

Estudio del contenido de metales pesados y elementos traza en tortugas marinas de las Islas Canarias

Study of the content of heavy metals and trace elements in sea turtles of the Canary Islands

Mônica de Luna Beraldo

**Máster en Biología Marina: Biodiversidad y
Conservación**

Julio 2022

AUTORIZACIÓN

Ángel José Gutiérrez Fernández, Profesor Titular del Área de Toxicología del Departamento de Obstetricia y Ginecología, Pediatría, Medicina Preventiva y Salud Pública, Toxicología, Medicina Legal y Forense y Parasitología de la Universidad de La Laguna y **Enrique Lozano Bilbao**, Doctor en Biología e Investigador Post Doctoral del Grupo de Investigación de Ecología Marina Aplicada y Pesquerías, i-UNAT, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

INFORMAN:

Que Dña. Mónica de Luna Beraldo, alumna del Máster Universitario de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación, ha realizado bajo nuestra tutorización el Trabajo Fin de Máster con el título "Estudio del contenido de metales pesados y elementos traza en tortugas marinas de las Islas Canarias"

Revisado el presente trabajo, autorizamos su presentación para que proceda a su lectura y defensa publica para optar al título del Máster Universitario de Biología Marina: Biodiversidad y Conservación.

Y para que así conste y surta los efectos oportunos, firmamos la presente, en San Cristóbal de La Laguna a 23 de junio del 2022

**LOZANO
BILBAO
ENRIQUE -
54062526Z** Firmado digitalmente por LOZANO BILBAO ENRIQUE - 54062526Z Fecha: 2022.06.23 17:58:29 +01'00'

Este documento incorpora firma electrónica, y es copia auténtica de un documento electrónico archivado por la ULL según la Ley 39/2015.
La autenticidad de este documento puede ser comprobada en la dirección: <https://sede.ull.es/validacion/>

Identificador del documento: 4551457

Código de verificación: nIQ8ld+P

Firmado por: Ángel José Gutiérrez Fernández
UNIVERSIDAD DE LA LAGUNA

Fecha: 23/06/2022 16:56:35

“We only protect what we love, we only love what we understand, and we only understand what we are taught.”

— **Jacques-Yves Cousteau.**

Índice

1. Introducción.....	1
1.1. Contaminación marina por metales pesados y elementos traza	1
1.2. Tortugas marinas	3
1.2.1. Tortuga boba (<i>Caretta caretta</i> , Linnaeus 1758).....	4
1.2.2. Amenazas a las tortugas marinas.....	5
2. Objetivo	6
3. Material y Métodos	6
3.1. Área de estudio.....	7
3.2. Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Tenerife	7
3.3. Muestreo	9
3.4. Extracción y procesamiento de muestras de sangre	9
3.5. Extracción y procesamiento de muestras de músculo	12
3.6. Análisis estadístico	15
4. Resultados y Discusión.....	15
5. Conclusiones	25
6. Referencias.....	26

Resumen

Las tortugas marinas tienen la capacidad de bioacumular metales pesados y elementos traza a lo largo de los años, por ello pueden ser utilizadas como bioindicadores de la contaminación en el medio marino. El objetivo de este estudio fue analizar diecisiete elementos en la sangre y músculo de *Caretta caretta* de las Islas Canarias, y comparar estas concentraciones en los dos tejidos. Trece muestras de sangre y seis de músculo fueron recogidas de las tortugas bobas ingresadas en el CRFS La Tahonilla. Las muestras fueron procesadas a través de digestión por microondas e incineración. Para el estudio de los datos se realizó un análisis estadístico descriptivo y un PERMANOVA. Todos los individuos de este estudio eran juveniles (tamaño < 70 cm). Los resultados de este estudio difieren de estudios anteriores en tortugas bobas. Todos los elementos analizados fueron detectados, teniendo el Na la mayor concentración en sangre (75378 ± 30065 mg/kg) y músculo (222626 ± 156049 mg/kg). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la concentración de Al, B, Ba, Ca, Fe, K, Na, Sr, V y Zn en cada tejido analizado. En comparación con otros estudios, se encontró una mayor concentración de Cu tanto en sangre ($252,9 \pm 114,3$ mg/kg) como en el músculo ($415,9 \pm 247,7$ mg/kg). Este estudio ha proporcionado nuevos datos sobre los contaminantes en las tortugas bobas, aumentando la información disponible para diferentes áreas geográficas, aunque es necesario realizar más estudios para comprender los efectos e impacto de estos contaminantes en las tortugas marinas.

Palabras clave: *Caretta caretta*; Tortugas marinas; Bioindicadores; Metales pesados; Elementos traza.

Abstract

Sea turtles can bioaccumulate heavy metals and trace elements over the years, therefore they can be used as bioindicators of pollution in the marine environment. The aim of this study was to analyze seventeen elements in the blood and muscle of *Caretta caretta* from the Canary Islands and compare these concentrations in the two tissues. Thirteen blood samples and six muscle samples were collected from loggerhead turtles admitted to the Rescue Center of La Tahonilla. The samples were processed through microwave digestion and incineration. For the study of the data, a descriptive statistical analysis and a PERMANOVA were performed. All individuals in this study were juveniles (size < 70 cm). The results of this study differ from previous studies on loggerhead sea turtles. All the elements analyzed were detected, with Na having the highest concentration in blood ($75,378 \pm 30,065$ mg/kg) and muscle ($222,626 \pm 156,049$ mg/kg). Statistically significant differences were found between the concentration of Al, B, Ba, Ca, Fe, K, Na, Sr, V and Zn in each tissue analyzed. Compared to other studies, a higher Cu concentration was found both in blood (252.9 ± 114.3 mg/kg) and in muscle (415.9 ± 247.7 mg/kg). This study has provided new data on pollutants in loggerhead sea turtles, increasing the information available for different geographic areas, although more studies are needed to understand the effects and impact of these pollutants on sea turtles.

Key words: *Caretta caretta*; Sea turtles; Bioindicators; Heavy metals; Trace elements.

1. Introducción

1.1. Contaminación marina por metales pesados y elementos traza

La contaminación es definida como “la introducción directa o indirecta, mediante la actividad humana, de sustancias, vibraciones, calor o ruido en la atmósfera, el agua o el suelo, que puedan tener efectos perjudiciales para la salud humana o la calidad del medio ambiente, o que puedan causar daños a los bienes materiales o deteriorar o perjudicar el disfrute u otras utilidades legítimas del medio ambiente” (Real Decreto 1/2016).

La contaminación ambiental es un problema mundial que afecta a las sociedades y los seres vivos. El desarrollo de las industrias ha llevado a un aumento en la emisión de contaminantes en los ecosistemas, siendo los metales pesados uno de los contaminantes ambientales más importantes (Tabari et al., 2010), su toxicidad se ha convertido en un gran problema por razones ecológicas, evolutivas, nutricionales y ambientales (Nagajyoti et al., 2010). Todos los metales, biológicamente esenciales o no, tienen el potencial de ser tóxicos para los organismos dependiendo de la concentración a la que se encuentren, viendo sus efectos reflejados a nivel individual, de población o de ecosistema. Sin embargo, las respuestas de los animales a estos contaminantes, en su medio o alimento, dependen de la capacidad de las especies para regular los niveles en sus tejidos. Por ejemplo, los vertebrados marinos tienen la capacidad de regular la presencia de muchos más metales que los invertebrados marinos en sus tejidos (Furness y Rainbow, 1990).

Algunos metales pesados pueden ser elementos altamente tóxicos en bajas concentraciones, no tienen función biológica conocida y presentan la propiedad de acumularse en los organismos. Son principalmente: Ba, Bi, Cd, Hg, Pb, Sb y Ti (Ruíz et al., 1999). Estos metales poseen una densidad atómica superior a 4 g/cm^3 o 5 veces mayor que el agua (Hawkes, 1997). Los metales traza y/u oligoelementos son elementos que están presentes en bajas concentraciones o cantidades trazas en los organismos y son esenciales para su crecimiento y desarrollo, volviendo tóxicos en altas concentraciones. Dentro de este grupo están: As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn (Ruíz et al., 1999).

En las áreas costeras existen fuentes continuas de contaminantes como la industria, el comercio, la agricultura, el turismo y la urbanización (Han et al., 2002). La mayoría de las áreas costeras del mundo sufren algún tipo de contaminación. Las aguas residuales

representan el mayor volumen de residuos vertidos al medio marino, conteniendo desechos industriales y domésticos (Islam y Tanaka, 2004). Los metales pesados y elementos traza son descargados en el medio como subproductos de diversos procesos industriales (Robson y Neal, 1997), ingresando a través de fuentes de efluentes atmosféricos y terrestres al medio marino (Islam y Tanaka, 2004). En los ecosistemas marinos, los metales son considerados un riesgo debido a su toxicidad y carácter acumulativo (Sánchez, 2014). Estos no se eliminan por procesos naturales debido a que no son biodegradables (Förstner y Wittmann, 2012), lo que puede suponer problemas de bioacumulación en los organismos y biomagnificación a través de la cadena trófica. Para comprender las respuestas de los ecosistemas y organismos a los contaminantes, además de crear medidas de prevención, es necesario conocer las fuentes de contaminación y sus impactos en los ecosistemas (Islam y Tanaka, 2004).

En Canarias, se sabe que los emisarios submarinos son un factor determinante para la acumulación de metales pesados en el medio marino, así como el aumento de la actividad humana (Herrera et al., 2020; Lozano-Bilbao et al., 2021) y las jaulas de acuicultura, que depositan metales en los sedimentos (Gutiérrez et al., 2009). En el archipiélago canario se han realizado varios estudios utilizando diferentes especies como bioindicadores de la contaminación marina, algunas de estas son: algas bentónicas (Lozano et al., 2003), moluscos gasterópodos (Haroun et al., 2010), anémonas (Lozano et al., 2016), erizos de mar (Montelongo et al., 2017), lapas (Lozano-Bilbao et al., 2021), percebes (Lozano-Bilbao et al., 2021), etc...

Los estudios realizados en las tortugas marinas sobre la acumulación de metales podrían ayudar a definir el origen y la movilidad de estos contaminantes (Esposito et al., 2020). En las tortugas marinas, se han medido una gran variedad de elementos, pero los más estudiados son el mercurio, el cadmio y el plomo, analizados principalmente en el músculo, el hígado y el riñón de estos animales (Storelli y Marcotrigiano, 2003). Las concentraciones de los metales varían según el área de estudio y el tipo de tejido analizado (Talavera-Saenz et al., 2007). Los alimentos son la principal fuente de exposición a los metales pesados (Storelli y Marcotrigiano, 2003), por este motivo los animales carnívoros presentan niveles de metales más altos que los herbívoros, demostrando que los hábitos alimentarios son factores determinantes incluso en un mismo ambiente (Storelli et al., 1998). Sin embargo, faltan datos sobre metales en los componentes de la dieta de las

tortugas marinas, por lo que se sabe poco sobre el proceso de acumulación de metales en estos animales (Talavera-Saenz et al., 2007).

