

La investigación reportada en esta tesis es parte de los programas de investigación del CICESE (Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California).

La investigación fue financiada por el CONAHCYT (Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías).

Todo el material contenido en esta tesis está protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México). El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo o titular de los Derechos de Autor.

**Centro de Investigación Científica y de Educación
Superior de Ensenada, Baja California**



**Maestría en Ciencias
en Ecología marina**

**Detección y cuantificación de microplásticos en la tortuga
prieta (*Chelonia mydas*) en dos sitios de forrajeo de la
península de Baja California**

Tesis
para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestro en Ciencias

Presenta:

Cinthia Carolina Ramirez Nuñez

Ensenada, Baja California, México
2024

Tesis defendida por
Cinthia Carolina Ramirez Nuñez

y aprobada por el siguiente Comité

Dra. Ma. Elena Solana Arellano
Codirectora de tesis

Dr. Ricardo Cruz López
Codirector de tesis

Dr. Helmut Maske Rubach

Dra. Mónica Hernández Rodríguez



Dr. Rafael Andrés Cabral Tena
Coordinador del Posgrado en Ecología marina

Dra. Ana Denise Re Araujo
Directora de Estudios de Posgrado

Resumen de la tesis que presenta **Cinthia Carolina Ramirez Nuñez** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ecología Marina

Detección y cuantificación de microplásticos en la tortuga prieta (*Chelonia mydas*) en dos sitios de forrajeo de la península de Baja California

Resumen aprobado por:

Dra. Ma. Elena Solana Arellano
Codirectora de tesis

Dr. Ricardo Cruz López
Codirector de tesis

La creciente concentración de microplásticos (μPs) se ha transformado en una amenaza emergente para los organismos marinos, como la tortuga marina (*Chelonia mydas*) considerada especie centinela desde el punto de vista ecológico porque podrían reflejar cambios y perturbaciones ambientales, incluyendo contaminación por μPs . El objetivo de este estudio fue registrar la presencia y concentraciones de μPs en la columna de agua, en el tracto digestivo y aletas de *C. mydas* y su posible efecto en la salud, en dos sitios de alimentación y desarrollo en El Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL) y Bahía de los Ángeles (BLA) en la Península de Baja California México. Se aplicaron dos técnicas de obtención de muestras en *C. mydas*; hisopado cloacal (HC) y biopsia por raspado superficial (RS), y se emplearon indicadores sanguíneos para conocer el estado de salud de esta especie. Se estandarizó un protocolo que permitió el control positivo para la presencia y cuantificación de partículas de μPs , utilizando la tinción fluorescente Rojo Nilo mediante microscopía de epifluorescencia. Los resultados en las concentraciones de μPs en la columna de agua no mostraron probabilidad de diferencias entre sitios ($\text{FB}_{10}=1.189$). En contraste, las concentraciones de μPs entre los sitios presentó probabilidades altas de diferencias entre CLOL y BLA con RS ($\text{FB}_{10}= 11.74$). Se identificaron variaciones en el tamaño de los μPs (rango inicial $0.41 \mu\text{m}^2$) con las dos técnicas, presentando probabilidad de diferencias (eg. HC, $\text{FB}_{10}=1.831$). Los análisis bioquímicos sanguíneos revelaron altas correlaciones en los parámetros (e.g., CO_2 $p=0.033$, $r=0.55$) en las tortugas de CLOL y en BLA (e.g., fósforo $p=0.073$, $r=-0.62$), además en CLOL en los parámetros de biometría hemática presentaron una alta correlación (e.g. eosinófilos $p=0.051$, $r=0.51$), sugiriendo una posible correlación entre la exposición a μPs y el estado de salud de *C. mydas*. Este estudio proporciona una referencia inicial sobre la incidencia de los μPs en la columna de agua y en *C. mydas* tomando en cuenta concentraciones y tamaños lo cual será esencial para futuras investigaciones, junto a los indicadores sanguíneos para una mejor comprensión del impacto en la salud de esta especie.

Palabras clave: Microplásticos (μPs) , *Chelonia mydas*, Columna de agua, indicadores sanguíneos, Salud.

Abstract of the thesis presented by **Cinthia Carolina Ramirez Nuñez** as a partial requirement to obtain the Master of Science in Marine Ecology

Detection and quantification of microplastics in the green turtle (*Chelonia mydas*) at two foraging sites in Peninsula Baja California

Abstract approved by:

Dra. Ma. Elena Solana Arellano
Codirectora de tesis

Dr. Ricardo Cruz López
Codirector de tesis

The rising concentration of microplastics (μ Ps) has become a growing threat to marine organisms, including the green sea turtle (*Chelonia mydas*), considered a sentinel species from an ecological perspective that can indicate environmental changes and disturbances, such as μ Ps pollution. The objective of this study was to document the presence and concentrations of μ Ps in the water column, digestive tract, and flippers of *C. mydas*, as well as their potential impact on health, at two feeding and development sites in the lagoonal complex Ojo de Liebre (CLOL) and Bahía de Los Ángeles (BLA) located in Baja California Peninsula, Mexico. Two sampling techniques were used on *C. mydas*: cloacal swabbing (CS) and superficial scraping (SS) biopsy. Additionally, blood biomarkers were taken to investigate the physiological state in relation to microplastics. A standardized protocol was developed to ensure positive control for the detection and quantification of MPs, using Nile Red staining and epifluorescence microscopy. The results indicated that in the water column μ Ps concentrations did not show significant differences between CLOL and BLA ($BF_{10} = 1.189$). Whereas SS samples showed significant differences in μ Ps between sites ($BF_{10} = 11.74$). μ Ps size variations (initial range $0.41 \mu\text{m}^2$) were identified with both techniques, showing probable differences (e.g., CS, $BF_{10} = 1.831$). Some blood biochemical analyses revealed strong correlations in parameters (e.g., CO_2 $\rho = 0.033$, $r = 0.55$) in turtles from CLOL and in BLA (e.g., phosphorus (P) $\rho = 0.073$, $r = -0.62$). Moreover, in CLOL, hematological parameters showed a significant correlation (e.g., eosinophils $\rho = 0.051$, $r = 0.51$), suggesting a possible relationship between MP exposure and the health of *C. mydas*. This study provides an initial reference on the occurrence of μ Ps in the water column and in *C. mydas*, considering both concentrations and sizes, which will be essential for future research, along with blood biomarkers, to better understand the impact on the health of this species.

Keywords: Microplastics (μ Ps), *Chelonia mydas*, Water column, Blood parameters, Health

Dedicatoria

“Este trabajo va dirigido a mis padres por apoyarme incansablemente en cada una de mis decisiones y por todos los consejos que hoy en día los llevo siempre conmigo, por cada yo te apoyo y estoy aquí para ti por eso y más este trabajo es para ustedes porque tiene un significado muy especial para mí el llegar tan lejos y que ustedes en cada paso estuvieran conmigo, estoy tan orgullosa de ustedes. Soy muy afortunada por tenerlos a mi lado, los amo con todo mi corazón”

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Humanidades Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por el apoyo económico conferido para llevar a cabo el programa de posgrado en maestría (No. CVU 1192086).

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE) y al posgrado en Ecología Marina por permitirme estar en el programa de maestría y apoyarme en mi aprendizaje académico y profesional.

A mis directores de tesis, Dra. Ma. Elena Solana Arellano, por permitirme trabajar con ella en este proyecto y el haberme brindado la oportunidad de aprender más de esta área de Ecología Marina, también por su enseñanza, guía, paciencia y apoyo tanto académico, profesional, personal, financiero e instalaciones. Al Dr. Ricardo Cruz López, por darme la oportunidad de trabajar con usted, por el apoyo académico y personal, por todo el aprendizaje del proyecto de tesis y en especial en el laboratorio por recibirme de la mejor manera, por su paciencia al explicarme, por su guía, y orientación profesional, fue muy grato trabajar en este proyecto bajo su codirección.

Agradezco a los miembros de mi comité de sinodales Dra. Mónica Hernández Rodríguez y Dr. Helmut Maske por sus valiosas observaciones, recomendaciones y apoyo académico. Sus contribuciones han sido esenciales para el desarrollo y la consolidación de este trabajo.

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) por su apoyo en campo durante los monitoreos. Su experiencia y sabiduría en la gestión de áreas naturales protegidas han sido fundamentales para el éxito de esta investigación. Además, agradezco el acceso a sus instalaciones y recursos, así como la disposición de su personal, quienes han compartido su conocimiento y han facilitado el desarrollo de este trabajo

Estoy agradecida con mis padres Héctor Ramirez y Paula Isabel Nuñez, que han hecho esto posible desde un principio, todo el apoyo de mis padres siempre es incondicional, siempre estuvieron para mí en cada paso y en toda mi formación académica, estoy orgullosa de ellos totalmente, mis padres son un gran pilar para mí, son un gran ejemplo a seguir. Nunca terminaré agradecer todo lo que han hecho por mí, y todo lo que ahora soy es gracias a ustedes.

A mis hermanos por todos los consejos y el apoyo incondicional que ha sido muy grato para mis todos estos años.

A mi novio por apoyarme con mucho amor, paciencia y comprensión, por escucharme en cada anécdota de mi proceso de maestría darme consejos sabios y motivarme a alcanzar la meta aun a la distancia.

A mi mejor amigo Manuel por apoyarme en cada paso, por escucharme, comprenderme, darme consejos, alentarme en cada uno de mis sueños y anhelos. Y nunca dejarme sola.

A mi amiga Sama que agradezco haber conocido en este camino del posgrado, lleno de aventuras y alguna que otra tempestad, pero seguimos adelante a pesar de tanto. Gracias por estar a mi lado en los malos momentos, en los mejores y los extraordinarios. Muy bonito tener una amistad así de especial que sé que durara mucho tiempo.

A el laboratorio de Ecología Matemática (Elena, Olga, Adán, Mau, Barco, Deira, Cris, Samai) por todo el apoyo brindado durante las salidas a campo y en el laboratorio. La colaboración y el esfuerzo de cada uno de ustedes han sido fundamentales para el desarrollo de esta investigación. A Deira agradezco sus enseñanzas en campo, su paciencia, comprensión, consejos de vida y académicos, su amistad incondicional. A Mau por apoyarme y aconsejarme en campo, en el laboratorio, asesorarme en la creación de los mapas y del programa Mendeley y por su amistad.

A mi amiga Ale que agradezco que en los tiempos difíciles estuviste para mi y me apoyaste incondicionalmente, en los bonitos y maravillosos también fuiste parte y soy afortunada por tener esta linda amistad contigo.

A mis amigos Taquitos perrones: Ale, Pao, Eli, Cesar y Jesús muchas gracias por su amistad, soy muy afortunada por haber coincidido y por todo el apoyo.

Agradezco con mucha admiración y cariño a la Dra Cristina García, por sus consejos, comprensión y apoyo aun en la distancia estoy muy agradecida por ello. Todas sus enseñanzas las llevo conmigo siempre.

Tabla de contenido

	Página
Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iii
Dedicatoria	iv
Agradecimientos.....	v
Lista de figuras.....	ix
Lista de tablas	xi
Capítulo 1. Introducción.....	1
1.1 Antecedentes	2
1.1.1 Macrolásticos y microplásticos	2
1.1.2 Descripción biológica de <i>Chelonia mydas</i>	4
1.1.3 Salud de tortugas marinas.....	5
1.1.3.1 Bioquímica sanguínea	5
1.1.3.2 Biometría hemática	7
1.2 Justificación	8
1.3 Hipótesis.....	9
1.4 Objetivos	9
1.4.1 Objetivo general	9
1.4.2 Objetivos específicos.....	9
Capítulo 2. Metodología.....	10
2.1 Áreas de estudio.....	10
2.1.1 Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL).....	10
2.1.2 Bahía de los Ángeles (BLA)	10
2.2 Captura de tortugas marinas.....	11
2.2.1 Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL).....	11

2.2.2	Bahía de los ángeles (BLA).....	12
2.3	Biopsia por raspado superficial (RS) e hisopado cloacal (HC)	13
2.4	Morfométricos de <i>Chelonia mydas</i>	13
2.5	Indicadores sanguíneos de <i>C. mydas</i>	14
2.6	Procesamiento experimental en laboratorio	15
2.7	Análisis estadísticos.....	16
Capítulo 3.	Resultados	18
3.1	Concentración de partículas de μPs en agua de mar y en <i>C. mydas</i> por técnicas HC y RS... ..	18
3.2	Distribución por tamaños de las partículas de μPs	20
3.3	Determinación hematológica	22
3.3.1	Análisis de bioquímica sanguínea	22
3.3.2	Biometría hemática	24
3.4	Estadísticas básicas de medidas morfométricas	25
Capítulo 4.	Discusión.....	27
4.1	Cantidades de μPs en muestras de agua de mar	27
4.2	Concentración y estimación de áreas μm^2 de μPs en <i>C. mydas</i> con las técnicas RS y HC. ...	28
4.3	Parámetros sanguíneos.....	31
Capítulo 5.	Conclusiones	36
Literatura citada	38	
Anexos	50	

Lista de figuras

Figura	Página
Figura 1 Mapa de la ubicación geográfica Complejo lagunar Ojo de Liebre entre (27° 55' y 27° 35' N 114° 20' y 113° 50' O) y Bahía de los Ángeles (28° 85''8' N 113° 38''33' O).	11
Figura 2 Medias y desviaciones estándar de la concentración de μPs entre muestras de agua del Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL) y Bahía de los Ángeles (BLA) en profundidades de 5 metros y superficiales (Sup).	18
Figura 3 Medias y desviaciones estándar de la concentración de μPs en <i>C. mydas</i> , comparado entre sitios del Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL) y Bahía de los Ángeles (BLA) utilizando diferentes técnicas de muestreo Hisopado cloacal (HC) y Biopsia por raspado superficial (RS)	19
Figura 4 Medias y desviaciones estándar de las áreas en μm^2 de μPs de <i>C. mydas</i> con la técnica de HC para el Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL). (J) Individuos juveniles, y (A) individuos Adultos. T (número de tortugas).	20
Figura 5 Medias y desviaciones estándar de las áreas en μm^2 de μPs de <i>C. mydas</i> con la técnica RS para el Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL) (J) Individuos juveniles, y (A) como individuos Adultos. T (número de tortugas).	21
Figura 6 Medias y desviaciones estándar de las áreas en μm^2 de μPs de <i>C. mydas</i> con la técnica HC para Bahía de los Ángeles (BLA). (J) Individuos juveniles, y (A) individuos adultos. T (número de tortugas).	21
Figura 7 Medias y desviaciones estándar de las áreas en μm^2 de μPs de <i>C. mydas</i> con la técnica RS para Bahía de los Ángeles (BLA). (J) Individuos juveniles, y (A) individuos adultos. T (número de tortugas).	22
Figura 8 Gráfica de las medias y desviaciones estándar de las medidas morfométricas en cm de <i>C. mydas</i> entre los sitios de estudio, A) CLOL (n=21; Juveniles 13, adultos 8) y B) BLA (n=12; Juveniles 2; adultos 10). Largo curvo del caparazón (LCC), longitud del plastrón (LP), ancho curvo del caparazón (ACC), longitud total de cola (LTC).....	26
Figura 9 Gráfica de la media y desviación estándar del peso en kg de <i>C. mydas</i> entre los sitios de estudio del Complejo Lagunar Ojo de liebre (CLOL) (n=21; Juveniles 13, adultos 8) y Bahía de los Ángeles (BLA) (n=12; juveniles 2; adultos 10).....	26
Figura 10 Correlación de Pearson entre el parámetro albumina (Alb) con cantidades de μPs en <i>C. mydas</i> del sitio de estudio en el Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL). (J) Individuos juveniles, y (A) como individuos Adultos.....	56
Figura 11 Correlación de Pearson entre parámetro CO_2 con cantidades de μPs en <i>C. mydas</i> del sitio de estudio en el Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL). (J) Individuos juveniles, y (A) como individuos Adultos.....	57

- Figura 12 Correlación de Pearson entre el parámetro Ac. úrico con cantidades de μ Ps en *C. mydas* del sitio de estudio en el Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL). (J) Individuos juveniles, y (A) individuos Adultos..... 57
- Figura 13 Correlación de Pearson entre parámetro fosforo (P) con cantidades de μ Ps en *C. mydas* del sitio de estudio en Bahía de los ángeles (BLA). (J) Individuos juveniles, y (A) individuos Adultos 58
- Figura 14 Correlación de Pearson del parámetro eosinófilos con cantidades de μ Ps en *C. mydas* del sitio de estudio en Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL). (J) Individuos juveniles, y (A) individuos Adultos 58

Lista de tablas

Tabla	Página
Tabla 1 Criterios para la asignación de estadio ontogénico en <i>C. mydas</i> con base en Solana-Arellano et al. (2020).....	14
Tabla 2 Interpretación del Factor de Bayes modificado y adaptado de Jeffreys (1961) tomado de Ellison (1996)	17
Tabla 3 Intervalos de referencia entre sitios de estudio por analito (Media \pm desv. Std).....	23
Tabla 4 Intervalos de referencia entre sitios de estudio por parámetro hemático analizado (Media \pm desv. Std).....	24
Tabla 5 Estadio ontogénico de <i>C. mydas</i> entre sitios.....	25
Tabla 6 Resultados de pruebas de T bayesiana entre sitios tomando en cuenta las dos técnicas HC y RS en la columna de agua y en <i>C. mydas</i>	50
Tabla 7 Concentraciones promedio de microplásticos (μ Ps)/mL con las técnicas de Hisopo cloacal (HC) y Biopsia por raspado superficial (RS) en <i>C. mydas</i> entre sitios (CLOL y BLA).	51
Tabla 8. Estadísticas básicas de analitos de bioquímica sanguínea en <i>C. mydas</i> entre sitios (CLOL y BLA).	52
Tabla 9 intervalos de referencia de analitos de bioquímica sanguínea en <i>C. mydas</i> entre sitios (CLOL y BLA), comparados con los IR de Gordillo García (2023) y Labrado Martagón (2011).....	53
Tabla 10 Estadísticas básicas de parámetros de biometría hemática en <i>C. mydas</i> entre sitios (CLOL y BLA)	54
Tabla 11 Estadísticas básicas de las medidas morfométricas de <i>C. mydas</i> entre sitios.....	54
Tabla 12 Resultados de la prueba T bayesiana de las medidas morfométricas y peso de <i>C. mydas</i> entre sitios.	55
Tabla 13 Resultados de correlaciones de Pearson por analito de la bioquímica sanguínea de <i>C. mydas</i> entre las dos técnicas de HC y RS en ambos sitios de estudio.....	55
Tabla 14 Resultados de correlaciones de Pearson por parámetro de biometría hemática de <i>C. mydas</i> entre las dos técnicas de HC y RS en ambos sitios de estudio.....	56

Capítulo 1. Introducción

El plástico es el principal tipo de desechos que se encuentra en los ambientes marinos y costeros (Derraik 2002). En la actualidad, el uso de plásticos en la vida diaria es casi generalizado en cualquier sociedad; la demanda de estos polímeros ha incrementado, como se evidencia al contrastar su producción de 1.5 a 280 millones de toneladas de 1959 a 2011 (Europe, 2012; Hoarau et al., 2014). El estudio publicado por investigadores de la Universidad de California, reveló que se han vertido 8.3 millones de toneladas de este polímero y más del 70% son residuos que ya colapsan basureros y mares del planeta, esto se puede constatar ya que se han encontrado grandes cantidades de plásticos en ecosistemas marinos, donde de hecho, existen por lo menos 5 islas de plástico en los océanos del mundo (Thompson, 2004). Asimismo, los plásticos son la forma más común de desechos ingeridos por la vida silvestre (Mrosovsky et al., 2009; Van Franeker et al., 2011; Schuyler et al., 2012), y por lo tanto, el aumento exponencial de la producción mundial de plástico por más de 60 años (Schuyler et al., 2013) podría tener, por su ingestión, un grave efecto sobre la fauna marina, la cual afecta a más de 170 especies (Laist, 1997) lo que les puede provocar la muerte por perforación o un impacto negativo al sistema gastrointestinal, además los compuestos tóxicos de estos plásticos pueden tener efectos subletales en el desarrollo y la dinámica de las especies (Oehlmann et al., 2009). Los macroplásticos se descomponen en el mar por efecto de los rayos ultravioleta (UV) y oleaje, en pequeñas partículas de plástico que en su mayoría oscila entre 1 μm a 5 mm, los cuáles se denominan microplásticos (μPs), que se refieren a partículas sintéticas o polímeros con forma regular o irregular de origen industrial e insolubles en agua (Frias y Nash, 2019). Tanto los macroplásticos como μPs son ingeridos por la fauna marina, entre ellos las tortugas marinas (TM).

En México se encuentran 6 de las 7 especies de TM: tortuga verde (*Chelonia mydas*), tortuga Laúd (*Dermochelys coriacea*), tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*), tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*), la tortuga caguama (*Caretta caretta*), y la tortuga lora (*Lepidochelys kempii*), las cuales habitan en una gran diversidad de nichos ecológicos en la mayoría de los mares de México (Bowey & Karl, 2007).

Las TM son consideradas centinelas ecológicas, es decir, especies sensibles que reaccionan a los cambios en su entorno y que pueden ser medidos para alertarnos sobre los contaminantes ambientales. En particular *C. mydas*, es una excelente especie centinela ambiental debido a su amplia migración entre áreas oceánicas durante sus primeros años de vida. La acumulación excesiva de μPs podría ser una gran amenaza para esta especie y para todas las tortugas marinas, ya que son cosmopolitas y dependen de ciertos patrones migratorios (Cliffon et al., 1982; Alvarado & Figueroa, 1992; Flint et al., 2013; Santos et

al., 2015; Seminoff, 2002). *C. mydas* enfrenta cambios fisiológicos a lo largo de su desarrollo ontogénico, así como una transición progresiva de una dieta omnívora a una herbívora. En la península de Baja California, se encuentran áreas importantes para la alimentación, descanso y desarrollo de esta especie, como Bahía de Los Ángeles (BLA) y el Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL) (Cliffon et al., 1982; Alvarado & Figueroa, 1992; Seminoff, 2002; Seminoff et al., 2003). Además, esta especie se adapta a variaciones estacionales que alteran la disponibilidad de alimentos y enfrenta diversos impactos potenciales, especialmente aquellos derivados de la actividad humana, como la contaminación de los océanos. La ingestión de desechos antropogénicos ocurre en todas las etapas de vida y en varias áreas geográficas donde se encuentran estas especies ya sea que se alimentan pelágica o bentónicamente y pueden encontrar densidades y tipos de desechos marinos muy diferentes (Schuyler et al., 2013). *C. mydas* como centinela ecológica es capaz de acumular residuos en tejidos y en su tracto digestivo lo cual podría tener consecuencias letales por perforación o gran impacto al sistema digestivo (Bjorndal et al. 1994). Estos efectos más comunes se destacan por la exposición a sustancias químicas que se filtran de los desechos y la dilución, las cuales en la dieta reducen el crecimiento somático o el rendimiento reproductivo (Laist, 1987; McCauley y Bjorndal, 1999). Por ende, estas amenazas siguen siendo difícil de estimar para las diferentes especies de TM (Bjorndal et al., 1994; McCauley & Bjorndal, 1999).

