



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Maestría en Conservación de la Biodiversidad

**Caracterización de la actividad de anidación de tortugas marinas en
playa Morrillo, provincia de Veraguas, Panamá**

Tesis presentada para optar por el título de Magister de la Universidad de Buenos Aires en Conservación de la Biodiversidad.

Luisa Fernanda López Lozano

Director de tesis: Dr. Eric E. Flores de Gracia

Lugar de trabajo: Playa Morrillo, Provincia de Veraguas, Panamá

Fecha de defensa: 17 de octubre de 2025

Buenos Aires, 2025

Parte de los resultados de esta tesis fueron expuestos en el Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar (COLACMAR), 2024, en formato póster y publicados en el artículo:

Castillero, R. G., López-Lozano, L. F., & Jiménez-Arias, S. (2024). Caracterización de la actividad de anidación de tortugas marinas en Playa Morrillo, Veraguas, Panamá. *Tecnociencia*, 26(1), 39–59. <https://doi.org/10.48204/j.tecno.v26n1.a4649>

También, se desarrolló una campaña ambiental en julio de 2022 para divulgar los resultados encontrados en las comunidades del distrito de Mariato, con el apoyo de la organización ICEPED (Investigación, Comunicación y Educación para el Desarrollo) de Panamá.

Caracterización de la actividad de anidación de tortugas marinas en playa Morrillo, provincia de Veraguas, Panamá

Resumen: Las tortugas marinas desempeñan un papel crucial en el equilibrio de diversos ecosistemas marinos. Sin embargo, todas las especies están clasificadas en alguna categoría de amenaza según la UICN. La Península de Azuero, en Panamá, es una de las principales zonas de anidación en la región para cuatro de las siete especies de tortugas marinas. Con el objetivo de caracterizar la actividad de anidación en Playa Morrillo, se realizaron monitoreos nocturnos y diurnos entre julio y noviembre de 2021. Durante este período, se recopilaban datos sobre el número de eventos de anidación y nidos, tipos y biometría de rastros, especies anidantes, medidas biométricas de las hembras, ubicación de los nidos en la playa y su estado (saqueados o depredados). En total, se registraron 445 eventos de anidación, de los cuales 300 fueron anidaciones efectivas. La especie más abundante fue *Lepidochelys olivacea* (224 eventos), seguida de *Chelonia mydas* (45 eventos) y *Eretmochelys imbricata* (10 eventos). No se observaron hembras anidantes de *E. imbricata*, y 21 nidos no pudieron ser identificados. Los resultados indican que el saqueo humano y la depredación por perros domésticos fueron las principales causas de pérdida de nidos. Estos hallazgos resaltan la importancia de Playa Morrillo como un sitio clave para la anidación de tortugas marinas en el Pacífico panameño. Asimismo, evidencian la necesidad de mantener un monitoreo a largo plazo e implementar un programa de conservación que proteja las características naturales de la playa e involucre a la comunidad local a través de la educación ambiental.

Palabras clave: Tortugas marinas, playa de anidación, distribución de nidos, Península de Azuero.

Characterization of sea turtle nesting activity at Morrillo beach, Veraguas, Panama

Abstract: Sea turtles play a crucial role in maintaining the balance of various marine ecosystems. However, all species are classified under some level of threat according to the IUCN. The Azuero Peninsula, in Panama, is one of the most important nesting areas in the region for four of the seven sea turtle species. To characterize nesting activity at Playa Morrillo, nighttime and daytime monitoring was conducted between July and November 2021. During this period, data were collected on the number of nesting events and nests, track types and biometrics, nesting species, biometric measurements of nesting females, nest location on the beach, and nest status (poached or predated). A total of 445 nesting events were recorded, of which 300 were confirmed nests. The most abundant species was *Lepidochelys olivacea* (224 events), followed by *Chelonia mydas* (45 events) and *Eretmochelys imbricata* (10 events). No nesting females of *E. imbricata* were observed, and 21 nests could not be identified. The results indicate that human poaching and predation by domestic dogs were the primary causes of nest loss. These findings highlight the importance of Playa Morrillo as a key nesting site for sea turtles in the Panamanian Pacific. Furthermore, they emphasize the need to maintain long-term monitoring and implement a conservation program that protects the beach's natural characteristics while engaging the local community through environmental education.

Key Words: sea turtles, nesting beach, nest distribution, Azuero Peninsula.

Agradecimientos

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a mis padres, hermanas y esposo por su apoyo incondicional a lo largo de este proceso.

A mi director, Eric Flores, y mi tutora, Gabriela Lichtenstein, por su orientación y compromiso.

A Rosa Castellero y Laureano Montero, por su tiempo y dedicación en el trabajo de campo. A Rodrigo Donadi, por su confianza y dirección durante el proyecto.