Conocer la presencia y concentración de metales pesados en las tortugas marinas es importante pues son bioindicadores de salud del océano ya que estas pueden bioacumular metales a lo largo de los años por su gran longevidad. Además, el estudio de las interacciones entre estas sustancias y la fauna marina es un importante instrumento para la conservación de estas especies en peligro de extinción, pudiendo determinar con ellos la presencia de focos o episodios de contaminación.

1.2. Tortugas marinas

Actualmente, existen siete especies de tortugas marinas, la mayoría se distribuyen en aguas tropicales, siendo ellas la tortuga verde (*Chelonia mydas*), tortuga boba (*Caretta caretta*), tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) y tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*). Sin embargo, dos especies tienen una distribución restringida, la tortuga plana (*Natator depressus*) en el norte de Australia y la tortuga lora (*Lepidochelys kempii*) en el Golfo de México y Atlántico norte (Lutz y Musick, 1996). Además de las siete mencionadas anteriormente, hay una tortuga encontrada en el Pacífico oriental, la tortuga negra (*Chelonia agassizii*), que causa controversia sobre su taxonomía ya que algunos autores sugieren que es una especie independiente y otros que es una población regional o subespecie de la tortuga verde (Rangel y Noria, 2011).

Las tortugas marinas pueden ser fácilmente identificadas por la presencia de un caparazón óseo o cartilaginoso que se divide en una sección dorsal (caparazón) y una ventral (plastrón), y sirve para proteger los órganos vitales de estos animales. Además, de un pico prominente hecho de hueso duro o cartílago y cubierto de queratina córnea, y las extremidades aplanadas para formar grandes aletas (Paladino y Robinson, 2013).

En las aguas de la Macaronesia se pueden encontrar seis especies de tortugas marinas (López-Jurado, 2007), cuatro con mayor o menor frecuencia en las costas Canarias; la tortuga boba, tortuga verde, tortuga laúd y tortuga carey (López-Jurado y González, 1983), aunque existan tres registros de tortuga golfina y un varamiento de tortuga lora (Lira-Loza et al., 2021). Todas estas especies están catalogadas como vulnerables, en peligro o críticamente en peligro de extinción a nivel mundial en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN,

2021). En territorio español, las cuatro especies de tortugas marinas encontradas en las aguas canarias están incluidas en la categoría de “interés especial” del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, correspondiendo a las Comunidades Autónomas la elaboración y aprobación de planes de manejo que garantice su supervivencia de estas especies (Real Decreto 439/1990).

El archipiélago canario es un lugar de paso migratorio de varias especies de tortugas marinas, un lugar de alimentación para las tortugas bobas y un lugar de residencia temporal para las tortugas verdes (Liria-Loza et al., 2021). Sin embargo, ninguna de estas especies nidifica en las islas y solo llegan a la costa debido a patologías o lesiones (Liria-Loza y García-Palomares, 2001). Los varamientos en Canarias son frecuentes debido al aumento del impacto antropogénico sobre las tortugas marinas, la gran parte de estos animales varan vivos, alcanzando a ser atendidos por el personal responsable (Liria-Loza et al., 2021).

Las tortugas marinas son ampliamente utilizadas como bioindicadores de la contaminación marina (Bonanno y Orlando-Bonaca, 2018) y pueden, por tanto, ser utilizadas como indicadores de contaminación química debido a su largo periodo de vida, amplia distribución geográfica y variedad de hábitats (Meyers-Schöne y Walton, 1994). A nivel mundial, muchos estudios utilizan la tortuga boba (*Caretta caretta*) como bioindicador, debido a que esta se ajusta a las principales características de una especie bioindicadora: amplia distribución, tolerancia relativa a los contaminantes, facilidad de identificación y muestreo, y se considera una especie bandera que contribuye a la concienciación sobre la salud de los mares (Bonanno y Orlando-Bonaca, 2018; Frazier, 2005).

1.2.1. Tortuga boba (*Caretta caretta*, Linnaeus 1758)

La tortuga boba o cabezona (*Caretta caretta*) tiene un caparazón de color marrón y plastrón amarillo, y recibe este nombre por tener la cabeza y la mandíbula más grandes de todas las tortugas marinas. Las tortugas bobas adultas miden entre 70 y 110 cm y pesan entre 60 y 200 kg (Paladino y Robinson, 2013).

La distribución geográfica de estas incluye las aguas tropicales y subtropicales de todo el mundo (National Research Council, 1990), siendo capaces de vivir en una variedad de ambientes (Márquez, 1990) combinando comportamientos tanto costeros como pelágicos

a lo largo de su vida, y demostrando múltiples estrategias migratorias dentro de una sola población de anidación. Por ello, presentan hábito alimentar omnívoro, incluyendo en su dieta invertebrados de caparazón duro como moluscos y cangrejos, además de gusanos, corales, peces, algas, anémonas, percebes y camarones (Paladino y Robinson, 2013).

En las islas oceánicas del Atlántico Norte no se produce la anidación de esta especie, sin embargo, las tortugas bobas juveniles son comúnmente observadas, siendo avistadas alrededor de Madeira, Islas Canarias y Azores. Estas tortugas aparentemente se originan en las colonias del Atlántico occidental, desde donde las crías ingresan a la Corriente del Golfo y son llevadas a estas islas (Márquez, 1990).

La tortuga boba es la especie de tortuga marina más abundante en el Mediterráneo (Margaritoulis et al., 2003) y en las Islas Canarias (Mateo et al., 1997; Liria-Loza et al., 2021; Orós y Torrent, 2001), siendo considerada una especie prioritaria de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación (ZEC) y protección estricta (Real Decreto 1997/1995). Las aguas canarias constituyen una zona de alimentación para las tortugas bobas juveniles, que en su mayoría permanecen en estas aguas por un periodo inferior a los 5,5 – 6,7 años (OAG, 2018), hasta alcanzar la madurez sexual y volver a las zonas de reproducción (Carrillo y Bermejo, 2013). Los ejemplares juveniles encontrados en Canarias provienen de poblaciones del Atlántico occidental de los Estados Unidos (Pérez-Jiménez, 1997) y de Cabo Verde (Monzón-Argüello et al., 2009).

La presencia de las tortugas bobas en las aguas de Canarias fluctúa mucho. Se estima que la población de tortuga boba en el sector canario es de 34.000 ejemplares, siendo esta una media anual, orientativa y sujeta a fuertes fluctuaciones, pero que nos da una idea del orden de magnitud de la cantidad de tortugas bobas que puede haber en las aguas alrededor de Canarias (OAG, 2018).

1.2.2. Amenazas a las tortugas marinas

Las tortugas marinas sufren con diversas amenazas, sean ellas naturales o antrópicas. En la primera etapa de la vida de las tortugas marinas, los nidos pueden ser inundados por las mareas altas, arrastrados por las tormentas, sobrecalentados, recolectados por humanos o depredados por especies nativas e introducidas. Las crías que sobreviven

pueden desorientarse con las luces artificiales en la playa y corren el riesgo de ser depredadas en la playa u océano (Paladino y Robison, 2013).

Las tortugas marinas son vulnerables a diversas interacciones con actividades humanas, y cada especie puede verse afectada de manera diferente según su comportamiento y requisitos de hábitat (National Research Council, 1990). En las aguas españolas las principales amenazas que tienen las tortugas marinas incluyen la captura como especies acompañantes en la pesca, las colisiones con embarcaciones y la ingestión de plásticos (Camiñas et al., 2021). En las Islas Canarias, los enredos en las redes de pesca, la ingestión de plásticos, la contaminación química y las colisiones con embarcaciones son los principales factores que amenazan a las tortugas marinas (Camacho et al., 2012). De las tortugas varadas en Canarias, el 69,89% murieron a causa de lesiones asociadas con actividades humanas como golpes con embarcaciones, enredos en redes de pesca abandonadas e ingestión de anzuelos, líneas de monofilamento y petróleo crudo, siendo el enredo la causa más frecuente en las aguas canarias (Orós et al., 2005).

La especie con más registros de varamientos en Canarias es la tortuga boba (*Caretta caretta*) con 3568 casos desde 1998 hasta 2017, siendo la causa de varamiento más frecuente, para esta especie, la interacción con artes de pesca (55,77%), principalmente por enmallamiento e ingestión de anzuelo (Regalado, 2017). Las tortugas bobas están sujetas a diversas amenazas que ponen en riesgo su supervivencia, entre ellas están la recolección de los huevos, depredación de los nidos y huevos, y actividades humanas como el desarrollo frente a la playa, el aumento de la iluminación artificial, la captura incidental en pesca de camarones y otros artes de pesca, además de estar sujetas a los efectos de las plataformas petroleras, el dragado, la ingestión de plásticos y las colisiones con embarcaciones (National Research Council, 1990).

2. Objetivo

El objetivo del estudio fue analizar la presencia y el contenido de metales pesados y elementos traza (Al, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sr, V) en sangre y tejido muscular de la especie de tortuga marina más abundante en la isla de Tenerife, la tortuga boba (*Caretta caretta*). Además de hacer un estudio de comparación entre los niveles determinados en la sangre y tejido muscular de estos animales.

3. Material y Métodos

3.1. Área de estudio

El presente estudio se realizó en las Islas Canarias, un archipiélago situado en el océano Atlántico en el noroeste del continente africano, formando parte de la región de la Macaronesia. Las ocho islas que constituyen el archipiélago son (de occidente a oriente): El Hierro, La Palma, La Gomera, Tenerife, Gran Canaria, Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa.



Figura 1. Mapa batimétrico de las Islas Canarias (GRAFCAN, 2022).

Las islas del archipiélago canario tienen una batimetría abrupta con plataformas estrechas y son separadas por canales profundos que pueden llegar a una profundidad que supera los 3.500 metros de profundidad (Figura 1). El clima subtropical y los complejos parámetros oceanográficos, físicos y biológicos encontrados en el archipiélago dan lugar a una gran biodiversidad de especies.

3.2. Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Tenerife

El Centro de Recuperación de Fauna Silvestre (CRFS) “La Tahonilla” del Cabildo Insular de Tenerife rescata, recupera y libera los ejemplares de animales silvestres heridos, accidentados o enfermos que son recogidos por los ciudadanos, diferentes organismos públicos y entidades colaboradoras, como clubes de buceo, muelles deportivos y cofradías de pescadores. El objetivo del CRFS es recuperar la fauna silvestre para su liberación al medio natural, contribuyendo así a la conservación de las poblaciones naturales de diferentes especies de la fauna silvestre encontradas en la isla de Tenerife. En La Tahonilla, una media de 1.500 animales son atendidos por año, siendo la mayoría de ellos aves terrestres y marinas, y tortugas marinas. Búhos chicos (*Asio otus*), cernícalos

(*Falco tinnunculus*), gaviotas patiamarillas (*Larus michahellis*), erizos morunos (*Aterix algirus*), aguilillas (*Buteo buteo*) y tortugas bobas (*Caretta caretta*) son algunas de las especies con mayor número de ingreso en el CRFS.