1.1 Antecedentes

1.1.1 Macroplásticos y microplásticos

Los macroplásticos son fragmentos >25 mm de tamaño (Roméo et al., 2015), los cuales pueden descomponerse en μ Ps en el océano debido a la exposición a los rayos ultravioleta (UV) y oleaje (Hidalgo-Ruz et al., 2012), las cuales se definen como partículas <5 mm (Arthur et al., 2009; Andrady, 2011). Se pueden encontrar en el medio ambiente provenientes de fuentes primarias por la escorrentía de los sistemas de alcantarillado, como microesferas de cosméticos, microfibras de ropa o desgaste de neumáticos (Moreira et al., 2016; Nelms et al., 2016; Gago et al., 2018). Los μ Ps también se pueden crear de manera secundaria a través de una fragmentación, en la que los macroplásticos desechados (≥ 5 mm) se descomponen a través de la exposición a los rayos UV y la abrasión mecánica, como la acción de las olas y la exposición a la intemperie (Hopewell et al., 2009; Andrady, 2011). A medida que continúa la fragmentación, se reduce el tamaño de las partículas; por ejemplo, la longitud media del plástico en el Atlántico Norte se redujo de 10 mm a 5 mm entre 1991 y 2007 (Morét-Ferguson et al., 2010).

En consecuencia, el aumento de μ Ps se ha generalizado particularmente en las zonas costeras, quizá por el hecho de que las partículas de plástico pueden transportarse fácilmente a largas distancias a través de las corrientes oceánicas (Andrady, 2011; Cole et al., 2011; Wright et al., 2013). Aunque los impactos de los macroplásticos en la vida silvestre están bien documentados (es decir, ingestión, contaminación etc.) (Derraik, 2002; Ríos et al., 2007; Law et al., 2010), los efectos de los μ Ps, sin embargo, han sido relativamente poco estudiados (Desforges et al., 2014; Ng y Obbard, 2006).

De igual manera todas las especies marinas están expuestas a la contaminación de los océanos por macro y microplásticos y otros contaminantes, por lo que los efectos pueden ser por daños indirectos, esto es, que los μ Ps pueden afectar la composición de los ambientes costeros e impactar a las especies que dependen de estas áreas para su supervivencia (Claessens et al., 2011; Wessel et al., 2016). Las TM utilizan las zonas costeras para desovar y está descrito que dicha incubación está influenciada por la temperatura del nido (Fuentes et al., 2016; Beckwith & Fuentes, 2018), por lo tanto, los plásticos que se encuentran cerca de anidaciones podrían aumentar la temperatura del nido. Andrady (2011) y Wen (2007) reportan que al aumentar la temperatura de la arena y en combinación al plástico oscuro, podría tener un calor específico más alto que la arena, lo cual esto podría afectar potencialmente el entorno de anidación de las tortugas marinas y, por ende, afectar la proporción de sexos de las crías y el éxito reproductivo de los nidos.

Otro efecto dañino en *C. mydas* por macroplásticos podría ser por ingestión, sin embargo este conocimiento sigue siendo muy limitado, a pesar de que hay registros de ingesta de macroplásticos (>5 mm) por las siete especies de tortugas marinas (Boyle & Limpus, 2008; Amorocho & Reina, 2008; Hoarau, Ainley, Jean, & Ciccione, 2014; Nelms et al., 2016; Schuyler, Hardesty, Wilcox, & Townsend, 2014; Seminoff & Nichols, 2002), además se han creado mapas de riesgo global que ayudan en la identificación de puntos críticos de interacción de macroplásticos con especies de TM (Schuyler et al., 2015). Algunos autores han sugerido una estrategia con una baja discriminación alimentaria oceánica que podría explicar la prevalencia de plásticos en su tracto digestivo como lo menciona Tomas (2002) y Lazar (2011), mientras que otros han propuesto que las TM muestran una tendencia hacia la selectividad al ingerir por error plásticos que se asemejan a sus presas naturales (Plotkin et al., 1993). Schuyler et al. (2012) argumentan que en el caso de *C. mydas*, existe una selectividad de ingestión por globos fragmentados que se asemejan a medusas. Seminoff & Nichols (2002) y Witherington (2002), reportaron que en lavados esofágicos y análisis fecales se demostró que las tortugas ingieren plásticos, y para los lavados esofágicos reportaron 1.9% de macroplásticos en el contenido estomacal. Por otro lado, en Brasil, el 70% de las tortugas juveniles de la especie *C. mydas* analizadas a lo largo de la costa presentaron ingestión de plásticos mayores a 0.5

cm, con un promedio de 47.5 elementos ingeridos por tortuga (Santos et al., 2015). Además, en el Océano Pacífico Norte, Wedemeyer-Strombel et al. (2015) reportaron que el 91% de los individuos de *C. mydas* habían ingerido desechos antropogénicos con dimensiones similares o incluso que representaban 35 mm con respecto a lo reportado por Santos et al. (2015).

1.1.2 Descripción biológica de *Chelonia mydas*

Las TM pertenecen a la clase Reptilia, orden Testudines y familia *Cheloniidae*. Son representantes del linaje más antiguo de reptiles vivos, habiendo aparecido por primera vez en el Jurásico (Pritchard, 1997). Actualmente, representan siete especies las cuales son: la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*), tortuga boba (*Caretta caretta*), tortuga oliva golfina (*Lepidochelys olivacea*), tortuga plana (*Natator depressus*), tortuga lora (*Lepidochelys kempii*), tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) y tortuga verde o prieta (*Chelonia mydas*) (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999). La especie *C. mydas*, es una especie altamente migratoria que cruza la frontera de varios países del Pacífico Oriental mientras utiliza diferentes hábitats durante su ciclo de vida (Hirth 1997). Esta especie habita en áreas de alimentación en regiones tropicales y subtropicales en todos los océanos del mundo. Los estudios de las rutas migratorias entre las áreas de anidación y alimentación de las tortugas verdes del Pacífico Este han establecido la existencia de corredores migratorios entre las Islas Galápagos y el sur de la Península de Baja California en México (NMFS 1998). Los hábitos de alimentación de este organismo están determinados en gran medida por la disponibilidad de alimento (Bjorndal, 1980; Ross, 1985; Balazs et al., 1987). En varias partes del mundo *C. mydas* puede alimentarse predominantemente de pastos marinos (Mortimer, 1982, Mendonca, 1983) o de algas (Pritchard, 1971; Bjorndal, 1985; Green, 1994), sin embargo, depende totalmente de la abundancia. Por lo que la variación en las dietas de *C. mydas* en diferentes lugares de alimentación puede afectar la ganancia nutricional neta y, a su vez, el rendimiento reproductivo y la demografía (Carr y Carr, 1970; Bjorndal, 1982). Una vez en estos lugares de alimentación, los individuos inmaduros permanecen asociados con sitios de alimentación específicos durante períodos prolongados (Limpus et al. 1994). Las tortugas verdes que habitan en las aguas de la Península de Baja California a lo largo del año, especialmente en Bahía de los Ángeles (BLA), tienen dietas compuestas principalmente por especies de algas rojas, como *Gracilariopsis leminoformis* y *Gracilaria robusta*. En menor medida, también consumen invertebrados marinos, como esponjas y medusas (Seminoff, 2000; Nichols et al., 2003). Por otro lado, el Complejo lagunar Ojo de Liebre (CLOL) se caracteriza por tener una extensa cantidad de especies de pastos marinos, *Zostera marina* y *Phyllospadix* sp. (Reinecke-Reyes 1996; Nichols, 2003; Reséndiz, 2018). Independientemente de las características específicas de cada sitio o las diferencias regionales, *C. mydas*

se alimenta a lo largo de las costas de la península de Baja California donde muestra una clara tendencia hacia una dieta herbívora (Nichols et al., 2003). Por otra parte, las poblaciones de *C. mydas* del Pacífico Oriental han disminuido en muchas áreas debido a la captura incidental relacionada con la pesca marina y la degradación de los hábitats marinos desde comienzos de los años de 1979 (Green & Ortiz 1982; Groombridge y Luxmoore, 1989; Alvarado-Díaz & Figueroa, 1990; NMFS 1998; Seminoff, 2000; Seminoff & Nichols, 2002; Early-Capistrán et al., 2022). Por lo anterior, *C. mydas* está catalogada actualmente en peligro de extinción en toda su área de distribución por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Hilton-Taylor, 2000) y está incluida en el Apéndice 1 de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES).

1.1.3 Salud de tortugas marinas

La salud se define como el estado general de un organismo en un momento determinado, caracterizado por la ausencia de alguna enfermedad o anormalidad, donde se utiliza un programa de gestión de salud el cual tiene como objetivo establecer una medida estándar de la condición del individuo y proporcionar una evaluación objetiva de su bienestar. Al estimar el estado de salud, es fundamental establecer rangos de referencia normativos para el organismo, los cuales se obtienen mediante diversas pruebas clínicas, como análisis de sangre, pruebas bioquímicas, radiografías y análisis de heces (Jacobson, 2003).

1.1.3.1 Bioquímica sanguínea

La bioquímica sanguínea representa una herramienta para obtener un diagnóstico preciso en el estado general de salud de la fauna silvestre, tanto en su medio natural como en cautiverio, lo cual proporciona un enorme aporte para tener un buen manejo y conservación (Hasbún et al. 1998; Aguirre y Balazs, 2000). Además, este es un marcador muy sensible por lo que permite obtener la evaluación del funcionamiento renal, hepático, celular y muscular de un animal, entre otras características (Lowel, 1998). En términos generales se representan algunos de los parámetros bioquímicos que se han destacado en el estudio de las TM.

Las proteínas totales presentes en el suero sanguíneo mantienen la presión osmótica coloidal del plasma, además de poder evitar que se presente alguna pérdida de líquidos hacia los tejidos. Del contenido en proteínas totales del suero depende el estado nutricional, funcionamiento hepático, renal, problemas

metabólicos y algunas afecciones como mieloma múltiple (Giménez, et al., 2010). Si se produce deshidratación o un aumento en la fracción de globulinas debido a una enfermedad inflamatoria crónica, puede generarse un incremento en los niveles de proteínas, lo que lleva a una condición conocida como hiperproteinemia. Por otro lado, cuando se presentan pérdidas significativas de proteínas, lo que se traduce en una disminución de sus niveles, se habla de hipoproteinemia. Esto puede estar relacionado con factores como la inanición, malabsorción, malnutrición crónica, pérdida de sangre, enfermedades hepáticas o renales crónicas, y edema generalizado. (Divers, 2005; Giménez, et al., 2010).

La albúmina se presenta en más de la mitad de las proteínas séricas y gran parte de la presión oncótica depende de ella. Su función consiste en poder transportar sustancias que se encuentren menos solubles como ácidos grasos, bilirrubina, hormonas, calcio y metales. En algunos casos se puede presentar una reducción de esta proteína en procesos como afecciones hepáticas, glomerulonefritis o nefrosis, afectaciones gastrointestinales e inanición (Jacobson, 1991; Ferrando, 2010). Sin embargo, en niveles altos podría deberse a un desequilibrio de líquidos, como en casos de deshidratación (Ferrando, 2010)

El nivel de glucosa sanguínea refleja las condiciones nutricionales y endocrinas de un individuo. La hiperglucemia, que es el aumento de la glucosa sanguínea, puede deberse al estrés o la excitación, en parte por los efectos de los glucocorticoides. Además, la hiperglucemia está estrechamente relacionada con problemas metabólicos, enfermedades sistémicas y otros factores fisiológicos. En quelonios, se han documentado posibles casos de diabetes mellitus, donde presentaban hiperglucemia marcada y persistente (Frye, 1999; Stahl, 2003). Por otra parte, la hipoglucemia en reptiles se puede presentar como inanición, exceso de insulina, deficiencia de cortisol, disfunción hepática e incapacidad para producir glucosa (Campbell, 2006).

Los parámetros como triglicéridos, colesterol (Col), glucosa (Glu), nitrógeno ureico en sangre (BUN), calcio (Ca) y fósforo (P) están relacionados con el estado nutricional y la dieta de las TM (Whiting et al., 2007; Espinoza-Romo et al., 2018; Aguirre y Balazs, 2000; Anderson et al., 2011). El ácido úrico por otro lado es el producto final del catabolismo del nitrógeno proteico y no proteico en los reptiles (Campbell, 2006; Anderson et al., 2011). En relación con la actividad de la enzima aspartato aminotransfera (AST) se encuentra en órganos como el hígado, los riñones y el músculo liso. Un aumento en los niveles de esta enzima ha sido asociado con daño hepático, según reportes de Flint et al. (2009) y Anderson et al. (2011)

En relación con los electrolitos en TM, se ajustan o mantienen el balance a partir del riñón, la glándula adrenal y el tracto digestivo. Además, se tiene en cuenta el estado fisiológico de cada especie (Divers,

2005). Muchos de los trastornos fisiológicos y bioquímicos en tortugas relacionados con partículas de μPs han llegado a inducir cambios en los parámetros sanguíneos e incluso perjudicar el sistema inmune (Banaee et al. 2021). Además de correr el riesgo de verse afectadas por la ingesta y la bioacumulación de μPs (Abreo et al. 2016). Agregado a lo anterior, muchas de las consecuencias de la problemática de los μPs no solo afectan en la salud de las tortugas marinas, sino también a otras especies como los peces donde su efecto es por un estrés oxidativo, genotoxicidad, alteración en la expresión de genes y una menor tasa de supervivencia (Oliveira et al. 2013; Nematdoost Haghi & Banaee 2017; Alomar et al. 2017; Bacolod et al. 2017; Rainieri et al. 2018;). Además, en especies de copépodos se ha presentado un apetito reducido y alteración en el proceso de producción de energía en las mitocondrias (Cole et al. 2015; Cui et al. 2017). Por otro lado, en la especie de cangrejo *Carcinus maenas*, se documentó el efecto de un desequilibrio energético (Watts et al., 2014).

1.1.3.2 Biometría hemática

La biometría hemática es un estudio el cual representa tres líneas celulares; eritroide, leucocitaria y plaquetaria, estas pueden dar a conocer una patología hematológica y diferentes enfermedades en órganos y sistemas. Además de evaluar la cantidad de eritrocitos, así como su contenido de hemoglobina y el tamaño de las células (López-Santiago, 2016). Los Intervalos de referencia para el recuento total de glóbulos rojos (RBC), hemoglobina (Hb) y volumen de células concentradas (PCV), por lo general tienden a ser difíciles de establecer para reptiles y otros organismos ectotermos porque pueden mantener adaptaciones fisiológicas en respuesta a una serie de factores intrínsecos como; la especie, el sexo, la edad y el estado fisiológico del reptil. Por otro lado, están los factores extrínsecos como la estación del año, la temperatura, el hábitat, la dieta y las enfermedades (López-Olvera et al., 2003; Campbell, 2015). Sin embargo, al considerar dichos intervalos de referencia, es importante documentar estos factores, los cuales podrían afectar a la población en estudio, lo anterior para garantizar que los datos fisiológicos se recopilen en circunstancias consistentes.

En las TM, el cambio que ocurre en los eritrocitos podría ser causado por deshidratación, nutrición inadecuada, eritrolisis, enfermedad crónica, parásitos, anemia y daño renal (McCauley, 1999; Aguirre et al., 2004; Selleri et al., 2006). En cuanto a las etiologías de la anemia en reptiles son similares a las descritas para aves y mamíferos, por lo que la anemia se puede clasificar como hemorrágica (pérdida de sangre), hemolítica (aumento de la destrucción de glóbulos rojos) o no regenerativa (disminución de la producción de glóbulos rojos). Las anemias hemorrágicas suelen ser causadas por lesiones traumáticas o parásitos

hematófagos y también se deben considerar etiologías como una coagulopatía o una lesión ulcerosa (Campbell, 2015). La anemia grave se ha asociado con la fibropapilomastosis viral en *C. mydas* (Aguirre et al., 1995; Work y Balazs, 1999; Aguirre y Lutz 2004; Campbell, 2015). Los leucocitos son llamados también glóbulos blancos, los cuales forman parte del sistema inmunológico del organismo donde se pueden presentar como heterófilos que son principalmente células fagocitarias; los incrementos significativos en su recuento se llegan a asociar con enfermedades inflamatorias especialmente infecciosas o que supongan un daño tisular, además se relaciona con infecciones o inflamación hepática, renal, e inflamación aguda y la enfermedad renal aguda (Selleri et al., 2006). En cuanto a la disminución de los heterófilos se ha asociado a una infección viral (Aguirre et al., 1995).

Por otro lado, los monocitos son las células de mayor tamaño que se encuentran en la sangre periférica, normalmente el incremento de monocitos está asociado con enfermedad inflamatoria y la actividad fagocitaria, por lo tanto, la monocitosis se relaciona con infección crónica y daño renal crónico, además de fibropapilomatosis (Aguirre et al., 1995; Work y Balazs, 1999; Aguirre y Lutz, 2004). Los eosinófilos por otra parte están asociados con algunas infecciones parasitarias, además se ha encontrado la eosinofilia en enfermedades renales causadas por hexamitiasis en tortugas (Selleri et al., 2006). También en algunas TM se ve reflejado la eosinopenia como respuesta fisiológica a la migración (Stamper et al., 2005). En relación con los linfocitos los cuales se dividen en dos grupos de células (B y T), se caracterizan por la función inmunológica que desempeñan por lo que dependen de los cambios al ambiente, y debido a ello el sistema inmune se puede suprimir o inhibir en respuesta a dichos cambios (Kassab, 2009). Los procesos infecciosos locales o sistémicos son una causa principal de modificaciones en el número total y diferencial de leucocitos. En presencia de infecciones virales se presenta una leucocitosis caracterizada por un notable incremento de linfocitos (López-Santiago, 2016).

1.2 Justificación

Se puede considerar que los estudios de μ Ps en especies centinelas como las TM, podría ayudar a explicar la gravedad de la contaminación por μ Ps en la columna de agua de dos importantes sitios de forrajeo como son BLA y CLOL. Además, se genera un registro de la presencia, cantidad y tamaño de los μ Ps en la tortuga *C. mydas* residentes de ambos sitios. Lo anterior ayudará a proponer acciones de mitigación y conservación para poder mantener o mejorar la calidad ambiental y la salud de esta especie (Seminoff et al., 2003; Aguirre & Lutz, 2004; REIF, 2011; Domiciano, 2017). Asimismo se podría correlacionar el efecto de los μ Ps

con el estado de salud de *C. mydas* con los análisis de parámetros sanguíneos de esta especie en las zonas de forrajeo de BLA y CLOL.

1.3 Hipótesis

La concentración por μPs en la columna de agua en BLA y el CLOL serán similares en ambas zonas.

La especie *C. mydas* monitoreada en ambos sitios presentará residuos de μPs en piel y tracto digestivo lo cual podrá tener efectos negativos en su salud reflejado en indicadores sanguíneos.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Evaluar la cantidad de μPs en la columna de agua en BLA y CLOL, así como, en piel y tracto digestivo de *C. mydas*, y correlacionar con los índices sanguíneos el posible efecto en el estado de salud de esta especie centinela ecológica

1.4.2 Objetivos específicos

1. Estimar la concentración de μPs en muestras de agua de mar, tracto digestivo y biopsia por raspado de aleta para *C. mydas* en los sitios de BLA y CLOL y comparar entre áreas de forrajeo y estadios ontogénicos (inmaduros y adultos).
2. Clasificar y analizar los diferentes tamaños de μPs presentes en *C. mydas* de ambos sitios de estudio y su comparación estadística.
3. Evaluar la bioquímica sanguínea y la biometría hemática de *C. mydas* para determinar el posible efecto en el estado de salud correlacionado con la cantidad de μPs entre sitios de forrajeo y estadios ontogénicos (inmaduros y adultos).

Capítulo 2. Metodología

2.1 Áreas de estudio

En este estudio se trabajó en dos de las principales zonas de forrajeo, descanso y desarrollo de *C. mydas* en el Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL) y Bahía de los ángeles (BLA) en la Península de Baja California, (Figura 1).

2.1.1 Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL)

CLOL es parte de la Reserva de la Biosfera "El Vizcaíno", una de las áreas naturales protegidas más extensas (Águila-Ramírez, 2003). Además, se integra al complejo lagunar que lleva su nombre, junto con las lagunas Manuela y Guerrero Negro, ubicadas dentro de la Reserva Sebastián Vizcaíno, en la región media occidental de la Península de Baja California (Figura 1). La laguna Ojo de Liebre se ubica entre (27° 30' y 27° 35' N y 114° 30' y 113° 50' O) y cuenta con una superficie de 366 km². Se caracteriza por un sistema complejo de canales ramificados con profundidades mayores de 3 m, y cuya área es de 171 km². Estas áreas de canales están separadas por extensas zonas de "bajos", donde predominan *Zostera marina* y diversas especies de macroalgas bentónica (CONANP, 2016).

Los canales alcanzan profundidades de hasta 16 metros (Águila-Ramírez, 2000). Las corrientes predominantes no superan los 4 km/h, aunque pueden ser turbulentas, y la altura de mareas varía entre 1.2 y 2.7 metros. El clima de la región es seco, con temperaturas máximas del agua que oscilan entre 20 y 26 °C en verano, y mínimas de entre 12 y 20 °C en invierno (López-Castro et al., 2010).

2.1.2 Bahía de los Ángeles (BLA)

BLA es una bahía con orientación noreste a lo largo de la costa occidental de la Península de Baja California, México (28° 85'' 8' N 113° 38'' 33' O) (Figura 1). Una serie de 17 islas rodean la porción nororiental de BLA y separan esta área de alimentación de las aguas costeras pelágicas del centro del Golfo de California (Seminoff 2002). Esta bahía tiene un área de 60 km² donde se caracteriza por una fuerte mezcla de mareas y altos niveles de nutrientes (Bray y Robles, 1991). El clima de BLA se suele considerar muy árido y se

caracteriza por tener una precipitación 60 mma^{-1} . La temperatura media anual se acerca a 22.7°C , donde en verano puede llegar a aumentar 40°C y descender a 5°C en la temporada de invierno (Danemann, 2008). Las algas marinas como *Gracilariopsis lemaneiformis* y *Sargassum spp* son la vegetación marina dominante en el área de estudio (Norris, 1975, Pacheco-Ruiz et al., 1998), las cuales se encuentran a lo largo de los márgenes occidental y meridional de aguas poco profundas dentro de la bahía.

