



FACULTAD DE CIENCIAS DE LA VIDA Y TECNOLOGÍAS
CARRERA DE BIOLOGÍA

TRABAJO DE INTEGRACIÓN DE SABERES
Modalidad Artículo Académico

**Evaluación del cangrejo fantasma como bioindicador de
impacto antropogénico en el litoral costero de Manta,
Ecuador de octubre 2021 septiembre 2022.**

**Alonzo Pico Liliana Elizabeth
Pincay Molina Demi Valentina**

Tutor: Blg. Quijije López Luber Javier Mg.

Manta, 2023

EVALUACIÓN DEL CANGREJO FANTASMA COMO BIOINDICADOR DE IMPACTO ANTROPOGÉNICO EN EL LITORAL COSTERO DE MANTA, ECUADOR DE OCTUBRE 2021 - SEPTIEMBRE 2022.

Pincay Molina Demi Valentina, Alonzo Pico Liliana Elizabeth

Carrera de Biología, Facultad de Ciencias de la Vida y Tecnologías, Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí.

RESUMEN

El cangrejo fantasma *Ocypode gaudichaudii* ha sido considerada una especie bioindicadora de impacto antropogénico en las playas arenosas, las cuales comprenden recursos costeros de alto valor en el mundo y representan una relación directa entre el sistema marino y terrestre. El objetivo del presente trabajo fue evaluar los cambios en la densidad del cangrejo fantasma como bioindicador de impacto antropogénico de tres playas del Cantón Manta, Manabí, Ecuador; Murciélago (**MU**), San Lorenzo (**SL**) y La Tiñosa (**TS**). Se realizaron muestreos mensuales entre oct. 2021 y sep. 2022 y en cada una se escogieron dos zonas de impacto antrópico, bajo (**BI**) y alto (**AI**) impacto. Se ubicaron como réplicas tres transectos perpendiculares a la línea de costa en cada zona, para contabilizar el número de madrigueras, y la cantidad de macro plásticos (**MAP**), materia orgánica (**MO**) e inorgánica (**MI**), contabilizados en cuadratas de 5 x 3 m contiguas. Se midió la temperatura ambiente, la del suelo a 10 cm de profundidad, y el número de personas observadas al momento del muestreo. En cada zona se recolectaron muestras de arena y pellets derivados de la alimentación de los cangrejos para observar la presencia de microplásticos (**MP**). Los resultados revelaron diferencias significativas en las densidades mensuales para madrigueras, macro plásticos, materia orgánica e inorgánica. La mayor densidad de madrigueras se observó en el primer semestre del año y en las zonas de menor impacto antropogénico, pero solo en **SL-BI** se encontró una correlación inversamente proporcional de la densidad del cangrejo con el número de personas ($r = -0.6181$). Los contaminantes tipo macro plásticos y materia orgánica se observaron en mayor densidad entre junio y septiembre, coincidiendo con el mayor número de visitantes en las playas. Por otra parte, en la zona **BI** el número de madrigueras fue significativamente mayor en **SL** que en **TS** y esta mayor que **MU**, mientras que en **AI** la densidad de madrigueras fue similar en **SL** y **TS**, y estas mayor a **MU**. En cuanto a los contaminantes (**MAP**, **MO**, **MI**), **SL** mostró mayor densidad que **TS** y **MU**, las cuales no difirieron entre sí, mientras que en **AI**, **SL** fue similar a **TS** y estas mayores que **MU**. No se observó diferencia significativa en el contenido de **MP** en la arena y los pellets en las tres playas, pero el contenido de **MP** en los pellets fue 44% menor que en la arena, aunque solo en **TS** se encontró una correlación significativa ($r = 0.65$) entre el contenido de **MP** de los pellets y de la arena. Se evidenció que los impactos naturales también influyeron directamente sobre la densidad de los cangrejos fantasmas, como el caso del limitado número de madrigueras en **TS** asociado a cambios morfodinámicos naturales en la disponibilidad de zonas arenosas. Por lo tanto, las actividades antrópicas (deportivas, turísticas, entre otras) que se realizan en la playa, pueden generar el desplazamiento de los cangrejos, por lo que *O. gaudichaudii* se presenta como un bioindicador de ambientes perturbados en estos sistemas naturales.

Palabras clave: Madrigueras, microplásticos, contaminantes

ABSTRACT

The ghost crab, *Ocypode gaudichaudii*, has been considered a bioindicator species of anthropogenic impact on sandy beaches, which comprise highly valuable coastal resources in the world and represent a direct relationship between the marine and terrestrial systems. The objective of the present study was to evaluate the changes in the density of the ghost crab as a bioindicator of anthropogenic impact of three beaches of Manta Canton, Manabí, Ecuador; Murciélago (**MU**), San Lorenzo (**SL**) and La Tiñosa (**TS**). Monthly samplings were carried out between Oct. 2021 and Sept. 2022 and in each one two anthropic impact zones were chosen, low (**BI**) and high (**AI**) impact. Three transects perpendicular to the coastline were located as replicates in each zone, to count the number of burrows, and the amount

of macroplastics (**MAP**), organic (**OM**) and inorganic matter (**MI**), counted in 5 x 3 m quadrats contiguous, from the place where burrows began to be observed to the place where they disappeared. Ambient and soil temperature at a depth of 10 cm, and the number of people observed at the time burrows was observed in the first half of the year and in the areas with the least anthropogenic of sampling were measured. In each area, samples of sand and pellets derived from crab feeding were collected to observe the presence of microplastics (**PM**). The results revealed significant differences in the monthly densities for burrows, macroplastics, organic and inorganic matter. The highest density of impact, but only in **SL-BI** was found an inversely proportional correlation of crab density with the number of people observed ($r = -0.6181$). The macro plastic and organic matter contaminants were observed in greater density between June and September, coinciding with the highest number of visitors on the beaches. On the other hand, in the **BI** zone, the number of burrows was significantly higher in **SL** than in **TS** and this greater than **MU**; while in the **AI** zone, the density of burrows was similar in **SL** and **TS**, and these were higher than **MU**. Regarding the contaminants (**MAP**, **MO**, **MI**), **SL** showed a higher density than **TS** and **MU**, which did not differ from each other, while in **AI**, **SL** was similar to **TS** and these were higher than **MU**. No significant difference was observed in the **MP** content in the sand and the pellets in the three beaches, but the **MP** content in the pellets was 44% lower than in the sand, although a significant correlation was found only in **TS** ($r = 0.65$) between the **PM** content of the pellets and the sand. It was evidenced that natural impacts also directly influenced the density of ghost crabs, such as the limited number of burrows in **TS** associated with natural morphodynamic changes in the availability of sandy areas. Therefore, anthropic activities (sports, tourism, among others) that take place on the beach can generate the displacement of crabs, which is why *O. gaudichaudii* is presented as a bioindicator of disturbed environments in these natural systems.

Keywords: Burrows, microplastics, contaminants

1. INTRODUCCIÓN

Las playas arenosas son recursos costeros importantes a nivel mundial, brindando actividades turísticas y hábitats para vertebrados amenazados, siendo el soporte de la base económica de comunidades humanas cercanas y de la riqueza biológica que existen en ellas (Lucrezi et al., 2009; Piqueras, 1999). Entre de los servicios ecosistémicos proporcionados por estas playas, se pueden mencionar el uso que se les da para la recreación de las poblaciones humanas locales y foráneas (Merlotto et al., 2019), el acceso al mar para las embarcaciones de los pescadores artesanales, el acceso a recursos pesqueros enterradores en la arena (almejas de los géneros *Donax*, *Tivela*, *Amarillodesma* o crustáceos de los géneros *Hippa* y *Emerita*) que se alimentan filtrando el agua, e inclusive el servir de área de anidación de tortugas marinas, lo que contribuye a la conservación de recursos genéticos (Granados Sánchez et al., 2009).

Estos recursos, se pueden ver perturbados por la presencia de contaminantes sólidos que se acumulan en las playas arenosas de todo el planeta (Gullosa & Vega, 2011). En particular, los residuos plásticos de lenta degradación pueden convertirse por fraccionamiento mecánico en microplásticos y agravar más aun el problema de los contaminantes sólidos en las playas, pues su pequeño tamaño permite una dispersión mayor y que puedan ser ingeridos por diversas especies animales (Elieser, 2014; Sagot Valverde, 2022). En este sentido, la magnitud de microplásticos en estas zonas de arena refleja la magnitud de contaminación por basura en las aguas costeras adyacentes (Villamar Lucas, 2022; Mendoza Muñoz, 2018).

La contaminación por microplásticos en el mundo se ha incrementado en los últimos años (Elías, 2015). La degradación química de los mismos, al combinarse con productos químicos adsorbidos por el organismo, puede desencadenar problemas en el metabolismo de los organismos acuáticos, ya que, existe la posibilidad que estos residuos terminen en el tracto digestivo de la mayoría de los animales (Hengstmann et al., 2018; Mendoza Muñoz, 2018;

Elías, 2015). La contaminación por microplásticos es uno de los problemas a los que se enfrentan las playas arenosas (Goti et al., 2019). Su presencia es un problema complejo, y se consideran como tales aquellas partículas de 5 mm de diámetro como máximo (Condor et al., 2019; Sarria-Villa & Gallo-Corredor, 2016). Además, su distribución está en todos los ecosistemas, y, al no tener una gestión adecuada, persisten, se bioacumulan y se degradan lentamente permaneciendo en el ambiente, pudiéndose encontrar en la superficie de los océanos, la columna de agua, los fondos marinos, costas e incluso en la biota (Astorga-Pérez, 2020; Cruz-Salas & Alvarez-Zeferino, 2020; Godoy-Balcarcel et al., 2020; Morillas et al., 2020; Ramírez, 2018).

Las playas arenosas constantemente están expuestas a los impactos naturales y antrópicos que pueden afectar directamente a las poblaciones de organismos costeros llevándolos a desplazarse por pérdida de hábitat o causando incluso su desaparición del lugar (Gül & Griffen, 2020; Scordo et al., 2017; Teta et al., 2014). Los vertidos urbanos e industriales, la pesca, transporte y actividades de turismo que se desarrollan dentro de las zonas de playas las degradan, causando disturbios que impactan la diversidad, funcionamiento y el servicio ecosistémico de las áreas intermareales costeras (Hines et al., 2021; Pérez & Castro, 2012; Panario & Gutiérrez, 2005). La zona intermareal representa una relación directa entre el sistema marino y terrestre, existiendo un intercambio de materiales (orgánicos e inorgánicos), contaminantes y agua subterránea, siendo hábitat de muy diversos organismos, entre los que se cuentan moluscos, anfípodos, isópodos, insectos, cangrejos fantasmas (Galvín, 2008; Ponce Alonso, 2002). Este último es de gran importancia, pues se lo considera como indicador de ecosistemas no perturbados. Además, pertenecen al género *Ocypode*, que son braquiuros semiterrestres más comunes de playas arenosas en zonas tropicales y subtropicales (Zambrano, 2022; Lim et al., 2016; Coto, 2014; Barros, 2001; Lanza-Espino & Pulido, 2000).

El cangrejo fantasma, *Ocypode gaudichaudii* H, Milne Edwards & Lucas, 1843, se distribuye desde Baja California – México hasta las costas de Chile, incluidas las Islas Galápagos (Pastor Cuba et al., 2018). Su dieta se basa desde pequeños artrópodos, detritos y algas, tienen hábitos diurnos, excavan madrigueras con grandes profundidades en la zona litoral de playas arenosas (Arueira et al., 2022; Costa et al., 2021). Dado que estas madrigueras se taponan con facilidad por la baja compactación de la arena, se considera que un método eficaz para medir la densidad de la población de estos crustáceos es contar las madrigueras abiertas, considerando que una galería es un individuo, ya que son extremadamente territoriales (Ocaña et al., 2016; Lim et al., 2016; Blankensteyn, 2006). Estos decápodos son bioindicadores de perturbaciones antrópicas, ya que son sensibles y poco tolerantes a los cambios naturales por actividad humana (Briones y Zambrano, 2022).