En Canarias, se registra una media anual de 200 varamientos de tortugas marinas, siendo estos más frecuentes entre los meses de abril a octubre. Tenerife tiene el mayor número de registros de varamientos con una media anual de 79 ejemplares (Liria-Loza et al., 2021). Según la base de datos del Centro de Recuperación de Fauna Silvestre La Tahonilla, de 2011 hasta noviembre de 2021, 957 tortugas marinas de tres especies (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas* y *Dermochelys coriacea*) han ingresado en el CRFS, convirtiéndose en uno de los centros que más tortugas marinas recibe a nivel estatal. De estas, 922 (96,34%) eran tortugas bobas (*Caretta caretta*), siendo la causa principal de ingreso o enmalle en basura marina, principalmente sacos de rafia y redes de pesca, que pueden causar heridas en el cuello y las aletas de estos animales.

Las diecinueve tortugas bobas ingresadas en el CRFS y analizadas en este estudio tenían tamaños y pesos variados, así como causas de ingreso y estados de salud diferentes. En la Figura 2 se observa la causa de ingreso de las tortugas bobas de este estudio. La mayoría de estas ingresaron debido a síntomas de enfermedad (27%), principalmente por el síndrome de flotación. El enmalle en plástico y rafia fue la segunda causa con 26%. Además, 21% de las tortugas ingresaron sin causa determinada.

CAUSA DE INGRESO

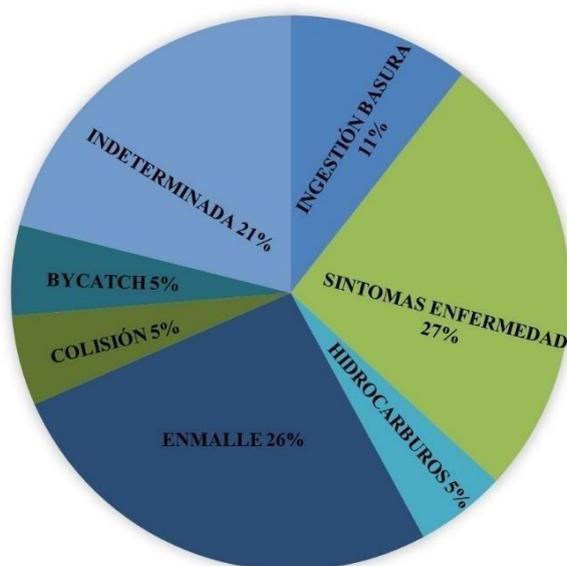


Figura 2. Principales causas de ingreso de las tortugas marinas de este estudio.

3.3. Muestreo

Para este estudio se recolectaron 13 muestras de sangre y 6 muestras de tejido muscular de ejemplares de tortuga boba (*Caretta caretta*), todas ingresadas en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre La Tahonilla en los meses de octubre, noviembre y diciembre de 2021 y enero y febrero de 2022. Las muestras de sangre fueron obtenidas de los ejemplares ingresados vivos y las de músculo obtenidas de los cadáveres ingresados. Para cada uno de estos ejemplares, se determinó la localidad de recogida/paraje (Figura 3), el peso, las medidas biométricas del caparazón (largo recto y curvo, y ancho recto y curvo) y la causa de ingreso.

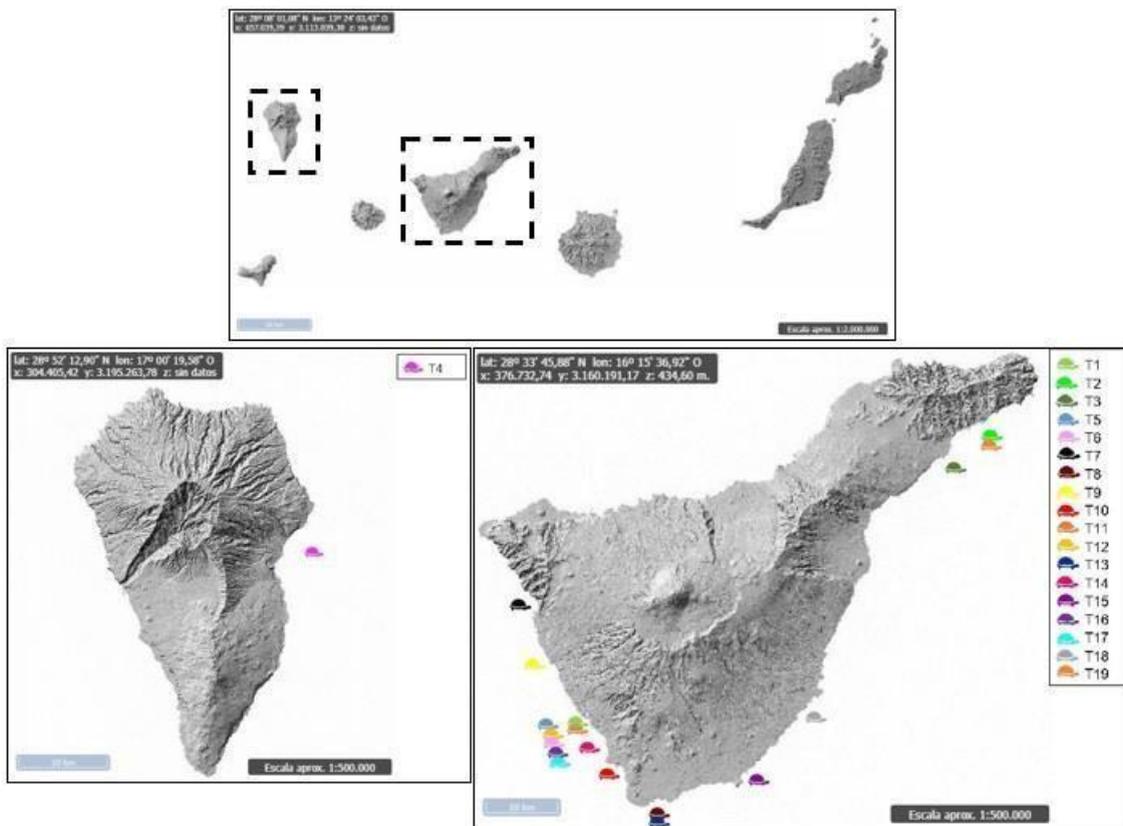
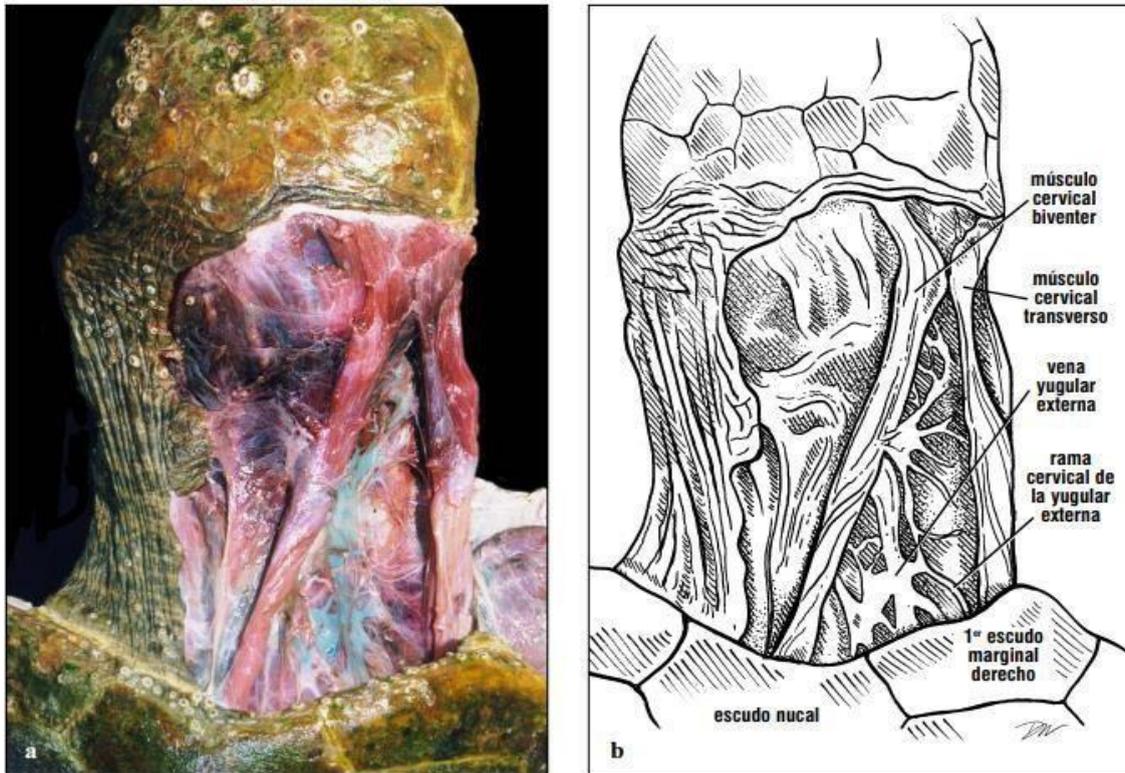


Figura 3. Localidad de recogida/paraje de las tortugas bobas ingresadas en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre La Tahonilla (GRAFCAN, 2022).

3.4. Extracción y procesamiento de muestras de sangre

Para la extracción de las muestras de sangre de las tortugas bobas se empleó la técnica de punción de los senos cervicales dorsales. Los senos cervicales dorsales o venas yugulares externas son grandes y se extienden desde la base del cuello hacia adentro de la cabeza de las tortugas marinas (Figura 4). La técnica de muestro de sangre del seno cervical

dorsal, descrita por Owens y Ruiz (1980), reduce el estrés y el riesgo de lesiones permanentes, requiere un equipo mínimo y produce una muestra de sangre pura de las tortugas marinas.



Las tortugas bobas fueron posicionadas en la mesa del quirófano con la cabeza hacia adelante y hacia abajo para estirar el cuello y facilitar el llenado de los senos cervicales dorsales. Se introdujo una aguja de 0,6mm x 25mm, 23G 1' perpendicularmente a la superficie dorsal del cuello, y se aplicó una pequeña cantidad de succión utilizando una jeringa de 3 ml hasta que la sangre comenzara a fluir. Las muestras fueron rápidamente almacenadas en microtubos de 1,3 ml de heparina de litio y mantenidas en un refrigerador. Para cada ejemplar de tortuga boba fue extraído cerca de 1 mL de sangre (Figura 5).