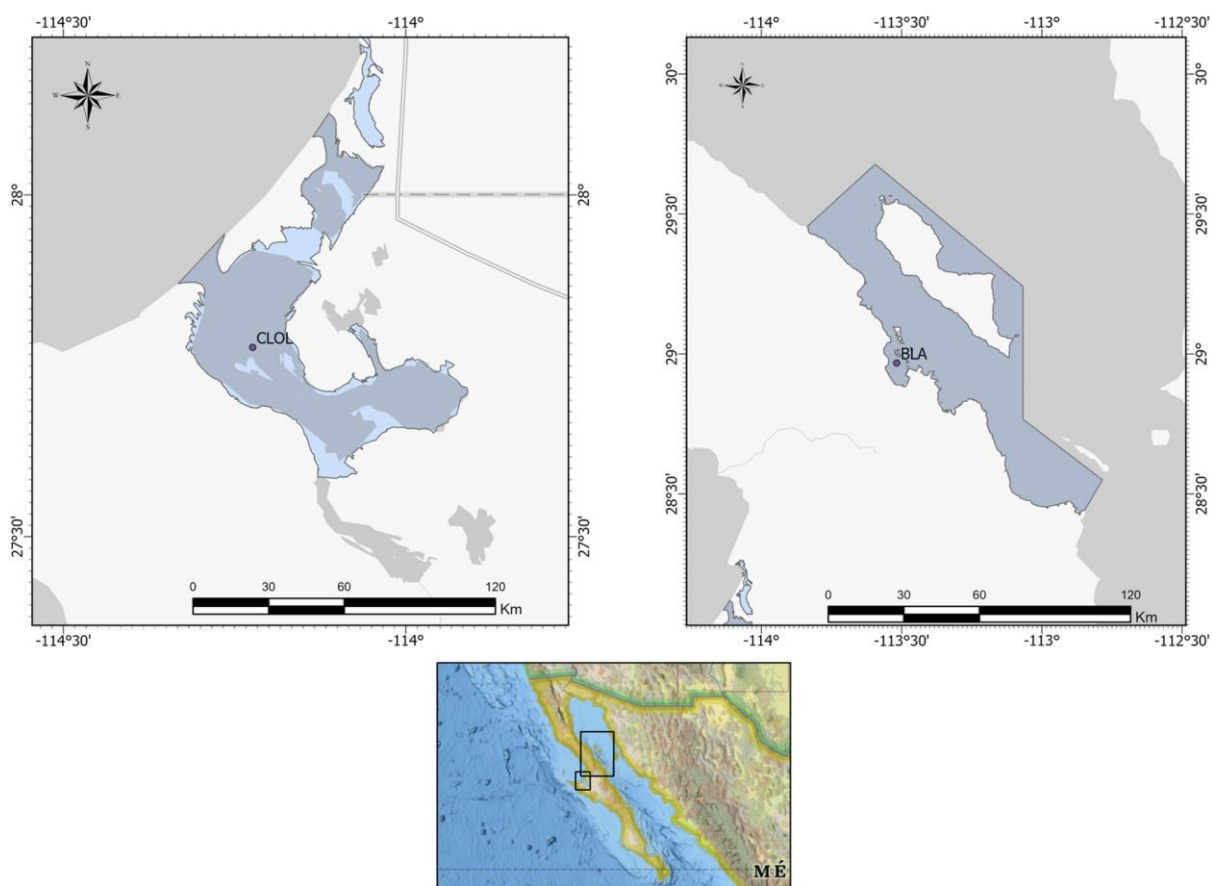


Figura 1 Mapa de la ubicación geográfica Complejo lagunar Ojo de Liebre entre ($27^\circ 55'$ y $27^\circ 35'$ N $114^\circ 20'$ y $113^\circ 50'$ O) y Bahía de los Ángeles ($28^\circ 85'8'$ N $113^\circ 38'33'$ O).

2.2 Captura de tortugas marinas

2.2.1 Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL)

Se realizó un monitoreo en el periodo de marzo, abril y mayo de 2024, donde se colectaron muestras de agua de CLOL los cuales tuvieron lugar en la Laguna Ojo de Liebre ($27^\circ 48' 7''$ N y $114^\circ 11' 28''$ O), donde

se logró obtener 1 L en agua superficial y en 5 m por medio de botella Niskin obteniendo 3 réplicas que luego se almacenaron en frascos de vidrio para cada sitio y profundidad. Asimismo, se realizó la captura de los ejemplares de *C. mydas* utilizando el tendido de red de enmalle del tipo “agalleras” (100 m de longitud por 7 a 10 m de caída, con luz de malla de 50 cm) (Seminoff, 2002). Una vez tendida la red se revisó cada dos horas para evitar que se ahogaran o sufrieran algún daño por parte de la red. Las tortugas capturadas fueron trasladadas al campamento base instalado en la costa. Este monitoreo tuvo una duración de 12 horas por lo que después de transcurrir este tiempo y realizar la toma de muestras correspondientes, las tortugas capturadas fueron liberadas.

Por otro lado, para el CLOL se tuvieron 3 monitoreos donde se realizaron capturas de un total de 21 tortugas en la Laguna Ojo de Liebre, además se obtuvo una temperatura de la superficie del mar de 21° C para marzo y 23 °C entre abril y mayo. Un total de 33 tortugas de *C. mydas* fueron capturadas en ambos sitios de estudio.

2.2.2 Bahía de los ángeles (BLA)

Se tomaron muestras en la columna de agua de BLA los cuales tuvieron lugar en el faro (28°57' 23.03''N y 113° 32' 40.66''O), la Gringa (29° 2' 3'' N y 113° 33' 9'' O) y la Mona (28° 53' 54.58'' N y 113° 29' 57.51''O), donde se logró obtener 1 L en agua superficial y en 5 m por medio de botella Niskin, obteniendo 3 réplicas que se almacenaron en frascos de vidrio para cada sitio y profundidad.

Para la captura de tortugas se llevaron a cabo 4 monitoreos en los meses de mayo y noviembre de 2023, marzo y abril 2024 en los sitios de Casa Díaz (28°56' 45.23'' N y 113° 33' 25.69''O), Campo Don Román (28° 58' 05'' N y 113° 32' 47.01''O) y El Quemado (28° 55' 57'' N y 113° 25' 19'' O) en BLA se utilizó la técnica del tendido de red de enmalle del tipo “agalleras” (100 m de longitud por 7 a 10 m de caída, con luz de malla de 50 cm) (Seminoff, 2002). El tendido de la red se realizó en sitios determinados por su importancia de agregación de TM, una vez tendida la red esta se revisó cada dos horas para evitar que se ahogaran o sufrieran algún daño por parte de la red.

Las tortugas capturadas fueron trasladadas al campamento instalado en la costa, al finalizar la toma de muestras se liberaron las tortugas. En BLA se capturaron un total de doce tortugas, con cuatro monitoreos en los meses de mayo, noviembre de 2023 y marzo y mayo de 2024 como se mencionó anteriormente. Las

temperaturas superficiales del mar que se registraron (TMS) fueron de 20° C en los meses de mayo 2023 y marzo-abril 2024, y 18° C para noviembre 2023.

2.3 Biopsia por raspado superficial (RS) e hisopado cloacal (HC)

Se colectaron muestras de la tortuga *C. mydas* por biopsia con raspado superficial (RS) en la aleta utilizando navajas de bisturí estériles, lo obtenido se guardará en viales de vidrio con agua desionizada y formaldehído al 4%. Al finalizar dicha manipulación se desechó el bisturí o en su defecto se tuvo el cuidado de hacer una asepsia con alcohol para su posterior uso con otro individuo.

Posteriormente, para las muestras de hisopado cloacal (HC) se colocó la tortuga con el plastrón hacia arriba para poder limpiar la abertura externa de la cloaca con povidona yodada al 10% para desinfectar el área. Luego de sujetar firmemente la punta de la cola se insertó un hisopo estéril aproximadamente 2.54 cm en la cloaca, se giró 360° para luego retirarlo de la cloaca y colocarlo inmediatamente en un medio de transporte estéril en viales de vidrio con formaldehído al 4% (Stokes et al., 2008).

Los viales con las muestras se almacenaron en una hielera a 4°C de manera vertical para su transporte al Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO) en la Universidad Autónoma de Baja California (UABC). Finalmente se tomaron variables abióticas en el área, la temperatura superficial del mar (TSM) se registró en el sitio de cada captura con un sensor de temperatura electrónico (VWR® Traceable® Thermometer).

2.4 Morfométricos de *Chelonia mydas*

Para cada tortuga capturada se obtuvieron las siguientes medidas morfométricas en centímetros: Largo curvo del caparazón (LCC) del escudo nual o hasta el escudo supracaudal, ancho curvo del caparazón (ACC), longitud del plastrón (LP), longitud total de cola (LTC), largo pre-cloacal (LPreC), largo post-cloacal (LPostC), y Peso (W) donde se utilizó una báscula de resorte romana de 0 a 200 Kg. Antes de la liberación cada tortuga fue marcada con etiquetas Inconel en la primera gran escala proximal de cada aleta trasera.

Posteriormente, se empleó el criterio descrito por Solana-Arellano *et al.* (2020), para determinar el sexo y estadio ontogénico, el cual se basa en las medidas morfométricas LRC y LTC (Tabla 1)

Tabla 1 Criterios para la asignación de estadio ontogénico en *C. mydas* con base en Solana-Arellano et al. (2020)

Hembra (H)	Macho (M)	Juvenil (J)
66 < LRC < 96.7 cm 16.3 < LTC < 25 cm	66.4 < LRC < 112.5 cm LTC > 25 cm	LRC < 66 cm

2.5 Indicadores sanguíneos de *C. mydas*

Para las muestras sanguíneas cada tortuga se colocó con el plastrón hacia abajo sobre un neumático y se les colocó una toalla húmeda para tranquilizarla, primeramente, para la toma de muestras de sangre se siguió el procedimiento de Wyneken (2001), una técnica de punción venosa que se ubica en la vena yugular externa (a menudo denominada seno cervical dorsal), se realizó la asepsia en la región del cuello con solución de povidona yodada al 10 %, alcohol isopropílico u otro antiséptico antes de tomar la muestra.

Además, se utilizó una aguja calibre 21 G x1 1/2 con el sistema de vacío BD Vacutainer™ de toma múltiple con anticoagulante heparina de litio y se recolectaron alrededor de 5 mL de sangre, enseguida se realizó una inversión lenta para homogeneizar la muestra (Owens & Ruiz 1980). Se resguardó en una hielera a 4°C con el objetivo de preservar las muestras para su transporte al laboratorio.

Las muestras de sangre se enviaron al laboratorio a GOVALAB especializado en diagnósticos veterinarios en Ensenada, B.C., donde el proceso consta de un tiempo de cinco días máximo para procesar dichas muestras. Se evaluaron diversos parámetros bioquímicos, tales como glucosa (Glu), colesterol (Col), alanina aminotransferasa (ALT), aspartato aminotransferasa (AST), creatincinasa (CK), amilasa (Ami), proteínas totales (Prot), albúmina (Alb), creatinina (Creat), bilirrubina total (Bil), ácido úrico (A. úrico), dióxido de carbono (CO₂), sodio (Na), potasio (K), calcio (Ca), fósforo (P) y cloro (Cl). Además, se calculó la concentración de globulina (Glo), mediante la diferencia entre proteínas totales y albúmina, y se determinó la relación albúmina/globulina.

Asimismo, se realizó la evaluación completa del hemograma de *C. mydas* y los valores hematológicos como el hematocrito, recuentos totales, hemoglobina e índices eritrocitarios.

2.6 Procesamiento experimental en laboratorio

El proceso de digestión de materia orgánica, filtración y montaje de cada muestra se llevó a cabo en el laboratorio multidisciplinario de Botánica marina en el Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO) en la Universidad Autónoma de Baja California (UABC).

Para las muestras de hisopado cloacal se utilizó 1 mL, aforado con una solución al 10% de Hidróxido de sodio (NaOH). En el caso de las muestras de biopsia por raspado y de la columna de agua, se empleó agua oxigenada (H₂O₂) al 30% para llevar a cabo la digestión de materia orgánica. El proceso de digestión se realizó en una incubadora a 40°C durante 1 h, seguido de una incubación a temperatura ambiente por 24 h, de acuerdo con los procedimientos descritos y adaptados por Karami (2017) y Lv et al. (2019).

En la campana de flujo se empleó una torre de filtración junto a una bomba de vacío utilizando filtros de membrana de policarbonato de 25 mm de diámetro con un tamaño de poro de 0.2 µm, donde la muestra de 1 mL que tuvo el proceso de digestión se filtra junto a 1 mL de agua desionizada para reducir cualquier exceso del reactivo que se utilizó en la digestión. Se procedió a realizar el montaje con el filtro que se extrajo el cual estuvo completamente seco para colocar 13 µL de la tinción fluorescente Rojo Nilo (89µL PBS:Glicerol, 10µL Antifading, 1µl Rojo Nilo de solución madre (0.2 mg/ml metanol) siguiendo los procedimientos descritos con modificaciones (Cruz-López & Maske, 2015; Wang et al., 2017; Maes et al., 2017; Patra et al., 2019). Los portaobjetos y cubreobjetos estuvieron previamente libres de cualquier contaminación con el uso de aire comprimido para evitar partículas ajenas a la muestra al momento del montaje.

Para la visualización de cada montaje se utilizó microscopía de epifluorescencia que se encuentra en el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE), en el laboratorio de microbios marinos (MICMAR). Se utilizó el microscopio de epifluorescencia Axioskope II plus (Carl Zeiss, Alemania) se visualizó con el objetivo de 20x, con una configuración de Lambda Plan-Apochroma, Carl Zeiss y lámpara de arco de xenón de 175 W (Lambda LS, Sutter) conectado a través de una guía de luz líquida, los espectros de excitación y emisión fueron controlados por Lambda 1-7 y 2-7 W. Se utilizó un filtro dicróico con tres bandas de transmisión Cy3 (Ex 488/ Em 570nm) ajustado a los espectros de fluorescencia de emisión y excitación de la tinción fluorescente Rojo Nilo (552/663 nm) para tener un control positivo de partículas de µPs. Para la búsqueda e identificación de cada montaje se realizó una captura de imágenes de 20 cuadrantes con una medida de 695-519 píxeles por cada captura de cada

muestra, se almacenaron en formato TIFF para su posterior análisis digital, lo cual ayudará para la estimación sobre la concentración y tamaño de las partículas de μPs .

Las imágenes se capturaron con una cámara CCD enfriada (Clara E, Andor), para el procesamiento se utilizó el software ImageJ (Schindelin et al. 2012). Las imágenes se convirtieron de 16 bits a 8 bits para su procesamiento ya que la resolución adicional no aportaba información significativa. Se elaboró una imagen resumen para cada canal espectral, seleccionando píxeles de máxima intensidad y reduciendo el ruido de fondo. En ImageJ, se calibró la escala en micrómetros (μm) para correlacionar los píxeles con las distancias conocidas.

Una vez que se calibró la escala de cada imagen se realizó el mejoramiento para poder eliminar los fondos continuos lisos y mejorar la apariencia de la partícula de interés junto al fondo de la misma, en conjunto utilizando las tablas de búsqueda de color que se pueden aplicar a las imágenes en escala de grises. Luego, se estimó la concentración de las partículas de interés de manera automatizada o interactiva con los valores del umbral inferior y superior para segmentar las imágenes en escala de grises en entidades de interés y fondo.

Por último, se estableció el ROI donde proporcionó el número de partículas que se encuentra en cada imagen analizada, lo cual es por región de interés específica para trabajar con múltiples selecciones en diferentes ubicaciones en la imagen. Una vez que se hizo el conteo por partículas se obtuvo el área en μm^2 de cada una de las mismas de los 20 cuadrantes por cada muestra de *C. mydas* y de la columna de agua de ambos sitios, siguiendo los procedimientos descritos y adaptados de Cruz-López & Maske (2015).

2.7 Análisis estadísticos

Para el análisis de datos, se empleó estadística bayesiana debido a que posiblemente por el tamaño de muestra, las pruebas con estadística frecuentista o clásica no cumplen con los requisitos para hacer una estadística robusta (estadística paramétrica) por lo que se presenta mucha incertidumbre en los datos. Por otra parte, la metodología bayesiana, se fundamenta en principios probabilísticos y modela la incertidumbre estadística, esto es, se basa en reglas de la probabilidad.

Mediante esta metodología, se puede obtener el factor de Bayes, que sustenta la razón de probabilidades entre la hipótesis nula (H_0) y la hipótesis alterna (H_1). En el caso de una prueba T-bayesiana, las hipótesis

serían, por ejemplo:

H_0 : No existen diferencias significativas entre las medias paramétricas de los métodos

H_1 : Existen diferencias significativas entre las medias paramétricas de los métodos)

$$\text{Factor de Bayes} = FB_{10} = \frac{P(\text{Hipótesis alterna})}{P(\text{Hipótesis nula})} \quad (1)$$

Para las pruebas t-Bayesianas se utilizó el programa JASP (v 0.16.3; JASP Team) con el fin de comparar los datos de concentraciones de μPs en el agua de mar, y las técnicas de hisopado cloacal (HC) y biopsia por raspado superficial (RS) entre los diferentes sitios. Además, se evaluaron probabilidad de diferencias en el área de las partículas de μPs según la técnica empleada y el sitio de muestreo. Nótese que el Factor de Bayes FB_{10} significa la disposición de la ecuación (1). Para interpretar el FB_{10} se consideró la tabla modificada de Jeffreys (1961) tomada de Ellison (1996) (Tabla 2).

Tabla 2 Interpretación del Factor de Bayes modificado y adaptado de Jeffreys (1961) tomado de Ellison (1996)

Jeffreys (1961)	
FB_{10}	Evidencia a favor de H_1 y contra H_0
0-1.5	Una simple mención
1.5-10	Sustancial
10-100	Fuerte
>100	Decisivo

Capítulo 3. Resultados

3.1 Concentración de partículas de μPs en agua de mar y en *C. mydas* por técnicas HC y RS

Los resultados para los 20 cuadrantes (imágenes) definidos en materiales y métodos por muestra de agua de mar en las diferentes profundidades por cada sitio, presentaron concentraciones promedio de μPs para CLOL a 5 metros de profundidad con 16.3 ± 4.0 , mientras que en la superficie el promedio fue de 10.3 ± 3.0 μPs . Para BLA, la concentración promedio de μPs a 5 metros fue de 14.0 ± 6.9 , y en la superficie alcanzó una media de 16.1 ± 5.2 (Figura 2).

Con respecto a las diferencias entre las cantidades de μPs que se encuentran en ambos sitios para las muestras de agua, se realizó una prueba T bayesiana donde se encontró que no existen probabilidades de diferencias en agua superficial entre BLA y LOL ($\text{FB}_{10}=1.18$)(Tabla 6, Anexo A).

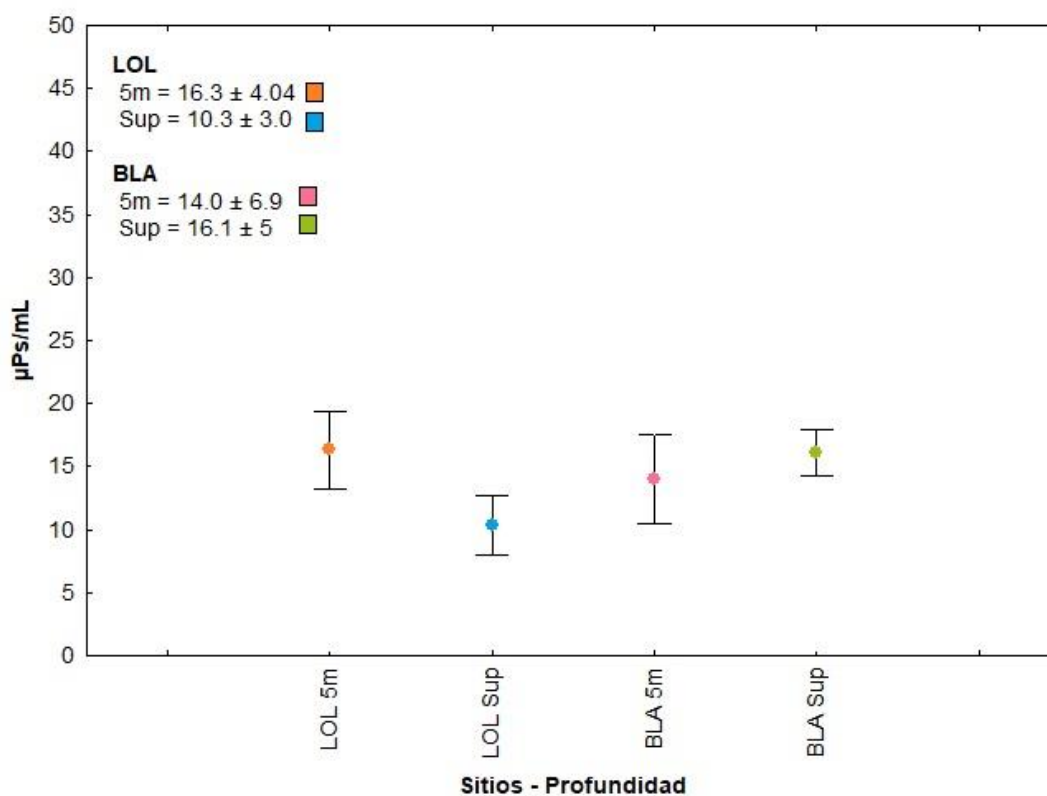


Figura 2 Medias y desviaciones estándar de la concentración de μPs entre muestras de agua de la Laguna Ojo de Liebre (LOL) y Bahía de los Ángeles (BLA) en profundidades de 5 metros y superficiales (Sup).

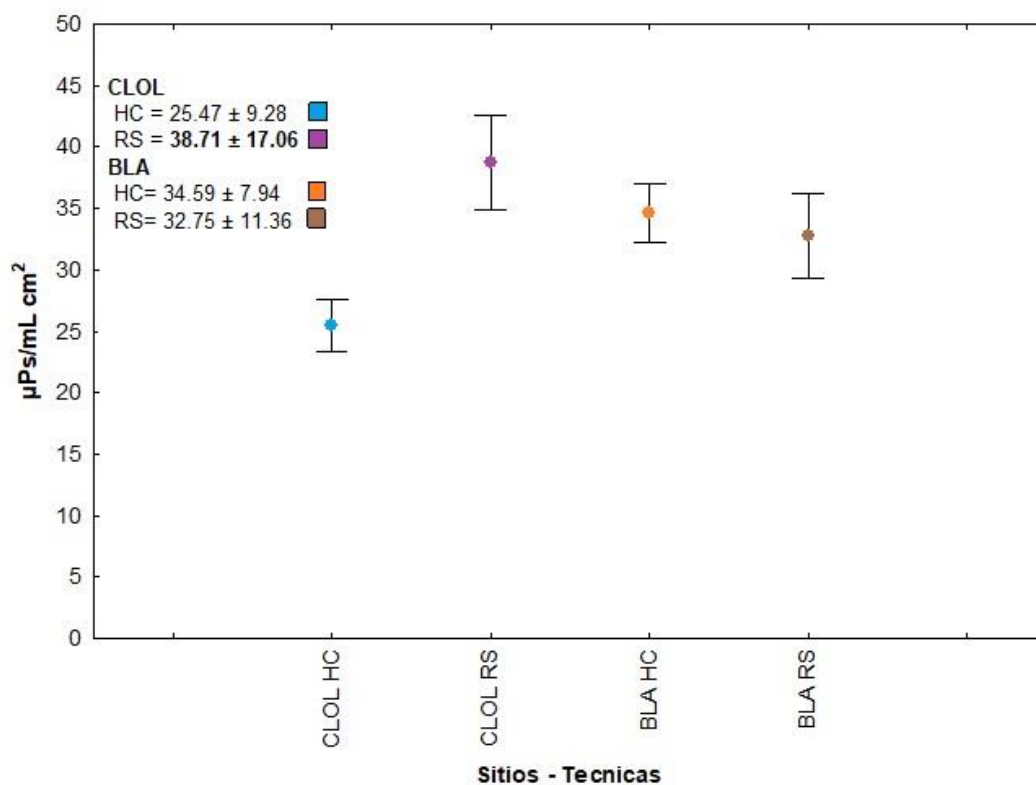


Figura 3 Medias y desviaciones estándar de la concentración de μPs en *C. mydas*, comparado entre sitios del Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL) y Bahía de los Ángeles (BLA) utilizando diferentes técnicas de muestreo Hisopado cloacal (HC) y Biopsia por raspado superficial (RS)

Por otro lado, la gráfica de las concentraciones promedio de μPs de cada técnica HC y RS junto con su media y desviación estándar (desv. Std) por sitio de estudio se presenta en la figura 3. En CLOL los hisopados cloacales mostraron una media de 25.4 ± 9.2 μPs presentes, en contraste con BLA se obtuvo una media de 34.5 ± 7.9 μPs lo que indica una pequeña variación en los datos entre ambos sitios. Por otro lado, los resultados de (RS) en la aleta en TM del CLOL tuvieron una media de 38.7 ± 17.0 , mientras que en BLA representó una media de 32.7 ± 11.3 (Figura 3).