Los cangrejos fantasmas son organismos distribuidos en la zona intermareal de las playas arenosas del Ecuador, siendo organismos abundantes en la provincia de Manabí, la cual tiene 350 km lineales de playa. En el presente estudio se evaluaron los cambios en la densidad de *O. gaudichaudii* como bioindicador del impacto antropogénico en el litoral costero de la provincia de Manabí.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en tres playas arenosas: Murciélagos ($0^{\circ}56'21.06''\text{S}$ - $80^{\circ}43'49.62''\text{O}$), Tiñosa ($0^{\circ}57'26.7''\text{S}$ - $80^{\circ}49'29.9''\text{W}$) y San Lorenzo ($0^{\circ}59'35.58''\text{S}$ - $80^{\circ}51'25.88''\text{O}$) pertenecientes a la provincia de Manabí, Cantón Manta, Ecuador (**Fig. 1**). En la región de estudio se distinguen dos épocas climáticas, una húmeda-cálida de enero a abril y la seca-fría de mayo a diciembre (Aerts et al., 2004).

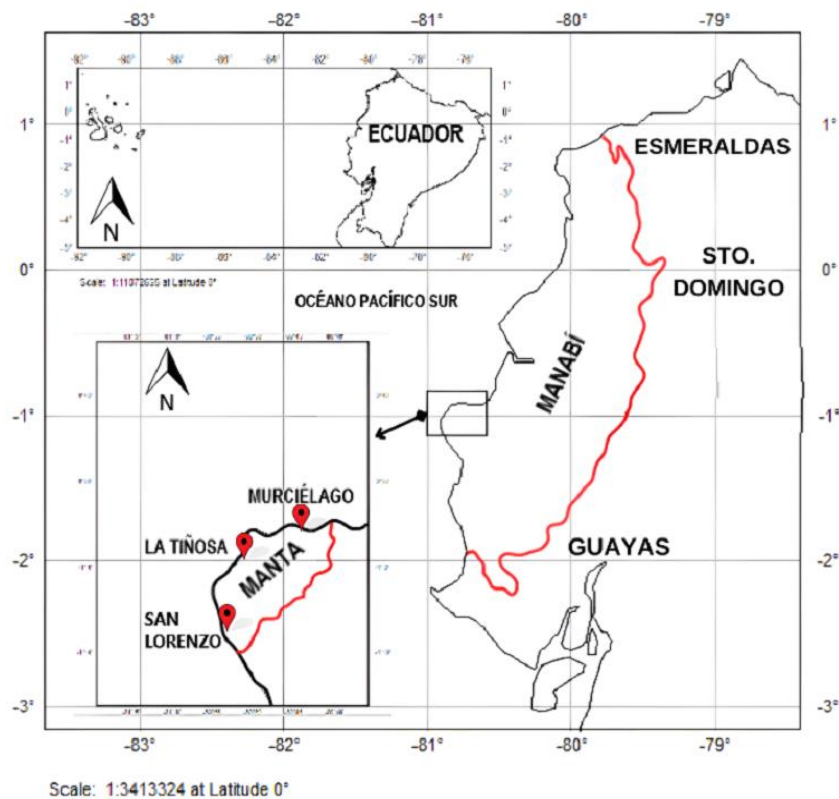


Figura 1. Ubicación geográfica de las playas evaluadas en el presente trabajo, San Lorenzo, La Tiñosa y Murciélago, del Cantón Manta, provincia de Manabí, Ecuador.

Manta es una de las ciudades importantes económicamente de Ecuador. Es sede de la flota industrial atunera del país y cuenta con numerosas embarcaciones artesanales que operan desde sus playas. En la ciudad están instaladas numerosas empresas procesadoras de productos pesqueros. La Playa Murciélago es un espacio recreacional (urbano) en el centro de Manta, y cuenta con importantes vías de acceso, restaurantes y otros lugares de entretenimiento lo que la hace una zona con un gran número de turistas que la visitan anualmente, siendo el centro del flujo turístico local (Pisco, 2021). La segunda playa seleccionada fue La Tiñosa, la cual tiene poca accesibilidad debido a su ubicación rural, y se llega a ella por un costado del estero seco que desemboca en la misma. Su paisaje está conformado por acantilados rocosos y dunas de arenas (Moreira & Vera, 2021). San Lorenzo es una playa rural que forma parte del Bosque de Pacoche y se seleccionó por su ubicación dentro de un área protegida. Se caracteriza por formaciones rocosas, cuenta con un

desembarcadero de botes artesanales y una playa con frecuencia intermedia de visitantes, siendo, además, un área de anidación de tortugas (Montilla et al., 2021).

Dentro de las playas se seleccionaron dos sitios de muestreo para ser monitoreados el mismo día, zona de bajo impacto (**BI**) con menos concurrencia de personas o estructuras de hormigón; y la zona de alto impacto (**AI**), influenciada por la presencia o visita de un número elevado de personas, presencia de estructuras como restaurantes, cabañas entre otras (Costa et al., 2019). En cada una de las zonas de muestreo se realizaron tres transectos separados cada uno por 5 m. Cada transecto se inició con la detección de las primeras madrigueras de cangrejo fantasma y se finalizó al no encontrar más madrigueras (Barros, 2001). En cada zona monitoreada se registraba temperatura ambiente con un Termohigrómetro Digital Alarma Htc1 para medir la temperatura ambiental y la del suelo a 10 cm de profundidad con un Termómetro Digital para cocina, ambos con precisión 0,1 °C. Además, se contaba *in situ*, el número de personas observadas como potenciales variables naturales de predicción (Costa & Zalmon, 2019). Todos los parámetros antes mencionados se realizaban al inicio y al final de cada muestreo y en marea baja. En total se realizó un muestreo mensual en cada playa, por lo que fueron tres muestreos cada mes respectivamente por cada área de estudio, con un total de doce (12) meses.

Las cuadratas que se usaron para el monitoreo (**Fig. 2**) fueron hechas de cuerda y estacas de hierro, con medidas de 5 m (paralela al mar) por 3 m (perpendicular al mar). En cada cuadrata se tomaron datos como número de partículas de plásticos presentes (macro plásticos **MAP**), número de madrigueras de cangrejos (mad), número de partículas de materia orgánica (**MO**) y número de partículas de materia inorgánica (**MI**).

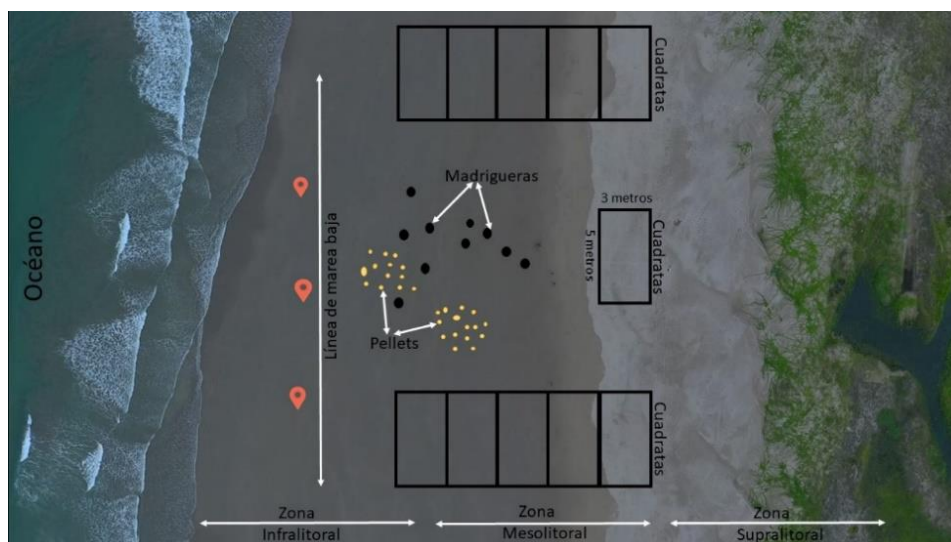


Figura 2. Esquema de monitoreo *in situ*, cuadratas (3x5 m), puntos rojos (toma de arena), puntos negros representación de madrigueras, puntos cafés representación de pellets.

Se recolectaron dos tipos de muestras de arena; una correspondió a la arena en la línea de marea baja y la otra a los pellets (bolas resultantes de forrajeo de los cangrejos). La arena tomada de la línea de marea baja se tomó con una espátula y se recolectaba 50 cm³ en tres puntos de forma aleatoria por cada zona de las tres playas monitoreadas y se etiquetaron las mismas. Para el secado de muestras se colocó cada una en una bandeja de aluminio y se expuso al ambiente por 12 horas, (la temperatura ambiental promedio fue de unos 24°C durante el secado). Luego del secado, se colocaron en bolsas y se trasladaron al laboratorio para el respectivo análisis.

En el laboratorio cada muestra recolectada por zona y por playa, fue filtrada por diferentes tamices (5 mm, 2 mm, 1 mm y 300 µm). Para la extracción de las partículas presentes de micro plásticos, se procesó el material recolectado, en el tamiz de 300 µm, aplicándole 250 ml de solución de NaCl saturada (358,9 g NaCl/ 1 L de agua), se agitó por unos segundos y se dejó reposar por 6 h. Luego, las partículas en suspensión fueron recolectadas, por papel de filtro de celulosa Whatman No. 20 usando una bomba de vacío (Besley et al., 2017). Cada muestra se colocó en cajas Petri con etiquetado, dejándolas secar por 24 horas al ambiente para su observación en el estereomicroscopio con el objetivo de 4X.

Los microplásticos se definen como fragmentos menores de 5 mm (De-la-Torre, 2019), y se clasificaron en fragmentos duros, fibras, pellet/esfera, película, fragmentos blandos, espuma, haz de fibras (Purca & Henostroza, 2017), además, se describió también por colores.