Figura 5. a. Extracción de muestra de sangre de tortuga bobá. b. Almacenamiento de muestra de sangre en microtubo con heparina de litio.

El procesamiento de las muestras fue realizado en el Laboratorio del Área de Toxicología de la Universidad de La Laguna (ULL). Las muestras de sangre de las tortugas bobas fueron procesadas a través del sistema de digestión por microondas (Figura 6). Con el auxilio de una pipeta automática, se añadió 1 mL de sangre a un tubo reactor, posteriormente se añadieron 3 mL de ácido nítrico 65% (HNO_3) y 2 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), respectivamente. Este proceso fue realizado para todas las muestras de sangre, los tubos reactores fueron cerrados y depositados en el digestor.

En el digestor de microondas las muestras fueron calentadas a una temperatura máxima de 180°C y así se produjo la degradación completa de estas. El resultado tras la digestión fue una disolución acuosa ácida de las muestras, adecuada para obtener información a nivel elemental mediante técnicas espectroscópicas, las cuales requieren que las muestras estén en estado líquido. El programa utilizado en el digestor de microondas tuvo una duración de 1h, siendo 50 min. de digestión y 10 min. de enfriamiento de las muestras. Una vez finalizado el programa, las muestras se pasaron a matraces y fueron enrasadas con agua destilada hasta llegar a los 10 mL. Por último, las muestras fueron colocadas en frascos estériles de polipropileno con su respectivo etiquetado para posterior determinación metálica mediante Espectrometría de Emisión Óptica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES). En este estudio, además de las 13 muestras de

sangre de tortugas marinas, se preparó un tubo con heparina litio (heparina litio + HNO_3 + H_2O_2) y un blanco (HNO_3 + H_2O_2). El tubo con heparina litio se utilizó para analizar la influencia o no de esta en el nivel de Li en las muestras de sangre. La concentración de Li fue descartada de este estudio una vez comprobada la influencia de la heparina litio en la cantidad de Li en la sangre de las tortugas marinas. Mediante este método se determinó el contenido de los siguientes elementos: Al, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sr, V, y sus concentraciones fueron dadas en mg/kg.

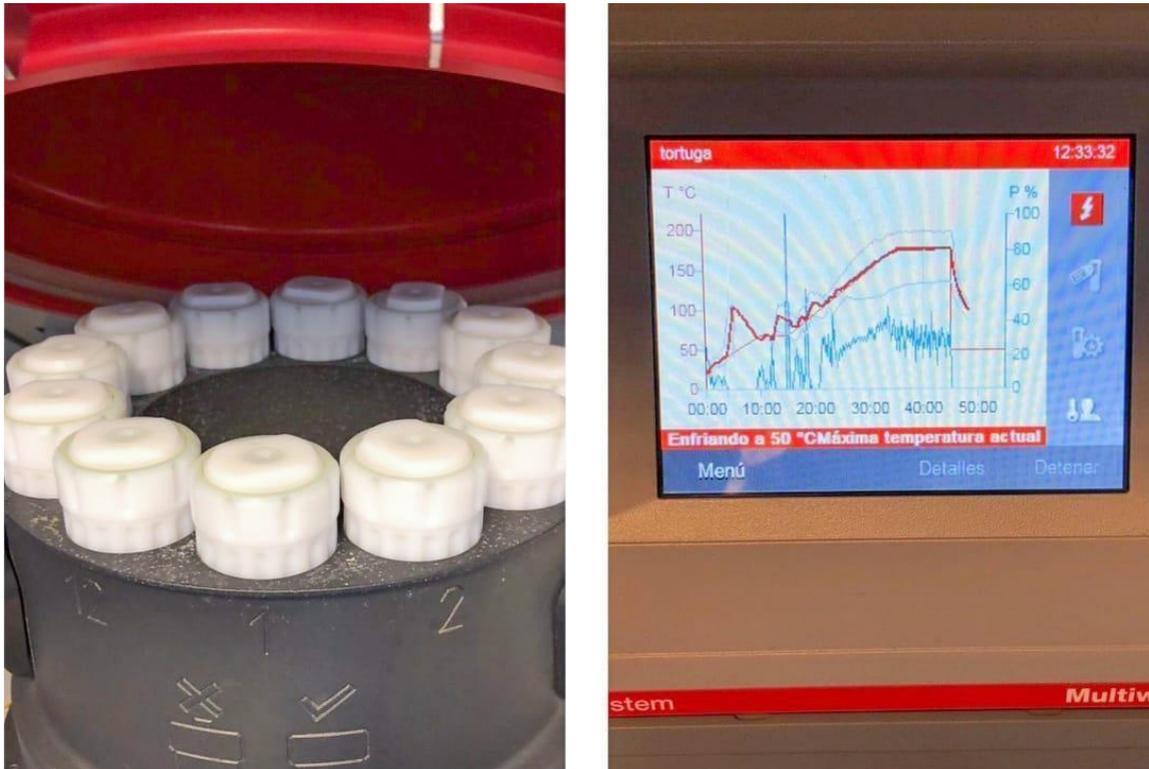


Figure 6. a. Tubos reactores con muestras de sangre. b. Digestor de microondas.

3.5. Extracción y procesamiento de muestras de músculo

La extracción de las muestras de músculo de las tortugas bobas fue realizada en la base ventral del cuello de estos animales, donde se encuentran los mayores músculos profundos del cuello, longus colli y retrahens colli (Figura 7).

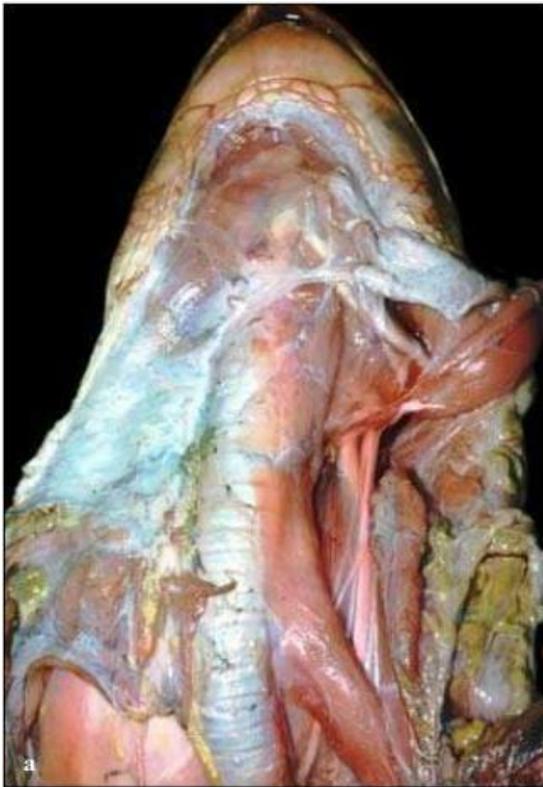


Figura 7. Disección de los músculos ventrales del cuello de una tortuga marina, mostrando los músculos superficiales (figura a) y profundos (figura b) (Wyneken, 2004).

Los cadáveres de las tortugas bobas fueron posicionados en la mesa de necropsia con el plastrón hacia arriba. Con el auxilio de un bisturí y una pinza, se hizo un corte en la base ventral del cuello y se extrajo pequeñas cantidades de músculo ventral (Figura 8). Las muestras fueron almacenadas en tubos de vacío estériles de 8 mL con barrera de gel de separación en la parte inferior del tubo y mantenidas en un refrigerador. La cantidad de muestra extraída varió para cada ejemplar de tortuga boba, según el estado de descomposición del cadáver.



Figura 8. a. Extracción de muestra de músculo de tortuga boba. b. Almacenamiento de muestra de músculo en tubo de vacío con gel.

El procesamiento de las muestras fue realizado en el Laboratorio del Área de Toxicología de la Universidad de La Laguna (ULL). Las muestras de músculo de las tortugas bobas fueron procesadas a través de la incineración (Figura 9). Primeramente, se depositaron las muestras en crisoles de porcelana previamente esterilizados y pesados. Una vez colocadas las muestras en los recipientes, se pesaron nuevamente para obtener el peso de cada una de las muestras. Los crisoles fueron llevados a una estufa por 24 h a una temperatura de 80°C y posteriormente, a un horno/mufla durante 48 h a una temperatura de 450°C ± 25°C. Después de este periodo, se obtuvieron cenizas grisáceas, indicativo de que aún quedaba materia orgánica sin mineralizar en las muestras. Por ello, con el auxilio de una pipeta, se añadió unas gotas de HNO₃ 65% a las muestras y se dejaron los crisoles por algunos minutos en una placa calefactora a 80°C para secarlas. Una vez desecadas, las muestras fueron llevados nuevamente al horno/mufla por 24 h a una temperatura de 450°C ± 25°C. Obtenidas las cenizas blancas, se filtró cada una de las muestras con una disolución de ácido nítrico a 1,5% en matraces con filtros de papel y se enrasaron con agua destilada hasta llegar a los 25 mL. Por último, las muestras fueron colocadas en frascos estériles de polipropileno con su respectivo etiquetado para posterior determinación metálica mediante Espectrometría de Emisión Óptica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES). Se determinó el contenido de los siguientes

elementos: Al, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Sr, V, y sus concentraciones fueron dadas en mg/kg



Figura 9. a. Muestras de músculo de tortugas bobas secas. b. Crisoles de porcelana en el horno/mufla. c. Cenizas negras obtenidas en el horno. d. Cenizas blancas obtenidas en el horno.

3.6. Análisis estadístico

Los datos de la concentración de los elementos obtenidos mediante ICP-OES fueron convertidos a la unidad de medida mg/kg conociendo las absorbancias y posteriormente se realizó un estudio estadístico descriptivo para obtener la media, desviación estándar, mediana, mínimo y máximo de estos datos. Se utilizó el paquete estadístico PRIMER para el análisis estadístico. Con el fin de determinar si hubo diferencias estadísticamente significativas entre el contenido de los elementos en los dos tipos de muestras analizadas, se realizó un análisis permutacional multivariado de varianza (PERMANOVA) con distancias euclidianas. El análisis fue de una vía con el factor de estudio “tipo de muestra” con dos niveles, sangre y músculo. En todos los análisis, se utilizaron 9999 permutaciones de unidades intercambiables y el valor considerado significativo fue menor o igual a 0,01. Posteriormente, se realizó un análisis de componentes principales (PCO) para verificar el resultado obtenido en el análisis multivariante.

