado de degradación (Figura 3), los bordes de los fragmentos y films estaban fracturados (Figura 3B y Figura 3C), y la superficie de los pellets tenía una textura agrietada (Figura 3D). Esto se debe a los procesos físicos, biológicos y químicos en el medio costero que producen degradación en la superficie plástica (Li et al., 2019). Dai et al. (2018) también observaron que las superficies y bordes irregulares en microplásticos pueden aumentar la probabilidad de adsorción y absorción de contaminantes o microorganismos, disminuyendo su flotabilidad.

La asociación plástica con comunidades microbianas está presente en zonas intermareales, bacterias patógenas para humanos y animales como *Vibrio sp.*, *Leptolyngbya sp.* y *Pseudomonas spp.* se adjuntaron a muestras de microplásticos tomadas del estuario del Yangtze en China (Jiang et al., 2018). Esto puede tener implicaciones para la seguridad alimentaria, especialmente, para aquellas especies que están en contacto directo con las partículas de plástico y áreas habitadas sin manejo sanitario (Walkinshaw et al., 2020). La carne de cangrejo de manglar (*U. occidentalis*) puede estar contaminada con agentes microbianos: *Escherichia coli*, *Pseudomonas spp.* y *Salmonella spp.* (Guamán, 2012). La presencia de microplásticos en el cangrejo de manglar mostrados en este estudio y la falta de sistema de tratamiento de aguas residuales en la región de Tumbes (SUNASS, 2010), aumenta el riesgo de contraer patógenos que podrían afectar el organismo y la salud humana.

Tabla 4. Comparación de la abundancia de microplástico (MPs) y sus propiedades morfológicas entre los cangrejos comerciales del mismo Infraorden: Brachyura

Location	Species	Abundance (items/individual)	% Types of MPs	Most common color	Common size	References
Florida, USA	<i>Panopeus herbstii</i>	3.1 ± 2.4 (Highest value)	Fibers (85%)	Blue (87%)		Waite et al. (2018)
Hong Kong, China	<i>Paraserria bidens</i>		Fragments (80%), Beads (13%)			Not et al. (2020)
	<i>Paraleptuca splendida</i>	Average: 60.5	Fibers			
	<i>Metopograpsus frontalis</i>		Fragments (80%), Beads (13%)		>10 µm	
	<i>Thalassina crenata</i>		Mixture Fragments, beads and Fibers			
Jakarta Bay, Indonesia	<i>Metopograpsus quadridentata</i>	Average: 327.56	Fiber (68.7%), Film (29.34%), Fragment (0.71%), Pellet (1.22%)			Patria, Santoso & Hanifa (2020)
Beibu, China	<i>Chironantes delacourii</i>	Small MP s: 0.39-2.83 items/individual	Fiber (59.15%), Pellet (20.53%), Film	White (36.75%), Transparent	Small MP s: 1-20 µm	Zhang et al. (2020)
		Large MP s: 0.74-4.96 items/individual	(9.26%)	(27.67%)	Large MP s: 20-500 µm	
Thames Estuary, United Kingdom	<i>Carcinus maenas</i>	October: 6.14 ± 5.33 (Highest value)	Fiber (78%), Films (9.6%)	Clear (25.1%), white (21.9%)	52 µm to 34 mm	McGoran et al. (2020)
	<i>Eriocheir sinensis</i>	December: 11.35 ± 7.91 (Highest value)			34 µm and 32 mm	
Bahía Blanca, Argentina	<i>Neohelice granulata</i>	0.7 ± 0.15 (Highest value)	Fibers (60%) Fragments (40%)	Blue	500-1500 µm	Villagran et al. (2020)
Kerala, India	<i>Portunus peltaticus</i>	0.14 ± 0.44	Fragments (80%), Fibers (20%)	White-Transparent (50%)	100-200 µm	Daniel et al. (2021)
	<i>Ucares occidentalis</i>	Gills: 15.83 ± 4.38	Gills: Fiber (61.05%), Film (36.63%)	Clear (>50%), Black (>20%)	2-250 µm	
Tumbes, Peru		Digestive tract: 14.86 ± 3.59	Digestive tract: Fiber (59.64%), Film (19.28%)			This study