Análisis de datos

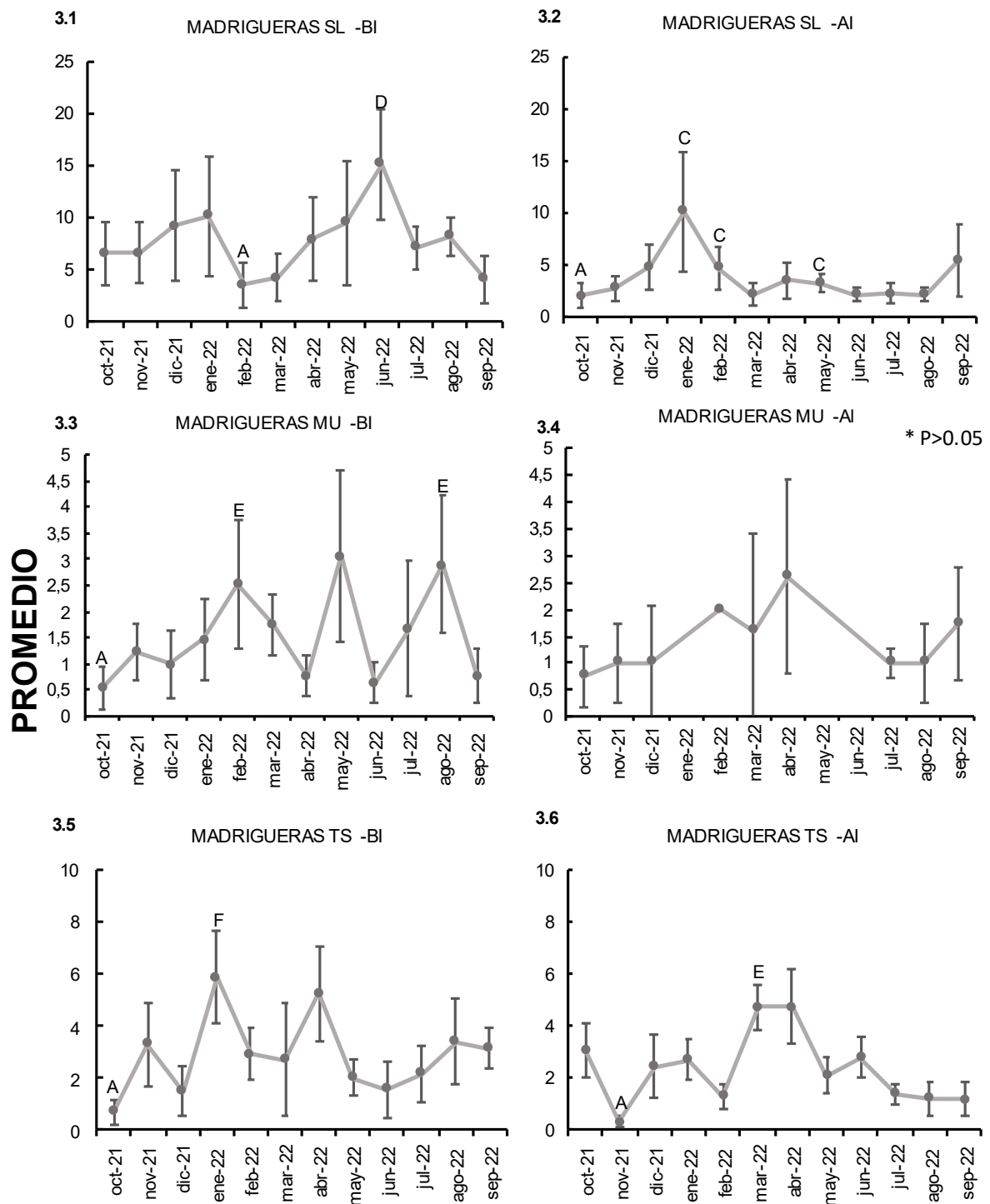
Los datos se vaciaron en hojas de cálculo Excel. Los cambios mensuales en la densidad de los parámetros evaluados se midieron mediante pruebas de ANOVA de una vía. Previamente se verificó la normalidad de los datos por medio de pruebas de Kolmogorov-Smirnov, y la homocedasticidad con pruebas de relación de varianzas. Cuando los datos no cumplían con los supuestos de normalidad ni homocedasticidad, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis no paramétrica. Las comparaciones entre zonas y entre playas se utilizó la prueba t de Student. Para medir la correlación entre el impacto antrópico sobre la densidad del cangrejo fantasma, se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson. Todo el tratamiento estadístico se realizó con un nivel de confianza de 0.05, utilizando el software Infostat 2020 (www.infostat.com.ar) y Statgraphics Centurion XIX (www.statgraphics.net).

3. RESULTADOS

Se registró un total de 5190 madrigueras en las tres playas evaluadas, y se notaron diferencias entre los promedios registrados por cada zona de las playas. Para San Lorenzo **BI** en el mes de febrero se presentó la menor densidad de agujeros 3,57 mad/cdt (madrigueras por cuadratas, **Fig. 3.1**). Para la zona de alto impacto (**AI**) en San Lorenzo, octubre presentó la menor densidad de madrigueras por cuadratas (2,02) y la mayor densidad se registró en el mes de enero con 10,12 mad/cdt (**Fig. 3.2**). Murciélago en **BI** los meses con menores densidades fueron octubre 2021, abril y septiembre 2022, siendo octubre el menor con un promedio de 0,53 madrigueras por cuadratas registradas dentro de la zona y los meses con picos altos fueron febrero, mayo y agosto 2022, este último con un promedio de 2,91 madrigueras por cuadratas (**Fig. 3.3**); para Murciélago **AI**, el menor promedio registrado

lo tuvo enero con ausencia de madrigueras, mientras que el mayor promedio se observó en abril con 2,60 mad/cdt (**Fig. 3.4**). Para La Tiñosa en su zona de bajo impacto (**BI**) el pico más bajo fue de 0,69 madrigueras por cuadratas en el mes de octubre 2021 mientras que el pico más alto lo tuvo enero con 5,85 madrigueras por cuadratas (**Fig. 3.5**). En la zona de alto de impacto de La Tiñosa el promedio más bajo se registró en noviembre 2021 con 0,33 madrigueras por cuadratas y 4,73 madrigueras por cuadratas en el mes de marzo 2022 siendo el mayor promedio registrado en la zona durante los doce meses de monitoreo (**Fig. 3.6**).

Se registró 2689 partículas de Macro plásticos entre las tres áreas monitoreadas, en San Lorenzo bajo impacto se obtuvo un promedio bajo de 0,21 plásticos/cdt en el mes de febrero 2022 y un promedio mayor en el mes de julio 2022 con 7,14 plásticos por cuadratas (**Fig. 4.1**); para la zona **AI** de la misma playa mencionada el menor promedio registrado se dio en el mes de marzo 2022 con 0,28 plásticos/cdt y el promedio más alto en el último mes de monitoreo septiembre 2022 con 7,42 plásticos por cuadratas (**Fig. 4.2**). En Murciélago **BI** el promedio de plásticos más bajos se registró en octubre, noviembre, diciembre de 2021, abril, mayo junio, julio y septiembre de 2022 con menos de 0,2 plásticos/cdt, mientras que los meses que tuvieron promedios altos fueron marzo y agosto de 2022, este último mes de monitoreo obtuvo el mayor promedio de plásticos con 0,91 por cuadratas (**Fig. 4.3**). Murciélago **AI** registró promedios bajos de plásticos por cuadratas para el mes de marzo con 0,2 plásticos y para la misma zona el pico alto fue en julio con 9 plásticos, el restante de meses no contabilizo plásticos (**Fig. 4.4**). Para **TS** en **BI** el promedio más alto se reflejó en Julio con 4,83 plásticos/cdt, mientras que para el resto de los meses el promedio fue menos de 0,30 plásticos/cdt (**Fig. 4.5**); en **AI** para noviembre 2021 y enero 2022 se registraron los promedios más bajos con 0,04 plásticos/cdt, mientras que los meses con mayor promedio de plásticos por cuadratas fueron en mayo, junio y julio, siendo junio el pico más alto con 6,23 plásticos (**Fig. 4.6**).



MESES

Figura 3. Gráficos de los promedios mensuales de las madrigueras de las tres playas por cada zona por los doce meses monitoreados. Murciélago (MU), San Lorenzo (SL), La Tiñosa (TS). Alto impacto (AI), Bajo impacto (BI). Los meses con letras pertenecen a los grupos estadísticos, los meses sin letras la prueba estadística no pudo separarlos.

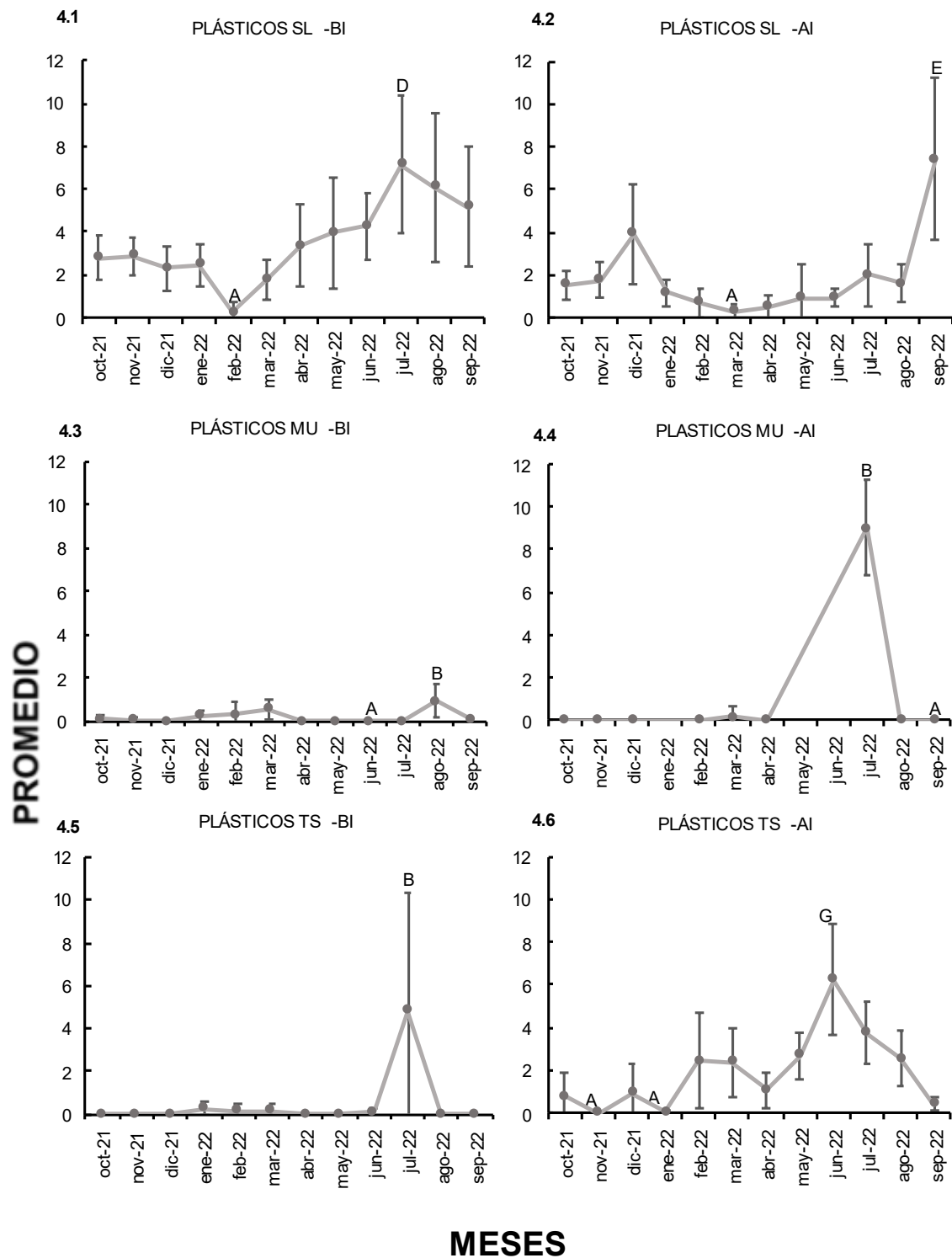


Figura 4. Gráficas de los promedios mensuales registrados para plásticos en las tres playas de manta por zonas de impacto durante los doce meses de monitoreo. Murciélago (MU), San Lorenzo (SL), La Tiñosa (TS). Alto impacto (AI), Bajo impacto (BI). Los meses con letras pertenecen a los grupos estadísticos, los meses sin letras la prueba estadística no pudo separarlos.