Para analizar las diferencias en las cantidades de μPs presentes en ambos sitios (CLOL-BLA) se realizaron 11 pruebas de T bayesiana entre las dos técnicas de muestreo (RS-HC) y por sitios en las concentraciones de μPs . Los resultados para la técnica de RS comparada con la de HC en CLOL muestran probabilidades altas de diferencias en la cantidad de μPs ($\text{FB}_{10} = 11.74$) entre las dos técnicas para este sitio.

Sin embargo, al comparar la concentración de μPs utilizando la técnica de (RS) entre ambos sitios, las probabilidades de diferencias fueron bajas ($\text{FB}_{10} = 1.484$) (Tabla 6, Anexo A).

Similarmente se presentaron probabilidades altas de diferencias en las cantidades de μPs para la técnica de RS en juveniles con respecto a la técnica de HC en individuos adultos para el sitio de CLOL ($F_{B_{10}}=7.468$) (Tabla 6, Anexo A)

3.2 Distribución por tamaños de las partículas de μPs

El rango de tamaños de μPs a partir de la técnica de HC realizado a las tortugas del CLOL fue de $0.41\text{-}393.16 \mu\text{m}^2$ y para BLA de $0.41\text{-}325.13 \mu\text{m}^2$. Por el contrario, con la técnica de RS los rangos fueron de $1.25\text{-}336.81 \mu\text{m}^2$ para CLOL y de $0.41\text{-}295.91 \mu\text{m}^2$ para BLA. Con respecto a las estadísticas descriptivas que se obtuvieron de las áreas de μPs entre las técnicas de HC y RS en los sitios de estudio, la técnica de HC en CLOL presentó una media de $32.8 \pm 51.7 \mu\text{m}^2$, en comparación con BLA, donde la media fue de $26.42 \pm 44.41 \mu\text{m}^2$.

En cuanto a la técnica de RS en CLOL se registró un promedio de $29.1 \pm 42.2 \mu\text{m}^2$, mientras que en BLA fue de $27.8 \pm 45.9 \mu\text{m}^2$. Las áreas de μPs en μm^2 por técnica, así como el estadio ontogénico de los individuos y los sitios de estudio, se muestran en las Figuras 4 y 5, respectivamente.

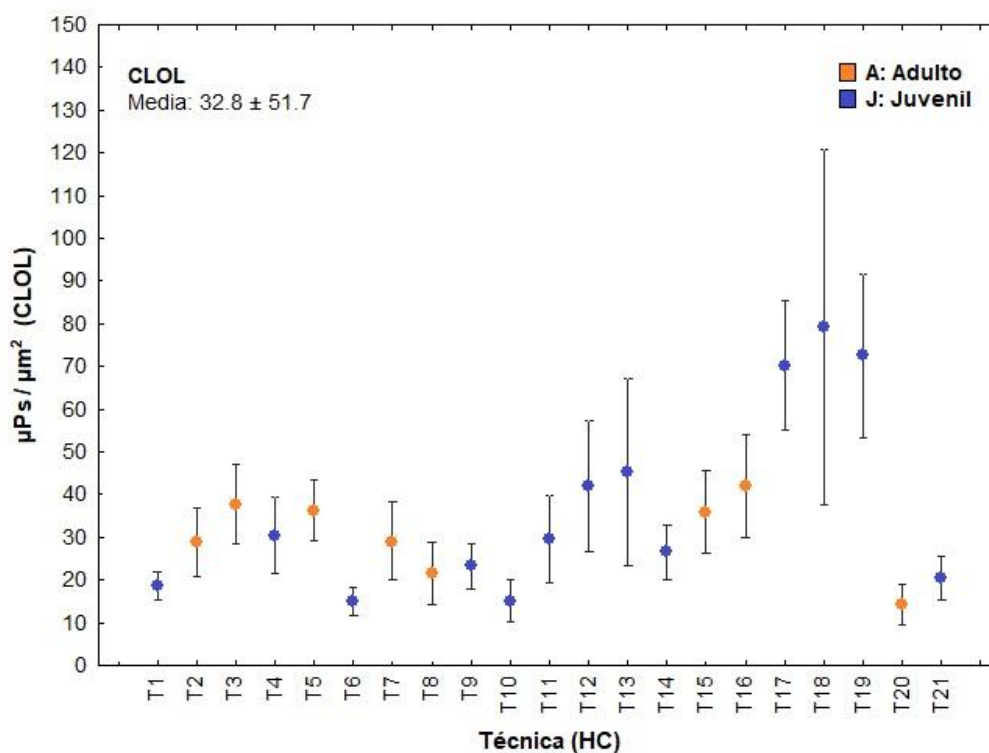


Figura 4 Medias y desviaciones estándar de las áreas en μm^2 de μPs de *C. mydas* con la técnica de HC para el Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL). (J) Individuos juveniles, y (A) individuos Adultos. T (número de tortugas).

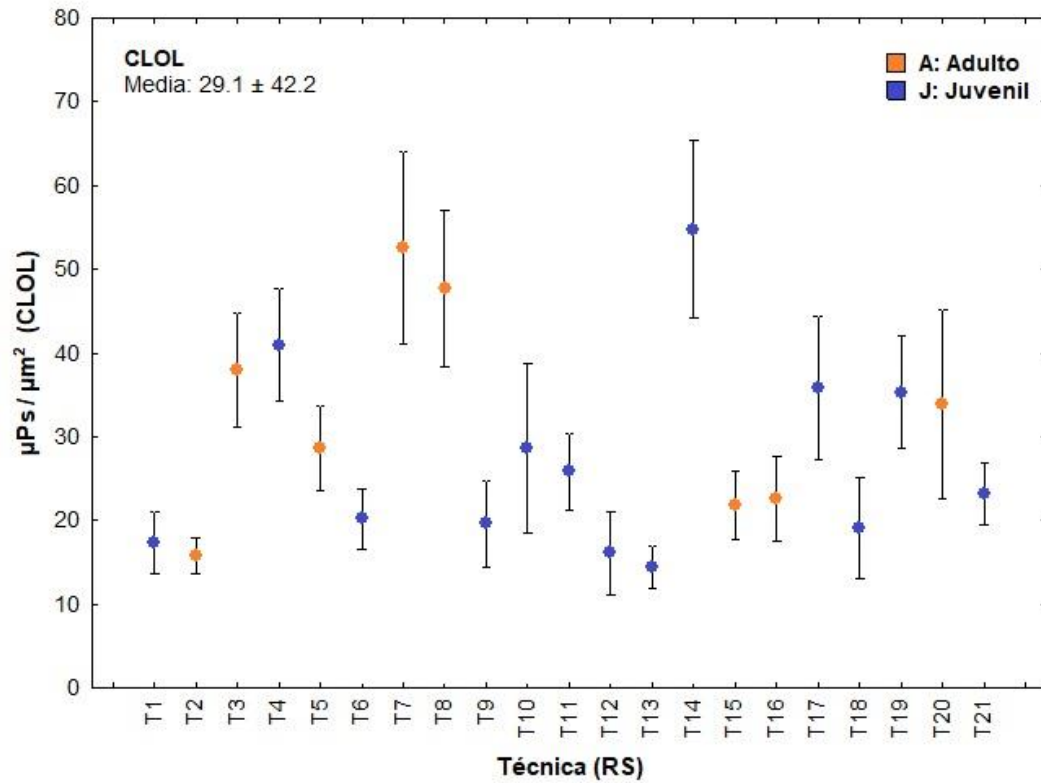


Figura 5 Medias y desviaciones estándar de las áreas en μm^2 de μPs de *C. mydas* con la técnica RS para el Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL) (J) Individuos juveniles, y (A) como individuos Adultos. T (número de tortugas).

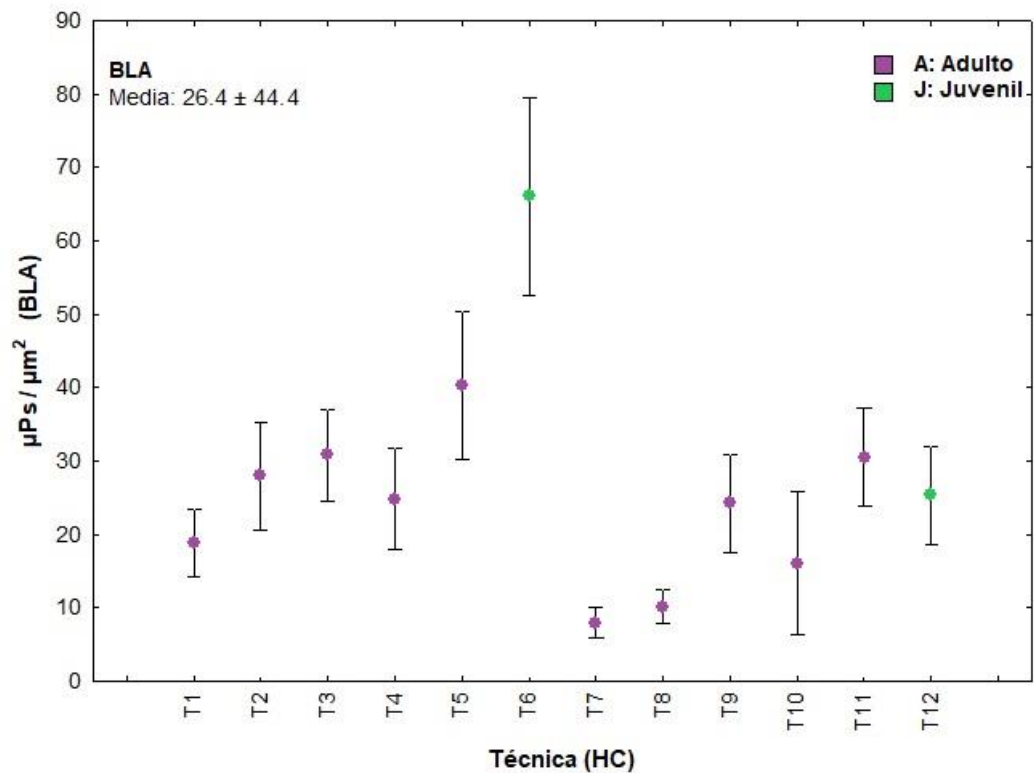


Figura 6 Medias y desviaciones estándar de las áreas en μm^2 de μPs de *C. mydas* con la técnica HC para Bahía de los Ángeles (BLA). (J) Individuos juveniles, y (A) individuos adultos. T (número de tortugas).

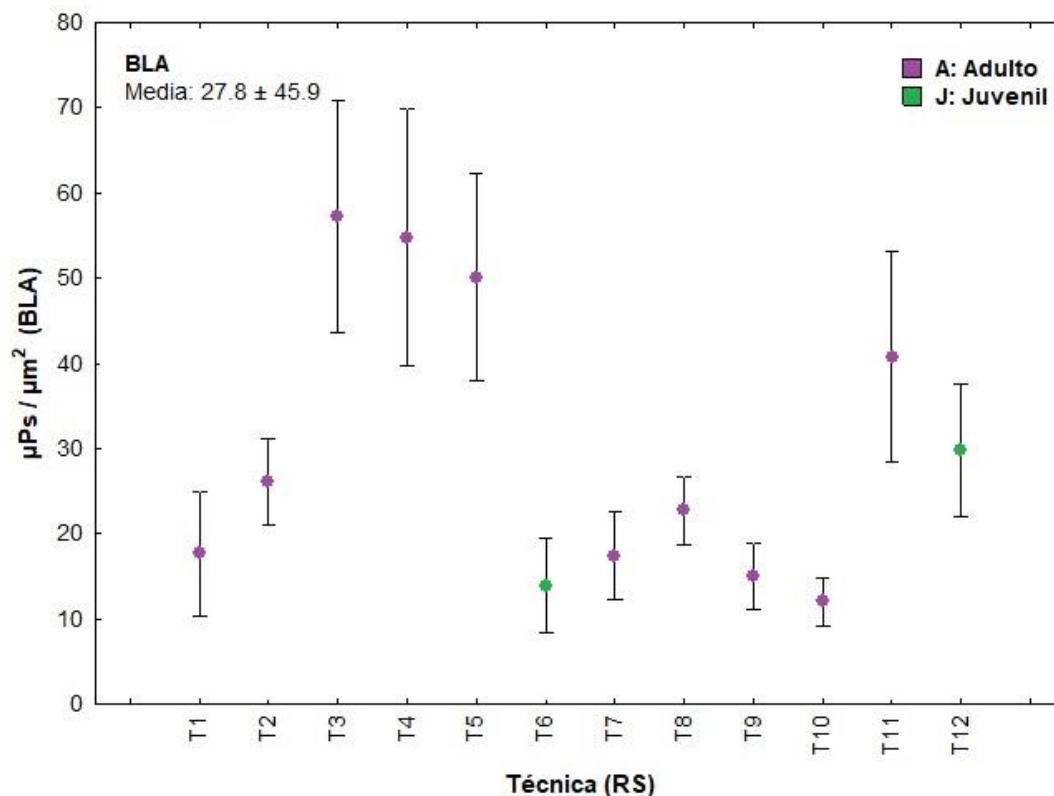


Figura 7 Medias y desviaciones estándar de las áreas en μm^2 de μPs de *C. mydas* con la técnica RS para Bahía de los Ángeles (BLA). (J) Individuos juveniles, y (A) individuos adultos. T (número de tortugas).

Con respecto a las diferencias entre las medidas de las áreas de μPs que se encuentran en ambos sitios se realizaron 14 pruebas T bayesiana (Tabla 6, Anexo A) donde las áreas en μm^2 de los μPs con la técnica por HC en CLOL y BLA representó ($\text{FB}_{10}=1.831$) lo cual indica que existe probabilidad de diferencias mínimas entre las medidas de las áreas de los μPs de CLOL y BLA en individuos adultos en la técnica de HC. Mientras que en BLA en la técnica de RS y HC (Figura 6 y 7) no presento probabilidad de diferencias ($\text{FB}_{10}=0.114$)

3.3 Determinación hematológica

3.3.1 Análisis de bioquímica sanguínea

Para la interpretación de los resultados de bioquímica sanguínea, se obtuvieron las estadísticas básicas calculando la media \pm una desviación estándar (desv. Std). de los datos por cada analito (Tabla 8, Anexo C), donde se obtuvieron intervalos de referencia (IR) para cada analito de las TM en los sitios de estudio

(Tabla 3). Por otro lado, se presentaron los IR por cada analito comparado con Labrado Martagón (2011) y Gordillo García (2023) (Tabla 9, Anexo D).

Tabla 3 Intervalos de referencia entre sitios de estudio por analito (Media \pm desv. Std).

Analito	IR CLOL N= 15 TM	IR BLA N= 10 TM
AST (U/L)	1.47—7.28	167.72-214
CK (U/L)	3.73—6.1	1810.35-5032.08
Prot (g/L)	2.55—4.17	39.2-51.9
Alb (g/L)	0.61—6.72	16.33-25.66
Glo (g/L)	129.22—359.43	20.3-28.8
A/G (g/L)	66.32—92.34	0.63-1.1
Col (mmol/L)	340.46—608.86	3.7-6-5
Ac. úrico (μ mol/L)	45.49—168.42	0.07-1.5
Bilirrubina (mol/L)	19.24—58.09	3.51-6.2
BUN (μ mol/L)	263.29—1418.04	0-17.6
Glu (mmol/L)	58.39—70.20	2.31-5.2
Ca (mmol/L)	20.43—23.09	1.16-2.1
P (mmol/L)	35.29—49.77	1.79-3.8
K (mmol/L)	0.39—0.63	4.2-5.1
Na (mmol/L)	1.73—5.24	148.46-154.6
Cl (mmol/L)	8.90—21.76	106.12-118.5
CO ₂ (mmol/L)	109.31—131.34	23.26-39.0

Para el análisis de cada analito Tabla 3, se determinó cuántos individuos de *C. mydas* se encontraban con valores por arriba, por debajo o dentro de los IR. Al considerar las tortugas que tienen al menos un analito fuera de lo IR, se observó que los individuos de *C. mydas* en CLOL, el 60% presentaban al menos en un analito por debajo de los (IR) promedio y el 40% de los individuos presentó al menos un analito por arriba de los (IR). En contraste en las TM de BLA, el análisis mostró que el 66% de las tortugas presentaban al menos un analito por debajo y con el 34% por arriba de los (IR) promedio considerando al menos una tortuga por analito.

Del total de los analitos analizados para CLOL se mostraron variaciones en los datos de cinco analitos de las tortugas analizadas con el 27% de las proteínas totales, el 20% en la globulina, BUN, Cl y CO₂ representaron disminución con respecto a los IR. En Cl y K presento aumento de un 20%, mientras que fosforo (P) tuvo un 13% por arriba de los IR promedio.

En BLA se presentaron variaciones en seis analitos, de los cuales, para AST, las proteínas totales y el calcio tuvieron un porcentaje de 22% que estuvo por debajo de los IR. Por otro lado, para P y A/G se presentaron con 22% por arriba de los IR.

3.3.2 Biometría hemática

Para la Biometría hemática se realizó un procedimiento similar a la bioquímica sanguínea, se establecieron los intervalos de IR de cada parámetro, los cuales se muestran en la tabla 4. Por otro lado, estos IR fueron calculados como media \pm desv. Std de los datos por cada parámetro y se muestran su estadística básica. (Tabla 10, Anexo E)

Tabla 4 Intervalos de referencia entre sitios de estudio por parámetro hemático analizado (Media \pm desv. Std)

Parámetro	IR CLOL N= 15 TM	IR BLA N= 10 TM
Eritrocitos (cels/ μ l)	2.81—7.16	1.57-2.97
Hematocrito (%)	0.34—0.44	0.28-0.35
Leucocitos (cels/ μ l)	2.3—12.7	3.51-10.80
Eosinófilos (%)	-0.03—0.39	0.02-0.50
Heterófilos (%)	1.40—4.73	1.90-5.24
Basófilos (%)	-0.05—0.18	-0.06-0.143
Linfocitos (%)	-0.01—7.92	0.69-4.30
Monocitos (%)	-0.10—0.70	-0.09-0.54

Se observó que de los individuos analizados en CLOL el 60% presentaban al menos un parámetro por arriba de los (IR). Por otro lado, para BLA el 56 % de las tortugas presentan valores por arriba de (IR).

Con respecto a los parámetros hemáticos para ambos sitios se encontraban variaciones, para CLOL en al menos 20% de los eritrocitos, 7% de leucocitos y 13% de heterófilos por debajo de los IR, con respecto a los parámetros de heterofilos presento aumento con 20% y la mayoría presento 13% con un aumento en eosinófilos, leucocitos y linfocitos.

En cuanto a BLA representó un 22% en eosinófilos por arriba de los IR, donde los parámetros hemáticos de los leucocitos y heterofilos con un 22% se presentaron variaciones por debajo de los IR promedio de las tortugas analizadas.

3.4 Estadísticas básicas de medidas morfométricas

Se presentan las estadísticas básicas de las medidas morfométricas y el peso de todas las tortugas de ambos sitios (Tabla 10, Anexo E). Al analizar la distribución de las medias y las desviaciones estándar de LCC, ACC, LP y el peso, se observa que la mayoría de las medias son mayores en BLA en comparación con CLOL (Figura 8 y 9).

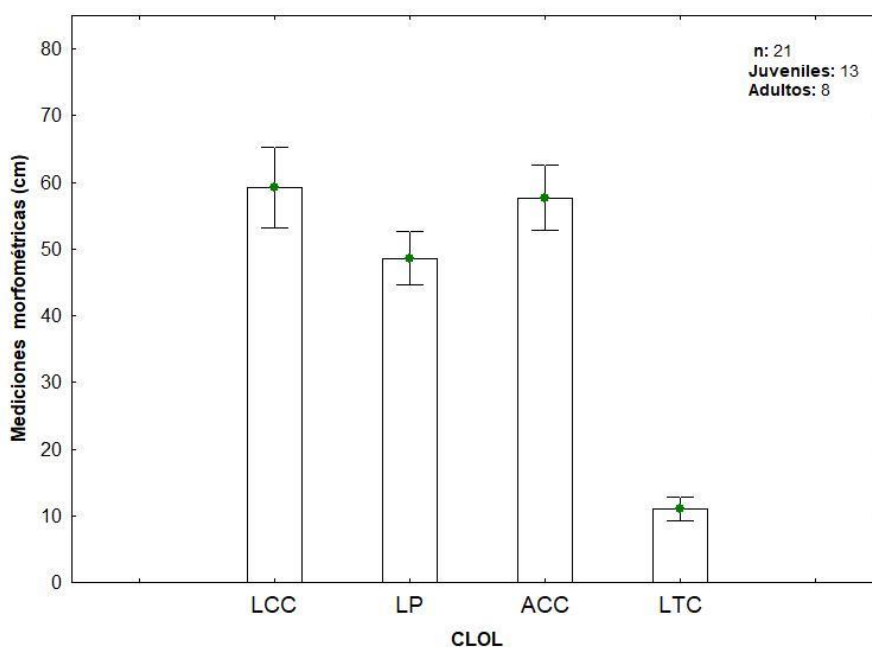
Además, en CLOL se registraron 8 individuos adultos y 13 juveniles, mientras que en BLA se encontraron 10 adultos y 2 juveniles (Tabla 5). Las pruebas T bayesiana entre ambos sitios, mostraron que para adultos no existe probabilidad de diferencias en ninguna variable entre sitios ($FB_{10}=0.61$).

Por otro lado, para juveniles se encontraron diferencias entre sitios en ACC ($FB_{10}=2.03$), LTC ($FB_{10}=1.53$) y entre peso ($FB_{10}=2.8$). (Tabla 12, Anexo F).