CONCLUSIONES

Nuestro estudio reportó la primera evidencia de MPs en las branquias y tracto digestivo del cangrejo de manglar *U. occidentalis*. La basura plástica en el manglar y en los mercados locales permitieron la presencia de MPs en todos los organismos. Las branquias son la principal vía de ingreso de MPs en el cangrejo de manglar por los mecanismos de retención que esta posee. A pesar de que el presente estudio es una línea base para la rápida identificación de MPs en el cangrejo de manglar, sugerimos que los resultados proveen más información del estado de contaminación; así como ser de alerta de seguridad alimentaria para los mercados locales de la ciudad de Tumbes.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue realizado con el apoyo de la Universidad Científica del Sur, Instituto del Mar del Perú (IMARPE) y Universidad Nacional de Tumbes.

BIBLIOGRAFÍA

- Advíncula, O. (2017). Variación temporal de la estructura comunitaria de la infauna macrobentónica en los bancos del cangrejo *Ucides occidentalis* (Ortman, 1987), en los manglares del río Zarumilla, Tumbes, Perú (Tesis para optar el grado académico de Magíster en Ecosistemas y Recursos Acuáticos con mención en Ecosistemas Acuáticos). *Universidad Nacional Mayor de San Marcos*, Lima, Perú. <http://hdl.handle.net/20.500.12816/966>
- Alemán, S., & Ordinola, E. (2017). Ampliación de la distribución sur de *Ucides occidentalis* (Decapoda: Ucididae) y *Cardisoma crassum* (Decapoda: Gecarcinidae). *Revista Peruana de Biología*, 24(1), 107–110. <https://doi.org/10.15381/rpb.v24i1.13110>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Baechler, B. R., Stienbarger, C. D., Horn, D. A., Joseph, J., Taylor, A. R., Granek, E. F., & Brander, S. M. (2020). Microplastic occurrence and effects in commercially harvested North American finfish and shellfish: Current knowledge and future directions. *Limnology and*

- Oceanography Letters*, 5(1), 113–136.
<https://doi.org/10.1002/lo12.10122>
- Barasarathi, J., Periathamby, A., Fauziah, S. H., & Emenike, C. (2014). Microplastic abundance in selected mangrove forest in malaysia. In: *Proceeding of the ASEAN Conference on Science and Technology 2014, 18-20*.
- Barboza, L. G. A., Dick Vethaak, A., Lavorante, B. R. B. O., Lundebye, A.-K., & Guilhermino, L. (2018). Marine microplastic debris: An emerging issue for food security, food safety and human health. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 336–348.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.047>
- Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245, 98–110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
- Brennecke, D., Ferreira, E. C., Costa, T. M. M., Appel, D., DA Gama, B. A. P., & Lenz, M. (2015). Ingested microplastics (>100µm) are translocated to organs of the tropical fiddler crab *Uca rapax*. *Marine Pollution Bulletin*, 96(1), 491–495.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.001>
- Cau, A., Avio, C. G., Dessì, C., Follesa, M. C., Moccia, D., Regoli, F., & Pusceddu, A. (2019). Microplastics in the crustaceans *Nephrops norvegicus* and *Aristeus antennatus*: Flagship species for deep-sea environments? *Environmental Pollution*, 255, 113107.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113107>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Coppock, R. L., Cole, M., Lindeque, P. K., Queirós, A. M., & Galloway, T. S. (2017). A small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments. *Environmental Pollution*, 230, 829–837.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.017>
- Cordova, M. R., Ulumuddin, Y. I., Purbonegoro, T., & Shiomoto, A. (2021). Characterization of microplastics in mangrove sediment of Muara