La materia orgánica contabilizó 3168 partículas, las playas representaron diferencias de promedios, se observó que en **TS BI** para abril 2022 el promedio bajo de **MO** fue de 0,22 mo/cdt, mientras que, para julio 2022 hubo un promedio alto de 3,41 mo/cdt (**Fig. 5.1**), para la zona de alto impacto de la misma playa mencionada los promedios fueron bajos para el mes de abril 2022 con 2,34 mo/cdt y para el mes de julio 2022 se registró más con 12,83 mo/cdt (**Fig. 5.2**). En **SL BI**, febrero 2022 fue el único mes con el promedio más bajo y para agosto 2022 registró el más alto 7,41 mo/cdt (**Fig. 5.3**), mientras que para **AI** el mes de febrero 2022 tuvo el promedio bajo de 0,10 mo/cdt y para el mes de julio se obtuvo el más alto con 7,7 mo/cdt (**Fig. 5.4**). Para murciélagos en **BI** se registró que para los meses de enero 2022 y abril 2022 tuvieron promedio de bajo mientras que para agosto 2022 fue el más alto con 3,72 mo/cdt (**Fig. 5.5**), para la zona de **AI** de la misma playa solo en julio hubo materia orgánica con el promedio de 0,37 mo/cdt y para los demás meses no se encontró **MO** (**Fig. 5.6**).

En cuanto a Materia Inorgánica se contabilizó 851 partículas en las tres playas, se obtuvieron diferencias entre sus promedios, para San Lorenzo **BI** en el mes de Mayo 2022 se tuvo menos Materia Inorgánica por cuadratas (mi/cdt) con el promedio de 0,63 y el más alto lo tuvo el mes de Noviembre 2021 con el 3,75 mi/cdt (**Fig. 6.1**), para **AI** de la misma playa en el mes de febrero 2022 el promedio fue bajo con 0,42 mi/cdt y el alto fue en el mes de septiembre 2022 con 6,20 mi/cdt (**fig. 6.2**), en **MU BI** en el mes de diciembre no se encontró Materia Inorgánica y para el mes de Agosto 2022 se registró promedio de 0,36 mi/cdt (**Fig. 6.3**); en **AI** solo se observó que en el mes de Julio 2022 se obtuvo el promedio de 0,25 de Materia Inorgánica por cuadratas (**Fig. 6.4**), para **TS BI** el promedio bajo se obtuvo en el mes de Abril 2022 con 0,05 mi/cdt y el que tuvo más Materia Inorgánica fue en el mes de julio 2022 con 0,25 mi/cdt (**Fig. 6.5**), en **AI** de la misma playa se reportó que en el mes de Noviembre 2021 no se registraron materia inorgánica, pero en el mes de Julio tuvo un promedio de 1,20 mi/cdt (**Fig. 6.6**).

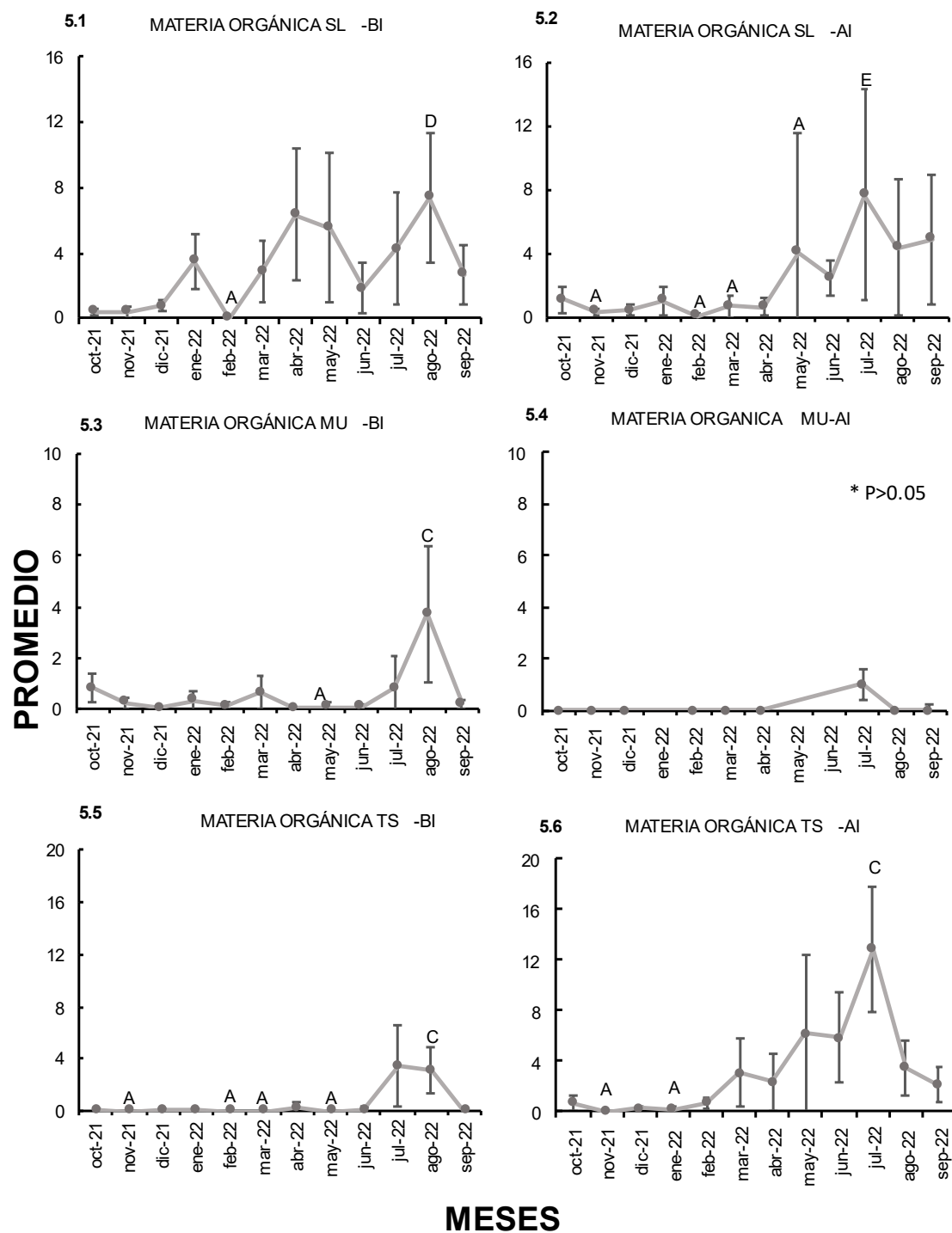


Figura 5. Gráficas de los promedios mensuales registrados para materia orgánica en las tres playas de manta por zonas de impacto durante los doce meses de monitoreo. Murciélago (MU), San Lorenzo (SL), La Tiñosa (TS). Alto impacto (AI), Bajo impacto (BI). Los meses con letras pertenecen a los grupos estadísticos, los meses sin letras la prueba estadística no pudo separarlos.

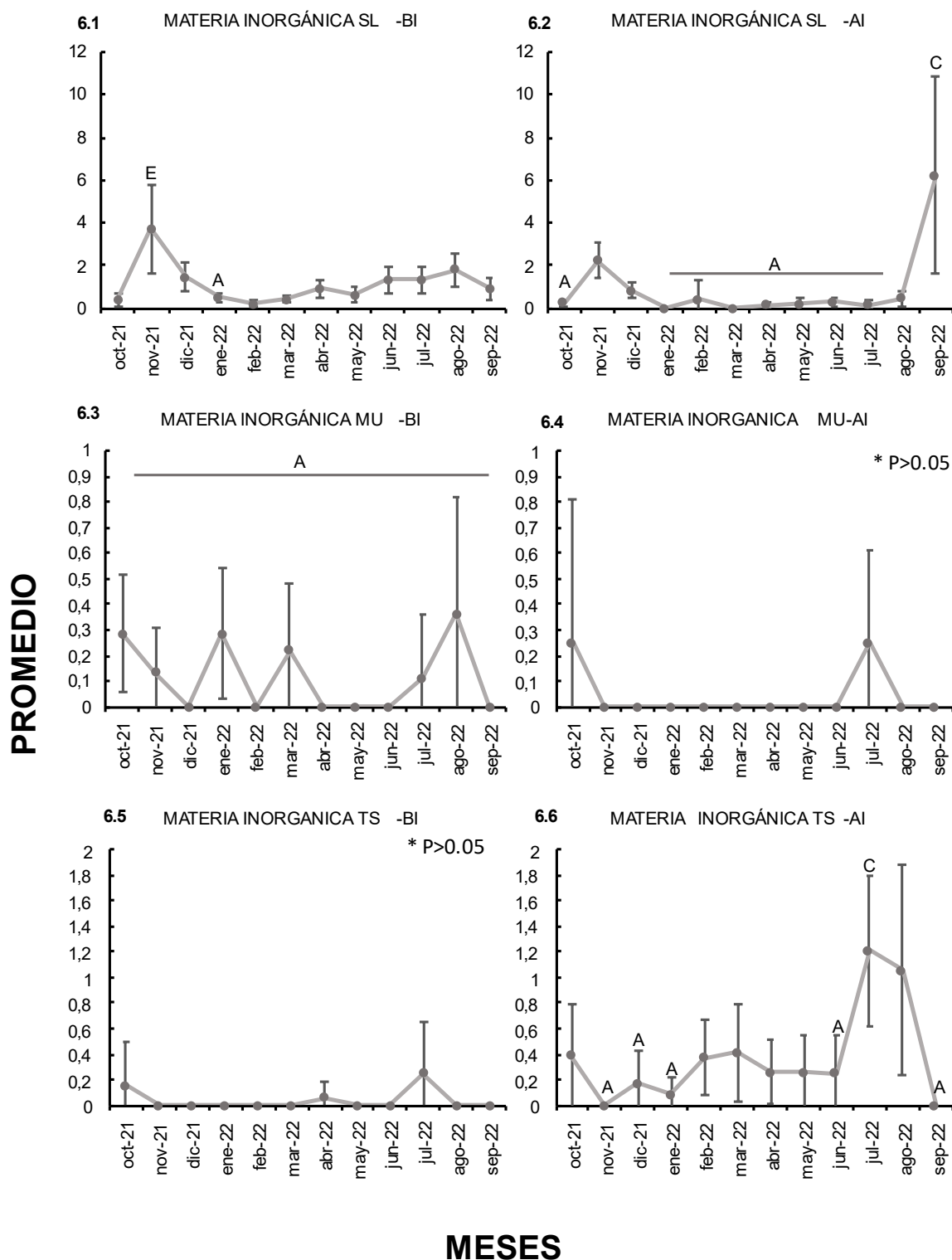


Figura 6. Gráficas de los promedios mensuales registrados para materia inorgánica en las tres playas de manta por zonas de impacto durante los doce meses de monitoreo. Murciélago (MU), San Lorenzo (SL), La Tiñosa (TS). Alto impacto (AI), Bajo impacto (BI). Los meses con letras pertenecen a los grupos estadísticos, los meses sin letras la prueba estadística no pudo separarlos.

Respecto al promedio anual de las temperaturas por época climática, para suelo en invierno fue 31,73°C (DE 2,31; 34,04°- 29,41°), mientras que el promedio de la temperatura ambiental en invierno fue de 34,68°C (DE 3,22; 37,91°- 31,45°). Durante el verano, el suelo presento un promedio de 27,71°C (DE 1,49; 29,21°- 26,22°) y la temperatura ambiental fue 28,84°C (DE 1,71; 30,56°- 27,13°). El promedio anual del suelo para las tres playas fue de 29,8°C, mientras que, para la temperatura de ambiente anual fue de 31,95°C (**Tabla 1**).