Tabla 5 Estadio ontogénico de *C. mydas* entre sitios

Estadio ontogénico	Sitio de estudio	
	CLOL=21 TM	BLA=12 TM
Juveniles	13	2
Adultos	8	10

A)



B)

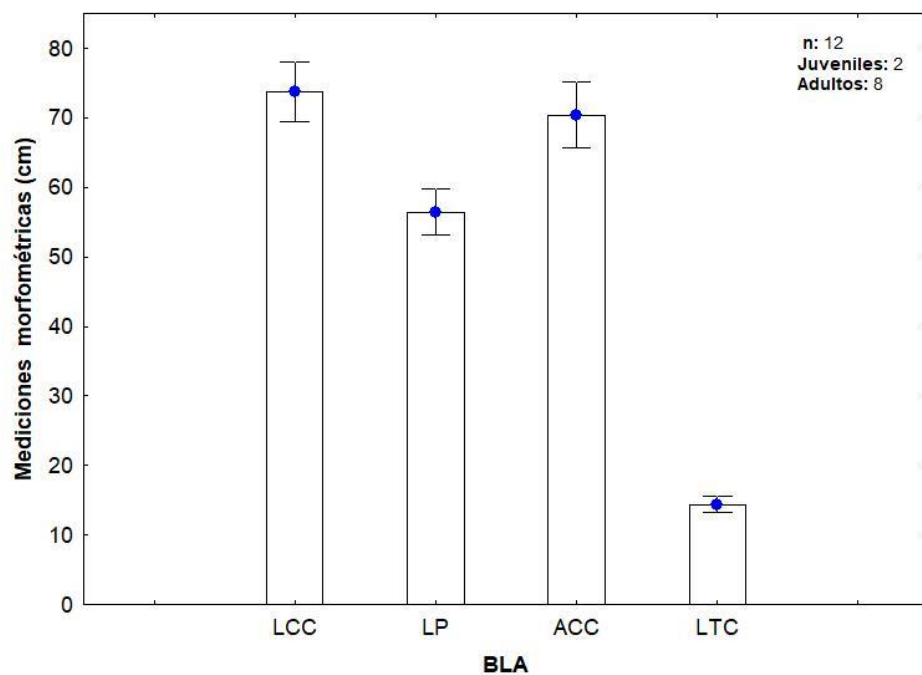


Figura 8 Gráfica de las medias y desviaciones estándar de las medidas morfométricas en cm de *C. mydas* entre los sitios de estudio, A) CLOL (n=21; Juveniles 13, adultos 8) y B) BLA (n=12; Juveniles 2; adultos 10). Largo curva del caparazón (LCC), longitud del plastrón (LP), ancho curva del caparazón (ACC), longitud total de cola (LTC).

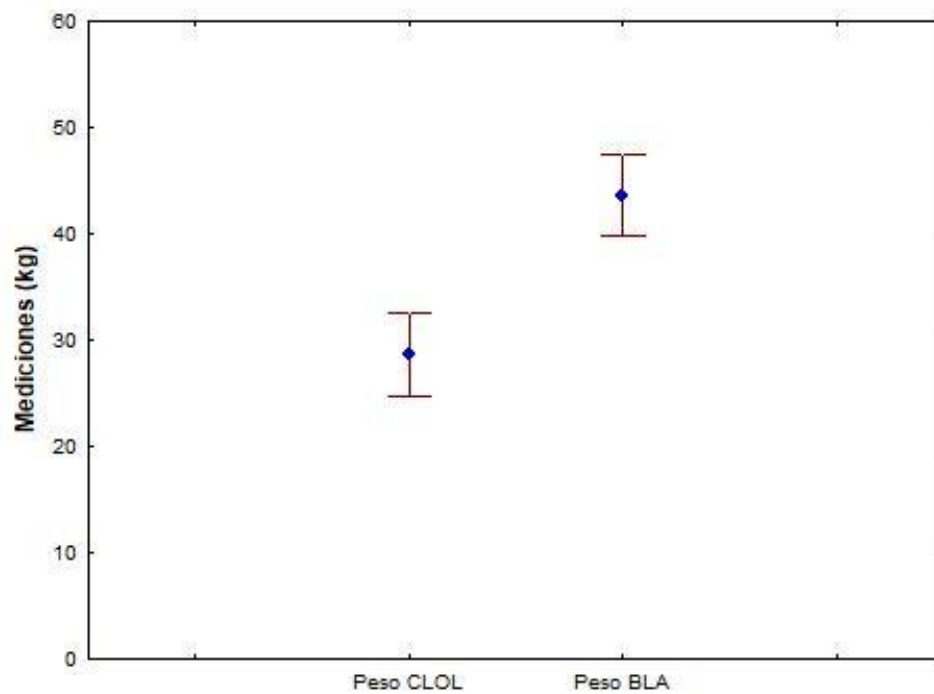


Figura 9 Gráfica de la media y desviación estándar del peso en kg de *C. mydas* entre los sitios de estudio del Complejo Lagunar Ojo de liebre (CLOL) (n=21; Juveniles 13, adultos 8) y Bahía de los Ángeles (BLA) (n=12; juveniles 2; adultos 10).

Capítulo 4. Discusión

Los resultados de esta investigación son de vital importancia, ya que, a la fecha representan el primer registro de la concentración de μPs en la columna de agua e hisopado cloacal y raspado superficial en *C. mydas*, así como las medidas de las áreas de μPs ($<5\mu\text{m}$) en los dos sitios de estudio. Este tema será de creciente relevancia en la comunidad científica y ambiental, debido a las alarmantes implicaciones que tienen los μPs sobre los ecosistemas marinos. Los μPs no solo afectan la calidad del agua y los hábitats marinos, sino que también representan una amenaza directa para la salud de la fauna en general y en particular sobre especies vulnerables como las tortugas marinas (Schuyler et al., 2013). Las TM, debido a su dieta y comportamiento de alimentación, son especialmente susceptibles a poder ingerir μPs , lo que sería una posibilidad de que le provoque alguna obstrucción intestinal, daño en algún órgano, malnutrición y algunos otros problemas de salud como lo menciona Schuyler et al. (2013). Además, este trabajo proporcionará una base sólida para futuras investigaciones, facilitando un mejor entendimiento de la relación entre la contaminación por μPs y sus efectos en la vida marina.

4.1 Cantidades de μPs en muestras de agua de mar

Las concentraciones de μPs de las muestras superficiales en los dos sitios de estudio no presentó probabilidad de diferencias en ninguna de las pruebas T bayesiana (Tabla 6, Anexo A) con respecto al factor de bayes que se obtuvieron considerando (tabla 2) adaptada y modificada de jeffreys (1961) obtenida de (Ellison, 1996). Por lo que estos resultados pueden ser indicativo de una distribución homogénea de μPs en ambas zonas.

El CLOL es una laguna cerrada con un sistema complejo de canales que están separados y conectan con otras lagunas como la Laguna ojo de liebre (LOL) (Águila Ramirez, 2000). La cantidad de μPs se podría considerar que puede ir en aumento, porque la zona es de intensa actividad industrial, particularmente relacionada con la extracción de sal y pesca (CONANP,2016). Estas actividades podrían estar generando cantidades significativas de desechos plásticos que eventualmente se descomponen en μPs , además de la proximidad de fuentes terrestres de contaminación, como vertederos o áreas urbanas mal gestionadas donde se puede estar incrementando la cantidad de μPs a través de escorrentías o descargas directas (CONANP, 2016). Por otro lado, BLA es una bahía semicerrada donde las fuertes corrientes resultantes podrían provocar una mezcla intensa de masa de agua (Bray y Robles 1991, Seminoff 2002), esta mezcla

podría favorecer la acumulación de μPs , aunado con la proximidad a áreas urbanas, actividades pesqueras y el turismo, los cuales podrían contribuir a una mayor entrada de μPs . Además, se sugiere que en LOL y BLA los μPs pueden acumularse en los sedimentos, donde actúan como zonas de retención para estas partículas. Dado que los μPs pueden permanecer en los sedimentos durante periodos prolongados, podrían acumularse en la bahía (Gago et al., 2018; Duncan et al., 2018). Sin embargo, también existe la posibilidad de que estos μPs se dispersen debido al transporte facilitado por las corrientes marinas y la circulación termohalina, los cuales podrían redistribuir los μPs a otras áreas (Álvarez-Borrego, 1992)

Otro factor para la presencia de μPs podría ser por la estructura y el tipo de las playas como urbanas y rurales (Alvarez-Zefrino, 2020), donde registra valores promedio de μPs que oscilan entre 31.7 y 545.8 MP/m². La mayor concentración de μPs se encontró en una playa urbana y desarrollada en el estado de Sinaloa (545.8 MP/m²), mientras que la menor concentración se registró en una playa rural de Baja California (31.7 MP/m²). Además, se identificó que la segunda playa más contaminada del Pacífico tropical era una bahía, con un promedio de 133.8 MP/m² (Álvarez-Zeferino, 2020). Ligado a esto, Frías y Nash, (2019) también destacan que la cantidad de μPs suele ser mayor en las zonas costeras que en mar abierto.

4.2 Concentración y estimación de áreas μm^2 de μPs en *C. mydas* con las técnicas RS y HC.

Las concentraciones de μPs entre los sitios de estudio, con las técnicas RS y HC entre CLOL (T-bayesiana, $\text{FB}_{10} = 11.74$, Tabla 6. Anexo A), indicaron que las concentraciones de μPs con la técnica RS presenta probabilidades altas de diferencias con respecto a las concentraciones de μPs estimada con la técnica de HC. Se puede decir que la técnica RS permite obtener una cantidad de μPs de tamaño pequeño con un rango 1.25 a 336.81 μm^2 en comparación con la técnica HC, con la recolección de fragmentos más grandes, de hasta 0.41 a 393.16 μm^2 aunque en menor cantidad. Esta diferencia podría deberse a que las partículas de μPs tienden a acumularse en la superficie debido a su exposición directa a fuentes de contaminación. Esto aumenta la probabilidad de que se adhieran fácilmente a las aletas de *C. mydas*, lo que explicaría la mayor acumulación de partículas de μPs observada. En un estudio previo en la zona del CLOL, de un total de 94 tortugas muestreadas se encontró que las fibras de μPs representaban el 37% de las partículas en la Laguna Ojo de Liebre y el 56% en Guerrero Negro (Cerpa, 2020). Sin embargo, este trabajo fue meramente cualitativo para observar las diferencias entre los colores de las fibras recolectadas.

En contraste, Merino et al. (2022) realizaron lavados esofágicos en 19 tortugas verdes en el Parque Nacional Zona Marina del Archipiélago de Espíritu Santo, en el Golfo de California, encontrando μPs en el 100% de las tortugas analizadas. Los μPs , principalmente fragmentos y fibras, fueron clasificados por colores, y se registró una media de (22.6) de partículas ingeridas por *C. mydas*. En cambio, Aranda et al. (2024) señalaron que las playas de la costa noreste del Caribe, en la península de Yucatán, presentaron una mayor prevalencia de μPs secundarios los cuales son creados a través de una fragmentación de macroplásticos, ya sea por la exposición a los rayos UV y la abrasión mecánica. En heces de *C. mydas* se registraron concentraciones más altas de μPs en esta región, sugiriendo su ubicuidad en el entorno marino del Caribe. Los μPs en las muestras fecales tuvo en promedio de $89 \pm 3 \text{ g}^{-1}$ (Aranda et al., 2024)

En lo reportado por Clukey et al. (2017) la cantidad de partículas ingeridas por diferentes especies de tortugas que fueron capturadas incidentalmente en pesquerías de palangre en Hawái, entre las especies estudiadas, *C. mydas* presentó un promedio de 93.8 fragmentos de macroplásticos por individuo, según los resultados obtenidos de necropsias. Estos hallazgos subrayan la creciente preocupación sobre la contaminación por plásticos en el entorno marino y sus efectos nocivos en la fauna marina, en particular en especies vulnerables como las tortugas. Este trabajo sugiere que la proximidad con las áreas de pesquerías podría influir en la cantidad de plásticos presentes en la zona. Asimismo, Carman et al. (2014) reportan para el Río de la Plata (Argentina-Uruguay) que los 62 juveniles de *C. mydas* analizados presentaron desechos antropogénicos, encontrando un 40% en el estómago. Por otro lado, White et al. (2018) presentaron datos sobre post-crías de *Chelonia mydas* varadas en la costa del Atlántico, en Florida, mediante el uso de la metodología de lavado esofágico, reportando una media de 48 ± 24 . No obstante, estas partículas fueron clasificadas como meso partículas (5-20 mm). Los autores también mencionan μPs con un promedio de 445 ± 156 y un tamaño de $34.0 \pm 3.1 \mu\text{m}$. Los hallazgos anteriores, son relevantes en comparación con los resultados del presente trabajo, donde se registró una media de 34.59 de partículas de μPs utilizando la técnica de HC en BLA (Figura 3), lo que representa casi una tercera parte del promedio de macroplásticos reportado previamente por Clukey et al. (2017), pero muy alejado del promedio de μPs en los descrito por White et al., (2018).

De las pruebas de T-bayesiana que se realizaron (Tabla 6, Anexo A) presento que para los individuos adultos en CLOL y en BLA con la técnica de HC presentó baja probabilidad de diferencias entre las medidas de las áreas de los μPs (T-bayesiana $\text{FB}_{10}=1.831$, Jeffrey 1961), además se obtuvo un valor máximo de $393.16 \mu\text{m}^2$ para las partículas analizadas en CLOL con la técnica de HC, mientras que en BLA con la técnica de HC se observó un máximo de $325.13 \mu\text{m}^2$. Lo anterior, sugiere que con la técnica HC en CLOL se podrían estar capturando partículas de μPs de mayor área (μm^2), lo que indica que, aunque los μPs pasan por el

sistema digestivo de las tortugas, las partículas con menor área pueden estar aun siendo procesadas. Esto es consistente con lo señalado por Schuyler (2014) y Ory et al. (2017), quienes afirman que los μ Ps, debido a su resistencia a la degradación, pueden quedarse en el sistema digestivo de las tortugas. Entonces, dicha acumulación podría ocasionar daños en los órganos o incluso la liberación de sustancias químicas tóxicas, lo que afectaría negativamente la salud de las tortugas. En relación con los tamaños de las partículas encontradas en el único registro de CLOL, Cerpa (2020) presentan tamaños de μ Ps un poco más grandes al máximo que se está considerando en este estudio (rango de 0.41 a 394 μm^2), por ejemplo, los autores encontraron fibras de μ Ps de un rango entre 1.16 mm-1.88 mm del total de las 94 tortugas muestreadas.

Los resultados obtenidos en BLA de este estudio concuerdan con lo reportado por Seminoff (2002), quien también trabajó con la especie *C. mydas* y reportó la presencia de plásticos utilizando la técnica de lavado gástrico. En su estudio, el 1.9% de las muestras contenían pequeños fragmentos de bolsas plásticas, cordones de nylon y lonas. Además, sugirió que las tortugas probablemente ingieren estos materiales mientras forrajean en el fondo marino o en la superficie, donde la acumulación de plásticos ocurre debido a líneas de deriva o zonas de convergencia (Seminoff, 2002). La diferencia principal entre ambos estudios radica en que, en el presente trabajo, los μ Ps se analizaron a una escala mucho más detallada (μm^2), con un rango de tamaños que va de 0.41 a 295.91 μm^2 , lo que proporciona una visión más precisa de los μ Ps ingeridos por *C. mydas*.

Por otro lado, Carman et al. (2014) en su estudio realizado en el Río de la Plata (Argentina), demostraron la presencia de macroplásticos con tamaños que variaron entre 0.3 a 0.5 cm. Asimismo, Caron et al. (2018) presentan datos recientes sobre contenido intestinal, reportando concentraciones de poliestireno, polietileno y polipropileno en el sistema digestivo de *C. mydas* en la Gran Barrera de Coral, donde reportaron partículas con tamaños entre 0.45 mm y 2.51 mm, las partículas antes mencionadas resultan ser de dimensiones mucho más grandes en comparación con las partículas encontradas en el presente de estudio ya que se están reportando μ Ps menores a 5 μm .

Respecto a la desorientación de las TM por los plásticos es posible argumentar que estas partículas se podrían asemejar a sus presas naturales, como menciona Cole (2011), los μ Ps y otros fragmentos plásticos pueden generar desorientación en las TM debido a su similitud con presas naturales, como ciertos invertebrados, entre ellos medusas y esponjas. La prevalencia de plásticos en el entorno marino, como las bolsas de plástico, ha sido ampliamente documentada en especies como la tortuga carey y la tortuga laúd, las cuales tienden a confundir estos plásticos con medusas, lo que aumenta el riesgo de ingestión accidental y sus consecuencias negativas para la salud de estos organismos. Aunque, las tortugas *C. mydas*

no muestran la misma selectividad como las especies anteriores, su dieta diversa aumenta la probabilidad de ingestión de μ Ps (Schuyler et al., 2013).

4.3 Parámetros sanguíneos

Los resultados obtenidos en el análisis de sangre de las tortugas *C. mydas* de los sitios CLOL y BLA revelan una incidencia significativa de valores fuera de los intervalos de referencia promedio (IR) en los analitos. En CLOL, el 60% de los individuos presentó al menos un analito por debajo de los intervalos de referencia promedio (IR) y en el 40% de los individuos se presentó por lo menos un analito por arriba de los (IR), mientras que en BLA esta cifra aumentó al 66% por debajo de los IR, y con un 34% por arriba de los (IR) promedio. Estos valores podrían ser indicativos de una alteración fisiológica que podría estar relacionada con la exposición a factores ambientales adversos. En los resultados de este estudio para CLOL (Tabla 8, Anexo C) se mostraron variaciones en los datos de seis analitos del total de ellos, considerando los IR donde se encontraron más de una tortuga, por lo cual los analitos que se destacaron por debajo de los IR se encuentran las Proteínas totales (Prot), Globulina (Glo), albumina (Alb), Urea (BUN) y dióxido de carbono (CO_2), y con respecto a los analitos que se encontraron por arriba de los IR se representaron Cl, K que se encontraron más de una tortuga que estuvo fuera de los IR promedio. Sin embargo, para BLA (Tabla 8, Anexo C) los analitos que presentaron en más de una tortuga por debajo de los IR fueron el aspartato aminotransferasa (AST) y las proteínas totales (Prot), mientras que los analitos que se encontraron por arriba de los IR fue el fósforo (P) con mas una tortuga fuera de los IR.

Los resultados mostraron que los IR de albumina presentaron variaciones del 13% del total de las tortugas analizadas que se encontraron por arriba de los IR promedio, donde Gordillo García (2023) reporto variaciones con el 67% de las tortugas analizadas *C. mydas* presentando hiperalbuminemia (media \pm 2 desv. Std). Con respecto a los resultados de Labrado martagon (2011) se reportan datos comparables para este trabajo en relación con Proteínas totales en los IR para ambos sitios de BLA y CLOL (Tabla 9, Anexo D). A la fecha, el único estudio que examina el impacto de los μ Ps en la salud de las tortugas a través de parámetros sanguíneos es Bannae (2020), por lo que, en este estudio se investigó la relación entre la ingesta de μ Ps y la salud de la tortuga acuática *Emys orbicularis* a las cuales se les administraron μ Ps en dosis de 500 y 1000 mg kg^{-1} (pellets de 0.5mm de largo) por un tiempo estimado de un mes, lo cual resultó en una disminución significativa de los niveles de proteínas totales, albúminas y globulinas. Novillo et al. (2020) menciona que en la especie *Stenella coeruleoalba* sugieren que estas reducciones en estos indicadores podrían estar relacionadas con desnutrición, disfunciones hepáticas y renales en los

organismos con respecto a los μ Ps. De manera similar, Zhao et al. (2020) demostraron que la exposición a μ Ps en peces cebra *Danio rerio* puede inducir problemas de desnutrición.

Del mismo modo Camacho (2013) y Komoroske (2011) coinciden en que una disminución en los niveles de proteínas totales, albúminas y globulinas puede reflejar daño hepático en tortugas como *Caretta caretta* y *C. mydas* expuestas a xenobióticos. De igual manera Ju et al. (2020) encontraron que los μ Ps pueden trasladarse a órganos vitales al unirse a la albúmina, por lo cual el efecto posible en los niveles de albúmina observada por Banae (2020) podría haber alterado la estructura y la función de la proteína en sí con respecto a los μ Ps, además al unirse a la albúmina podría facilitar su transferencia a otros órganos a través del torrente sanguíneo, lo que potencialmente podría causar daños graves.

Por otro lado, Komoroske (2011) menciona que la exposición crónica a contaminantes en sistemas costeros, como la Bahía de San Diego (California, EUA), puede afectar la salud de las tortugas a largo plazo, alterando sus perfiles bioquímicos y hematológicos debido a las demandas energéticas asociadas con la biotransformación y eliminación de estos químicos. Por lo tanto, Camacho (2013) señala que los niveles elevados de plomo (Pb) en sangre pueden afectar negativamente la relación albúmina-globulina (A/G). Aunque el Pb no forma parte de la estructura principal de los μ Ps, puede estar presente como contaminante o aditivo en su fabricación como en algunas pinturas. Los μ Ps tienen la capacidad de absorber metales pesados, como el Pb, del ambiente marino (Camacho, 2013). Estos contaminantes pueden ser transportados por los μ Ps y liberados en el sistema digestivo de los organismos que los ingieren.

Las correlaciones de Pearson para los analitos que se encontraron fuera de los intervalos de referencia (IR) (Tabla 13, Anexo F), fueron para CLOL donde represento un coeficiente de correlación positivo moderado para alb ($r = 0.44694$, $p=0.095$, $\alpha=0.10$), entre las cantidades de μ Ps de la técnica de HC, donde se muestra, asimismo, una relación directa entre la cantidad de μ Ps y los niveles de albúmina (Figura 10, anexo G). Ya que como lo menciona Komoroske, (2011), Camacho, (2013), Banae, (2020) y Ju et al. (2020) la Alb es una proteína que al percibirse algún aumento en los niveles de μ Ps podría estar desencadenando respuestas fisiológicas que afectarían su producción de esta proteína, con respecto a Banae (2020) reporto que la relación entre la ingesta de μ Ps y la salud de la tortuga acuática *Emys orbicularis* tuvo disminución en los niveles de esta proteína. Sin embargo, al observar el incremento en los niveles de Alb podría ser una respuesta de defensa ante el estrés que generan las concentraciones de μ Ps, relacionado a ello en niveles altos de esta proteína podría deberse a un desequilibrio de líquidos, como en casos de deshidratación (Ferrando, 2010). Se presentaron individuos que tienen una cierta dispersión lejana a la

línea de tendencia por ejemplo, para la T16 juvenil demostró estar por debajo de los IR, aunque teniendo una concentración de μPs promedio (Tabla 7, Anexo B), pero se podría mencionar que por su dispersión la cantidad de μPs podría tener un efecto en la disminución de la albumina para este individuo, por otro lado, en comparación a la T18 adulto se encuentra por arriba de los IR y presentó μPs mayores al promedio, pero alejado con respecto a la línea de tendencia (Figura 10, Anexo G). Cabe destacar que, aunque la tendencia general es positiva, se observa cierta dispersión significativa en los datos, lo que sugiere que otros factores también podrían estar influyendo en los niveles de albúmina de las TM.

En lo que respecta al CO_2 en la técnica HC, el coeficiente de correlación de Pearson fue positivo de ($r= 0.55$ $p=0.033$, $\alpha=0.10$) además, se sugiere una relación directa entre la cantidad de μPs y los niveles de CO_2 (Tabla 13, Anexo F), sin embargo, se logra ver una cierta tendencia con los datos, por ejemplo, en las cantidades de μPs dónde nueve individuos se encontraron muy cercanos de la línea, esto sugiere que, en su mayoría, se encontraron cantidades significativas de μPs . A medida que aumentaba la cantidad de estas partículas, también se observaba un incremento en los niveles de CO_2 , evidenciado por una correlación positiva alta. Además, algunos puntos que se alejaban mostraban una mayor dispersión, por ejemplo, para T15 juvenil se encontró por debajo de los IR para este analito, sin embargo, las cantidades de μPs (Tabla 7, Anexo B) que presentó estuvieron en el promedio, esto podría deberse a que se encuentre alejado, pero no siguió la tendencia en la correlación (Figura 11, Anexo H). Como se ha reportado anteriormente para otras TM, la presencia de las cantidades de μPs podría aumentar el estrés metabólico, además de causar alguna inflamación sistémica y una alteración generalizada de las funciones respiratorias y fisiológicas. Entonces, si los μPs tiene este efecto en la especie de estudio, esto podría contribuir indirectamente a un aumento de la producción de CO_2 , ya que podría entrar en un estado de mayor actividad metabólica para intentar desintoxicar los contaminantes (Duncan et al., 2019).