4. Resultados y Discusión

En la Tabla 1 se puede observar la media, desviación estándar, mínimo y máximo de los datos biométricos de las tortugas bobas analizadas en este estudio. La longitud estándar del caparazón (SCL) de las tortugas osciló entre 19,5 cm y 52 cm, y el peso de las tortugas osciló entre 1,3 kg y 19,6 kg. Las tortugas ingresadas vivas en el CRFS tuvieron una media de $36,51 \pm 9,42$ cm y $8,74 \pm 6,07$ kg, y las tortugas ingresadas muertas una media de $31,41 \pm 12,01$ cm y $6,15 \pm 6,44$ kg.

La toma de datos biométricos en tortugas marinas sirvió para alcanzar diferentes objetivos (Bolten, 1999), como la estimación de la edad y tasa de crecimiento. En el Mediterráneo las tortugas bobas generalmente maduran a un tamaño promedio de 75-80 cm (Casale et al., 2005), por lo que se puede suponer que todos los individuos muestreados en este estudio eran juveniles, una vez que todos tenían un tamaño < 70 cm. También se puede suponer que estos animales probablemente tenían una edad $> 3,5$ años, teniendo en cuenta que las tortugas bobas en el Mediterráneo parecen alcanzar los 27,9 cm a los 3,5 años con una tasa de crecimiento de 3 cm/año (Casale et al., 2009). Sin embargo, hay que tener en cuenta que las tortugas marinas pueden mostrar una gran variabilidad en las tasas de crecimiento, que pueden ser distintas en diferentes poblaciones y áreas de alimentación (Heppell et al., 2003; Casale et al., 2011).

En este estudio no se realizaron pruebas de correlación entre el tamaño de las tortugas y las concentraciones de elementos en las mismas. Sin embargo, en estudios realizados anteriormente por otros autores no se encontraron correlaciones estadísticamente significativas (Franzellitti et al., 2004; Maffucci et al., 2005; Andreani et al., 2008; Jerez et al., 2010; Ley-Quiñónez et al., 2011; Bucchia et al., 2015).

Tabla 1. Datos biométricos de las tortugas bobas: longitud estándar del caparazón (cm) y peso (kg).

	SCL	Peso
Sangre		
Media \pm SD	$36,51 \pm 9,42$	$8,74 \pm 6,07$
Min-max	22,7 – 52	1,97 – 19,6
Músculo		
Media \pm SD	$31,41 \pm 12,01$	$6,15 \pm 6,44$
Min-max	19,5 – 51	1,3 – 18,5

En la Tabla 2 se puede observar la media, desviación estándar, mediana, mínimo y máximo del contenido de los elementos en las muestras de sangre y músculo de las tortugas bobas. Todos los elementos analizados en este estudio fueron detectados en la

sangre y músculo de las tortugas. Los datos de este estudio revelaron una mayor concentración de Na en los dos tipos de muestras, sangre (75378 ± 30065 mg/kg) y músculo (222626 ± 156049 mg/kg). Así mismo, una mayor concentración de K fue encontrada en las dos muestras, sangre (20428 ± 11225 mg/kg) y músculo ($124,6 \pm 124,1$ mg/kg). Los valores de Na y K encontrados en este estudio son más altos que los encontrados en estudios anteriores, como puede ser observado posteriormente en la Tabla 4 y 5. Las concentraciones de estos elementos están probablemente relacionadas con la dieta de las tortugas marinas (Schmidt-Nielsen, 1960) y pueden ser alteradas por la actividad discontinua de las glándulas de sal que estas poseen (Goldberg et al., 2011). Además, la sangre de las tortugas analizadas presentó una mayor concentración de B, Cu y Fe, respectivamente. Mientras que el Cu, Sr y Ca se determinaron en mayores concentraciones en el músculo de las tortugas analizadas, respectivamente.

Para interpretar los resultados de este estudio hay que tener en cuenta que las tortugas bobas analizadas se encontraban enfermas, en proceso de rehabilitación o ya muertas por algún motivo. Las tortugas ingresadas a rehabilitación posiblemente pueden presentar alteraciones significativas en las concentraciones de metales pesados y elementos traza. Según Camacho et al. (2014), al final de este período de rehabilitación se puede observar una disminución significativa de algunos contaminantes y un aumento en la concentración de elementos esenciales en las tortugas bobas, pero para poder ratificar este extremo habría que aumentar el número de ejemplares en posteriores estudios.

Tabla 2. Media, desviación estándar, mediana, mínima y máxima de la concentración de elementos (mg/kg peso húmedo) en las tortugas bobas.

Elementos	Media	SD	Mediana	Min	Max
Sangre					
Al	0,375	0,383	0,263	0,086	1,440
Mo	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Zn	0,032	0,016	0,031	0,013	0,072
Cd	2,444	2,910	1,006	0,180	10,60
Pb	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Ni	0,001	0,001	0,000	0,000	0,003
Co	0,003	0,003	0,002	0,000	0,012
Fe	29,01	25,64	21,95	2,605	73,33
B	1151	1288	499,4	438,0	4677
V	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001
Ca	4,807	1,467	4,695	2,654	8,402
Cu	252,9	114,3	200,1	128,5	480,3

Mg	0,056	0,030	0,051	0,014	0,101
Sr	6,839	4,007	6,244	1,156	16,79
Ba	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
K	20428	11225	18957	7070	51067
Na	75378	30065	68999	40518	149928
Músculo					
Al	5,890	4,299	5,207	1,363	14,02
Mo	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Zn	0,008	0,007	0,007	0,001	0,023
Cd	11,09	11,48	7,202	0,769	31,01
Pb	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Ni	0,002	0,001	0,001	0,000	0,005
Co	0,002	0,001	0,002	0,001	0,006
Fe	0,240	0,351	0,065	0,010	0,903
B	17,86	14,08	17,42	1,230	41,69
V	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Ca	28,36	24,23	17,27	7,092	72,42
Cu	415,9	247,7	446,6	78,83	737,6
Mg	0,062	0,044	0,044	0,022	0,133
Sr	94,25	119,5	29,45	2,868	252,4
Ba	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001
K	124,6	124,1	90,30	12,32	359,7
Na	222626	156049	222500	37980	477284

El análisis PERMANOVA en la Tabla 3 muestra que existen diferencias estadísticamente significativas en la concentración de los elementos en las muestras de sangre y músculo de las tortugas bobas, lo que significa que algunos elementos fueron encontrados en una concentración significativamente mayor en una de las dos muestras. Esta diferencia significativa es observada para los elementos ($p \leq 0,01$): Al, Zn, Fe, B, V, Ca, Sr, Ba, K y Na. Sin embargo, no existieron diferencias estadísticamente significativas en la concentración de Mo, Cd, Pb, Ni, Co, Cu y Mg.

Tabla 3. Análisis PERMANOVA de los elementos en las muestras de sangre y músculo de las tortugas boba con factor tipo de muestra.

Elementos	P valor
Al	0,001*
Mo	0,04
Zn	0,002*
Cd	0,018
Pb	0,012
Ni	0,08

Co	0,719
Fe	0,003*
B	0,001*
V	0,001*
Ca	0,001*
Cu	0,125
Mg	0,806
Sr	0,008*
Ba	0,001*
K	0,001*
Na	0,004*

* $P \leq 0,01$

La diferencia significativa en la concentración de cada elemento en las muestras de sangre y músculo de las tortugas bobas puede ser observada en la Figura 10. Los niveles de Zn, Fe, B y K fueron más altos en la sangre de las tortugas bobas, mientras que Al, V, Ca, Sr, Ba y Na se acumularon preferentemente en el músculo de estos animales.

Una mayor concentración de Zn en la sangre de las tortugas bobas también fue encontrada por Ley-Quiónnez et al. (2011) en México, y se debe probablemente a que el Zn puede permanecer en la sangre por varios días antes de ser fijado o excretado por el organismo (Goye y Clarkson, 1996). En la sangre hay una mayor concentración de Fe por la presencia de las hemoglobinas, por eso en este estudio el nivel de Fe fue más alto en la sangre. El Al es un elemento no esencial, sin función biológica conocida y que se acumula en el organismo, preferentemente en el hueso, hígado y músculo (Torrent et al., 2004), eso puede explicar la mayor concentración de Al encontrada en el músculo de las tortugas bobas en este estudio. Una mayor concentración de V en el músculo también fue descubierta por Faust et al. (2014) en tortugas verdes. El V es un componente del petróleo, por eso la exposición marina a este elemento puede estar relacionada con los derrames de petróleo (Dennis et al., 2020).

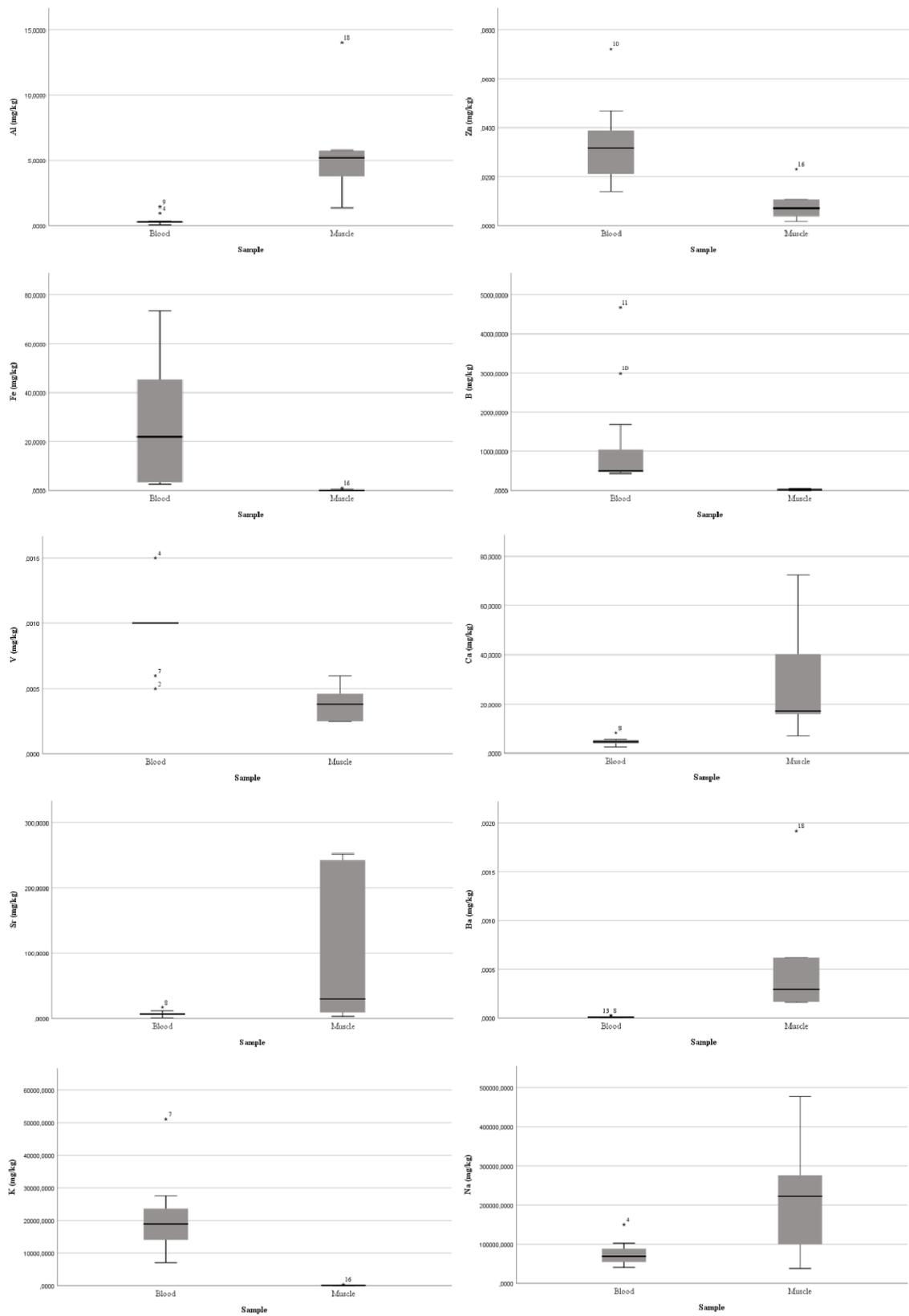


Figura 10. Diagramas de cajas para la concentración de los elementos en las muestras de sangre y músculo de las tortugas bobas con factor tipo de muestra.