- Angke Wildlife Reserve, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, 163, 112012. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112012>
- Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017). *Microplastic Pollutants* (1st ed.). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-04315-5>
- Crooks, N., Parker, H., & Pernetta, A. P. (2019). Brain food? Trophic transfer and tissue retention of microplastics by the velvet swimming crab (*Necora puber*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 519, 151187. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.151187>
- Dai,Z.,Zhang,H.,Zhou,Q.,Tian,Y.,Chen,T.,Tu,C., FU,C.,Luo.,Y . (2018). Ocurrence of microplastic in the water column and sediment in an inland affecting by intensive anthropogenic activities. *Environmental Pollution*, 242, 1557-1565., doi: 10.1016/j.envpol.2018.07.131.
- Daniel, D. B., Ashraf, P. M., Thomas, S. N., & Thomson, K. T. (2021). Microplastics in the edible tissues of shellfishes sold for human consumption. *Chemosphere*, 264(Pt 2), 128554. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128554>
- Dehaut, A., Cassone, A.-L., Frère, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G., & Paul-Pont, I. (2016). Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, 215, 223–233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.018>
- Deng, H., He, J., Feng, D., Zhao, Y., Sun, W., Yu, H., & Ge, C. (2020). Microplastics pollution in mangrove ecosystems: A critical review of current knowledge and future directions. *Science of The Total Environment*, 142041. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.142041
- Engler, R. (2012). The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean. *Environmental Science & Technology*, 46. <https://doi.org/10.1021/es3027105>
- Farrell, P., & Nelson, K. (2013). Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, 177, 1–3. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.046>
- Garcés Ordóñez, O., Olaya, V., Granados, A., Blandón Garcia, L., & Espinosa, L. (2019). Marine litter and microplastic pollution on mangrove soils of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombian Caribbean. *Marine*

Pollution Bulletin, 145, 455–462.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.058>

- Guamán Quishpi, F. M. (2012). Estudio de la calidad microbiológica y organoléptica de pulpa de cangrejo rojo *Ucides occidentalis* (tesis de pregrado). UTMACH, *Unidad Académica de Ciencias Agropecuarias*, Machala, Ecuador.
- Horn, D. A., Granek, E. F., & Steele, C. L. (2020). Effects of environmentally relevant concentrations of microplastic fibers on Pacific mole crab (*Emerita analoga*) mortality and reproduction. *Limnology and Oceanography Letters*, 5(1), 74–83.
<https://doi.org/10.1002/lol2.10137>
- INRENA. (2007). Plan Maestro del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes 2007-2011. Lima 197 pag.
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771.
<https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jiang, P., Zhao, S., Zhu, L., & Li, D. (2018). Microplastic-associated bacterial assemblages in the intertidal zone of the Yangtze Estuary. *Science of The Total Environment*, 624, 48–54.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.105>
- Kooij, M., Nes, E. H. Van, Scheffer, M., & Koelmans, A. A. (2017). Ups and Downs in the Ocean: Effects of Biofouling on Vertical Transport of Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 51(14), 7963–7971. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04702>
- Kovač Viršek, M., Palatinus, A., Koren, Š., Peterlin, M., Horvat, P., & Kržan, A. (2016). Protocol for Microplastics Sampling on the Sea Surface and Sample Analysis. *Journal of Visualized Experiments: JoVE*, 118. <https://doi.org/10.3791/55161>
- Lebreton, L. C. M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8(1), 15611.
<https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Li, H.-X., Ma, L.-S., Lin, L., Ni, Z.-X., Xu, X.-R., Shi, H.-H., Yan, Y., Zheng, G.-M., & Rittschof, D. (2018). Microplastics in oysters *Saccostrea cucullata* along the Pearl River Estuary, China. *Environmental Pollution (Barking,*

- Essex: 1987), 236, 619–625.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.083>
- Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K., & Shi, H. (2015). Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental Pollution*, 207, 190–195.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.018>
- Li, R., Zhang, L., Xue, B., & Wang, Y. (2019). Abundance and characteristics of microplastics in the mangrove sediment of the semi-enclosed Maowei Sea of the south China sea: New implications for location, rhizosphere, and sediment compositions. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 244, 685–692.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.089>
- Martin, C., Almahasheer, H., & Duarte, C. M. (2019). Mangrove forests as traps for marine litter. *Environmental Pollution*, 247, 499–508.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.067>
- McGaw, I. J., & Curtis, D. L. (2013). A review of gastric processing in decapod crustaceans. *Journal of Comparative Physiology B*, 183(4), 443–465.
<https://doi.org/10.1007/s00360-012-0730-3>
- McGoran, A. R., Clark, P. F., Smith, B. D., & Morritt, D. (2020). High prevalence of plastic ingestion by *Eriocheir sinensis* and *Carcinus maenas* (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in the Thames Estuary. *Environmental Pollution*, 265, 114972.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114972>
- Moroyoqui-Rojo, L., Flores-Verdugo, F., Escobedo-Urias, D. C., Flores-De-Santiago, F., González-Farías, F., Moroyoqui-Rojo, L., Flores-Verdugo, F., Escobedo-Urias, D. C., Flores-De-Santiago, F., & González-Farías, F. (2015). Uso potencial de dos especies de mangle subtropical (*Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle*) para la remoción de nutrientes en sistemas de recirculación cerrados. *Ciencias Marinas*, 41(4), 255–268. <https://doi.org/10.7773/cm.v41i4.2521>
- Mufti, Patria., Santoso, Clara. & Hanifah, Nurma. (2020). Microplastic Ingestion by Periwinkle Snail *Littoraria scabra* and Mangrove Crab *Metopograpsus quadridentata* in Pramuka Island, Jakarta Bay, Indonesia. *Sains Malaysiana*. 49. 2151-2158. [10.17576/jsm-2020-4909-13](https://doi.org/10.17576/jsm-2020-4909-13).
- Naji, A., Nuri, M., & Vethaak, A. D. (2018). Microplastics contamination in molluscs from the northern part of the Persian Gulf. *Environmental*