A la Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT) por el apoyo financiero, y a Marino Abrego de MiAmbiente Panamá por facilitar los permisos necesarios.

A todos, gracias por hacer posible este trabajo.

Índice

Capítulo 1: Introducción	6
1.1 Distribución	6
1.2 Ciclo de vida	7
1.3 Anidación	9
1.4 Playas de anidación	10
1.5 Amenazas antropogénicas	11
1.6 Preguntas de investigación	14
1.7 Objetivos	14
1.8 Hipótesis y predicciones	14
Capítulo 2: Antecedentes históricos de las poblaciones de tortugas marinas	16
2.1 Análisis histórico de las tortugas marinas en el Pacífico Oriental Tropical (POT)	16
2.2 Tratados internacionales para la conservación de las tortugas marinas	20
2.3 Legislación de Panamá para la conservación de las tortugas marinas	21
2.4 Estudios previos realizados en la Península de Azuero	23
Capítulo 3: Metodología	28
3.1 Área de estudio	28
3.2 Caracterización de la playa	31
3.3 Caracterización de la actividad de anidación	34
3.4 Análisis estadísticos	38
Capítulo 4: Resultados de la caracterización de la playa	40
4.1 Caracterización de la playa	40
4.2 Caracterización de la playa y la actividad de anidación	42
Capítulo 5: Resultados de la actividad de anidación	47
5.1 Caracterización de la actividad de anidación	47
Capítulo 6: Discusión	54
6.1 Caracterización de la playa	55
6.2 Caracterización de la actividad de anidación	58
6.3 Conclusiones y recomendaciones	65
Bibliografía	67
Anexos	88

Capítulo 1

Introducción

Las tortugas marinas son organismos imprescindibles a nivel ecológico, puesto que contribuyen al mantenimiento de diversos ecosistemas como los pastos marinos, arrecifes de coral y praderas marinas (Frazier, 2005). Al mismo tiempo, regulan las poblaciones de las distintas especies que forman parte de su cadena trófica (Heithaus, 2013). Además de su relevancia ecológica, cumplen un importante rol económico al proporcionar sustento para las comunidades costeras (WWF, 2006). No obstante, a pesar de su importancia, este grupo de reptiles se encuentra altamente amenazado por diversas presiones antropogénicas y las poblaciones anidantes han sido drásticamente diezmadas, principalmente en países mesoamericanos (Foy, 2021).

Este grupo de reptiles representan un componente valioso e indispensable de los ecosistemas marinos y se encuentran ampliamente distribuidos en diversas cuencas oceánicas; principalmente en las regiones tropicales y subtropicales (Eckert *et al.*, 2000). Las tortugas marinas están conformadas por siete especies pertenecientes a dos familias, Dermochelyidae y Cheloniidae. La tortuga laúd *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) es la única representante de la primera familia y la única especie de caparazón blando (Dutton *et al.*, 1999). La segunda familia comprende seis especies de caparazón duro: la tortuga carey *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), la cabezona *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), la verde *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), la lora *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829), la kempí *Lepidochelys kempii* (Garman, 1880) y la plana *Natator depressus* (Garman, 1880; Chacón & Passapera, 2004).

1.1 Distribución

Algunas especies de tortugas marinas se distribuyen en zonas específicas, como la tortuga kempí, que se encuentra en el Golfo de México (Márquez, 2001) y la tortuga plana que es endémica de la plataforma continental de Australia (Whitlock *et al.*, 2014). Mientras que, la tortuga laúd es la especie más ampliamente distribuida, con una distribución global que abarca desde las regiones subpolares de ambos hemisferios hasta el ecuador. Sin embargo, su anidación se restringe a zonas tropicales y templadas (Pritchard, 1980). Esta especie se distribuye a lo largo del Pacífico Oriental Tropical (POT) y anida principalmente en las costas de México y Centroamérica (The Laúd OPO Network, 2020).

Por otro lado, la tortuga carey tiene el rango de distribución tropical más amplio, extendiéndose por todo el Atlántico Central hasta la región Indo-Pacífica (Eckert *et al.*, 2000). Esta especie se distribuye por el POT desde México hasta el sur de Perú (Araúz *et al.*, 2017). Es importante destacar que las poblaciones de las especies que se encuentran en el POT son consideradas como una unidad regional de manejo independiente, por sus características biológicas y genéticas únicas (Wallace *et al.*, 2010). En términos de

conservación, las poblaciones de *D. coriacea* y *E. imbricata* en esta región son las más amenazadas a nivel mundial y se encuentran rumbo a la extinción regional (Liles *et al.*, 2011; Wallace *et al.*, 2011; The Laúd OPO Network, 2020).