otros autores, con excepción de las tortugas bobas de Cabo Verde, que han tenido una mayor concentración de Ca ($13,9 \pm 4,05$ mg/dL) (Camacho et al., 2013).

En la Tabla 5 se observa una comparación de las concentraciones de los elementos en el músculo de las tortugas bobas de diferentes áreas. En el músculo, las concentraciones de Al, Cd y Cu en este estudio difieren de las concentraciones encontradas por otros autores, sugiriendo una mayor exposición a estos en las tortugas bobas de Tenerife que en otras zonas previamente analizadas en la literatura. Así mismo, las concentraciones de Fe, Ni, Pb y Zn en este estudio difiere de las concentraciones encontradas por otros autores, sugiriendo una menor exposición a estos en las tortugas bobas de Tenerife que en otras zonas previamente analizadas en la literatura. Las concentraciones de B, Ba, Co, Mo, Sr y V no fueron comparadas en este estudio una vez que no hay estudios de otros autores para estos elementos en la sangre de tortugas bobas.

Los resultados obtenidos en este estudio para las tortugas bobas en Canarias son diferentes a los determinados previamente por otros autores para esta misma zona. Hay que tener en cuenta que este estudio fue realizado con tortugas bobas de la isla de Tenerife, mientras los demás fueron realizados con tortugas bobas de las islas de Gran Canaria (Torrent et al., 2004; Camacho et al., 2014, Bucchia et al., 2015) y Fuerteventura (Camacho et al., 2014). La influencia de factores externos debe ser considerada en la interpretación de los datos, una vez que diferencias significativas en función de la alimentación, área geográfica y estado fisiológico ya han sido demostrados en tortugas marinas (Casale et al., 2009; Deem et al., 2009). Aunque no haya un estudio específico sobre la contaminación marina en cada una de estas islas, se puede presumir que el nivel de contaminación no es similar entre ellas, una vez que estas poseen diferentes fuentes de contaminación. Además, las tortugas bobas estudiadas pueden pertenecer a diferentes poblaciones, cuyos ejemplares pueden proceder del Atlántico occidental (México y Florida) o Cabo Verde (Pérez-Jiménez, 1997; Bolten et al., 1998; Monzón-Argüello et al., 2009). Eso significa que estos animales probablemente tienen diferentes rutas de migración y diferentes áreas de alimentación, lo que influiría en la exposición a diferentes tipos y cantidades de contaminantes. Así mismo, la diferencia de concentraciones con otras áreas geográficas puede ser debido a diferencia del tamaño de muestras analizadas, del tamaño de las tortugas bobas estudiadas o aún la diferencia en la contaminación en cada área, que puede ser mayor para algunos elementos y menor para otros.

Tabla 4. Concentración de elementos (media \pm SD) en la sangre de tortugas bobas de diferentes áreas.

Áreas	Al	Ca	Cd	Cu	Fe	K	Mg	Na	Ni	Pb	Zn	Autor
Sangre												
Islas Canarias (n=13)	0,37 \pm 0,38	4,807 \pm 1,467	2,444 \pm 2,910	252,9 \pm 114,3	29,01 \pm 25,64	20428 \pm 11225	0,056 \pm 0,030	75378 \pm 30065	0,001 \pm 0,001	0,000 \pm 0,000	0,032 \pm 0,016	Este estudio
Islas Canarias (n=61)	1,29 \pm 1,16	4,35 (mg/dl)	0,04 \pm 0,02	0,17 \pm 0,07	-	3,80 (mmol/l)	-	156 (mmol/l)	1,13 \pm 1,88	0,03 \pm 0,03	4,09 \pm 1,56	Camacho et al. (2014)**
Islas Canarias (n=30)	-	-	0,07 \pm 0,07	1,49 \pm 0,2	-	-	-	-	-	0,02 \pm 0,02	5,83 \pm 1,39	Bucchia et al. (2015)**
Madeira (n=27)	-	4,90 (mg/dl)	-	-	-	4,68 (mmol/l)	4,48 mg/dl	149,62 (mmol/l)	-	-	-	Delgado et al. (2011)
Cabo Verde (n=201)	1,07 \pm 1,21	13,9 \pm 4,05 (mg/dl)	0,29 \pm 0,2	1,27 \pm 8,46	-	4,13 \pm 0,3 (mmol/l)	7,14 \pm 1,13 (mmol/l)	150,05 \pm 3,06 (mmol/l)	1,41 \pm 6,66	0,06 \pm 0,02	4,97 \pm 2,9	Camacho et al. (2013)**
España (n=26)	-	-	0,12 \pm 0,21	-	-	-	-	-	-	0,31 \pm 0,31	7,07 \pm 2,85	Jerez et al. (2010)*
Italia(n=35)	-	-	0,04 \pm 0,04	1,42 \pm 0,26	-	-	-	-	-	0,02 \pm 0,02	7,59 \pm 0,83	Bucchia et al. (2015)**
Turquía (n=6)	0,73 \pm 0,58	-	<LOD	0,90 \pm 0,79	12,52 \pm 1,95	-	-	-	2,82 \pm 1,12	0,03 \pm 0,01	3,53 \pm 0,71	Yipel et al. (2017)**
Mexico (n=22)	-	-	18 \pm 063	283 \pm 062	-	-	-	-	159 \pm 242	-	4481 \pm 1753	Ley-Quiñónez et al. (2011)**

LOD límite de detección; *peso seco; **peso húmedo.

Tabla 5. Concentración de elementos (media \pm SD) en el músculo de tortugas bobas de diferentes áreas.

Áreas	Al	Cd	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	Autor
Músculo								
Islas Canarias (n=6)	5,890 \pm 4,299	11,09 \pm 11,48	415,9 \pm 247,7	0,240 \pm 0,351	0,002 \pm 0,001	0,000 \pm 0,000	0,008 \pm 0,007	Este estudio
Islas Canarias (n=78)	1,49 \pm 0,26	1,14 \pm 0,28	2,85 \pm 0,52	8,65 \pm 1,40	1,74 \pm 0,29	2,26 \pm 0,51	6,70 \pm 0,96	Torrent et al. (2004)**
Andalucía, España (n=21)	-	5,85 \pm 13,42	5,40 \pm 2,01	-	-	0,69 \pm 0,41	26,82 \pm 20,63	García-Fernández et al. (2009)**
Murcia, España (n=26)	-	0,08 \pm 0,06	-	-	-	0,2 \pm 0,25	113,29 \pm 267,33	Jerez et al. (2010)*
Valencia, España (n=25)	-	0,05 \pm 0,03	-	-	-	0,08 \pm 0,03	-	Novillo et al. (2017)**
Italia (n=35)	-	0,36 \pm 0,11	1,5 \pm 0,4	60,9 \pm 38,3	2,76 \pm 0,60	-	30,9 \pm 8,0	Franzellitti et al. (2004)**
Italia (n=19)	-	0,07 \pm 0,03	0,59 \pm 0,41	31,9 \pm 10,5	-	0,04 \pm 0,03	27,9 \pm 4,85	Storelli et al. (2005)**
Italia (n=29)	-	0,20 \pm 0,20	2,7 \pm 1,4	-	-	-	107,0 \pm 26,1	Maffucci et al. (2005)*
Italia (n=10)	-	0,81 \pm 0,04	2,4 \pm 0,24	85,4 \pm 9,9	-	<LOD	105 \pm 14	Andreani et al. (2008)*
Italia (n=46)	-	0,11 \pm 0,16	-	-	-	0,18 \pm 0,24	-	Canzanella et al. (2021)**
Francia (n=21)	-	0,08 \pm 0,05	0,73 \pm 0,45	-	-	-	19,6 \pm 5,7	Caurant et al. (1999)**
Turquía (n=42)	-	3,57 \pm 5,86	1,55 \pm 0,82	20,62 \pm 2,55	10,02 \pm 3,73	2,42 \pm 3,24	-	Kaska et al. (2004)*
Cyrus (n=7)	-	0,57	-	-	-	2,46	-	Godley et al. (1999)*
Japón (n=7)	-	0,062 \pm 0,026	0,830 \pm 0,258	20,1 \pm 8,00	-	-	24,2 \pm 3,80	Sakai et al. (1995)**
Japón (n=7)	-	0,064 \pm 0,028	0,810 \pm 0,277	19,8 \pm 8,71	0,083 \pm 0,026	0,02 \pm 0,03	25,0 \pm 3,49	Sakai et al. (2000)**
México (n=5)	-	0,1	0,41	77,44	0,01	0,01	31,11	Gardner et al. (2006)*

LOD límite de detección; *peso seco; **peso húmedo.

La concentración de Cu en este estudio para las tortugas bobas en los dos tipos de muestras analizadas fue: en sangre de $252,9 \pm 114,3$ mg/kg y en músculo de $415,9 \pm 247,7$ mg/kg. Esta concentración difiere de las encontradas por otros autores, como observado en la Tabla 4 y 5, con excepción de Ley-Quiñónez et al. (2011) que encontró 283 ± 062 mg/kg en la sangre de las tortugas bobas de Baja California Sur, México. La comparación entre las concentraciones encontradas en los diferentes estudios permite suponer que la exposición de las tortugas bobas al Cu en el medio marino no es tan común, una vez que la mayoría de los niveles encontrados fue < 5 . El Cu es un microelemento esencial para la vida, pero con potencial tóxico. Este se incorpora en los tejidos y órganos de los animales a través de la dieta y puede inducir estrés oxidativo (Méndez-Rodríguez et al., 2015). En un estudio previo en tortuga verde (*Chelonia mydas*), se ha advertido que altas concentraciones de Cu han reducido las actividades de unión entre los esteroides sexuales (testosterona y estradiol), además de competir por los sitios de unión con ambos esteroides (Ikonopoulou et al., 2009).