- Pollution*, 235, 113–120.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.046>
- Nordhaus, I. & Wolff, M. (2007). Feeding ecology of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Ocypodidae): food choice, food quality and assimilation efficiency. *Marine Biology*, 151, pp. 1665.
- Not, C., Lui, C. Y. I., & Cannicci, S. (2020). Feeding behavior is the main driver for microparticle intake in mangrove crabs. *Limnology and Oceanography Letters*, 5(1), 84–91.
<https://doi.org/10.1002/lol2.10143>
- Ordinola, E., Alemán, S., & montero, P. (2013). Biología y pesquería de cuatro especies de invertebrados marinos de importancia comercial. Región tumbes, ii etapa -2007. 40, 21. *Inf Inst Mar Perú, Vol. 40 / Nos. 3-4 / Julio-Diciembre 2013*
- Ory, N. C., Sobral, P., Ferreira, J. L., & Thiel, M. (2017). Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *The Science of the Total Environment*, 586, 430–437.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.175>
- Ory, N., Chagnon, C., Felix, F., Fernández, C., Ferreira, J. L., Gallardo, C., Garcés Ordóñez, O., Henostroza, A., Laaz, E., Mizraji, R., Mojica, H., Murillo Haro, V., Ossa Medina, L., Preciado, M., Sobral, P., Urbina, M. A., & Thiel, M. (2018). Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from the southeast Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 211–216.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.016>
- Pannetier, P., Morin, B., Le Bihanic, F., Dubreil, L., Clérandeau, C., Chouvellon, F., Van Arkel, K., Danion, M., & Cachot, J. (2020). Environmental samples of microplastics induce significant toxic effects in fish larvae. *Environment International*, 134, 105047.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105047>
- Pauna, V. H., Buonocore, E., Renzi, M., Russo, G. F., & Franzese, P. P. (2019). The issue of microplastics in marine ecosystems: A bibliometric network analysis. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110612.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110612>

- Plee, T. A., & Pomory, C. M. (2020). Microplastics in sandy environments in the Florida Keys and the panhandle of Florida, and the ingestion by sea cucumbers (Echinodermata: Holothuroidea) and sand dollars (Echinodermata: Echinoidea). *Marine Pollution Bulletin*, *158*, 111437. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111437>
- Provencher, J. F., Vermaire, J. C., Avery-Gomm, S., Braune, B. M., & Mallory, M. L. (2018). Garbage in guano? Microplastic debris found in faecal precursors of seabirds known to ingest plastics. *Science of The Total Environment*, *644*, 1477–1484. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.101>
- R Core Team (2016) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rodríguez-Seijo, A., & Pereira, R. (2017). Morphological and Physical Characterization of Microplastics. In *Comprehensive Analytical Chemistry* (Vol. 75, pp. 49–66). <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2016.10.007>
- Rotjan, R. D., Sharp, K. H., Gauthier, A. E., Yelton, R., Lopez, E. M. B., Carilli, J., Kagan, J. C., & Urban-Rich, J. (2019). Patterns, dynamics and consequences of microplastic ingestion by the temperate coral, *Astrangia poculata*. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *286*(1905), 20190726. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.0726>
- Solano, F, & Moreno, J. (2009). Cangrejo rojo (*Ucides occidentalis*) un análisis durante el periodo de veda reproductiva, 2009. *Boletín Científico y Técnico (2009)*, *20*(3):37-45
- SUNASS (Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento). (2010). Plan Maestro optimizado de la empresa prestadora de servicios de Saneamiento S.A para el periodo 2010-2039. Recuperado 13 de noviembre de 2019, de SUNASS website: <https://www.sunass.gob.pe/websunass/>
- Syakti, A. D., Bouhroum, R., Hidayati, N. V., Koenawan, C. J., BOULKAMH, A., Sulisty, I., Lebarillier, S., Akhlus, S., Doumenq, P., & Wong-Wah-Chung, P. (2017). Beach macro-litter monitoring and floating microplastic in a coastal area of Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, *122*(1), 217–225. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.046>