Tabla 1. Temperatura promedio ambiental y de suelo anual registradas en cada playa y zona de impacto respectivamente. Murciélago (**MU**), San Lorenzo (**SL**), La Tiñosa (**TS**), Zona Bajo Impacto (**BI**) Zona Alto Impacto (**AI**).

	Temperatura Suelo		Temperatura Ambiente	
Playas/Zonas de impacto	BI	AI	BI	AI
SL	29,8°C	29,5°C	31,82°C	31,8°C
MU	30,1°C	29,7°C	32,2°C	32°C
TS	30°C	29,7°C	32,1°C	31,8°C

Los resultados en la prueba de Kruskal-Wallis presentaron diferencias estadísticamente significativas (K-W) $p < 0.05$, entre el número (n) de madriguera, n de macro plásticos, materia orgánica e inorgánica para las comparaciones de Murciélago, La Tiñosa y San Lorenzo en la zona de **AI** y **BI** (**fig. 7**). De la misma forma se realizó de manera específica en cada playa la comparación entre la zona de menor perturbación con la de mayor perturbación donde se determinó que en San Lorenzo (**BI** y **AI**) y La Tiñosa (**BI** y **AI**) existieron diferencias significativas (K-W, $P < 0.05$). Sin embargo, en Murciélago **BI-AI**, para número de madrigueras, partículas de plásticos y de elementos de materia inorgánica no existieron diferencias significativas ($P > 0.05$) exceptuando la materia orgánica en las que si hubo diferencias significativas entre playas ($P < 0.05$) (**Fig. 8**).

El análisis de correlación entre los parámetros abióticos y número de personas con el número de madrigueras registradas mostró una fuerte correlación inversamente proporcional entre San Lorenzo **BI** y la presencia de personas ($r = -0.6181$) (**Fig. 9**).

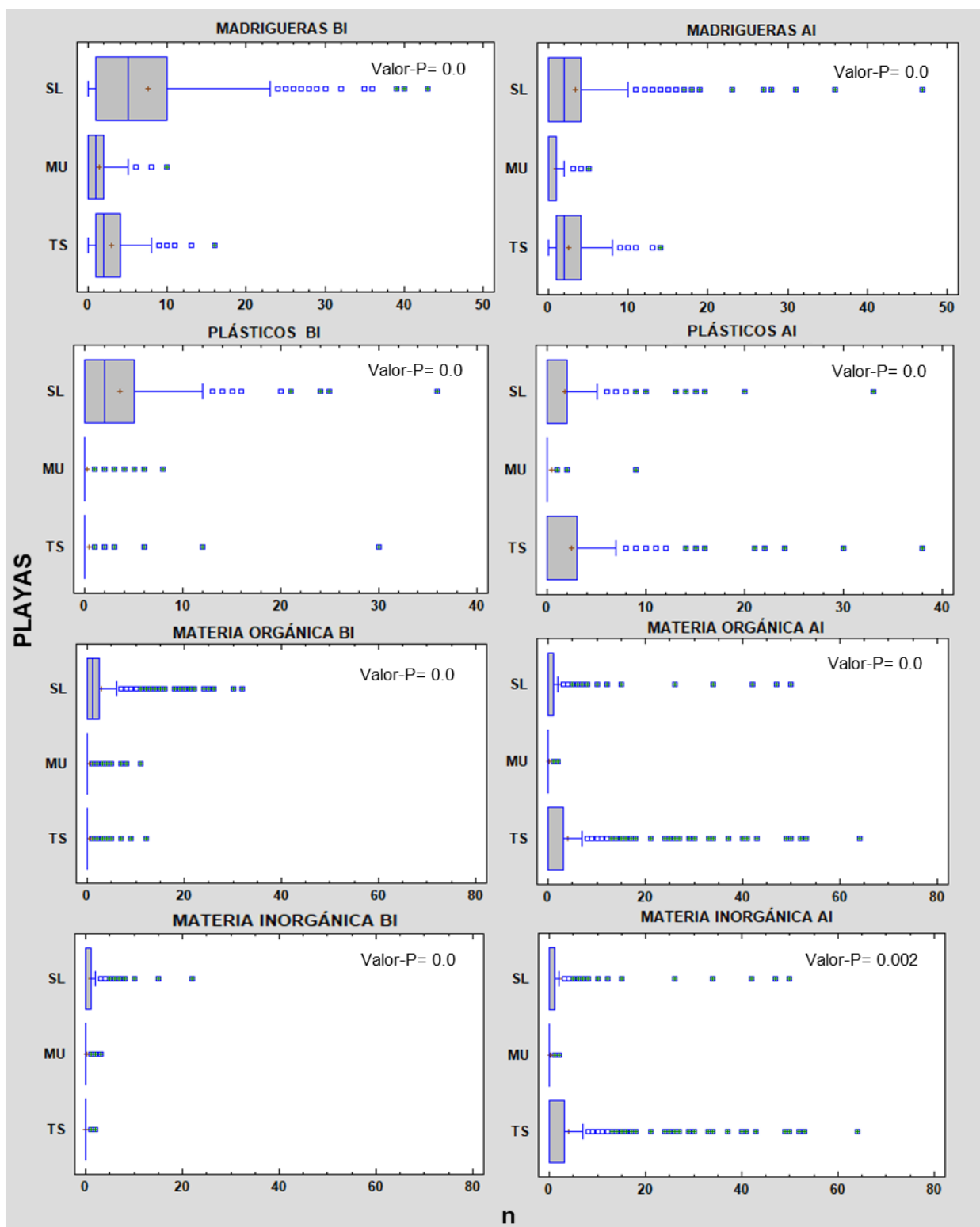


Figura 7. Diagrama de cajas y bigotes de comparaciones generales de las zonas de bajo (BI) y alto (AI) impacto en las tres playas de Manta. Murciélago (MU), San Lorenzo (SL), La Tiñosa (TS). Eje de las X pertenecen al n contabilizado para cada parámetro, eje de las Y corresponden a las playas comparadas.

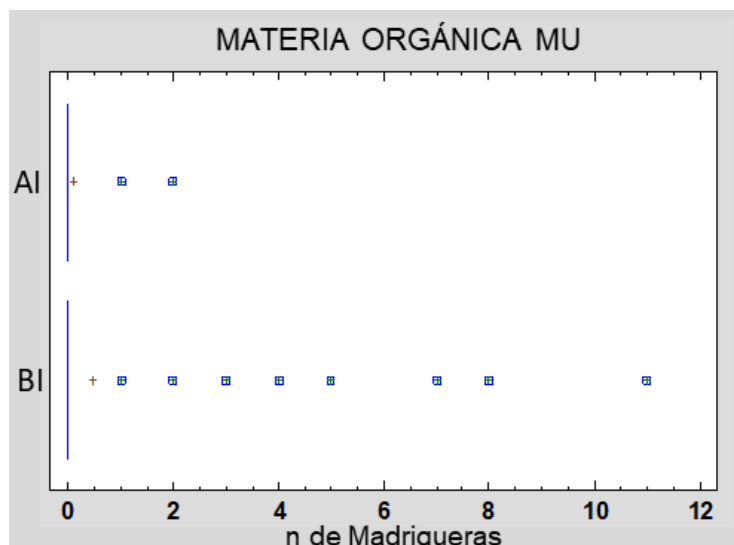


Figura 8. Diagrama de cajas y bigotes de la comparación de las zonas de materia orgánica en la playa Murciélago. Alto impacto (AI), Bajo impacto (BI). Murciélago (MU).

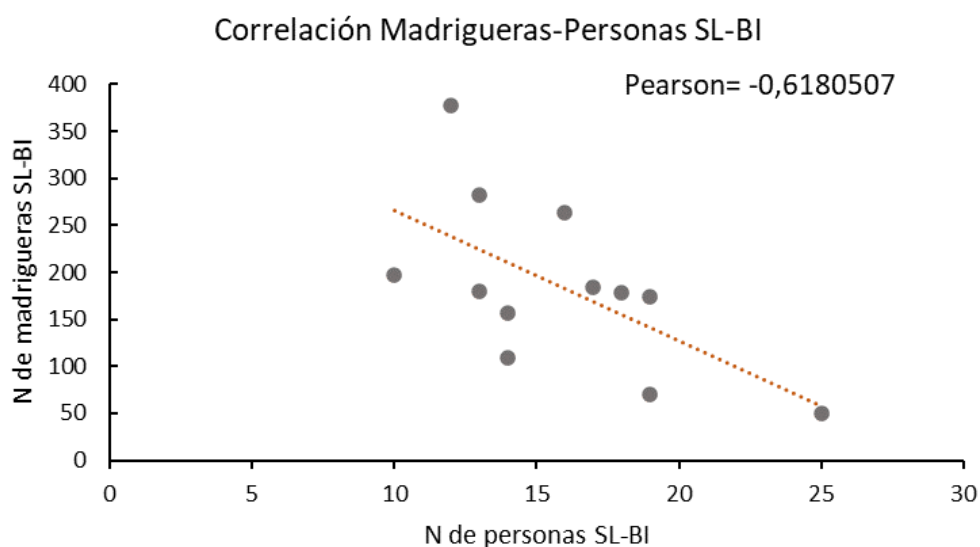


Figura 9. Relación entre el número de madrigueras con el número de personas visitantes observadas en la playa de San Lorenzo bajo impacto (SL-BI) al momento del muestreo.

Los microplásticos registrados en las playas del presente estudio fue de 564 partículas en total. No se registraron diferencias significativas en la densidad de microplásticos presentes en la arena entre las tres playas evaluadas para arena (ANOVA, $F=0,02$, $P>0,05$) ni en el contenido de microplásticos en los pellets (ANOVA, $F=1,69$, $P>0,05$). El contenido promedio de microplásticos en la arena (10,5 part/250 g) se redujo en un 44% en los pellets (5,61 part/250 g), (Fig. 10). En las tres playas se encontró una dominancia de haz de fibras y los

colores que más se encontraron fueron el negro, azul, transparente, rojo, café, verde y amarillo.

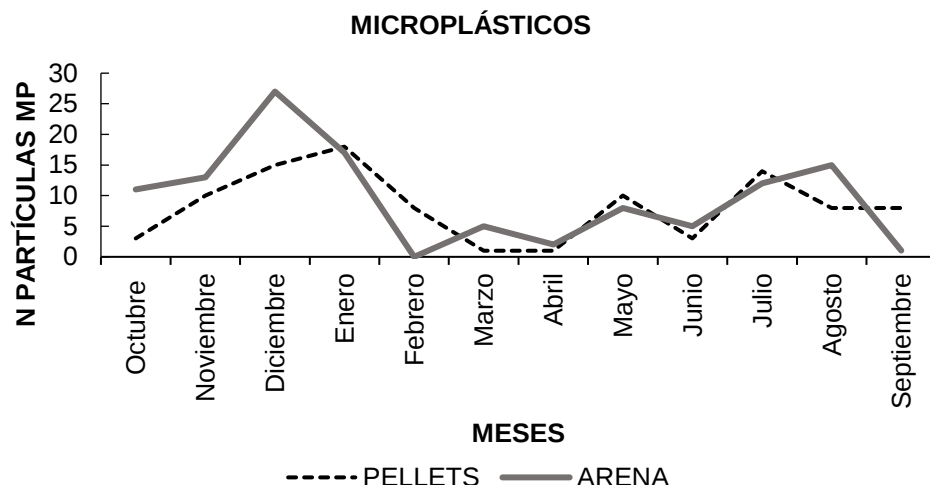


Figura 10. Gráfico de n de partículas de microplásticos (MP) encontrados en los doce meses de monitoreo para la playa de La Tiñosa (TS).