La tortuga lora se considera la especie más abundante a nivel mundial con una distribución pantropical (Limpus, 1995). Mientras que, la tortuga verde tiene una distribución que abarca los océanos tropicales y subtropicales del mundo (Araúz *et al.*, 2017). A menudo se ha considerado que esta especie se divide en dos subespecies: la tortuga verde del Atlántico (*C. mydas mydas*) y la tortuga negra del POT (*C. mydas agassizii*), desde el sur de California hasta Chile (Araúz *et al.*, 2017). No obstante, la taxonomía de la tortuga negra ha sido objeto de controversia, ya que los resultados de varios análisis de ADN no respaldan la clasificación como una subespecie (Eckert *et al.*, 2000; Martínez *et al.*, 2011; Camacho-Sánchez *et al.*, 2021). Además, varios tratados y convenciones internacionales solamente reconocen a la especie *C. mydas* (Seminoff, 2004). Por lo tanto, en el presente documento se abordarán ambas poblaciones como una única especie: *C. mydas*.

Por otra parte, la tortuga cabezona exhibe una distribución global. Su hábitat principal se encuentra en aguas templadas, aunque ocasionalmente también se le encuentra en aguas tropicales y subtropicales (Barrientos-Muñoz *et al.*, s.f.). Se ha observado que esta especie tiende a anidar principalmente en playas subtropicales (Chapman & Seminoff, 2016); no obstante, en las costas del POT aún no se han registrado informes de sitios de anidación para esta especie (Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas [CIT], 2012). Sin embargo, se ha sugerido que es plausible que *C. caretta* está anidando en el Pacífico, aunque hasta la fecha no existen pruebas científicas que lo confirmen (Araúz *et al.*, 2017).

1.2 Ciclo de vida

La amplia distribución de las tortugas marinas demuestra su naturaleza altamente migratoria y su uso de diversos hábitats según su etapa en el ciclo de vida (Frazier, 1999). Este ciclo inicia cuando una hembra fecundada emerge del mar y se dirige a las playas de anidación para depositar sus huevos. Después de un periodo de incubación que varía entre 7 a 12 semanas, los neonatos eclosionan y se adentran en el mar, iniciando una fase pelágica conocida como “los años perdidos” (Wallace *et al.*, 2011). Aunque esta etapa ha sido poco investigada por la complejidad que implica su seguimiento, se ha descubierto que las crías emplean mantos de sargazo o líneas de marea formadas frente a principales corrientes oceánicas como hábitats de desarrollo (Eckert *et al.*, 2000). Una vez que alcanzan ciertas tallas específicas según su especie, las tortugas marinas abandonan los hábitats de desarrollo y se trasladan a áreas de alimentación y reproducción. Por lo general, el tiempo que pasan en un determinado hábitat antes de desplazarse al siguiente suele ser desconocido (Clyde-Brockway, 2014).

Las tortugas interactúan directamente con otras especies en los diversos ecosistemas que forman parte de sus rutas migratorias, desempeñando un papel crucial en la cadena trófica

(Buitrago, 2003). Además, son especies clave para la transferencia de energía entre las zonas marino-costeras, ya que aportan materia orgánica al suelo costero pobre en nutrientes mediante la deposición de huevos (Araúz *et al.*, 2017).

Un aspecto crucial del ciclo de vida de las tortugas marinas es su longevidad y crecimiento lento. Alcanzan la madurez sexual en un amplio rango de tiempo, entre 15 y 50 años, dependiendo de la especie (Araúz *et al.*, 2017). Además, exhiben una alta habilidad reproductiva. En una sola puesta, pueden depositar hasta 200 huevos con el fin de inundar el hábitat con una alta progenie y maximizar la probabilidad de supervivencia de los neonatos, ya que, en las etapas tempranas de su vida, las tortugas enfrentan elevados niveles de depredación y mortalidad (Barrientos-Muñoz, s.f.). Esta estrategia reproductiva, común entre los reptiles, asegura que al menos un porcentaje de la progenie sobreviva y llegue a la madurez sexual (Hendrickson, 1980). Se estima que, de cada 1000 huevos, solo uno logra alcanzar la edad reproductiva (Bennett, 2018).

La población de carey en el POT presenta características únicas en su ciclo de vida. Se ha descrito que los neonatos carecen de la fase pelágica y permanecen en las zonas costeras (Gaos *et al.*, 2017b; Llamas *et al.*, 2017). Además, los juveniles y adultos demuestran un patrón de filopatría alimentaria, es decir, se alimentan cerca de los sitios de anidación durante todas las etapas de su ciclo de vida (Gaos *et al.*, 2017b; Gaos *et al.*, 2018). La tortuga carey utiliza los arrecifes de coral como áreas de alimentación debido a la abundancia de esponjas, que constituyen su principal fuente de alimento (Chacón & Passapera, 2004). *E. imbricata* desempeña el rol de especie reguladora al controlar las poblaciones de esponjas en los arrecifes de coral, manteniendo así la biodiversidad y el equilibrio de los ecosistemas coralinos (Stringell *et al.*, 2016). Por lo tanto, su presencia actúa como indicador del estado saludable del arrecife (León & Bjorndal, 2002). En el POT, esta especie también se asocia con áreas estuarinas y de manglar, que utilizan como sitios de alimentación y anidación (Araúz *et al.*, 2017).