Según Storelli y Marcotrigiano (2003), las concentraciones de metales tóxicos encontrados en las tortugas marinas en diferentes estudios probablemente no serían lo suficientemente altas como para afectar la salud de estas; aunque existe una necesidad de aumentar los datos sobre los contaminantes y sus efectos en las tortugas marinas, principalmente para la interpretación adecuada de los datos analíticos. Por lo tanto, este estudio es de gran importancia, ya que, hasta donde se sabe, es el primer a cuantificar y describir los elementos B, Ba, Co, Mo, Sr y V en la sangre y músculo de la tortuga boba (*Caretta caretta*).

5. Conclusiones

1. This study provides new data on environmental contaminants in loggerhead turtles, increasing the information available for different geographic areas.
2. The concentrations of elements B, Ba, Co, Mo, Sr and V in the blood and muscle of loggerhead turtles were analyzed for the first time, providing new data that can be used for comparison in later studies.
3. A significant difference in the concentration of some heavy metals and trace elements in the blood and muscle of loggerhead sea turtles was found, demonstrating a higher concentration of some metals in a certain tissue.

4. The concentration of Cu in this study was higher than in other studies, suggesting a possible contamination in the marine environment or in the food consumed by loggerhead turtles in the study area.
5. It was not possible to say whether the concentrations found in this study pose a health risk to sea turtles, since there are no studies to verify the effects of the elements on these animals.
6. More studies are necessary to understand the possible effects and impacts of these elements on sea turtles.

6. Referencias

- Andreani, G., Santoro, M., Cottignoli, S., Fabbri, M., Carpenè, E., y Isani, G. 2008. Metal distribution and metallothionein in loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) sea turtles. *Science of the total environment*, 390:287-294.
- Bolten, A. B. 1999. Techniques for measuring sea turtles. *Research and management techniques for the conservation of sea turtles*, 110-114.
- Bolten, A. B., Bjørndal, K. A., Martins, H. R., Dellinger, T., Biscoito, M. J., Encalada, S. E., y Bowen, B. W. 1998. Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. *Ecological Applications*, 8:1-7.
- Bonanno, G., y Orlando-Bonaca, M. 2018. Perspectives on using marine species as bioindicators of plastic pollution. *Marine pollution bulletin*, 137:209-221.
- Bucchia, M., Camacho, M., Santos, M. R., Boada, L. D., Roncada, P., Mateo, R., Ortiz-Santaliestra, M. E., Rodríguez-Estival, J., Zumbado, M., Orós, J., Henríquez-Hernández, L. A., García-Álvarez, N., y Luzardo, O. P. 2015. Plasma levels of pollutants are much higher in loggerhead turtle populations from the Adriatic Sea than in those from open waters (Eastern Atlantic Ocean). *Science of the Total Environment*, 523:161-169.
- Camacho, M., Boada, L. D., Orós, J., Calabuig, P., Zumbado, M., y Luzardo, O. P. 2012. Comparative study of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plasma of Eastern Atlantic juvenile and adult nesting loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Marine pollution bulletin*, 64:1974-1980.
- Camacho, M., Oros, J., Boada, L. D., Zaccaroni, A., Silvi, M., Formigaro, C., López, P., Zumbado, M., y 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.
- Camacho, M., Orós, J., Henríquez-Hernández, L. A., Valerón, P. F., Boada, L. D., Zaccaroni, A., Zumbado, M., y Luzardo, O. P. 2014. Influence of the rehabilitation of injured loggerhead turtles (*Caretta caretta*) on their blood levels of environmental organic pollutants and elements. *Science of the total environment*, 487:436-442.
- Camiñas, J. A., Báez, J. C., Ayllón, E., Marco, A., Hernández-Sastre, L., López, M. I., Moreno, H., Macías, D., Cardona, L., Belda, E., Bellido, J. J., Tomás, J., García de los Ríos y de los Huertos, A., Lopez, A., Zaldua, N., Liria, A., Varo, N., Gonzalez Carballo, M., Carrillo, M., y García Barcelona, S. 2021. Estado de conservación de las tortugas marinas en España (revisión del periodo 2013-2018). *Anales de Biología*, 43:175-198.
- Canzanella, S., Danese, A., Mandato, M., Lucifora, G., Rivero, C., Federico, G., Gallo, P., y Esposito, M. 2021. Concentrations of trace elements in tissues of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the

Tyrrhenian and the Ionian coastlines (Calabria, Italy). *Environmental Science and Pollution Research*, 28:26545-26557.

- Carrillo, A. M., y Bermejo, J. A. 2013. Estado de conservación de la tortuga boba (*Caretta caretta*) en las Islas Canarias, 2012. *Observatorio Ambiental de Granadilla*, 154. Santa Cruz de Tenerife, España.
- Casale, P., Freggi, D., Basso, R., y Argano, R. 2005. Size at male maturity, sexing methods and adult sex ratio in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Italian waters investigated through tail measurements. *The Herpetological Journal*, 15:145-148.
- Casale, P., Mazaris, A. D., y Freggi, D. 2011. Estimation of age at maturity of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the Mediterranean using length-frequency data. *Endangered species research*, 13:123-129.
- Casale, P., Pino d'Astore, P., y Argano, R. 2009. Age at size and growth rates of early juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean based on length frequency analysis. *Herpetological Journal*, 19:29-33.
- Caurant, F., Bustamante, P., Bordes, M., y Miramand, P. 1999. Bioaccumulation of cadmium, copper and zinc in some tissues of three species of marine turtles stranded along the French Atlantic coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 38:1085-1091.
- Deem, S. L., Norton, T. M., Mitchell, M., Segars, A. L., Alleman, A. R., Cray, C., Poppenga, R. H., Dodd, M., y Karesh, W. B. 2009. Comparison of blood values in foraging, nesting, and stranded loggerhead turtles (*Caretta caretta*) along the coast of Georgia, USA. *Journal of Wildlife Diseases*, 45:41-56.
- Delgado, C., Valente, A., Quaresma, I., Costa, M., y Dellinger, T. 2011. Blood biochemistry reference values for wild juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from Madeira archipelago. *Journal of Wildlife Diseases*, 47:523-529.
- Dennis, M. M., Poppenga, R., Conan, A., Hill, K., Hargrave, S., Maroun, V., y Stewart, K. M. 2020. Leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) hatch success and essential and nonessential metals in eggs and embryos from nests in St. Kitts (2015). *Marine Pollution Bulletin*, 161:111726.
- Esposito, M., De Roma, A., Sansone, D., Capozzo, D., Iaccarino, D., di Nocera, F., y Gallo, P. 2020. Non-essential toxic element (Cd, As, Hg and Pb) levels in muscle, liver and kidney of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) stranded along the southwestern coasts of Tyrrhenian sea. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 231:108725.
- Faust, D. R., Hooper, M. J., Cobb, G. P., Barnes, M., Shaver, D., Ertolacci, S., y Smith, P. N. 2014. Inorganic elements in green sea turtles (*Chelonia mydas*): relationships among external and internal tissues. *Environmental toxicology and chemistry*, 33:2020-2027.
- Förstner, U., y Wittmann, G. T. 2012. Metal pollution in the aquatic environment. *Springer Science & Business Media*, 486. Berlin, Germany.
- Franzellitti, S., Locatelli, C., Gerosa, G., Vallini, C., y Fabbri, E. 2004. Heavy metals in tissues of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the northwestern Adriatic Sea. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 138:187-194.
- Frazier, J. G. 2005. Marine turtles: the role of flagship species in interactions between people and the sea. *Mast*. 3/4:5-38.
- Furness, R. W., y Rainbow, P. S. 1990. Heavy metals in the marine environment. *CRC press*, 256. Boca Raton, Florida.
- García-Fernández, A. J., Gómez-Ramírez, P., Martínez-López, E., Hernández-García, A., María-Mojica, P., Romero, D., Jiménez, P., Castillo, J. J., y Bellido, J. J. 2009. Heavy metals in tissues from loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the southwestern Mediterranean (Spain). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72:557-563.
- Gardner, S. C., Fitzgerald, S. L., Vargas, B. A., y Rodríguez, L. M. 2006. Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California peninsula, Mexico. *Biometals*, 19:91-99.