- Thiel, M., Luna-Jorquera, G., Alvarez-Varas, R., Gallardo, C., Hinojosa, I., Luna Bravo, N., Miranda-Urbina, D., Morales, N., Ory, N., Pacheco, A., Portflitt Toro, M., & Zavalaga, C. (2018). Impacts of Marine Plastic Pollution From Continental Coasts to Subtropical Gyres—Fish, Seabirds, and Other Vertebrates in the SE Pacific. *Frontiers in Marine Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00238>
- Villagran, D. M., Truchet, D. M., Buzzi, N. S., Forero Lopez, A. D., & Fernández Severini, M. D. (2020). A baseline study of microplastics in the burrowing crab (*Neohelice granulata*) from a temperate southwestern Atlantic estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110686. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110686>
- Waddell, E. N., Lascelles, N., & Conkle, J. L. (2020). Microplastic contamination in Corpus Christi Bay blue crabs, *Callinectes sapidus*. *Limnology and Oceanography Letters*, 5(1), 92–102. <https://doi.org/10.1002/lol2.10142>
- Waite, H. R., Donnelly, M. J., & Walters, L. J. (2018). Quantity and types of microplastics in the organic tissues of the eastern oyster *Crassostrea virginica* and Atlantic mud crab *Panopeus herbstii* from a Florida estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 129(1), 179–185. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.026>
- Walkinshaw, C., Lindeque, P. K., Thompson, R., Tolhurst, T., & Cole, M. (2020). Microplastics and seafood: Lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110066. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066>
- Watts, A. J. R., Lewis, C., Goodhead, R. M., Beckett, S. J., Moger, J., Tyler, C. R., & Galloway, T. S. (2014). Uptake and Retention of Microplastics by the Shore Crab *Carcinus maenas*. *Environmental Science & Technology*, 48(15), 8823–8830. <https://doi.org/10.1021/es501090e>
- Wright, S. L., & Kelly, F. J. (2017). Plastic and human health: a micro issue?. *Environmental Science & Technology*, 51(12), 6634–6647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>
- Yin, C. S., Chai, Y. J., Carey, D., Yusup, Y., & Gallagher, J. B. (2019). Anthropogenic marine debris and its dynamics across peri-urban and urban mangroves on Penang Island, Malaysia. *BioRxiv*, 756106. <https://doi.org/10.1101/756106>

- Zambrano, R., & Meiners, C. (2018). Notas sobre taxonomía, biología y pesquería de *Ucides occidentalis* (Brachyura: Ocypodidae) con énfasis en el Golfo de Guayaquil, Ecuador. *Revista peruana de Biología*, 25(1), 055–066. <https://doi.org/10.15381/rpb.v25i1.13821>
- Zhang, S., Sun, Y., Liu, B., & Li, R. (2021). Full size microplastics in crab and fish collected from the mangrove wetland of Beibu Gulf: Evidences from Raman Tweezers (1–20 μm) and spectroscopy (20–5000 μm). *Science of The Total Environment*, 759, 143504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143504>
- Zhu, J., Yu, X., Zhang, Q., Li, Y., Tan, S., Li, D., Yang, Z., & Wang, J. (2019). Cetaceans and microplastics: First report of microplastic ingestion by a coastal delphinid, *Sousa chinensis*. *Science of The Total Environment*, 659, 649–654. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.389>