En cuanto al ácido úrico, se observó una correlación de Pearson negativa con la concentración de μPs , presentando un coeficiente ($r = -0.4553$, $p=0.088$, $\alpha=0.10$) (Tabla 13, Anexo F), esto indica que la mayoría de los individuos se alinearon cercanamente a la línea con una leve tendencia en los datos. Los resultados sugieren que, las concentraciones de μPs podrían tener efecto en los niveles de ácido úrico donde este tienden a disminuir. Sin embargo, se identificaron algunos casos que se desviaron de la línea de tendencia. Por ejemplo, (Figura 12, Anexo H) el individuo T6 adulto presentó concentraciones de μPs (Tabla 7, Anexo B) por debajo del promedio, mientras que T12 juvenil mostró una concentración de μPs cercana al promedio, cabe mencionar que se encontró por arriba de los IR (45.49—168.42) (tabla 3), por lo cual se podría indicar que se presentó un incremento del ácido úrico ya que tuvo una tendencia. El ácido úrico es un producto del metabolismo de las proteínas y purinas, por lo que su nivel en la sangre puede reflejar la

salud renal (Dickinson et al., 2002). En las TM si el ácido úrico se encuentra fuera de los IR promedio podría estar asociado a problemas renales o metabólicos (Aguirre, 1995). Además de que el efecto podría ser por la relación con los μ Ps, es posible que otros factores influyan en este proceso, como por ejemplo a medida que las tortugas experimentan deficiencias en agua y nutrientes, podrían sufrir una pérdida de masa corporal, lo que llevaría a una disminución de los niveles de ácido úrico en su organismo (Dickinson et al., 2002).

En cuanto a las muestras procedentes de BLA, se presentaron las correlaciones de Pearson para los analitos que se encontraron fuera de los IR promedio (Tabla 13, Anexo F), de los cuales el fósforo (P) presentó un coeficiente de correlación negativa ($r = -0.6239$, $p = 0.073$, $\alpha = 0.10$) en donde mas de la mitad de los individuos presentaron concentraciones promedio de μ Ps (Tabla 7, Anexo B) cercanos a la línea de tendencia, lo anterior se podría decir que la cantidad de μ Ps podrían tener un efecto en los niveles de fósforo. Sin embargo, para el individuo T6 juvenil tuvieron una cantidad menor al promedio de μ Ps encontrándose por arriba de los IR por lo que tuvo una dispersión con respecto a la línea de tendencia (Figura 13, Anexo I). Con respecto al individuo T7 adulto se presentó un promedio mayor de μ Ps aunque demostrando una cierta tendencia en los datos. Estos resultados podrían estar ligados a el estudio con la tortuga acuática *E. orbicularis*, donde se demostró que la cantidad de μ Ps administrados redujo significativamente los niveles de P en el torrente sanguíneo. De acuerdo con Bannae (2020), la disminución de P puede deberse a un estado de desnutrición, o alguna alteración en absorción/excreción en el intestino. Dicho esto, se podría sugerir que la presencia de μ Ps podría afectar a los riñones aumentando la tasa de excreción de fósforo y disminuyendo la capacidad del intestino para absorber este compuesto, lo que desencadena niveles reducidos en la sangre (Vervloet y Ballegooijen, 2018; Bannae, 2020). Sin embargo, la tendencia observada sugiere que los μ Ps podrían desempeñar un papel importante en la alteración del metabolismo de minerales en las tortugas. En ese sentido Lutz y Musick (1997) mencionan el efecto de la posible reducción de los niveles de fósforo y sus implicaciones en la salud de las tortugas, ya que el fósforo es esencial para funciones clave como la producción de energía (ATP), la mineralización ósea y el mantenimiento de las membranas celulares (fosfolípidos).

Las correlaciones de CLOL en los parámetros de biometría sanguínea que se encontraron fuera de los IR promedio (Tabla 14, Anexo G) de los cuales los eosinófilos tuvieron un coeficiente de correlación positiva ($r = 0.51164$; $p = 0.051$; $\alpha = 0.10$) con una correlación moderada entre la cantidad de μ Ps y los niveles de eosinófilos (Figura 14, Anexo I), como se observa en T4 Adulto y T14 un individuo juvenil, presentaron valores por arriba de lo IR y presentando concentraciones de μ Ps mayores al promedio, lo que incluso se podría decir que no presentan una tendencia tan alejada a la línea. Sin embargo, la T18 está alejado de la

línea de tendencia considerando una menor cantidad de μPs (Tabla 7, Anexo B) y presentando valores dentro de los IR promedio. El coeficiente de correlación positiva de este resultado podría sugerir que, a medida que aumenta la cantidad de μPs en la técnica de HC, también podría aumentar el número de eosinófilos, ya que éstos se relacionan a reacciones inmunológicas y procesos inflamatorios, por lo que la presencia de μPs podría estar provocando una respuesta inmune en las tortugas, reflejada en el aumento de eosinófilos. Como menciona Campani et al. (2013), los μPs pueden actuar como vectores de contaminantes químicos que se acumulan en el organismo, por lo que potencialmente afecta la salud general y el sistema inmunológico de las tortugas.

Capítulo 5. Conclusiones

En este estudio se detectaron y cuantificaron μPs en la columna de agua y en *C. mydas* utilizando una tinción fluorescente con Rojo Nilo y microscopía de epifluorescencia, lo que permitió identificar partículas de μPs de tamaño menor a $<5 \mu\text{m}$ en los sitios de estudio. Por lo tanto, al analizar la presencia y las concentraciones de μPs en muestras de agua de mar, se encontró que las concentraciones no presentaron probabilidad de diferencias entre sitios, tanto en la superficie como a cinco metros de profundidad. Es recomendable investigar más a fondo las posibles fuentes de μPs en BLA y CLOL.

Las concentraciones de μPs que se encontraron con las técnicas de HC y RS en *C. mydas*, fueron mayores en promedio en CLOL en comparación con BLA. De acuerdo con los resultados, las probabilidades de diferencias se presentaron entre las cantidades de RS y HC en CLOL. Se recomienda continuar utilizando ambas técnicas de muestreo para obtener un panorama más específico de los tipos de μPs presentes en *C. mydas* en ambos sitios, lo que facilitaría identificar las principales fuentes de contaminación.

Se identificaron diferentes tamaños que presentan las partículas de μPs , en CLOL y BLA desde partículas pequeñas ($<1\mu\text{m}$) hasta partículas más grandes ($>300 \mu\text{m}$). Por otro lado, las probabilidades de diferencias observadas en las medidas de los tamaños de μPs entre la técnica de RS en juveniles en CLOL y la técnica de HC en adultos, indicarían que la acumulación de μPs puede variar ligeramente en función del estadio ontogénico. Se sugiere mantener un monitoreo continuo de los μPs con un rango $<0.41\mu\text{m}^2$ en estos sitios de estudio, ya que representan un mayor riesgo de absorción por estas tortugas y otros organismos marinos donde podrían tener algún efecto sobre la salud.

Los análisis de bioquímica sanguínea de *C. mydas* en CLOL y BLA presentaron niveles fuera de los IR para los analitos; Prot, Alb, Glo, AST, CO_2 por debajo de los IR, Cl y K por arriba de los IR para CLOL, mientras que ácido úrico y fósforo por arriba de los IR en BLA. Lo que sugiere es que la presencia de los μPs podría estar influyendo en la salud de las tortugas. Los resultados indicaron que en los individuos de CLOL, se cuantificaron mayores concentraciones de μPs y presentaron más alteraciones en los parámetros sanguíneos en comparación con las tortugas de BLA. Esto sugiere una posible correlación entre la exposición a los μPs y su impacto en los parámetros sanguíneos, así como en el estado de salud general de esta especie. En cuanto a lo anterior se podría indicar que las tortugas inmaduras son más susceptibles a los efectos de los μPs debido a su menor desarrollo fisiológico y a su mayor exposición acumulativa a μPs en este estudio.

Este estudio proporciona una referencia inicial de las cantidad y tamaños de μ Ps que se encuentran en la columna de agua y en la especie de estudio *C. mydas* con las técnicas de HC-RS, dichos resultados al correlacionarlo con los indicadores sanguíneos, mostraron un punto clave para una mejor comprensión de la salud de las TM en los sitios de estudio, por lo tanto, esta contribución es fundamental para seguir obteniendo más datos que serán valiosos en futuras investigaciones.

Literatura citada

- Abreo, N. A. S., Macusi, E. D., Blatchley, D. D., & Cuenca, G. C. (2016). Ingestion of marine plastic debris by green turtle *Chelonia mydas* in Davao Gulf, Mindanao, Philippines. *Philippine Journal of Science*, 145(1), 17-23.
https://www.researchgate.net/profile/Edison_Macusi/publication/305773161_Ingestion_of_Marine_Plastic_Debris_by_Green_Turtle_Chelonia_mydas_in_Davao_Gulf_Mindanao_Philippines/links/57adb53608ae3765c3bce27e.pdf
- Águila Ramírez, R. N., Casas Valdez, M., Cruz Ayala, M. B., & Núñez López, R. A. (2000). Variación estacional de la ficoflora en la laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, México. *Hidrobiologica*, 10(2), 147-160. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-88972000000200010&script=sci_arttext
- Águila Ramírez, R. N., Casas Valdez, M., Ortega García, S., Núñez López, R. A., & Cruz Ayala, M. B. (2003). Spatial and seasonal variation of macroalgal biomass in Laguna Ojo de Liebre, Baja California Sur, Mexico. *Hydrobiologia*, 501(1), 207-214. <https://doi.org/10.1023/A:1026210312362>
- Aguirre, A. A., Balazs, G. H., Spraker, T. R., & Gross, T. S. (1995). Adrenal and hematological responses to stress in juvenile green turtles *Chelonia mydas* with and without fibropapillomas. *Physiological Zoology*, 68(5), 831-854. <https://doi.org/10.1086/physzool.68.5.30163934>
- Aguirre, A. A., & Balazs, G. H. (2000). Blood biochemistry values of green turtles, *Chelonia mydas*, with and without fibropapillomatosis. *Comparative Haematology International*, 10, 132-137. <https://doi.org/10.1007/s005800070004>
- Aguirre, A. A., & Lutz, P. L. (2004). Marine turtles as sentinels of ecosystem health: is fibropapillomatosis an indicator?. *EcoHealth*, 1, 275-283. <https://doi.org/10.1007/s10393-004-0097-3>
- Álvarez-Borrego, S., & Granados-Guzmán, A. (1992). Temporal and spatial variation of temperature in a winter habitat of the gray whale: Ojo de Liebre lagoon. *Ciencias Marinas*, 18(1), 151-165. <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v18i1.872>
- Álvarez-Zeferino, J. C., Ojeda-Benítez, S., Cruz-Salas, A. A., Martínez-Salvador, C., & Vázquez-Morillas, A. (2020). Microplastics in Mexican beaches. *Resources, Conservation and Recycling*, 155, 104633. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104633>
- Alvarado, J., & Figueroa, A. (1992). Recapturas post-anidatorias de hembras de tortuga marina negra *Chelonia agassizii* marcadas en Michoacán, México. *Biotropica*, 560-566. <https://doi.org/10.2307/2389020>
- Alvarado-Díaz J, Figueroa L (1990) The ecological recovery of sea turtles of Michoacan, Mexico. Special attention: the black turtles, *Chelonia agassizii*. Final report 1989–1990, US Fish & Wildlife Service, Silver Spring, MD. <http://hdl.handle.net/11154/64902>
- Alomar, C., Sureda, A., Capó, X., Guijarro, B., Tejada, S., & Deudero, S. (2017). Microplastic ingestion by *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758 fish and its potential for causing oxidative stress. *Environmental research*, 159, 135-142. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.07.043>
- Amorocho, D. F., & Reina, R. D. (2008). Intake passage time, digesta composition and digestibility in East Pacific green turtles *Chelonia mydas agassizii* at Gorgona National Park, Colombian Pacific. *Journal*

of *Experimental Marine Biology and Ecology*, 360(2), 117-124.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.04.009>

- Anderson, E. T., Harms, C. A., Stringer, E. M., & Cluse, W. M. (2011). Evaluation of hematology and serum biochemistry of cold-stunned green sea turtles *Chelonia mydas* in North Carolina, USA. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 42(2), 247-255. <https://doi.org/10.1638/2010-0217.1>
- 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>
- Aranda, D. A., Sindou, P., Rodriguez, J. V. C., Saldaña, G. M., Coronado, R. F. V., González, W. D. N., & Escalante, V. C. (2024). A non-invasive method of microplastics pollution quantification in green sea turtle *Chelonia mydas* of the Mexican Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 200, 116092. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116092>
- Bacolod, E. T., Uno, S., Villamor, S. S., & Koyama, J. (2017). Oxidative stress and genotoxicity biomarker responses in tilapia *Oreochromis niloticus* exposed to environmental concentration of 1-nitropyrene. *Marine Pollution Bulletin*, 124(2), 786-791. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.077>
- Balazs, G. H., Forsyth, R. G., & Kam, A. K. (1987). Preliminary assessment of habitat utilization by Hawaiian green turtles in their resident foraging pastures. *NOAA technical memorandum NMFS*, 71, 40-45 <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/5758>
- Banaee, M., Gholamhosseini, A., Sureda, A., Soltanian, S., Fereidouni, M. S., & Ibrahim, A. T. A. (2021). Effects of microplastic exposure on the blood biochemical parameters in the pond turtle *Emys orbicularis*. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 9221-9234. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11419-2>
- Beckwith, V. K., & Fuentes, M. M. (2018). Microplastic at nesting grounds used by the northern Gulf of Mexico loggerhead recovery unit. *Marine pollution bulletin*, 131, 32-37. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.001>
- Bjorndal, K. A. (1980). Nutrition and grazing behavior of the green turtle *Chelonia mydas*. *Marine Biology*, 56, 147-154. <https://doi.org/10.1007/BF00397131>
- Bjorndal, K.A., (1982). The consequences of herbivory for the life history pattern of the Caribbean green turtle, *Chelonia mydas*. In: Bjorndal, K.A. (Ed.), *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, 111–116 Archivo pdf
- Bjorndal K. A (1985) Nutritional ecology of sea turtles. *Copeia* 3, 736–751. <https://doi.org/10.2307/1444767>
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Lagueux, C.J., (1994). Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. *Marine pollution bulletin*. 28(3), 154–158. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90391-3](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90391-3)
- Bray, N. A., & Robles, J. M. (1991). *Physical oceanography of the Gulf of California*. In J. P. Dauphin and B. R. T. Simoneit (Ed.), *The Gulf and Peninsular Province of the Californias*. 511–533. <https://doi.org/10.1306/M47542C25>

- Camacho, M., Orós, J., Boada, L. D., Zaccaroni, A., Silvi, M., Formigaro, C., & Luzardo, O. P. (2013). Potential adverse effects of inorganic pollutants on clinical parameters of loggerhead sea turtles *Caretta caretta*: results from a nesting colony from Cape Verde, West Africa. *Marine environmental research*, 92, 15-22. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.08.002>
- Campbell, T. (2006). *Clinical pathology of reptiles*. In: Mader D (Ed.), *Reptile Medicine and Surgery*, (2nd Ed.). St Louis, MO: Elsevier, 453–470. Archivo en pdf
- Campbell, T. (2015). Exotic animal hematology. *Veterinary Clinics: Exotic Animal Practice*, 18(1), xi-xii. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cvex.2014.09.013>
- Campani, T., Baini, M., Giannetti, M., Cancelli, F., Mancusi, C., Serena, F., & Fossi, M. C. (2013). Presence of plastic debris in loggerhead turtle stranded along the Tuscany coasts of the Pelagos Sanctuary for Mediterranean Marine Mammals (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 74(1), 225-230. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.053>
- Carr, A., & Carr, M. (1970). Modulated reproductive periodicity in Chelonia. *Ecology*, 51(2), 335-337. <https://doi.org/10.2307/1933675>
- Caron, A. G., Thomas, C. R., Berry, K. L., Motti, C. A., Ariel, E., & Brodie, J. E. (2018). Ingestion of microplastic debris by green sea turtles *Chelonia mydas* in the Great Barrier Reef: Validation of a sequential extraction protocol. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 743-751. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.062>
- Carman, V. G., Acha, E. M., Maxwell, S. M., Albareda, D., Campagna, C., & Mianzan, H. (2014). Young green turtles, *Chelonia mydas*, exposed to plastic in a frontal area of the SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 78(1-2), 56-62. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.012>
- Cerpa, G., R.A. Galindo, M.M. Lara & J.M. López. (2020). Presencia de fibras de microplásticos en la Tortuga Prieta, *Chelonia mydas*, en laguna Ojo de Liebre y Guerrero Negro. *Revista Bioma* 56 (5): 35-45 <https://edicionbioma.wordpress.com/wp-content/uploads/2020/12/presencia-de-fibras-de-microplasticos-en-la-tortuga-prieta-chelonia-mydas-en-laguna-ojo-de-liebre-y-guerrero-negro.pdf>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*. 62, 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2015). The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental science & technology*, 49(2), 1130-1137. <https://doi.org/10.1021/es504525u>
- CONANP. (2016). *Programa de manejo Reserva de la Biosfera Complejo Lagunar Ojo de Liebre*. En la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Ed.), Comisión de Áreas Naturales Protegidas. 162. https://simec.conanp.gob.mx/pdf_libro_pm/114_libro_pm.pdf
- Cui, R., Kim, S. W., & An, Y. J. (2017). Polystyrene nanoplastics inhibit reproduction and induce abnormal embryonic development in the freshwater crustacean *Daphnia galeata*. *Scientific reports*, 7(1), 12095. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12299-2>

- Claessens, M., De Meester, S., Van Landuyt, L., De Clerck, K., Janssen, C.R. (2011). Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*. 62, 2199–2204. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030>.
- Cliffon, K., Cornejo, D. O., & Felger, R. S. (1982). Sea turtles of the Pacific coast of Mexico. *Biology and conservation of sea turtles*. Smithsonian institution Press, Washington, DC. 199-209. Archivo pdf
- Clukey, K. E., Lepczyk, C. A., Balazs, G. H., Work, T. M., & Lynch, J. M. (2017). Investigation of plastic debris ingestion by four species of sea turtles collected as bycatch in pelagic Pacific longline fisheries. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1-2), 117-125. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.064>
- Cruz-López, R., & Maske, H. (2015). A non-amplified FISH protocol to identify simultaneously different bacterial groups attached to eukaryotic phytoplankton. *Journal of Applied Phycology*, 27, 797-804. <https://doi.org/10.1007/s10811-014-0379-2>
- Danemann, G., & Ezcurra, E. (Eds.). (2008). *Bahía de los Ángeles: recursos naturales y comunidad: Línea base 2007*. Instituto Nacional de Ecología. 737. [https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=kSP02XgNpbIC&oi=fnd&pg=PA9&dq=Danemann,+G.+D.,+%26+Ezcurra,+E.+\(Eds.\).+\(2008\).+Bah%C3%ADa+de+los+%C3%81ngeles:+recursos+naturales+y+comunidad:+L%C3%ADnea+base+2007.+Instituto+Nacional+de+Ecolog%C3%ADa+&ots=IRIwBcelKN&sig=U tDWYQ23tqlK47QfQ-F0wr Oc#v=onepage&q&f=false](https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=kSP02XgNpbIC&oi=fnd&pg=PA9&dq=Danemann,+G.+D.,+%26+Ezcurra,+E.+(Eds.).+(2008).+Bah%C3%ADa+de+los+%C3%81ngeles:+recursos+naturales+y+comunidad:+L%C3%ADnea+base+2007.+Instituto+Nacional+de+Ecolog%C3%ADa+&ots=IRIwBcelKN&sig=U tDWYQ23tqlK47QfQ-F0wr Oc#v=onepage&q&f=false)
- Derraik, J. G. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine pollution bulletin*, 44(9), 842-852. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00220-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00220-5)
- Divers, S. J., & Mader, D. R. (Eds.). (2005). *Reptile Medicine and Surgery-E-Book: Reptile Medicine and Surgery-E-Book*. Elsevier Health Sciences. 1264. [https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=7Ai4BKhi0VUC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Divers,+S.+J.,+%26+Mader,+D.+R.+\(Eds.\).+\(2005\).+Reptile+Medicine+and+Surgery-E-Book:+Reptile+Medicine+and+Surgery-E-Book.+Elsevier+Health+Sciences&ots=IRkAjqoWs3&sig=R-FXmr9wo0MkyrN7nfXXiv bJF8#v=onepage&q=Divers%2C%20S.%20J.%2C%20%26%20Mader%2C%20D.%20R.%20\(Eds.\).%20\(2005\).%20Reptile%20Medicine%20and%20Surgery-E-Book%3A%20Reptile%20Medicine%20and%20Surgery-E-Book.%20Elsevier%20Health%20Sciences&f=false](https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=7Ai4BKhi0VUC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Divers,+S.+J.,+%26+Mader,+D.+R.+(Eds.).+(2005).+Reptile+Medicine+and+Surgery-E-Book:+Reptile+Medicine+and+Surgery-E-Book.+Elsevier+Health+Sciences&ots=IRkAjqoWs3&sig=R-FXmr9wo0MkyrN7nfXXiv bJF8#v=onepage&q=Divers%2C%20S.%20J.%2C%20%26%20Mader%2C%20D.%20R.%20(Eds.).%20(2005).%20Reptile%20Medicine%20and%20Surgery-E-Book%3A%20Reptile%20Medicine%20and%20Surgery-E-Book.%20Elsevier%20Health%20Sciences&f=false)
- Dickinson, V. M., Jarchow, J. L., & Trueblood, M. H. (2002). Hematology and plasma biochemistry reference range values for free-ranging desert tortoises in Arizona. *Journal of Wildlife Diseases*, 38(1), 143-153. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-38.1.143>
- Domiciano, I. G., Domit, C., & Bracarense, A.P.F.R.L. (2017). The green turtle *Chelonia mydas* as a marine and coastal environmental sentinels: anthropogenic activities and diseases. *Semina: Ciências Agrárias*, 38(5), 3417-3434. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2017v38n5p3417>
- Duncan, E. M., Arrowsmith, J., Bain, C., Broderick, A. C., Lee, J., Metcalfe, K., & Godley, B. J. (2018). The true depth of the Mediterranean plastic problem: Extreme microplastic pollution on marine turtle nesting beaches in Cyprus. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 334-340. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.019>