- Godley, B. J., Thompson, D. R., y Furness, R. W. 1999. Do heavy metal concentrations pose a threat to marine turtles from the Mediterranean Sea?. *Marine Pollution Bulletin*, 38:497-502.
- Goldberg, D. W., Wanderlinde, J., Freire, I. M. A., Silva, L. C. P. D., y Almosny, N. R. P. 2011. Serum biochemistry profile determination for wild loggerhead sea turtles nesting in Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil. *Ciência Rural*, 41:143-148.
- Goyer, R. A., y Clarkson, T. W. 1996. Toxic effects of metals. *Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons*, 5:691-736.
- Gutiérrez, A. J., Sánchez, C. H., González, G. L., González, D. W., Armendáriz, C. R., y de la Torre, A. H. 2009. Metales pesados en sedimentos bajo jaulas de acuicultura en la Isla de Tenerife (España). *Revista de Toxicología*, 26:74.
- Han, F. X., Banin, A., Su, Y., Monts, D. L., Plodinec, J. M., Kingery, W. L., y Triplett, G. E. 2002. Industrial age anthropogenic inputs of heavy metals into the pedosphere. *Naturwissenschaften*, 89:497-504.
- Haroun, R., Caballero, M. D. G., de Sanidad Animal, I. U., y Alimentaria, S. 2010. Moluscos gasterópodos como bioindicadores en el Archipiélago canario: de procesos naturales a causas antropogénicas. Doctorado en Acuicultura, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, España.
- Hawkes, J. S. 1997. Heavy Metals. *Journal of Chemistry Education*, 74:1374.
- Heppell, S. S., Snover, M. L., y Crowder, L. B.. 2003. The Biology of Sea Turtles. *CRC Press*, 275-306. New York, USA.
- Herrera, E. T., Lozano-Bilbao, E., Lozano, G., Hardisson, A., Rubio, C., González-Weller, D., y Gutiérrez, A. J. 2020. Influencia metálica de un emisario submarino de Punta del Hidalgo, en el norte de Tenerife, Islas Canarias, España. *Majorensis*, 16:12-19.
- Ikonomopoulou, M. P., Olszowy, H., Hodge, M., y Bradley, A. J. 2009. The effect of organochlorines and heavy metals on sex steroid-binding proteins in vitro in the plasma of nesting green turtles, *Chelonia mydas*. *Journal of Comparative Physiology B*, 179:653-662.
- Islam, M. S., y Tanaka, M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine pollution bulletin*, 48:624-649.
- IUCN. 2021. The IUCN Red List of Threatened Species Version 2021-3. <https://www.iucnredlist.org>. Accessed on 07 January 2022.
- Jerez, S., Motas, M., Cánovas, R. Á., Talavera, J., Almela, R. M., y Del Río, A. B. 2010. Accumulation and tissue distribution of heavy metals and essential elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Spanish Mediterranean coastline of Murcia. *Chemosphere*, 78:256-264.
- Kaska, Y., Celik, A., Bag, H., Aureggi, M., Özel, K., Elçi, A., Kaska, A., y Elçi, L. 2004. Heavy metal monitoring in stranded sea turtles along the Mediterranean coast of Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 13:769-776.
- Ley-Quióné, C., Zavala-Norzagaray, A. A., Espinosa-Carreón, T. L., Peckham, H., Marquez-Herrera, C., Campos-Villegas, L., y Aguirre, A. A. 2011. Baseline heavy metals and metalloids values in blood of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Baja California Sur, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 62:1979-1983.
- Liria-Loza, A., Fariñas-Bermejo, A., Ostiategui-Francia, P., y Usategui-Martín, A. 2021. Protocolo de actuación frente a varamientos de tortugas marinas en Canarias. *Gobierno de Canarias*, 80. Islas Canarias, España.
- Liria-Loza, A., y García-Palomares, C. 2001. Tortugas marinas: viejos nómadas en un mar moderno: estudio de la recuperación de tortugas marinas en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Tafira (CRFS) durante los años 1998, 1999, 2000, 2001. Máster en Medio Ambiente Litoral y Marino, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, España.
- López-Jurado, L. F. 2007. Historical review of the archipelagos of Macaronesia and the marine turtles: Marine Turtles - Recovery of Extinct Populations. *Instituto Canario de Ciencias Marinas*, 53-76.

- López-Jurado, L. F., y González, S. M. 1983. Las tortugas en Canarias. *Aguayro*, 29-31. Las Palmas de Gran Canarias, España.
- Lozano-Bilbao, E., González-Delgado, S., y Alcázar-Treviño, J. 2021. Use of survival rates of the barnacle *Chthamalus stellatus* as a bioindicator of pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, 28:1247-1253.
- Lozano-Bilbao, E., Herranz, I., González-Lorenzo, G., Lozano, G., Hardisson, A., Rubio, C., Gonzáles-Weller, D., Paz, S., y Gutiérrez, A. J. 2021. Limpets as bioindicators of element pollution in the coasts of Tenerife (Canary Islands). *Environmental Science and Pollution Research*, 28:42999-43006.
- Lozano, E., Alcázar, J., Bardera, G., Sánchez, A., Marí, S. M., y Alduán, M. 2016. Bioindicadores de contaminación en relación a un emisario submarino en Punta del Hidalgo (Tenerife, Islas Canarias). *Revista de la Academia Canaria de Ciencias*, 28:133-142.
- Lozano, G., Hardisson, A., Gutiérrez, A. J., y Lafuente, M. A. 2003. Lead and cadmium levels in coastal benthic algae (seaweeds) of Tenerife, Canary Islands. *Environment International*, 28:627-631.
- Lutz, P. L., y Musick, J. A. 1996. *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, 446. Boca Raton, USA.
- Maffucci, F., Caurant, F., Bustamante, P., y Bentivegna, F. 2005. Trace element (Cd, Cu, Hg, Se, Zn) accumulation and tissue distribution in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Western Mediterranean Sea (southern Italy). *Chemosphere*, 58:535-542.
- Margaritoulis, D., Argano, R., Baran, I., Bentivegna, F., Bradai, M. N., Camiñas, J. A., Casale, P., Metrio, G., Demetropoulos, A., Gerosa, G., Godley, J. B., Haddoud, A. D., Houghton, J., Laurent, L., y Lazar B. 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: present knowledge and conservation perspectives. *Smithsonian Institution Press*, 175-198. Washington, USA.
- Márquez, R. M. 1990. Sea turtles of the world. *Fisheries Synopsis*, 11:125.
- Mateo, J. A., Andreu, A. C., y López-Jurado, L. F. 1997. Las tortugas marinas de la Península Ibérica, Baleares, Azores, Madeira y Canarias: Introducción. Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal. *Universidad de Granada Editorial*, 433-434. Granada, España.
- Méndez-Rodríguez, L. C., Gaxiola-Robles, R., Díaz, S. C., Puente, M. E., y Zenteno-Savín, T. 2015. El cobre puede inducir estrés oxidativo en animales y plantas. *Revista Digital de Divulgación Científica*, 1:25-33.
- Meyers-Schöne, L., y Walton, B. T. 1994. Turtles as monitors of chemical contaminants in the environment. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 93-153.
- Montelongo, S. P., Velázquez, O. H., Armendáriz, C. R., Fernández, Á. G., Weller, D. G., Melón, E. G., y de la Torre, A. H. 2017. Metales en Erizos de Lima (*Diadema antillarum*) de las costas de la isla de Tenerife (Islas Canarias, España) - Bioindicadores de contaminación marina. *Majorensis: Revista Electrónica de Ciencia y Tecnología*, 13:80-88.
- Monzón-Argüello, C., Rico, C., Carreras, C., Calabuig, P., Marco, A., y López-Jurado, L. F. 2009. Variation in spatial distribution of juvenile loggerhead turtles in the eastern Atlantic and western Mediterranean Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 373:79-86.
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., y Sreekanth, T. V. M. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental chemistry letters*, 8:199-216.
- National Research Council. 1990. Decline of the Sea Turtles: Causes and Prevention. *The National Academies Press*, 280. Washington, USA.
- Novillo, O., Pertusa, J. F., y Tomás, J. 2017. Exploring the presence of pollutants at sea: monitoring heavy metals and pesticides in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the western Mediterranean. *Science of the Total Environment*, 598:1130-1139.

- OAG. 2018. Estado de conservación de la tortuga boba (*Caretta caretta*) en las islas Canarias, 2012-2017. *Observatorio Ambiental Granadilla*, 31. Santa Cruz de Tenerife, España.
- Orós, J., Torrent, A., Calabuig, P., y Déniz, S. 2005. Diseases and causes of mortality among sea turtles stranded in the Canary Islands, Spain (1998–2001). *Diseases of aquatic organisms*, 63:13-24.
- Orós, J., y Torrent, A. 2001. Manual de necropsia de tortugas marinas. *Ediciones del Cabildo de Gran Canaria*, 74. Las Palmas de Gran Canaria, España.
- Owens, D.; y Ruiz, G. 1980. New methods of obtaining blood and cerebrospinal fluid from marine turtles. *Herpetol*, 36:17-20.
- Paladino, F., y Robinson, N. 2013. Sea Turtles: Earth Systems and Environmental Sciences. *Elsevier*, 1-11.
- Pérez-Jiménez, A. 1997. *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758): Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal. *Monografías de Herpetología*, 3:435-437.
- Rangel, E. U., y Noria, O. C. 2011. Relaciones filogenéticas del género *Chelonia*. *Biológicas Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias*, 13:41-47.
- Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establece medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de 105 hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Boletín Oficial del Estado, n. 310, de 28 de diciembre de 1995.
- Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, por el que se regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Boletín Oficial del Estado, n. 82, de 5 de abril de 1990.
- Real Decreto Legislativo 1/2016, de 16 de diciembre, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de prevención y control integrados de la contaminación. Boletín Oficial del Estado, n. 316, de 31 de diciembre de 2016.
- Regalado, E. B. 2017. Estudio temporal de los casos de varamientos de tortugas marinas en las Islas Canarias. Grado en Biología, Universidad de La Laguna, España.
- Robson, A. J., y Neal, C. 1997. A summary of regional water quality for Eastern UK rivers. *Science of the Total Environment*, 194:15-37.
- Ruíz, J. A., Fernández, C. F. D., Ariza, J. L. G., y Huertos, E. G. 1999. Los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación. *Investigación y Desarrollo Medioambiental en Andalucía: resultados del Acuerdo Marco suscrito entre la Consejería de Medio Ambiente y la Universidad de Sevilla (1995-1998)*, 61-64.
- Sakai, H., Ichihashi, H., Suganuma, H., y Tatsukawa, R. 1995. Heavy metal monitoring in sea turtles using eggs. *Marine Pollution Bulletin*, 30:347-353.
- Sakai, H., Saeki, K., Ichihashi, H., Suganuma, H., Tanabe, S., y Tatsukawa, R. 2000. Species-specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 40:701-709.
- Sánchez, C. H. 2014. Estudio de acumulación de metales pesados en los sedimentos de jaulas de peces de crianza y en puertos de la isla de Tenerife. Doctorado en Ciencias y Tecnología, Universidad de La Laguna, España.
- Storelli, M. M., Storelli, A., D'addabbo, R., Marano, C., Bruno, R., y Marcotrigiano, G. O. 2005. Trace elements in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the eastern Mediterranean Sea: overview and evaluation. *Environmental pollution*, 135:163-170.
- Storelli, M. M., Stuffer, R. G., y Marcotrigiano, G. O. 1998. Total mercury in muscle of benthic and pelagic fish from the South Adriatic Sea (Italy). *Food Additives and Contaminants*, 15:876-883.
- Storelli, M. M., y Marcotrigiano, G. O. 2003. Heavy metal residues in tissues of marine turtles. *Marine Pollution Bulletin*, 46:397-400.

- Tabari, S., Saravi, S. S. S., Bandany, G. A., Dehghan, A., y Shokrzadeh, M. 2010. Heavy metals (Zn, Pb, Cd and Cr) in fish, water and sediments sampled form Southern Caspian Sea, Iran. *Toxicology and industrial health*, 26:649-656.
- Talavera-Saenz, A., Gardner, S. C., Rodriguez, R. R., y Vargas, B. A. 2007. Metal profiles used as environmental markers of green turtle (*Chelonia mydas*) foraging resources. *Science of the Total Environment*, 373:94-102.
- Wyneken, J. 2004. La anatomía de las tortugas marinas. *US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center*, 172. Miami, USA.
- Yipel, M., Tekeli, İ. O., İşler, C. T., y Altuğ, M. E. 2017. Heavy metal distribution in blood, liver and kidneys of Loggerhead (*Caretta caretta*) and Green (*Chelonia mydas*) sea turtles from the Northeast Mediterranean Sea. *Marine pollution bulletin*, 125:487-491.