Por otra parte, los juveniles y adultos de *L. olivacea* de las poblaciones del POT son altamente migratorios, aunque carecen de corredores definidos (Plotkin, 2010). Se ha observado que nadan de manera continua a través del POT y se alimentan durante sus desplazamientos, haciendo breves paradas en lo que se consideran sitios con recursos alimenticios disponibles (Plotkin, 2010). Esta especie utiliza principalmente los estuarios y bahías como áreas de alimentación, donde se alimenta principalmente de crustáceos y otros invertebrados bentónicos (Araúz *et al.*, 2017). De esta manera, la tortuga lora ejerce un control sobre las poblaciones de invertebrados, evitando su proliferación y manteniendo el equilibrio del ecosistema (US Fish and Wildlife Service, 1998).

Las crías y juveniles de la tortuga verde presentan una dieta omnívora durante la fase pelágica, alimentándose de invertebrados y presas gelatinosas (Blanco *et al.*, 2012). Después de alcanzar una longitud de aproximadamente 40 cm, la tortuga verde abandona los hábitats pelágicos y emigra hacia las zonas de alimentación y reproducción (Semino *et al.*, 2002). Sin embargo, existen registros en el Pacífico costarricense que indican que *C. mydas* tampoco realiza migraciones oceánicas, sino que reside y forrajea en la zona costera donde nació (Blanco *et al.*, 2012). Esta tortuga utiliza los estuarios y lagunas para alimentarse

principalmente de pastos marinos y algas, siendo la única tortuga marina herbívora en su fase adulta (Martínez *et al.*, 2011). En estos ecosistemas, la tortuga verde cumple la función de especie podadora, ya que, después de consumir los pastos marinos, deja intacta la base de la planta, generando un efecto “jardinero” que estimula su crecimiento (Stampar *et al.*, 2007). Aunque generalmente se la considera herbívora, investigaciones recientes sugieren que las tortugas verdes son en realidad comedores oportunistas, adaptando su dieta según la disponibilidad y las condiciones del entorno marino (Arthur & Balazs, 2008).

Durante la mayor parte de su desarrollo, y en sus etapas de neonatos, juveniles y subadultas, la tortuga laúd se encuentra en hábitats oceánicos en aguas tropicales y templadas, aunque la información disponible sobre su distribución es bastante limitada (Eckert *et al.*, 2012). Esta especie ocupa un nicho trófico único basado en una dieta especializada de zooplancton gelatinoso, como medusas, sifonóforos, salpas, y tunicados (Eckert *et al.*, 2000; Frazier *et al.*, 1985). Junto con el pez luna (*Mola mola*), que también ocupa el mismo nicho trófico, se encargan de mantener el equilibrio marino al controlar principalmente las poblaciones de medusas (Desjardin, 2005).

1.3 Anidación

El proceso de anidación es otro aspecto clave en el ciclo de vida de las tortugas marinas. Luego de alcanzar la madurez sexual y de haberse apareado, las tortugas se desplazan a las playas para iniciar la temporada de anidación (Vega-Bravo, 2014; Lombardo & Saavedra, 2023). Las tortugas suelen mostrar un alto grado de fidelidad al sitio de desove, es decir, regresan a anidar a la misma playa donde nacieron (Clyde-Brockway, 2014). Además, presentan la capacidad de anidar tres o más veces en la misma temporada, según la especie, fenómeno conocido como reanidación (Chacón *et al.*, 2008).

La anidación ocurre en su mayoría durante la noche (Márquez & del Carmen Frías, 2000) e inicia cuando la hembra fecundada emerge del mar y se dirige a la playa. Después de cruzar la línea de marea alta, busca el lugar ideal para construir el nido. La hembra utiliza sus aletas delanteras para limpiar el área y forma una fosa poco profunda o “cama” en la arena para acomodar el cuerpo. Luego, con sus aletas traseras excava la cámara de incubación, creando un hueco en el cual deposita los huevos (Chacón *et al.*, 2008). La cantidad de huevos que puede poner varía según la especie. Durante la puesta, la hembra entra en un estado de trance hormonal en donde no es consciente de su entorno (Chattopadhyay *et al.*, 2018). Una vez finalizada la puesta, cubre los huevos con arena húmeda y compacta la superficie con el peso de su cuerpo. Finalmente, para camuflar el nido mueve la arena circundante en un movimiento similar de “limpia brisas” con sus aletas y luego emprende el camino de regreso al mar (Bennett, 2018).