Los resultados para microplásticos en pellets mostró que existió una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas ($P < 0.05$), y para arena se mostró que ($P > 0.05$) no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel del 95.0% de confianza (Fig. 11).

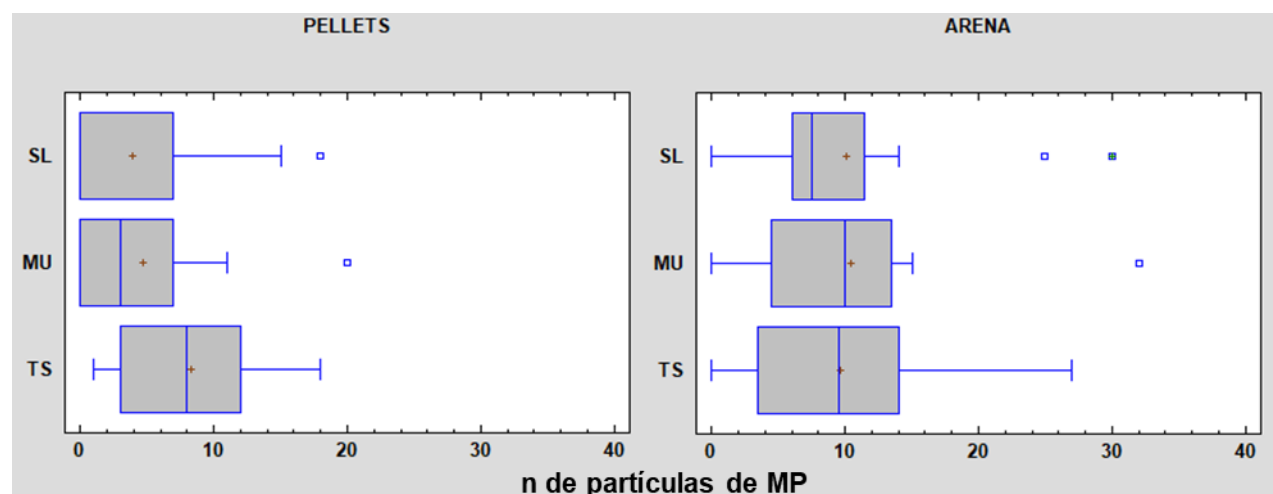


Figura 11. Densidad de microplásticos de las tres playas evaluadas (arena y pellets) Murciélago (MU), San Lorenzo (SL), La Tiñosa (TS).

4. DISCUSIÓN

El promedio de madrigueras difirió entre las zonas muestreadas, San Lorenzo y La **TS** bajo impacto (**BI**) fueron las playas que más promedios de galerías tuvieron, junio siendo el mayor promedio para **SL** (15,08) y en enero para **TS** (5,85). Esto puede atribuirse a que son zonas de menos concurrencia de personas, al estar lejos de los sitios de ubicación de lanchas artesanales asociadas a los comuneros de la playa y zonas de recreación como lo son carpas playeras, Por su parte, San Lorenzo y Murciélagos alto impacto (**AI**) tuvieron promedios inferiores de galerías registradas por debajo 10 galerías por mes, debido a la cercanía de turistas locales y extranjeros que cruzan por el sendero de la playa hacia el mirador de la reserva marino-costero Pacoche en la playa de San Lorenzo, y en Murciélagos, por ser un sector hotelero y adicional a esto el número de locales de comida en el área. Según Acuña (2015), Acosta (2016) y Costa et al. (2020), esto es una condición preponderante debido que las actividades recreacionales, laborales y de movilización de vehículos causan mortalidad en los organismos de la zona de playas.

Al respecto, Silva y Calado (2013) reportan que 14,9% de galerías se registraron en zonas impactadas y 27% en zonas con menos perturbación en una playa de Brasil. de Oliveira et al. (2017) reportan 2262 madrigueras en una playa de Brasil de poco acceso a las personas, con características similares a Tiñosa (1378 madrigueras), mientras que Pombo y Turra (2013) reportan 274 madrigueras en 9 playas de bajo impacto antrópico en Brasil. Silva y Calado (2013) consideran que el uso del número de madriguera del cangrejo fantasma es un indicador eficaz para los impactos antropogénicos que hay en las playas arenosas, ya que, por el constante pisoteo de las personas, se obliga a los cangrejos a desplazarse, y, a pesar de que en la playa no pueden ingresar vehículos, esto no se respeta y en la arena se pudo observar huellas de neumáticos, lo que causa la mortalidad de los organismos (Costa et al., 2020; Gül & Griffen, 2020). Esto concuerda con el hecho de no encontrar tantas madrigueras

en las zonas de **AI** en San Lorenzo y Murciélago, mientras que en la zona de menor impacto se encontró mayor número de madriguera, pero también existió perturbación de pisadas de personas y pisadas de perros en Murciélago **BI**, lo que afecta negativamente las poblaciones de *O. gaudichaudii* al aplastarlos o enterrar sus madrigueras. Se estima que esto interfiere en los ciclos reproductivos del cangrejo indirectamente o alterando su entorno (Steiner y Leatherman, 1981).

La Tiñosa es la segunda playa con mayor densidad de madrigueras debido a que es un sitio con difícil accesibilidad. Sin embargo, en esta playa se registraron diferencias entre zonas de menor impacto y una cantidad disminuida de madrigueras que la zona de mayor impacto. Se observó que La Tiñosa, aun siendo una zona de bajo impacto, pasó de arenosa a rocosa con pocas dunas, desplazando a las poblaciones de *O. gaudichaudii*. Se estima que esto se debe a los cambios morfodinámicos que existen en las playas por influencia del oleaje, viento, e incluso factores antrópicos que pueden modificar una zona dentro de sí misma (Gül & Griffen, 2020; Celentano, 2014; Rodríguez, 2011; Ramírez y Cáceres, 2007).

En cuanto a la cantidad de macro plásticos presentes en la arena, se observó que en la zona **BI** de San Lorenzo se registró más partículas con 7,14 plásticos por cuadrata, mientras que la cantidad fue menor en zonas equivalentes de las playas Murciélago y La Tiñosa. En las zonas de alto impacto de La Tiñosa y San Lorenzo, se observó mayor cantidad de macro plásticos por encima de 7 plásticos por cuadrata, sustancialmente más que en Murciélago 2,12 plásticos por cuadrata. San Lorenzo, sin embargo, tuvo la mayor cantidad de plástico registrada a pesar de pertenecer a una reserva ecológica. Cingolani et al. (2015), reporta que las personas tienden a dejar basura en playas grandes a pesar de existir señaléticas que lo prohíban, en comparación con playas más pequeñas como lo es La Tiñosa. Esta última, a pesar de su escasa extensión, fue la segunda playa con más plásticos y se estima que se

debe a que los vientos y el oleaje trasladan basura hacia la playa proveniente de otras playas (Pinchi, 2022; Sánchez, 2017).

En San Lorenzo y Tiñosa se registraron los más altos niveles de materia orgánica, en las dos zonas de la playa, mientras que, en Murciélago, la densidad de materia orgánica evidenciarse diferencias entre las dos zonas **BI** y **AI**. La zona **BI** de San Lorenzo presentó los niveles elevados de materia orgánica en el mes de agosto con el promedio de (7,41) también para **AI** en el mes de julio con el promedio de (7,7), Sin embargo, tuvo cantidad alta de materia orgánica registrada a pesar de pertenecer a una reserva ecológica, seguida de Tiñosa **BI** en julio con promedios de (3,41) y en el mes de julio **AI** se registró el promedio más alto (12,83) esta playa a pesar de su escasa extensión fue la segunda playa con más materia orgánica y se estima que se debe a que los vientos y el oleaje trasladan basura hacia la playa proveniente de otras playas. En Murciélago **BI** se observó una densidad de materia orgánica relativamente elevada, mientras que para **AI** fue la más bajas de todas las zonas al no presentar casi materia orgánica. Las concentraciones de materia orgánica en otras investigaciones, como en playas de Chile (Hernández et al., 1998), México (Rocha-Ramírez et al., 2016; Ramírez, 2012), Venezuela (Nuñez, 2017) y Sudáfrica (McLachlan, 1975) representaron los niveles bajos de contenido orgánico fueron similares con valores de entre 0,6 y 0,05 en promedios de **MO**. La Tiñosa **BI** coincide en algunas zonas de unas playas con los niveles **AI** tiene los niveles más altos que de los estudios mencionados de **MO**.

El contenido orgánico presente en las playas puede ser influenciado por acciones antropogénicas, así como la descomposición de algas, los excrementos de los animales y factores como la desembocadura de ríos (Rocha-Ramírez et al., 2016; Barrera, 2014). Sin embargo, la presencia de **MO** influye positivamente ya que conforma parte de la dieta de los cangrejos, promoviendo su presencia por la mayor disponibilidad de alimento (Peña, 2018; Ocaña et al. 2016).

San Lorenzo en sus dos zonas de impacto fue la playa que mayor cantidad de materia inorgánica. En noviembre, en **BI** se observó una densidad de (3,75) en promedio y septiembre **AI** (6,20), mientras que La Tiñosa en julio **BI** (1,20) se registró más que en julio **AI** (0,25); así mismo, para Murciélagos **BI** en agosto registró mayor nivel de materia inorgánica (0,36) que en la zona de **AI** en el mes de julio (0,25). La presencia de desechos inorgánicos está influenciada por la asistencia de visitantes ya que las actividades antrópicas generan residuos produciendo afectaciones, lo que favorece el deterioro de los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad (Alvarado, 2014; Morel, 2008; Colomina, 2007). Triviño (2021) realizó una evaluación de los componentes de materia inorgánica en playas de Ecuador, mientras que un estudio realizado en Colombia la cantidad de **MI** fue alta en una sola playa (Márquez y Rosado, 2011). En cuanto a la menor cantidad de material inorgánico encontrado en Murciélagos **AI** (0), se estima que podría deberse a la limpieza constante de la zona por ser parte de una playa urbana de calidad turística.

A pesar de que en este estudio no existió relación entre la temperatura de suelo ($r = -0.4626$, $P > 0,05$) y del ambiente ($r = -0.4447$; $P > 0,05$) con el número de madrigueras, autores como Arzola-González (2007) y Cantera et al. (1998) indican que niveles altos de temperatura causan la mortalidad de organismos y la disminución de la diversidad y que los cangrejos tienden a enterrarse cuando ocurre este efecto. **Al** respecto, en el presente estudio se observó que la temperatura del suelo en su superficie es apreciablemente superior a la que se pudo medir a poca profundidad, lo cual permitiría a los organismos que habitan dentro del sustrato estar menos expuestos a las altas temperaturas.

Como resultado de las correlaciones realizadas, se evidenció que existió correlación negativa entre el número de personas y el número de madrigueras en la playa San Lorenzo zona **BI**. Algunos estudios muestran que existe relación entre las personas y las zonas urbanizadas con alto índice de turistas siendo un impacto negativo para los cangrejos la cantidad de

personas por el pisoteo que deja enterradas las galerías o destruyéndolas (Peña, 2018; Lucrezi et al., 2009; Tureli et al., 2009; Turra et al., 2005). El número de madrigueras es un indicador bueno para determinar la abundancia de estos decápodos.

En cuanto a las comparaciones entre meses y entre playas, se observaron diferencias significativas en el número de madrigueras, plásticos, materia orgánica e inorgánica. Las diferencias entre las playas reflejan la influencia de las actividades antrópicas en la biota de las playas, ejemplificado por las zonas de alto y bajo impacto. Excepción a esto se encontró en Murciélagos donde no existieron diferencias significativas en los parámetros evaluados salvo en la cantidad de partículas de materia orgánica. La presencia de **MO** está positivamente relacionada con la presencia de los cangrejos (Peña, 2018; Ocaña et al., 2016).