- Duncan, E. M., Broderick, A. C., Fuller, W. J., Galloway, T. S., Godfrey, M. H., Hamann, M., & Godley, B. J. (2019). Microplastic ingestion ubiquitous in marine turtles. *Global change biology*, 25(2), 744-752. <https://doi.org/10.1111/gcb.14519>
- Early-Capistrán, M. M., Solana-Arellano, E., Abreu-Grobois, F. A., Garibay-Melo, G., Seminoff, J. A., Sáenz-Arroyo, A., & Narchi, N. E. (2022). Integrating local ecological knowledge, ecological monitoring, and computer simulation to evaluate conservation outcomes. *Conservation Letters*, 15(6), e12921. <https://doi.org/10.1111/conl.12921>.
- Ellison, A. M. (1996). An introduction to Bayesian inference for ecological research and environmental decision-making. *Ecological applications*, 6(4), 1036-1046. <https://doi.org/10.2307/2269588>
- Europe, P. (2009). The compelling facts about plastics-an analysis of European plastics production, demand and recovery for 2008. Plastics Europe, Brussels. 1-36 <https://plasticseurope.org/wp-content/uploads/2021/10/2012-Plastics-the-facts.pdf>
- Espinoza-Romo, B. A., Sainz-Hernández, J. C., Ley-Quiñónez, C. P., Hart, C. E., Leal-Moreno, R., Aguirre, A. A., & Zavala-Norzagaray, A. A. (2018). Blood biochemistry of olive ridley *Lepidochelys olivacea* sea turtles foraging in northern Sinaloa, Mexico. *PLoS One*, 13(7), e0199825. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199825>.
- Ferrando, V. (2010). *Bioquímica sanguínea de la tortuga verde juvenil Chelonia mydas en Cerro Verde, Rocha, Uruguay* [Tesis de Doctorado, Universidad de la República de Uruguay]. Biblioteca digital veterinaria <https://bibliotecadigital.fvet.edu.uy/handle/123456789/1764>
- Frye, F. L. (1999). Spontaneous autoimmune pancreatitis and diabetes mellitus in a western pond turtle, *Clemmys m. marmorata*. In *Proceedings of the Association of reptilian and amphibian veterinarians*. 103-106. Archivo pdf.
- Fuentes, M.M.P.B., Gredzens, C., Bateman, B.L., Boettcher, R., Ceriani, S.A., Godfrey, M.H., Helmers, D., Ingram, D.K., Kamrowski, R.L., Pate, M., Pressey, R.L., Radeloff, V.C., (2016). Conservation hotspots for marine turtle nesting in the United States based on coastal development *Ecological Applications*. 26, 2706–2717. <https://doi.org/10.1002/eap.1386>
- Flint, M., Wyneken, J., Lohmann, K. J., & Musick, J. A. (2013). Free ranging sea turtle health. *The biology of sea turtles*, 3, 379-397. Archivo pdf.
- Flint, M., Patterson-Kane, J. C., Limpus, C. J., Work, T. M., Blair, D., & Mills, P. C. (2009). Postmortem diagnostic investigation of disease in free-ranging marine turtle populations: a review of common pathologic findings and protocols. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 21(6), 733-759. <https://doi.org/10.1177/10406387090210060>
- Frias, J. P., & Nash, R. (2019). Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine pollution bulletin*, 138, 145-147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>
- Gago, J., Carretero, O., Filgueiras, A.V., Viñas, L. (2018). Synthetic microfibers in the marine environment: a review on their occurrence in seawater and sediments. *Marine pollution bulletin*. 127, 365–376. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.070>
- Gordillo García, D.C. (2023). *Efecto de la presencia de balanos en la salud de la tortuga prieta (Chelonia mydas) en las zonas de forrajeo de Bahía de los Ángeles y el complejo lagunar Ojo de Liebre,*

- península de Baja California*. [Tesis de Maestría en Ciencias, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California]. Repositorio institucional CICESE. https://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1007/3922/1/tesis_Deira%20del%20Carmen%20Gordillo%20Garc%c3%ada_27%20jul%202023_BIB.pdf
- Giménez, M., Saco, Y., Pato, R., Busquets, A., Martorell, J. M., & Bassols, A. (2010). Plasma protein electrophoresis of *Trachemys scripta* and Iguana iguana. *Veterinary Clinical Pathology*, 39(2), 227-235. <https://doi.org/10.1111/j.1939-165X.2009.00204.x>
- Green, D. (1994). Galapagos sea turtles: an overview. In *Schroeder, BA and Witherington, BS (Compilers). Proceedings of the Thirteenth Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Tech. Memor. NMFS-SEFSC-341 , 65-68. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/6160>
- Green D., Ortiz F. (1982). The status of sea turtle population in the central Eastern Pacific. In: Bjorndal KA (ed) *Biology and conservation of sea turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, NMFS-SEFSC-341 ,221–233. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/6160>.
- Groombridge, B. & Luxmoore, R. (1989). *The green turtle and hawksbill Reptilia: Cheloniidae: world status, exploitation and trade*, IUCN: International Union for Conservation of Nature. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES), Secretariat, UNEP. Retrieved from.573. <https://coilink.org/20.500.12592/7q9rvz>
- Hasbún, C. R., Lawrence, A. J., Naldo, J., Samour, J. H., & Al-Ghais, S. M. (1998). Normal blood chemistry of free-living green sea turtles, *Chelonia mydas*, from the United Arab Emirates. *Comparative Haematology International*, 8(3), 174-177. <https://doi.org/10.1007/BF02642510>
- Hirth, H. F. (1997). Synopsis of the biological data on the green turtle, *Chelonia mydas*, (Linnaeus, 1758). Report No. 97, US Fish and Wildlife Service, Silver Spring, MD. 120 <https://digitalmedia.fws.gov/digital/collection/document/id/1776/>
- Hoarau, L., Ainley, L., Jean, C., & Ciccione, S. (2014). Ingestion and defecation of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from by-catches in the South-West Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 84(1- 2), 90-96. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.05.031>
- Hopewell, J., Dvorak, R., & Kosior, E. (2009). Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2115-2126. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0311>
- Jacobson, E. R., Gaskin, J. M., Brown, M. B., Harris, R. K., Gardiner, C. H., LaPointe, J. L., & Reggiardo, C. (1991). Chronic upper respiratory tract disease of free-ranging desert tortoises *Xerobates agassizii*. *Journal of wildlife diseases*, 27(2), 296-316. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-27.2.296>
- Ju, P., Zhang, Y., Zheng, Y., Gao, F., Jiang, F., Li, J., & Sun, C. (2020). Probing the toxic interactions between polyvinyl chloride microplastics and Human Serum Albumin by multispectroscopic techniques. *Science of the Total Environment*, 734, 139219. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139219>
- Karami, A. (2017). Gaps in aquatic toxicological studies of microplastics. *Chemosphere*, 184, 841-848. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.048>

- Kassab, A., Shousha, S., & Fargani, A. (2009). Morphology of blood cells, liver and spleen of the desert tortoise *Testudo graeca*. *The open anatomy Journal*, 1(1), 1-10. <https://doi.org/10.2174/1877609400901010001>.
- Komoroske, L. M., Lewison, R. L., Seminoff, J. A., Deheyn, D. D., & Dutton, P. H. (2011). Pollutants and the health of green sea turtles resident to an urbanized estuary in San Diego, CA. *Chemosphere*, 84(5), 544-552. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.023>
- Labrada Martagón, V. (2011). *Evaluación del estado de salud de la tortuga verde del Pacífico Oriental a través de biomarcadores fisiológicos* [Tesis de Doctor en Ciencias del Centro de investigaciones Biológicas del Noroeste]. Repositorio institucional CIBNOR. https://cibnor.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1001/278/3/labrada_v.pdf
- Laist, D.W., (1987). Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine pollution bulletin*. 18(6B), 319–326. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(87\)80019-X](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(87)80019-X)
- Laist, D. W. (1997). Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. In *Marine debris: sources, impacts, and solutions*. 99-139. New York, NY: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8486-1_10
- Law, K.L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E.E., Hafner, J., Reddy, C.M., (2010). Plastic accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Science* 80 (329), 1185. <https://doi.org/10.1126/science.1192321>
- Limpus, C. J., Couper, P. J., & Read, M. A. (1994). The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: population structure in a warm temperature feeding area. *Memoirs of the Queensland Museum. Brisbane*, 35(1), 139-154. Archivo pdf
- López-Castro, M. C., Koch, V., Mariscal-Loza, A., & Nichols, W. J. (2010). Long-term monitoring of black turtles *Chelonia mydas* at coastal foraging areas off the Baja California Peninsula. *Endangered Species Research*, 11(1), 35–45. <https://doi.org/10.3354/esr0026>
- López-Olvera, J. R., Montané, J., Marco, I., Martínez-Silvestre, A., Soler, J., & Lavín, S. (2003). Effect of venipuncture site on hematologic and serum biochemical parameters in marginated tortoise *Testudo marginata*. *Journal of Wildlife Diseases*, 39(4), 830-836. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-39.4.830>
- López-Santiago, N. (2016). La biometría hemática. *Acta pediátrica de México*, 37(4), 246-249. <https://www.medigraphic.com/pdfs/actpedmex/apm-2016/apm164h.pdf>
- Lowel, A. (1998). Diagnostics procedures: hematology. *The biology, husbandry and health care of reptiles*. 3, 703-713. Archivo pdf
- Lutz, P. L., & Musick, J. A. (Eds.). (1997). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press. 472. <https://doi.org/10.1201/9781420040807>
- Lv, L., Yan, X., Feng, L., Jiang, S., Lu, Z., Xie, H., & Li, C. (2021). Challenge for the detection of microplastics in the environment. *Water Environment Research*, 93(1), 5-15. <https://doi.org/10.1002/wer.1281>

- Maes, T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K., & Mayes, A. G. (2017). A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Scientific reports*, 7(1), 1-10. <https://doi.org/10.1038/srep44501>
- Marcovaldi, M. ., & Dei Marcovaldi, G. G. (1999). Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological conservation*, 91(1), 35-41. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00043-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00043-9)
- Mendonca, M. T. (1983). Movements and feeding ecology of immature green turtles (*Chelonia mydas*) in a Florida lagoon. *Copeia*, 1013-1023. <https://doi.org/10.2307/1445104>
- Merino, F. V. R., Uc, M. M. L., Ávila, D. R. R., & Vivas, J. M. L (2022). Microplásticos presentes en lavados esofágicos de la tortuga verde (*Chelonia mydas* Linnaeus, 1758) en el Parque Nacional Zona Marina Archipiélago Espíritu Santo, Baja California Sur. *Áreas Naturales Protegidas Scripta* 8 (1): 67-89 <https://doi.org/10.18242/anpscripta.2022.08.08.01.0005>
- Moreira, F. T., Balthazar-Silva, D., Barbosa, L., & Turra, A. (2016). Revealing accumulation zones of plastic pellets in sandy beaches. *Environmental Pollution*, 218, 313-321. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.006>
- Mortimer, J (1982) Feeding ecology of sea turtles. In: Bjorndal KA (Ed) *Biology and conservation of sea turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC. 103–109. https://bermudaturtleproject.org/wp-content/uploads/2024/07/BjorndalKA_1985_Copeia.pdf
- McCaughey, S. J., & Bjorndal, K. A. (1999). Conservation implications of dietary dilution from debris ingestion: sublethal effects in post-hatchling loggerhead sea turtles. *Conservation biology*, 13(4), 925-929. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98264.x>
- Morét-Ferguson, S., Law, K. L., Proskurowski, G., Murphy, E. K., Peacock, E. E., & Reddy, C. M. (2010). The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine pollution bulletin*, 60(10), 1873-1878. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.020>
- Nelms, S. E., Duncan, E. M., Broderick, A. C., Galloway, T. S., Godfrey, M. H., Hamann, M., & Godley, B. J. (2016). Plastic and marine turtles: a review and call for research. *ICES Journal of Marine Science*, 73(2), 165-181. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv165>
- Nematdoost Haghi, B., & Banaee, M. (2017). Effects of micro-plastic particles on paraquat toxicity to common carp *Cyprinus carpio*: biochemical changes. *International journal of environmental science and technology*, 14(3), 521-530. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-1171-4>
- Nichols, W.J. 2003. *Biology and conservation of the sea turtles of Baja California, Mexico*. [Doctoral Thesis University of Arizona]. University Library of Arizona, Tucson. http://www.hawksbill.org/wp-content/uploads/2014/05/Nichols_2003_small.pdf
- Norris, J. N. (2010). Marine algae of the northern Gulf of California: Chlorophyta and Phaeophyceae. *Smithsonian contributions to botany*. 276. Archivo pdf
- Novillo, O., Raga, J. A., & Tomás, J. (2020). Evaluating the presence of microplastics in striped dolphins *Stenella coeruleoalba* stranded in the Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 160, 111557. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111557>

- NMFS (1998) Recovery plan for East Pacific green turtle *Chelonia mydas*. National Marine Fisheries Service Silver Spring, Maryland, U.S. Fish and Wildlife Service, Region 1. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/15965>
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K. O., & Tyler, C. R. (2009). A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 364:2047–2062. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0242>
- Oliveira, M., Ribeiro, A., Hylland, K., & Guilhermino, L. (2013). Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+group) of the common goby *Pomatoschistus microps* *Teleostei, Gobiidae*. *Ecological indicators*, 34, 641-647. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.019>
- 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. *Science of the Total Environment*, 586, 430-437. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.175>
- Owens, D. W., & Ruiz, G. J. (1980). New Methods of Obtaining Blood and Cerebrospinal Fluid from Marine Turtles. *Herpetologica*, 36(1), 17–20. <https://www.jstor.org/stable/3891847>
- Pacheco-Ruíz, I., Zertuche-González, J. A., Chee-Barragán, A., & Blanco-Betancourt, R. (1998). Distribution and quantification of Sargassum beds along the west coast of the Gulf of California, Mexico. <https://doi.org/10.1515/botm.1998.41.1-6.203>
- Prata, J. C., Reis, V., Matos, J. T., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). A new approach for routine quantification of microplastics using Nile Red and automated software (MP-VAT). *Science of the total environment*, 690, 1277-1283. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.060>
- Pritchard, P. C. H. (1997). Evolution, phylogeny, and current status. In: Lutz, P. L. and Musick, J. A. (Ed.). *The Biology of Sea Turtles I*. Boca Raton, Florida: CRC Press. 1–28. Arhivo pdf.
- Pritchard PCH (1971) Galapagos sea turtles: preliminary findings. *Journal of Herpetology* 5:1–9 <https://doi.org/10.2307/1562836>
- Plotkin, P., M. Wicksten, and A. Amos. (1993). Feeding ecology of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Northwestern Gulf of Mexico. *Marine Biology* 115:1–5. <https://doi.org/10.1007/BF00349379>
- Reséndiz, E., Fernández-Sanz, H., & Lara-Uc, M. M. (2018). Baseline health indicators of eastern Pacific green turtles *Chelonia mydas* from Baja California Sur, Mexico. *Comparative Clinical Pathology*, 27, 1309-1320. <https://doi.org/10.1007/s00580-018-2740-3>
- Santos, R. G., Andrades, R., Boldrini, M. A., & Martins, A. S. (2015). Debris ingestion by juvenile marine turtles: an underestimated problem. *Marine pollution bulletin*, 93(1-2), 37-43. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.02.022>
- Seminoff, J. A. (2000). *Biology of the East Pacific green turtle, Chelonia mydas agassizii, at a warm temperature feeding area in the Gulf of California, Mexico* [Doctoral dissertation, The University of Arizona]. University Library of Arizona, Tucson 2000. 9992056. <https://www.proquest.com/openview/763832f3ccef6a1096c985bab305601d/1?cbl=18750&diss>

[=y&pq-origsite=gscholar&parentSessionId=G6xAz7kp9GHTWZ63Opdd0PtPvOSHwRkafypLnCDvzTE%3D](#)

- Seminoff, J. A., Resendiz, A., & Nichols, W. J. (2002). Diet of East Pacific green turtles *Chelonia mydas* in the central Gulf of California, Mexico. *Journal of Herpetology*, 36(3), 447-453. [https://doi.org/10.1670/0022-1511\(2002\)036\[0447:DOEPT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1670/0022-1511(2002)036[0447:DOEPT]2.0.CO;2)
- Seminoff, J. A., Jones, T. T., Resendiz, A., Nichols, W. J., & Chaloupka, M. Y. (2003). Monitoring green turtles *Chelonia mydas* at a coastal foraging area in Baja California, Mexico: multiple indices to describe population status. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83(6), 1355-1362. <https://doi.org/10.1017/S0025315403008816>
- Seminoff, J. A., & Shanker, K. (2008). Marine turtles and IUCN Red Listing: a review of the process, the pitfalls, and novel assessment approaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 356(1-2), 52-68. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.12.007>
- Selleri, P., & Hernandez-Divers, S. J. (2006). Renal diseases of reptiles. *Veterinary Clinics: Exotic Animal Practice*, 9(1), 161-174. <https://doi.org/10.1016/j.cvex.2005.10.008>
- Solana Arellano, E., Ramírez Delgado, D., & Santacruz López, E. (2020). Allometric models for sex ratio determination in all stages of ontogeny of *Chelonia mydas* from Bahía de los Ángeles, México. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 100(5), 825–830. <https://doi.org/10.1017/S0025315420000685>
- Schuyler, Q., Hardesty, B.D., Wilcox, C., Townsend, K., (2013). Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. *Conservation biology* 28(1), 129-139. <https://doi.org/10.1111/cobi.12126>
- Schuyler, Q., B. D. Hardesty, C. Wilcox, and K. Townsend. (2012). To eat or not to eat? Debris selectivity by marine turtles. *PLoS ONE* 7 (7), e40884. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040884>
- Schindelin, J., Arganda-Carreras, I., Frise, E., Kaynig, V., Longair, M., Pietzsch, T., ... Cardona, A. (2012). Fiji: an open-source platform for biological-image analysis. *Nature Methods*, 9(7), 676–682. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2019>
- Stamper, M. A., Harms, C., Epperly, S. P., Braun-McNeill, J., Avens, L., & Stoskopf, M. K. (2005). Relationship between barnacle epibiotic load and hematologic parameters in loggerhead sea turtles *Caretta caretta*, a comparison between migratory and residential animals in Pamlico Sound, North Carolina. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 36(4), 635-641. <https://doi.org/10.1638/04-074.1>
- Stahl, S. J. (2003). Diseases of the reptile pancreas. *The veterinary clinics of North America. Exotic animal practice*, 6(1), 191-212. [https://doi.org/10.1016/s1094-9194\(02\)00054-3](https://doi.org/10.1016/s1094-9194(02)00054-3)
- Stokes, L., Epperly, S. P., Avens, L. I., Belskis, L. C., Benson, S. R., Braun-McNeill, J., & Wyneken, J. (2008). Sea turtle research techniques manual. NOAA technical memorandum NMFS-SEFSC; 579. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/3626>
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., & Russell, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, 304(5672), 838-838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>

- Rainieri, S., Conlledo, N., Larsen, B. K., Granby, K., & Barranco, A. (2018). Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish *Danio rerio*. *Environmental research*, 162, 135-143. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.12.019>
- Van Franeker, J. A., and SNS Fulmar Study Group. (2011). Chemicals in marine plastics and potential risks for a seabird like the Northern Fulmar *Fulmarus glacialis*. 415–418. <https://edepot.wur.nl/400635>
- Vervloet, M. G., & van Ballegooijen, A. J. (2018). Prevention and treatment of hyperphosphatemia in chronic kidney disease. *Kidney international*, 93(5), 1060-1072. <https://doi.org/10.1016/j.kint.2017.11.036>
- Wallace, B. P., DiMatteo, A. D., Bolten, A. B., Chaloupka, M. Y., Hutchinson, B. J., Abreu-Grobois, F. A., & Mast, R. B. (2011). Global conservation priorities for marine turtles. *PLoS one*, 6(9), e24510. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024510>
- Wang, Z. M., Wagner, J., Ghosal, S., Bedi, G., & Wall, S. (2017). SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. *Science of the Total Environment*, 603, 616-626. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.047>
- Watts, A. J., 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>
- Wedemeyer-Strombel, K. R., Balazs, G. H., Johnson, J. B., Peterson, T. D., Wicksten, M. K., & Plotkin, P. T. (2015). High frequency of occurrence of anthropogenic debris ingestion by sea turtles in the North Pacific Ocean. *Marine Biology*, 162, 2079-2091. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2738-1>
- Wessel, C.C., Lockridge, G.R., Battiste, D., Cebrian, J., (2016). Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin*. 109, 178–183. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.002>
- Wen, J., (2007). Heat capacities of polymers. In: Mark, J.E. (Ed.), *Physical Properties of Polymers Handbook*. Springer New York. 145–154. Archivo pdf. https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-0-387-69002-5_9.pdf
- Witherington, B. E., & Martin, R. E. (2003). Entendiendo, evaluando y solucionando los problemas de contaminación de luz en playas de Anidamiento de tortugas marinas. Florida Marine Research Institute Technical Report TR-2, traducción de la tercera edición inglesa. Melbourne Beach, Florida: Florida Fish and Wildlife Conservation Commission (FMRI). <https://bvearmb.do/handle/123456789/4555>
- Weibel ER, Kistler GS, Scherle WF (1966) Practical stereological methods for morphometric cytology. *The Journal of cell biology*, 30:23–38 <https://doi.org/10.1083/jcb.30.1.23>
- Work, T. M., & Balazs, G. H. (1999). Relating tumor score to hematology in green turtles with fibropapillomatosis in Hawaii. *Journal of Wildlife Diseases*, 35(4), 804-807. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-35.4.804>

- Wyneken, J., Epperly, S.P., Crowder, L.B., Vaughan, J., and Esper, K.B. (2007). Determining sex in posthatchling loggerhead sea turtles using multiple gonadal and accessory duct characteristics. *Herpetologica* 63(1):19- 30. [https://doi.org/10.1655/0018-0831\(2007\)63\[19:DSIPLS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1655/0018-0831(2007)63[19:DSIPLS]2.0.CO;2)
- White, E., Clark, S., Manire, C. A., Crawford, B., Wang, S., Locklin, J., & Ritchie, B. W. (2018). Ingested micronizing plastic particle compositions and size distributions within stranded post-hatchling sea turtles. *Environmental Science & Technology*, 52(18), 10307–10316. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02776>
- Whiting, S. D., Guinea, M. L., Limpus, C. J., & Fomiatti, K. (2007). Blood chemistry reference values for two ecologically distinct populations of foraging green turtles, eastern Indian Ocean. *Comparative Clinical Pathology*, 16, 109-118. <https://doi.org/10.1007/s00580-006-0646-y>
- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental pollution* 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>
- Zhao, Y., Bao, Z., Wan, Z., Fu, Z., & Jin, Y. (2020). Polystyrene microplastic exposure disturbs hepatic glycolipid metabolism at the physiological, biochemical, and transcriptomic levels in adult zebrafish. *Science of the total environment*, 710, 136279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136279>

Anexos

Anexo A

Tabla 6 Resultados de pruebas de T bayesiana entre sitios tomando en cuenta las dos técnicas HC y RS en la columna de agua y en *C. mydas*.

Pruebas T bayesiana		
	FB ₁₀	Error %
[μPs] BLA 5m vs LOL 5m	0.576	5.426×10 ⁻⁴
[μPs] BLA Sup vs LOL Sup	1.189	0.011
[μPs] BLA HC vs BLA RS	0.403	0.002
[μPs] BLA RS vs CLOL RS	1.484	0.005
[μPs] BLA HC vs CLOL HC	0.433	0.003
[μPs] CLOL RS vs CLOL HC	11.74	1.441×10 ⁻⁶
[μPs] AD BLA HC vs AD CLOL HC	0.612	0.002
[μPs] AD BLA RS vs AD CLOL RS	0.612	0.002
[μPs] HC JUV CLOL-AD CLOL	0.489	0.002
[μPs] RS JUV CLOL- HC AD CLOL	7.468	4.411×10 ⁻⁶
[μPs] RS JUV CLOL-RS AD CLOL	0.468	0.001
[μPs] en μm ² de CLOL HC vs CLOL RS	0.179	0.119
[μPs] en μm ² de BLA HC vs BLA RS	0.114	0.171
[μPs] en μm ² de CLOL RS vs BLA RS	0.078	0.262
[μPs] en μm ² de CLOL HC vs BLA RS	0.241	0.085
[μPs] en μm ² de BLA HC vs CLOL RS	0.232	0.09
[μPs] en μm ² AD CLOL HC vs-BLA HC	1.831	0.011
[μPs] en μm ² de AD CLOL HC vs BLA RS	0.098	0.178
[μPs] en μm ² de JUV CLOL RS vs HC	0.353	0.057
[μPs] en μm ² de AD BLA vs CLOL HC	1.196	0.017
[μPs] en μm ² de AD BLA vs CLOL RS	0.087	0.215
[μPs] en μm ² de JUV vs AD CLOL HC	0.148	0.121
[μPs] en μm ² de JUV vs AD CLOL RS	0.081	0.238
[μPs] en μm ² de AD RS vs AD HC CLOL	0.097	0.18
[μPs] en μm ² de AD HC vs AD RS BLA	0.989	0.021

Anexo B

Tabla 7 Concentraciones promedio de microplásticos (μPs)/mL con las técnicas de Hisopo cloacal (HC) y Biopsia por raspado superficial (RS) en *C. mydas* entre sitios (CLOL y BLA).