Se estima que el pico de anidación de *L. olivacea* ocurre entre julio y diciembre, con puestas regulares cada año (James & Melero, 2015). Se han descrito reanidaciones en intervalos de 15 a 17 días en Honduras, mientras que en México se ha observado un patrón marcado cada

28 días (US Fish and Wildlife Service, 1998). Cada nido contiene un promedio de 100 huevos, que requieren de 50 a 60 días para su incubación (Araúz *et al.*, 2017).

Aunque *L. olivacea* presenta anidaciones solitarias, también emplea una estrategia reproductiva única entre las tortugas marinas, conocida como arribada. Esta especie sincroniza su anidación con miles de hembras en una playa específica, depositando sus huevos masiva y simultáneamente en un periodo de 2 a 8 días, con dos puestas por temporada (US Fish and Wildlife Service, 1998). Las arribadas son eventos excepcionales que ocurren en solo 11 playas del mundo, y Panamá cuenta con dos de estas playas: Isla Cañas y Playa La Marinera, ambas ubicadas en la Península de Azuero (Ministerio de Ambiente, 2021a). Los intervalos entre anidaciones son más largos y variables, y parecen estar influenciados por factores ambientales como la fase lunar, los vientos y las mareas (Eckert *et al.*, 2000).

La temporada de anidación de *C. mydas* ocurre entre junio y septiembre, principalmente entre junio y julio (Carrasco & Chacón, 2017) y se puede extender hasta enero (Lombardo & Saavedra, 2023). Aunque, también se ha descrito un pico de actividad de anidación de tortugas verdes durante la época seca, de diciembre a mayo (Flores *et al.*, 2021; López-Lozano & Jiménez-Arias, 2024). La tortuga verde deposita en promedio 68 huevos por nidada (Seminoff & Wallace, 2012), los cuales requieren un período de incubación de 50-60 días (Prieto & Hernández, 2015; Calderón-Peña *et al.*, 2020). En el caso de la población de *E. imbricata* en el POT, la temporada de anidación abarca de julio a octubre (Araúz *et al.*, 2017). El tamaño promedio de una nidada es de 155 huevos, los cuales requieren de 47 a 75 días para su incubación (Chacón & Passapera, 2004).

Por otro lado, la temporada de anidación del POT para *D. coriacea* se extiende desde octubre hasta marzo, con un pico de anidación en diciembre-enero (Eckert *et al.* 2012; Shillinger *et al.*, 2010) y solía anidar en las costas panameñas entre noviembre y marzo (Araúz *et al.*, 2017). Se estima que presenta anidaciones cada 2 a 3 años, con un periodo de reanidación de 8 a 10 días, poniendo en promedio seis nidadas por temporada (Shillinger *et al.*, 2010). El tamaño promedio de nidada es de 60-65 huevos en el POT, siendo más pequeña que en otras regiones, y presenta un periodo de incubación de aproximadamente 60 días (Eckert *et al.*, 2000; Eckert *et al.* 2012).

1.4 Playas de anidación

Para que las tortugas marinas puedan llevar a cabo una anidación efectiva, las playas deben contar con ciertos requerimientos físicos para producir una abundante procedencia de neonatos (Cousins *et al.*, 2017). La selección de los sitios de anidación por parte de las hembras de tortugas marinas involucra varios factores, como las características geomorfológicas, bióticas y abióticas de la playa (González, 2013). Es probable que las playas de anidación cuenten con barreras de arrecife que bloqueen el acceso desde el mar y con presencia de fragmentos de coral en la arena, ya sean playas litorales continentales o en islas de barrera, frecuentemente cerca a desembocaduras de ríos, lagunas costeras o esteros (Eckert *et al.*, 2000; Cousins *et al.*, 2017).

Por lo general, las tortugas tienden a elegir zonas con poca pendiente, ya que las pendientes inclinadas y erosionadas pueden dificultar su avance hacia las zonas altas de la playa (Piedra & Morales, 2015; Mejía, 2020). Las zonas altas que se encuentran lejos de la línea de marea disminuyen la probabilidad de inundación o pérdida de los huevos depositados, por lo que suelen ser los sitios de anidación preferidos de las tortugas (Vega-Bravo, 2014). Por otra parte, es importante que el sedimento pueda mantener la estructura del nido, que presente una alta humedad, baja salinidad y buena ventilación que permita el correcto desarrollo de los embriones (Cousins *et al.*, 2017). En conjunto, estos factores influyen en la elección de los lugares adecuados para el desove y la supervivencia de los neonatos.