En cuanto a los microplásticos encontrados en el presente estudio, tanto en volumen, tamaños y colores en todas las playas evaluadas, el número de partículas fue menor (562 part/250 g) a lo reportado (635 par/ 250g) en tres playas arenosas de la costa central de Lima en Perú (Zarate & Iannacone, 2021). Los microplásticos son un riesgo de bioacumulación que puede presentar peligro para la alimentación de seres humanos y pérdida de hábitat para los animales allí presentes (Torrez-Pérez et al., 2022). Sin embargo, esta diferencia podría atribuirse a los diferentes métodos analíticos y unidades cuantitativas utilizadas en otros estudios.

En las tres playas evaluadas, la densidad de promedio de microplásticos (**MP**) en arena y pellets no difirió significativamente, con promedio generales en la arena de 10,05 y en los pellets de 5,61 la reducción observada de 44% en el contenido de **MP** en los pellets pudiera deberse a que los cangrejos los ingieren y reciclan, manteniéndolos en el sistema a través de sus tractos digestivos. Altamente, los cangrejos pudieran hacer que los **MP** se desprendan

de la arena durante su manipulación y formación de los pellets, las cuales son hipótesis que deberían abordarse en futuros estudios.

Los valores de contaminantes reportados en el presente estudio reflejan la alta influencia de actividad antropogénicas sobre las playas (Pinchi, 2022). Martinelli et al., (2019), manifiestan que la contaminación de las playas está determinada por las actividades que se desarrollan en o cerca de ellas, como la pesca, la aglomeración de turistas, zonas hoteleras, así como también considerando otros factores como tipo de gestión de residuos y el vertido de aguas residuales. Se hace evidente el incremento acelerado de la contaminación de playas por plásticos también ocurren por los microplásticos a nivel mundial (Bangun et al., 2018; Mindiola et al., 2016; Jambeck et al. 2015).

5. Conclusión

El cangrejo fantasma como bioindicador fue un método eficaz para evaluar los impactos antrópicos ya que respondió a los cambios por presión de las actividades humanas como pudiera ser el pisoteo constante. En la zona de bajo impacto de San Lorenzo se evidenció que mientras el número de personas en la playa disminuya se espera que incremente el número de cangrejos fantasmas observados.

La materia orgánica disponible en las playas estuvo asociada positivamente sobre la densidad de cangrejos, mientras la materia inorgánica y los macro plásticos presentes en las zonas de bajo impacto, parecen favorecer el deterioro de los ecosistemas y pérdida de biodiversidad, lo que fue comprobado con los resultados de los contaminantes (MO, MI, MAP) en las tres playas evaluadas.

Se pudo comprobar la presencia de los microplásticos en las playas evaluadas, esto debido a la alta influencia de las actividades que se desarrollan dentro las playas como el desarrollo

de la pesca, vertidos de agua residuales, exceso de personas y el tipo de gestión de residuos, lo que sería indicadores de incremento acelerado de contaminación por microplásticos.

No se comprobó la relación entre las temperaturas del suelo y la ambiental con el número de madrigueras en el presente estudio.

Las densidades de las poblaciones de *Ocypode gaudichaudii* se vieron afectadas por las acciones antrópicas realizadas dentro de las playas evaluadas, lo que pudiera decirse que estos organismos se desplacen hacia otros hábitats o pudieran morir.

6. Agradecimientos

Las autoras agradecen a María J. Briones y Mauricio Mogro por su colaboración en la recolección de datos, a Fundación Ceiba y a la Universidad de Wisconsin por compartir la metodología, al Biólogo Klever Mendoza Nieto por la ayuda con los análisis de datos, al Biólogo José Alió por la ayuda con la traducción del resumen y correcciones.

7. Referencias Bibliográficas

- Acosta, P. I. M. (2016). Turismo comunitario: Análisis del desarrollo turístico comunitario en la parroquia rural San Lorenzo, cantón Manta, Ecuador. Magazine de las Ciencias: Revista de Investigación e Innovación, 1(1), 19-32.
- Acuña, E. O., & Jaramillo, E. (2015). Macroinfauna en playas arenosas de la costa del Norte Grande de Chile sometidas a diferentes presiones antrópicas. Revista de biología marina y oceanografía, 50(2), 299-313.
- Aerts, K., Vanagt, T., Degraer, S., Guartatanga, S., Wittoeck, J., Cornejo-Rodriguez, M. P., Calderón, J., & Vincx, M. (2004). Macrofaunal community structure and zonation of an Ecuadorian sandy beach (bay of Valdivia). 8.
- Alvarado, X. (2014). Manejo de desechos sólidos. Costa Rica: Universidad de Costa Rica.
- Arueira, V. F., Zalmon, I. R., & Costa, L. L. (2022). Is the ghost crab's feeding behavior a good early indicator of human pressure in sandy beaches? Regional Studies in Marine Science, 53, 102381. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102381>
- Arzola-González, J. F. (2007). Humedad y temperatura en nidos naturales y artificiales de tortuga golfina *Lepidochelys olivacea* (Eschsholtz 1829). Revista de biología marina y oceanografía, 42(3), 377-383. <https://doi.org/10.4067/S0718-19572007000300017>
- Astorga-Pérez, M. A. (2020). "Determinación de microplásticos en especies marinas del Parque Nacional Marino Las Baulas". <https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/12255>

- Barraza, E. (2017). Medición de la cantidad de residuos plásticos pequeños en algunas playas de El Salvador. *Realidad y Reflexión*, 45-54. <https://doi.org/10.5377/ryr.v0i45.4421>
- Barrera Lopez, M. N. (2014). Análisis de la concentración de materia orgánica en las playas de Puerto Velero y Caño dulce Tubará-Atlántico [PhD Thesis]. Universidad de la Costa.
- Barros, F. (2001). Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. *Biological Conservation*, 97(3), 399-404. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00116-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00116-6)
- Besley, A., Vijver, M. G., Behrens, P., & Bosker, T. (2017). A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), 77-83. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.055>
- Blankensteyn, A. (2006). O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3), 870-876. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000300034>
- Briones, L., & Zambrano, R. (2022). Densidad y tamaño poblacional del cangrejo fantasma (*ocypode gaudichaudii*) en cuatro playas del Ecuador Continental. *Innova Biology Sciences*, 2(1), 80-93.
- Cantera, J. R., O, R. N., & Arnaud, P. (1998). La Macrofauna de Playas Arenosas en las Bahías de Buenaventura y Málaga (Pacífico Colombiano): Estructura Espacial y Dinámica Temporal. *Revista de Ciencias*, 10, 27-48. <https://doi.org/10.25100/rc.v10i0.594>
- Celentano, E. (2014). Ecología poblacional del crustáceo *Emerita brasiliensis* (Decapoda, Hippidae) en la costa uruguaya: Un análisis a múltiples escalas espaciales y temporales.
- Cingolani, A. M., Barberá, I., Renison, D., & Barri, F. R. (2015). Conservación de un área protegida con uso recreativo: ¿Se puede lograr que los visitantes dejen menos basura? *Ecología austral*, 25(1), 46-53.
- Colomina, A. F., & Sánchez-Osuna, M. (2007). Guía para la gestión integral de los residuos sólidos urbanos. Dirección Provincial de servicios comunales de la ciudad de la Habana. Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial (ONUDI). Habana, Cuba.
- Condor, E. W. E., Villasante, Y. I., Riva, A. M., Panduro, G. R., & Cruz, A. H. (2019). Impacto de la ingesta de residuos plásticos en peces. *Revista Kawsaypacha: Sociedad y Medio Ambiente*, 4, 79-92. <https://doi.org/10.18800/kawsaypacha.201902.004>
- Costa, L. L., Arueira, V. F., da Costa, M. F., Di Benedetto, A. P. M., & Zalmon, I. R. (2019). Can the Atlantic ghost crab be a potential biomonitor of microplastic pollution of sandy beaches sediment? *Marine Pollution Bulletin*, 145, 5-13. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.019>

- Costa, L. L., Secco, H., Arueira, V. F., & Zalmon, I. R. (2020). Mortality of the Atlantic ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) due to vehicle traffic on sandy beaches: A road ecology approach. *Journal of Environmental Management*, 260, 110168. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110168>
- Costa, L. L., Soares-Gomes, A., & Zalmon, I. R. (2021). Burrow occupation rates and spatial distribution within habitat of the ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787): Implications for impact assessments. *Regional Studies in Marine Science*, 44, 101699. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101699>
- Costa, L. L., & Zalmon, I. R. (2019). Multiple metrics of the ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) for impact assessments on sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 218, 237-245. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.12.013>
- Coto, J. G. (2014). Bioindicadores como aliados en el monitoreo de condiciones ambientales. *Cegesti*.
- Cruz-Salas, A. A., & Alvarez-Zeferino, J. C. (2020). Cuantificación y caracterización de microplásticos y residuos sólidos urbanos en playa Zipolite, Oaxaca. 20.
- de Oliveira, C. A. G., Souza, G. N., & Soares-Gomes, A. (2016). Measuring burrows as a feasible non-destructive method for studying the population dynamics of ghost crabs. *Marine Biodiversity*, 46(4), 809-817. <https://doi.org/10.1007/s12526-015-0436-3>
- de Souza, G. N., Oliveira, C. A. G., Tardem, A. S., & Soares-Gomes, A. (2017). Counting and measuring ghost crab burrows as a way to assess the environmental quality of beaches. *Ocean & Coastal Management*, 140, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.02.007>
- De-la-Torre, G. (2019). Microplásticos en el medio marino: Una problemática que abordar. *Revista CIENCIA Y TECNOLOGÍA*, 15(4), Article 4.
- Elías, R. (2015). Mar del plástico: Una revisión del plástico en el mar. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero*, 27, 83-105.
- Elieser, E. G. (2014). Daños a la salud por mala disposición de residuales sólidos y líquidos en Dili , Timor Leste. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 52(2), 270-277.
- Galvín, D. R. M. (2008). CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DE LAS AGUAS. EMACSA.
- Garcia Reinoso, N. (2021). Segmentación por motivaciones y valoración del turismo interior en el destino Manta, Manabí, Ecuador. *Innovar*, 31(80), 57-72. <https://doi.org/10.15446/innovar.v31n80.93664>
- Godoy-Balcarcel, B., Ponciano-Nuñez, M., & Alpuche-Palma, A. (2020). Identificación de microplástico en el contenido gastrointestinal de peces comerciales. 8(3), 11.
- Goti, I., Trejos, M. M., Maritzel Carrera, M. C., Pinzón, A. Y., & Frías, E. A. (2019). Meiobentos como indicador alternativo de contaminación de playas. *Revista de Iniciación Científica*, 5, 65-69. <https://doi.org/10.33412/rev-ric.v5.0.2372>