Tortuga	Concentración de μPs /mL		
	(CLOL)	Hisopado cloacal	Biopsia por Raspado superficial (RS)
2		37	71
4		31	71
5		32	40
6		16	54
10		25	16
11		26	31
12		26	41
14		36	25
15		22	65
16		24	30
17		29	47
18		9	15
19		17	56
20		19	23
21		13	27
(BLA)	Hisopado cloacal (HC)	Biopsia por Raspado superficial (RS)	
1	36	21	
2	30	28	
3	25	28	
5	39	28	
6	28	38	
7	47	32	
8	51	62	
9	32	29	
10	33	47	

Anexo C

Tabla 8. Estadísticas básicas de analitos de bioquímica sanguínea en *C. mydas* entre sitios (CLOL y BLA).

Analito	CLOL N= 15 TM		BLA N= 10 TM	
	Media \pm desv. Std.	Min. —Máx.	Media \pm desv. Std.	Min. —Máx.
AST (U/L)	263.667 \pm 86.21	154-508	191.22 \pm 23.50	153-219
CK (U/L)	1943.8 \pm 2602.96	465-10907	3421.22 \pm 1610.87	1856-6973
Prot (g/L)	62.733 \pm 6.902	52-72	45.56 \pm 6.35	36.-54
Alb (g/L)	31.133 \pm 6.69	18-42	21.00 \pm 4.66	16-29
Glo (g/L)	31 \pm 9.68	15-50	24.56 \pm 4.25	20-31
A/G (g/L)	1.159 \pm 0.58	0.36-2.33	0.87 \pm 0.24	0.58-1.27
Col (mmol/L)	4.94 \pm 2.59	2.36-11.4	5.10 \pm 1.39	3.41-7.36
Ac. úrico (mol/L)	1.8 \pm 1.36	0.1-5	0.77 \pm 0.69	0-1.80
Bilirrubina (mol/L)	5.72 \pm 3.88	2.3-17.1	4.87 \pm 1.36	3.40-6.60
BUN (mol/L)	14.847 \pm 10.61	0.9-33	8.81 \pm 8.81	1-28.70
Glu (mmol/L)	6.378 \pm 7.87	3.02-35	3.77 \pm 1.45	1.87-6.06
Ca (mmol/L)	1.713 \pm 0.39	0.75-2.16	1.62 \pm 0.45	0.74-2.14
P (mmol/L)	3.283 \pm 0.78	1.98-4.84	2.80 \pm 1.00	1.10-4.23
K (mmol/L)	6.364 \pm 2.10	3.96-10.6	4.63 \pm 0.43	4.20-5.50
Na (mmol/L)	150.667 \pm 4.06	144-157	151.56 \pm 3.09	145.00-155
Cl (mmol/L)	115.667 \pm 3.53	110-121	112.33 \pm 6.20	98-119
CO ₂ (mmol/L)	18.667 \pm 6.94	4-31	31.11 \pm 7.85	18-44

Anexo D

Tabla 9 intervalos de referencia de analitos de bioquímica sanguínea en *C. mydas* entre sitios (CLOL y BLA), comparados con los IR de Gordillo García (2023) y Labrado Martagón (2011)

Analito	IR CLOL	IR BLA	Gordillo García	Gordillo	Labrada
			(2022)	García (2022)	
			IR CLOL	IR BLA	
	N= 15 TM	N= 10 TM	N= 3 TM	N= 3 TM	N= 20 TM
AST (U/L)	1.47—7.28	167.72—214	2.14-5.2	10.88—108.46	-1.54—29.26
CK (U/L)	3.73—6.1	1810.35— 5032.08	407.57—541.77	305.89— 1472.11	NA
Prot (g/L)	2.55—4.17	39.2—51.9	61.35—67.25	57.22—85.92	42.3—68.3
Alb (g/L)	0.61—6.72	16.33-25.66	21.1—22.44	15.8—22.26	8.7—15.3
Glo (g/L)	129.22—359.43	20.3-28.8	38.91—46.15	40.97—64.09	33.6—53
A/G (g/L)	66.32—92.34	0.63-1.1	0.46—0.58	0.33—0.41	-0.16—0.96
Col (mmol/L)	340.46—608.86	3.7-6-5	4.33—5.51	1.92—5.78	3.2—5.6
Ac. úrico (mol/L)	45.49—168.42	0.07-1.5	76.23—137.69	171.48— 304.18	-32.7—274.2
Bilirrubina (mol/L)	19.24—58.09	3.51-6.2	2.61—4.37	3.02—6.32	NA
BUN (mol/L)	263.29— 1418.04	0-17.6	NA	NA	NA
Glu (mmol/L)	58.39—70.20	2.31-5.2	2.93—5.83	2.16—3	5.11—7.55
Ca (mmol/L)	20.43—23.09	1.16-2.1	1.9—2.2	1.4—2.36	1.76—2.68
P (mmol/L)	35.29—49.77	1.79-3.8	2.56—3	2.71—4.53	2.33—6.29
K (mmol/L)	0.39—0.63	4.2-5.1	5.14—7	5.18—8.68	3.73—6.99
Na (mmol/L)	1.73—5.24	148.46-154.6	147.75—148.91	136.82— 149.84	148.61—171.39
Cl (mmol/L)	8.90—21.76	106.12-118.5	114.82—125.84	111.88— 119.46	NA
CO ₂ (mmol/L)	109.31—131.34	23.26-39.0	12.12—18.54	12—14	NA

Anexo E

Tabla 10 Estadísticas básicas de parámetros de biometría hemática en *C. mydas* entre sitios (CLOL y BLA)

Parámetro	CLOL N= 15 TM		BLA N=10 TM	
	Media ± desv. Std.	Min.—Máx.	Media ± desv. Std.	Min.—Máx.
Eri. (cels/ μ l)	4.98±2.75	1.6x10 ⁵ —8x10 ⁵	2.27±0.70	1.2—3.4
Hematocrito (%)	0.39±0.049	0.30—0.48	0.31±0.03	0.25—0.36
Leu. (cels/ μ l)	7.56±5.21	1.8x10 ⁴ —19.2x10 ⁴	7.16 ± 3.64	1.8 —12.5
Eos. (%)	0.18x10 ⁴ ±0.21	0—0.7 x10 ⁴	0.26±0.23	0-0.6
Het. (%)	3.07±1.66	0.8 x10 ⁴ —5.9 x10 ⁴	3.5±1.66	1.4—5.8
Bas. (%)	0.06±0.117	0—0.4 x10 ⁴	0.03±0.10	0—0.3
Lin. (%)	3.95±3.96	0.60 x10 ⁴ —14 x10 ⁴	2.5 ± 1.80	0.1—5.8
Mon. (%)	0.30x10 ⁴ ±0.40	0—1.0 x10 ⁴	0.22 ± 0.31	0—1

Tabla 11 Estadísticas básicas de las medidas morfométricas de *C. mydas* entre sitios

Medidas morfométricas	Sitio de estudio			
	CLOL		BLA	
	Media ± desv. Std.	Min. —Máx.	Media ± desv. Std.	Min. —Máx.
Largo Curvo del Caparazón (LCC)	59.15—13.23	27—83.50	73.77—6.83	64—87
Ancho Curvo del Caparazón ACC)	57.65—10.73	37—78	70.41—7.46	62—88.50
Largo de Plastrón (LP)	48.57—8.75	30.5—65.50	56.42—5.20	49—66
Largo Total de Cola (LTC)	10.98—3.93	6—23	14.40—1.94	11—17.40
Peso	0.61	0.002	2.758	1.212x10 ⁻⁴

Anexo F

Tabla 12 Resultados de la prueba T bayesiana de las medidas morfométricas y peso de *C. mydas* entre sitios.

Medidas morfométricas	Sitio de estudio			
	CLOL vs BLA (Adulto)		CLOL vs BLA (juvenil)	
	FB ₁₀	Error	FB ₁₀	Error
Largo Curvo del Caparazón (LCC)	0.429	0.001	1.23	0.001
Ancho Curvo del Caparazón ACC)	0.456	0.001	2.025	0.002
Largo de Plastrón (LP)	0.476	0.001	1.134	0.033
Largo Total de Cola (LTC)	0.415	9.665×10 ⁻⁴	1.53	0.001
Peso	0.61	0.002	2.758	1.212×10 ⁻⁴

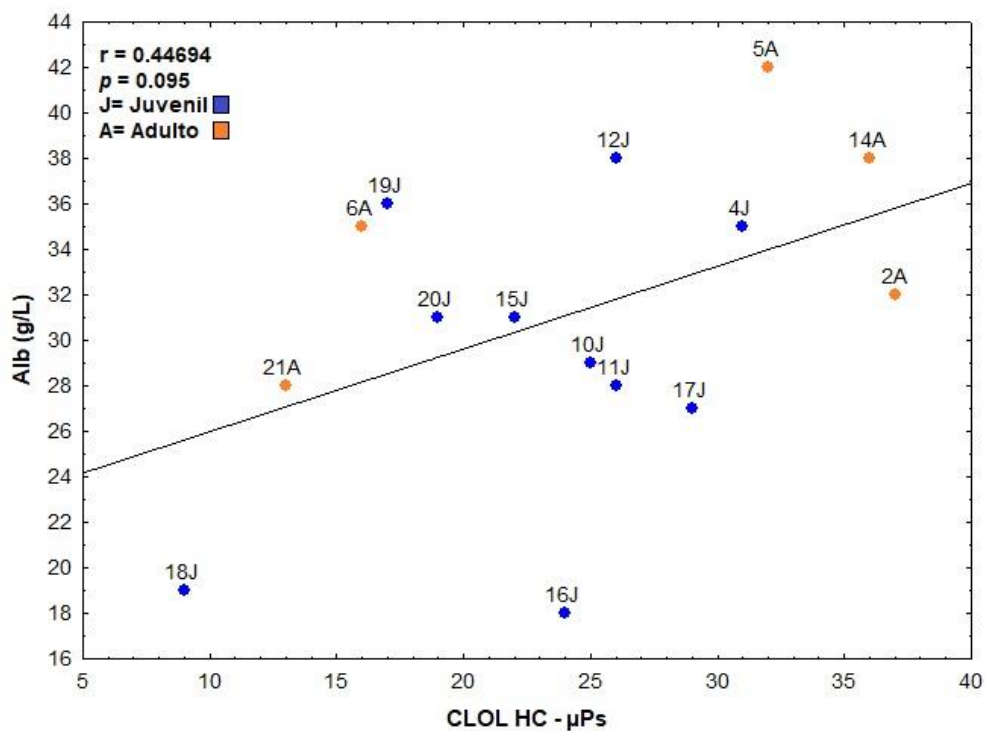
Tabla 13 Resultados de correlaciones de Pearson por analito de la bioquímica sanguínea de *C. mydas* entre las dos técnicas de HC y RS en ambos sitios de estudio

Coeficiente de Correlación de Pearson (r)						
Sitio		RS		HC		
	Analito	r	p	Analito	r	p
CLOL	Glo	0.51	0.047	Alb	0.44	0.095
	A/G	0.57	0.025	Ac. úrico	-0.45	0.088
	Ac. úrico	-0.47	0.076	Glu	-0.24	0.070
	Bilirrubina	0.51	0.052	CO ₂	0.55	0.033
	Cl	-0.49				
BLA	Ac. úrico	0.66	0.052	P	-0.62	0.073

Anexo G

Tabla 14 Resultados de correlaciones de Pearson por parámetro de biometría hemática de *C.mydas* entre las dos técnicas de HC y RS en ambos sitios de estudio

Coeficiente de correlación de Pearson (r)						
Técnica RS				Técnica HC		
Sitio	Parámetro	r	p	Parámetro	r	p
CLOL	Eritrocitos	0.51	0.007	Eritrocitos	-0.48	0.068
				Eosinófilo	0.511	0.051
				Monocitos	0.46	0.081

Figura 10 Correlación de Pearson entre el parámetro albumina (Alb) con cantidades de μ Ps en *C. mydas* del sitio de estudio en el Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL). (J) Individuos juveniles, y (A) como individuos Adultos

Anexos H

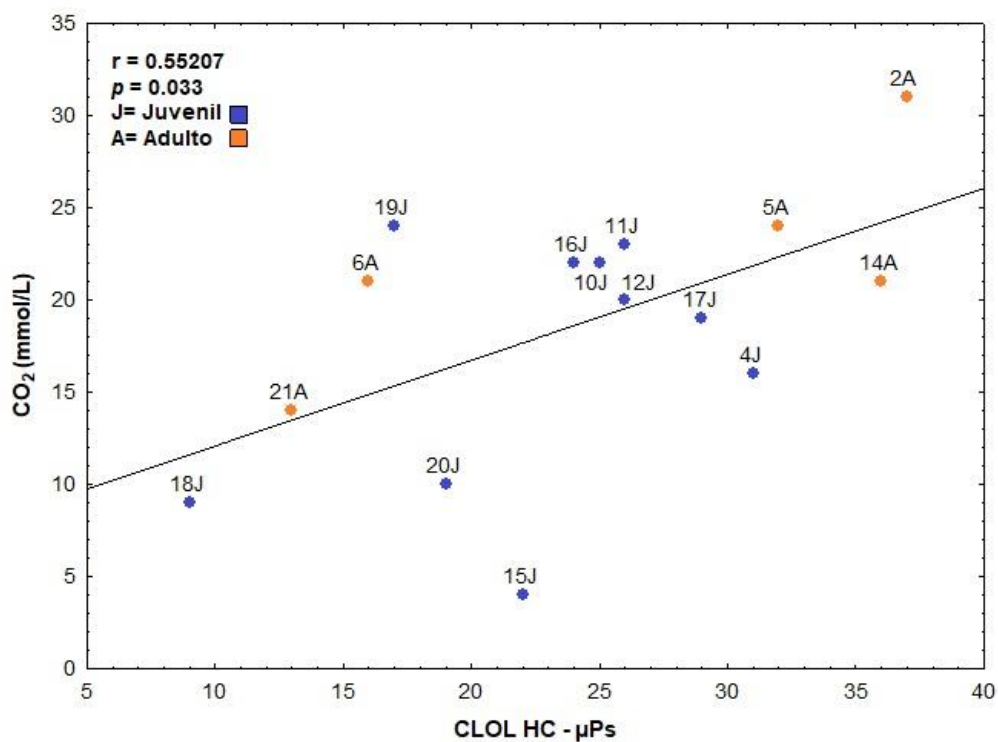


Figura 11 Correlación de Pearson entre parámetro CO₂ con cantidades de μPs en *C. mydas* del sitio de estudio en el Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL). (J) Individuos juveniles, y (A) como individuos Adultos

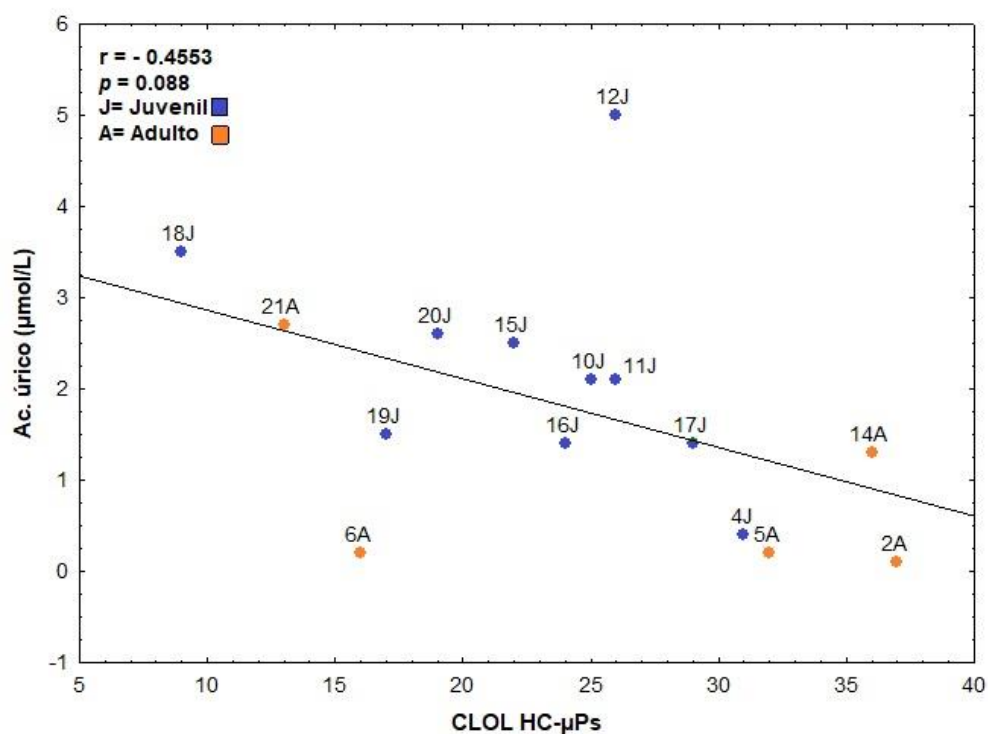


Figura 12 Correlación de Pearson entre el parámetro Ac. úrico con cantidades de μPs en *C. mydas* del sitio de estudio en el Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL). (J) Individuos juveniles, y (A) individuos Adultos

Anexo I

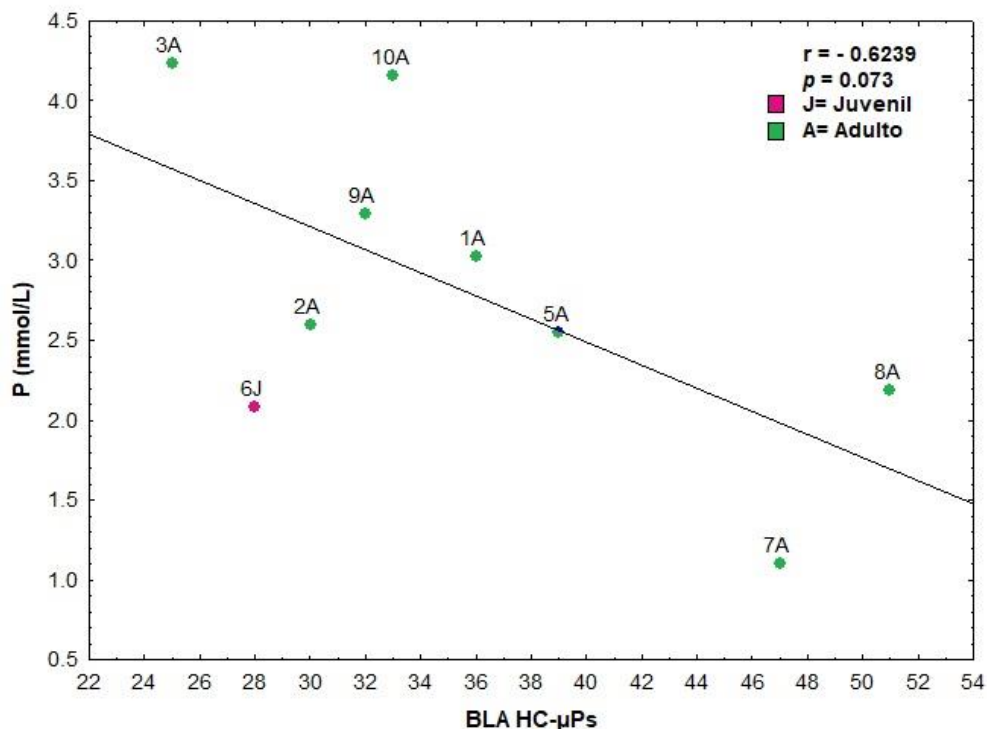


Figura 13 Correlación de Pearson entre parámetro fosforo (P) con cantidades de μ Ps en *C. mydas* del sitio de estudio en Bahía de los ángeles (BLA). (J) Individuos juveniles, y (A) individuos Adultos

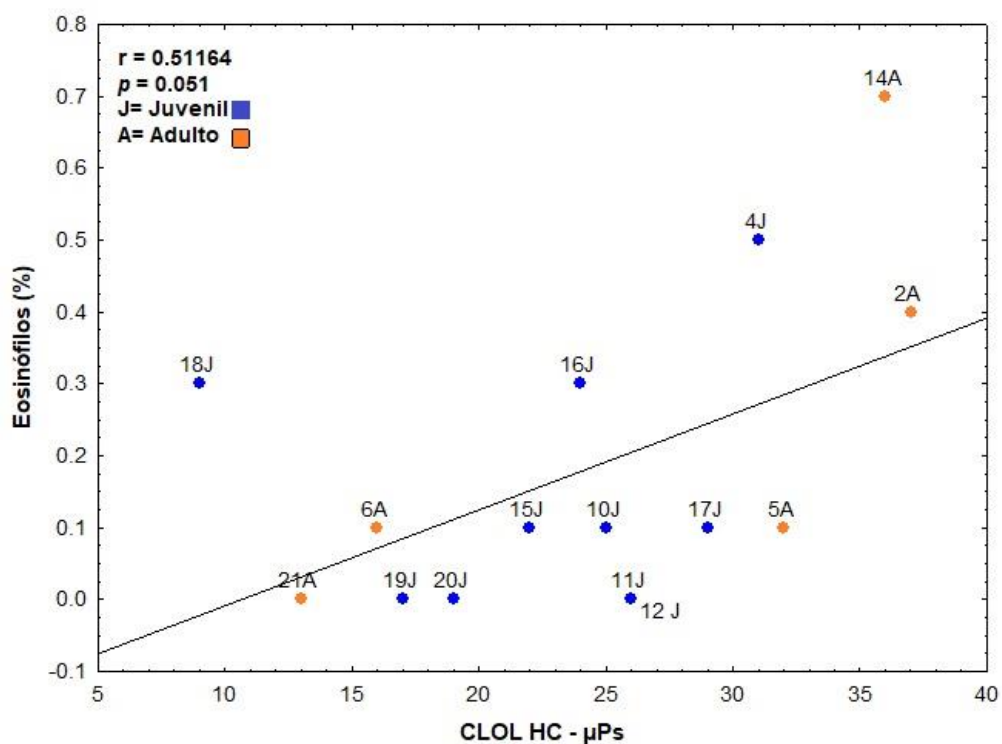


Figura 14 Correlación de Pearson del parámetro eosinófilos con cantidades de μ Ps en *C. mydas* del sitio de estudio en Complejo Lagunar Ojo de Liebre (CLOL). (J) Individuos juveniles, y (A) individuos Adultos