En adición, la vegetación que se encuentra en las playas también desempeña un papel importante en el comportamiento de anidación de las diversas especies de tortugas. Por ejemplo, la tortuga verde muestra preferencia por anidar en las zonas altas de la playa, cercanas a la vegetación (Eckert *et al.*, 2000; Tomillo *et al.*, 2015; Mejía, 2020). La tortuga Carey, por su parte, es adaptable a diferentes tipos de sustrato para anidar, lo que le permite escoger áreas cerca de la berma o incluso entre la vegetación, a menudo bajo sombra (Chacón & Passpera, 2004; Piedra & Morales, 2015). Por otro lado, la tortuga lora deposita sus huevos en la zona media de la playa, alejada de la línea de marea alta y libres de vegetación (Rojas *et al.*, 2016; Mejía, 2020). La tortuga laúd también presenta una preferencia por anidar en la zona media y abierta de la playa (Binckley *et al.*, 1998). Estas preferencias de anidación en relación con la vegetación muestran cómo cada especie ha evolucionado para encontrar el entorno adecuado para su proceso reproductivo.

La fase lunar también puede ejercer un impacto en el ciclo reproductivo de las tortugas marinas. Se ha observado que tienden a anidar con mayor frecuencia durante los cambios de fase lunar, en particular durante el cuarto creciente y menguante (James & Melero, 2015; Espinoza *et al.*, 2021). Por otro lado, se ha registrado una disminución en el número de nidos durante las fases de luna llena y nueva (Nakamura *et al.*, 2019). Es plausible que la luminosidad intensificada durante la luna llena exponga a las tortugas a un mayor riesgo de depredación, mientras que la escasez de luz durante la luna nueva pueda dificultar su capacidad de orientación hacia la playa para anidar (Piedra & Morales, 2015).

1.5 Amenazas antropogénicas

De igual forma, resulta importante considerar la influencia de la actividad antropogénica, especialmente el grado de intervención y urbanización costera (incluyendo infraestructuras, obstrucciones, perturbaciones y contaminación lumínica) presente en las zonas de anidación (Cárdenas-Araujo *et al.*, 2019). Se ha descrito que las playas propicias para el desove se caracterizan por su amplia extensión disponible, lo cual se relaciona directamente con la ausencia o baja intervención humana (Rincón & Rodríguez, 2004). La magnitud de la iluminación artificial puede inducir cambios en el comportamiento de la anidación, dado que altos niveles de luminosidad pueden ser confundidos como luz diurna, obstaculizando la anidación de las tortugas (Piedra & Morales, 2015). Asimismo, es relevante considerar que los neonatos de tortugas marinas son especialmente sensibles a la luz, lo que causa que se

desorienten al eclosionar y afecta su habilidad de desplazarse al mar (Lorne & Salmon, 2007).

La longevidad de las tortugas marinas, junto con su madurez sexual tardía y las diferentes etapas de su largo ciclo de vida que ocurren en diversos y vastos ecosistemas marinos, las hace extremadamente susceptibles a las perturbaciones humanas y a los cambios en sus hábitats, especialmente cuando sus poblaciones ya son reducidas (Barrientos-Muñoz, s.f.). La explotación de estos animales por parte de los seres humanos se remonta a más de 7,000 años atrás. Diversas culturas las han utilizado como fuente de recursos alimenticios y materiales, obteniendo carne, huevos, aceite y caparazón, lo que les confiere un significativo papel en varias sociedades alrededor del mundo (Frazier, 2005). En un principio, se consideraba que este recurso era inagotable, pero a medida que la caza se intensificó, la extracción de tortugas se convirtió en una práctica insostenible (Bennett, 2018). Desde entonces, las poblaciones de tortugas marinas no han logrado recuperarse, y en la actualidad, seis de las siete especies se encuentran en alguna categoría de peligro de extinción según la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group, 2021).

Las amenazas que impactan a las tortugas marinas varían según la región y la especie, aunque en términos generales, todas se ven afectadas directa o indirectamente por diversas actividades humanas. Entre las cuales se incluyen la captura directa de individuos para consumo de carne, la extracción de huevos de los nidos para su consumo, la captura accidental en pesquerías, la mortalidad en redes abandonadas, la pérdida de hábitats de anidación y alimentación debido al desarrollo costero, la contaminación y la ingestión de plásticos (Rincón & Rodríguez, 2004; Seminoff & Wallace, 2012; Wallace *et al.*, 2013a; Klein *et al.*, 2017).