- Granados Sánchez, D., López Ríos, G. F., & Hernández-García, M. Á. (2009). Recursos genéticos, biotecnología y propiedad intelectual. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 15(2), 127-140.
- Gül, M. R., & Griffen, B. D. (2020). Diet, energy storage, and reproductive condition in a bioindicator species across beaches with different levels of human disturbance. *Ecological Indicators*, 117, 106636. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106636>
- Gullosso, E. M., & Vega, J. R. R. (2011). Clasificación e impacto ambiental de los residuos sólidos generados en las playas de Riohacha, La Guajira, Colombia. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 60, 118-128.
- Gutiérrez, O., & Panario, D. (2005). Dinámica geomorfológica de la desembocadura del Arroyo Pando, Uruguay. *Geografía histórica y SIG, análisis de tendencias naturales y efectos antrópicos sobre sistemas dinámicos*.
- Hengstmann, E., Tamminga, M., vom Bruch, C., & Fischer, E. K. (2018). Microplastic in beach sediments of the Isle of Rügen (Baltic Sea)—Implementing a novel glass elutriation column. *Marine Pollution Bulletin*, 126, 263-274. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.010>
- HERNANDEZ, C., CONTRERAS, S. H., Gallardo, J. A., & Cancino, J. M. (1998). Estructura comunitaria de la macroinfauna a lo largo de una playa arenosa de Chile central: Lenga, Bahía San Vicente. *Revista Chilena de Historia Natural*, 71, 303-311.
- Hines, E., Jaubet, M. L., & Garaffo, G. V. (2021). Salud ambiental de playas rocosas en distintos partidos de la Provincia de Buenos Aires.
- 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>
- Landívar Zambrano, J. J. (2022). Zonación estacional de la macrofauna intermareal de playas arenosas de la península de Santa Elena y los efectos de la materia orgánica y las fases lunares en su composición.
- Lanza-Espino, G. de la, & Pulido, S. H. (2000). Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Plaza y Valdes.
- Lucrezi, S., Schlacher, T. A., & Walker, S. (2009). Monitoring human impacts on sandy shore ecosystems: A test of ghost crabs (*Ocypode* spp.) as biological indicators on an urban beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152(1-4), 413-424. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0326-2>
- Márquez Gullosso, E., & Rosado Vega, J. R. (2011). Clasificación e impacto ambiental de los residuos sólidos generados en las playas de Riohacha, La Guajira, Colombia. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 60, 118-128.
- Martinelli Filho, J. E., & Monteiro, R. C. P. (2019). Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 219-223. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.049>

- McLachlan, A. (1975). Studies on the psammolittoral meiofauna of Algoa Bay [PhD Thesis].
- Mendoza Muñoz, N. (2018). Adsorción de contaminantes en microplásticos en ambientes marinos. <http://zaloamati.azc.uam.mx/handle/11191/6723>
- Merlotto, A., Verón, E. M., Bértola, G. R., Merlotto, A., Verón, E. M., & Bértola, G. R. (2019). Servicios ecosistémicos de regulación en playas del partido de General Alvarado, Buenos Aires, Argentina. *Revista de geografía Norte Grande*, 73, 113-131. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022019000200113>
- Mindiola, K., Ponton, J. F., Bermúdez, J. R., & Dominguez, L. E. (2016). Distribución y abundancia de microplástico en fondos marinos arenosos de tres islas pobladas de Galápagos [PhD Thesis]. ESPOL. FCV.
- Montilla, A., Vines, M., MDíaz, N., & Duarte, D. (2021). Perspectivas para la creación de una ruta turística deportiva en el cantón Manta, Manabí, Ecuador | Suplemento CICA Multidisciplinario ISSN:2631-2832. <https://suplementocica.uleam.edu.ec/index.php/SuplementoCICA/article/view/13>
- Moreira, G. E. F., & Vera, I. I. A. (2021). Propuesta de un sistema de información turística para las playas rurales del cantón Manta-Ecuador. *Journal of Tourism and Heritage Research*, 4(1), Article 1.
- Morillas, A. V., Salas, A. A. C., Zeferino, J. C. A., Piña, V. L. R., Beltrán, M., Sánchez, M. M., Valdemar, R. M. E., Pérez, M. V., & de, F. (2020). Monitoreo de microplásticos en playas. 32.
- Núñez Ravelo, F. A. (2017). Geomorfología y sedimentología del sistema de cárcavas en el borde costero al suroeste del Castillo de Araya, Estado Sucre, Venezuela. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 2017(92), 3-20. <https://doi.org/10.14350/rig.53428>
- Ocaña, F. A., Jesús-Navarrete, A. de, Jesús-Carrillo, R. M. de, & Oliva-Rivera, J. J. (2016). Efectos del disturbio humano sobre la dinámica poblacional de *Ocypode quadrata* (Decapoda: Ocypodidae) en playas del Caribe mexicano. *Revista de Biología Tropical*, 64(4), 1625-1641.
- Ocaña, F. A., Vega, A., & Córdova, E. A. (2012). Distribución espacial de *Ocypode quadrata* (Decapoda: Ocypodidae) en ocho playas de la zona norte oriental de Cuba. *Revista de Biología Tropical*, 60(3), 1117-1186.
- Pastor Cuba, R., Tejada Cáceres, A., & Zavalaga Talledo, F. (2018). Método indirecto para evaluación de distribuciones poblacionales y por tallas y patrón de actividad del cangrejo carretero *Ocypode gaudichaudii* (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) en Tacna, 2010—2013. Instituto del Mar del Perú - IMARPE. <https://repositorio.imarpe.gob.pe/handle/20.500.12958/3267>
- Peña Toribio, A. (2018). Estimación de la diversidad genética de *Ocypode quadrata* (DECAPODA: OCYPODIDAE) en dos playas con diferente grado de perturbación antropogénica en la costa norte de Veracruz, México. <http://tesis.ipn.mx:8080/xmlui/handle/123456789/25014>

- Pérez, G. I. A., & Castro, L. G. (2012). Degradación, pérdida y transformación de la biodiversidad continental en Colombia: Invitación a una interpretación socioecológica. *Ambiente y Desarrollo*, 16(30), 53-71.
- Pinchi Villanueva, K. R. (2022). EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR PLÁSTICOS EN PLAYAS DEL RÍO NANAY, REGIÓN LORETO - 2021. Universidad Científica del Perú. <http://repositorio.ucp.edu.pe/handle/UCP/2104>
- Piqueras, V. Y. (1999). LAS PLAYAS EN LA GESTIÓN SOSTENIBLE DEL LITORAL. *Cuadernos de Turismo*, 4, Article 4.
- Pisco, C. I. M. (2021). Diagnóstico de la seguridad integral para la playa Murciélagos, Manta, Ecuador | Suplemento CICA Multidisciplinario ISSN:2631-2832. <https://suplementocica.uleam.edu.ec/index.php/SuplementoCICA/article/view/73>
- Pombo, M., & Turra, A. (2013). Issues to Be Considered in Counting Burrows as a Measure of Atlantic Ghost Crab Populations, an Important Bioindicator of Sandy Beaches. *PLOS ONE*, 8(12), e83792. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083792>
- Ponce Alonso, M. del R. (2002). Regeneración bentónica y dinámica de nutrientes en sistemas litorales de la Península Ibérica. <https://rodin.uca.es/handle/10498/15728>
- Purca, S., & Henostroza, A. (2017). Presencia de microplásticos en cuatro playas arenosas de Perú. *Revista Peruana de Biología*, 24(1), 101-106. <https://doi.org/10.15381/rpb.v24i1.12724>
- Ramírez, A., & Cáceres, L. (2007). EFECTO DE LA MAREA EN LAS CLASIFICACIONES MORFODINÁMICAS DE PLAYAS.
- Ramírez, J. E. S. (2018). Plásticos y microplásticos en agua, un problema mundial que afecta nuestros sistemas acuáticos. *Ingeniería y Región*, 19. <https://doi.org/10.25054/22161325.2027>
- Ramírez Torres, A. (2012). Variación espacio temporal de la comunidad macrobentónica del intermareal de la playa El Conchalito, BCS, México [PhD Thesis]. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Rocha-Ramírez, A., Chávez-López, R., Antillón-Zaragoza, I., & Fuentes-Mendoza, F. A. (2016). Variación nictemeral de los ensamblajes de macrocrustáceos en una playa arenosa del centro-norte de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(1), 92-100. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.01.025>
- Rodríguez Becerra, J. O. (2011). Estudio taxonómico de los crustáceos decápodos en la zona litoral de cuatro sitios de la isla San Cristóbal [Bachelor Thesis]. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/671>
- Sagot Valverde, J. G. (2022). Monitoreo y caracterización de microplásticos en arenas de playas y aguas costeras de Costa Rica. *Revista Internacional de Comunicación y Desarrollo*, vol.4(17), pp.1-12. <https://doi.org/10.15304/ricd.4.17.8807>
- Sánchez Farías, Y. (2017). Modelado de la dispersión de residuos plásticos en la bahía de Santander. <https://repositorio.unican.es/xmlui/handle/10902/12679>

- Sarria-Villa, R. A., & Gallo-Corredor, J. A. (2016). La gran problemática ambiental de los residuos plásticos: Microplásticos. *Journal de Ciencia e Ingeniería*, 8(1), 21-27.
- Scordo, F., Seitz, C., Zilio, M. I., Melo, W. D., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. E. (2017). Evolución de los Recursos Hídricos en el “Bajo de Sarmiento” (Patagonia Extra Andina): Impactos Naturales y Antrópico. https://doi.org/10.11137/2017_2_106_117
- Seike, K., & Curran, H. (2014). Burrow Morphology of the Land Crab *Gecarcinus lateralis* and the Ghost Crab *Ocypode quadrata* on San Salvador Island, The Bahamas: Comparisons and Palaeoenvironmental Implications. *Spanish Journal of Palaeontology*, 29(1), 61-70.
- Silva, W., & Calado, T. (2013). Number of ghost crab burrows does not correspond to population size. *Open Life Sciences*, 8(9), 843-847. <https://doi.org/10.2478/s11535-013-0208-7>
- Steiner, A. J., & Leatherman, S. P. (1981). Recreational impacts on the distribution of ghost crabs *Ocypode quadrata* fab. *Biological Conservation*, 20(2), 111-122. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(81\)90022-7](https://doi.org/10.1016/0006-3207(81)90022-7)
- Teta, P., Formoso, A., Tammone, M., de Tommaso, D. C., Fernández, F. J., Torres, J., & Pardiñas, U. F. J. (2014). Micromamíferos, cambio climático e impacto antrópico: ¿Cuánto han cambiado las comunidades del sur de América del Sur en los últimos 500 años? *Therya*, 5(1), 7-38. <https://doi.org/10.12933/therya-14-183>
- Torrez-Pérez, K. A., Cervantes, O., Gomez, J. R., & Ortiz, A. O. (2022). Clasificación de Microplásticos en Playas Urbanas, Suburbanas, Rurales y Naturales de Colima y Jalisco, México. *Costas*, 3(1).
- Triviño Yagual, J. C. (2021). Evaluación de la composición de desechos inorgánicos obtenidos en el inventario nacional de limpieza de playas realizadas por la ONG mingas por el mar durante el año 2019. [B.S. thesis]. La Libertad: Universidad Estatal Península de Santa Elena, 2021.
- Vargas Osorio, J. J., Barragán, R., Valbuena, N. T., Roncancio, E., Moreno, M. A., & Vásquez, N. (2020). Aplicación de los métodos de preferencias declaradas y reveladas para establecer el valor económico de los bienes y servicios ecosistémicos del parque nacional natural Tayrona (PNNT). <https://doi.org/10.15332/dt.inv.2020.02551>
- Villamar Lucas, J. E. (2022). Análisis de la presencia de microplástico en diferentes organismos marinos del Ecuador 2018- 2021. [BachelorThesis, La Libertad: Universidad Estatal Península de Santa Elena, 2022]. <https://repositorio.upse.edu.ec/handle/46000/8865>
- Zarate, M., & Iannacone, J. (2021). Microplásticos en tres playas arenosas de la costa central del Perú. *Revista de Salud Ambiental*, 21(2), Article 2.