Las playas de anidación son áreas en donde las tortugas pasan relativamente un corto tiempo, pero hacen parte de una etapa crítica en su ciclo de vida. Las hembras anidantes, las crías y los huevos de estas especies son extremadamente vulnerables en su paso por las playas y, al mismo tiempo, es un momento de fácil encuentro con humanos. En estas zonas es común encontrar la captura ilegal de hembras y/o el saqueo de los nidos, amenazas que son devastadoras para sus poblaciones (Schroeder, 2001). Adicionalmente, amenazas antropogénicas indirectas como el cambio climático y las alteraciones del paisaje están alterando la costa, aumentando el nivel del mar, erosionando las costas e inundando las playas, lo cual conlleva a la degradación y destrucción de los hábitats de anidación (Fonseca, 2011; Llamas *et al.*, 2017).

Además, el cambio climático está teniendo un impacto significativo en la supervivencia de las tortugas marinas, dado que, al ser reptiles, el sexo de las crías depende de la temperatura de incubación en el nido. Durante el período crítico de desarrollo embrionario de la mayoría de las especies, la temperatura óptima para lograr una distribución equilibrada de hembras y machos es de 29.5°C (Frazier, 1999). Cuando las temperaturas son más elevadas, se tiende a producir mayormente hembras, lo que implica que el aumento en la temperatura atmosférica está alterando la proporción de sexos (Eckert *et al.*, 2000). Esta desproporción ya ha sido registrada en varias especies de tortugas marinas (Calderón-Peña *et al.*, 2020). La proporción

de sexos es un parámetro demográfico crítico para la sostenibilidad de una población, lo que sugiere que el incremento de la temperatura atmosférica podría estar conduciendo a las tortugas marinas hacia un riesgo de extinción (Calderón-Peña *et al.*, 2020).

Cabe resaltar que existen fenómenos naturales que también alteran la temperatura del océano. El fenómeno El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) es el resultado de una serie de cambios en la atmósfera y su interacción con el océano, creando una fluctuación anómala en la temperatura de la superficie del mar (TSM) en la parte central y oriental del Pacífico ecuatorial (Rodríguez *et al.*, 2023). Esta alteración puede resultar en el calentamiento o enfriamiento (El Niño y La Niña respectivamente) de la TSM, lo cual altera la disponibilidad de alimento y a su vez, la capacidad reproductiva de las especies (Reina *et al.*, 2009).

En especies como las tortugas marinas que presentan ciclos reproductivos largos, estas condiciones pueden afectar la cantidad de individuos que se reproducen anualmente (Chaloupka *et al.*, 2008). Las hembras anidantes suelen tomar intervalos de reanidación de varios años, durante los cuales reponen las reservas energéticas después de la reproducción para iniciar nuevamente su ciclo reproductivo (Saragoça, 2020). La duración de estos intervalos depende de las condiciones alimenticias (Hatase & Tsukamoto, 2008). Para identificar la relación entre ENOS y la capacidad reproductiva de las tortugas marinas, es necesario tener en cuenta que las condiciones alimenticias se verán influenciadas por la TSM uno o dos años antes de que los efectos se vean en las playas de anidación (Saragoça, 2020).

La disminución de las poblaciones de tortugas marinas puede generar un desequilibrio en los ecosistemas marino-costeros, impactando todos los niveles de la cadena trófica debido a su importancia ecológica (Patiño *et al.*, 2012). Por esta razón, dado el conjunto de amenazas que enfrentan las tortugas marinas, es necesario que los esfuerzos de conservación en las playas de anidación y la protección de las nidadas continúen, con el objetivo de asegurar la recuperación y supervivencia de los neonatos y, a largo plazo, mantener el reclutamiento de nuevos individuos a las poblaciones de tortugas marinas.

La República de Panamá cuenta con diversos ecosistemas que proporcionan el hábitat para el apareamiento, la anidación, la alimentación y el desarrollo de las especies *E. imbricata*, *C. mydas*, *D. coriacea*, *L. olivacea* y *C. caretta* (Araúz *et al.*, 2017). Se han identificado un número importante de playas de anidación en Panamá, con 92 playas para la costa Caribe y 86 para el Pacífico (Araúz *et al.*, 2017). Al sur del Pacífico panameño se encuentra la Península de Azuero, considerada uno de los sitios más importantes de anidación de tortuga lora, verde y Carey en el país (Araúz *et al.*, 2017).

Sin embargo, los esfuerzos destinados a la recolección de datos sobre las playas de anidación de Panamá han sido limitados y en su mayoría anecdóticos, debido en parte a la deficiencia de estudios y por el limitado acceso a las áreas de anidación (Gaos *et al.*, 2010; Flores *et al.* 2021). Dentro de la Península de Azuero se encuentra la playa Morrillo, un área de relevancia ecológica donde se han documentado reportes de anidación de tortugas marinas (Araúz *et al.*, 2017). Hace varios años, la comunidad de Morrillo contaba con un programa de monitoreo, el cual fue abandonado y del cual no se cuenta con información de los resultados obtenidos (Flores *et al.* 2021). Debido a esta deficiencia, se requiere realizar un estudio base para

obtener los datos necesarios que describan la actividad de anidación que ocurre en playa Morrillo y, con base en ello, tomar las acciones de conservación necesarias.

1.6 Preguntas de investigación:

¿Cómo es la actividad de anidación de las tortugas marinas en Playa Morrillo, Panamá?

¿Cómo influyen la pendiente, la vegetación y las fases lunares en la actividad de anidación?

¿Qué impactos ejerce la actividad humana y cuál es su repercusión en la anidación de las tortugas marinas?

1.7 Objetivos:

Objetivo General: Caracterizar y analizar la actividad de anidación de las tortugas marinas en playa Morrillo, Panamá.

Objetivos Específicos:

1. Determinar las especies anidantes, el número de nidos y de hembras anidantes, y la frecuencia de reanidación.
2. Describir los aspectos físicos de la playa, como longitud, ancho, pendiente y determinar si existen preferencias de las hembras por anidar en diferentes zonas y sectores de la playa.
3. Identificar si las fases lunares y la presencia de vegetación influyen la actividad de anidación de las tortugas marinas.
4. Identificar los factores naturales y antropogénicos que puedan estar afectando la actividad de anidación de las tortugas marinas en playa Morrillo.
5. Comparar playa Morrillo con otras playas de la Península de Azuero donde previamente se haya descrito actividad de anidación.

1.8 Hipótesis y predicciones:

H1: La actividad de anidación se ve afectada por la pendiente de la playa.

P1: Las zonas de la playa con pendientes más empinadas presentarán menor actividad de anidación.

H2: La vegetación influye en la selección de los sitios de anidación para cada especie.

P2a: La tortuga carey y verde preferirán anidar en zonas con presencia de vegetación.

P2b: La tortuga lora preferirá anidar en zonas libres de vegetación.

H3: La actividad de anidación se ve afectada por la fase lunar.

P3: La actividad de anidación aumentará durante la fase creciente y menguante de la luna.

H4: Playa Morrillo presenta condiciones físicas y una densidad de anidación similar a playas circundantes con actividad de anidación.

P4: Las características de la playa hacen que sea un área adecuada para la anidación, por lo cual playa Morrillo presentará una cantidad de nidos similar a las playas circundantes identificadas como playas importantes de anidación.

H5: La actividad humana está afectando el ciclo reproductivo de las tortugas marinas en playa Morrillo.

P5: Se encontrarán nidos saqueados para el consumo y la venta de huevos por parte de los humanos.

Capítulo 2

Antecedentes históricos de las poblaciones de tortugas marinas

El objetivo de este capítulo es brindar antecedentes sobre las especies de tortugas marinas y contextualizar el por qué son el ejemplo perfecto de un grupo que históricamente ha sufrido disminuciones poblacionales. Se pretende indagar acerca de las principales amenazas que han llevado a estas especies casi a la extinción, como la captura incidental, la cacería de adultos y la recolección de huevos (Mazaris *et al.*, 2017). Estas disminuciones llegaron a ser tan críticas que se requirieron esfuerzos de conservación a nivel mundial desde la década de 1950 (Hamann *et al.*, 2010). Por lo tanto, en este capítulo también se describen los principales tratados y acuerdos internacionales que se han establecido para recuperar sus poblaciones, así como la legislación establecida por Panamá para proteger las especies que se encuentran en las zonas marino-costeras.

Aunque en algunos casos, los descensos han conducido a extinciones locales inminentes, en la última década varios esfuerzos de conservación también han presentado aumentos sostenidos en la cantidad de hembras anidantes y nidos en diversas regiones (Kittinger *et al.*, 2013). Finalmente, se exponen diversos estudios y estrategias de conservación implementadas en la Península de Azuero, una de las principales zonas de anidación para las tortugas marinas en Panamá.

2.1 Análisis histórico de las tortugas marinas en el Pacífico Oriental Tropical (POT)

Desde 1920, se estima que la población de la tortuga carey (*E. imbricata*) en el POT ha disminuido en más de un 80%, con una reducción del 90% en el número de hembras anidantes, lo que la convierte en una especie sumamente escasa en esta área (CIT, 2012). La principal causa del declive poblacional que ha afectado a *E. imbricata* se atribuye principalmente a la cacería de individuos para el aprovechamiento de los escudos de sus caparazones, que son utilizados para la elaboración de piezas de joyería, adornos, artesanías y otros fines (Bell *et al.*, 2020). Esta práctica busca suplir el comercio de carey, el cual representa un alto valor económico en el mercado internacional (Chacón & Passapera, 2004). Se estima que entre 1970 y 1985, Panamá exportó más de 98,500 kg de caparazones a Japón, reduciendo la población de carey en un 98% durante este periodo (Chacón, 2002). Como consecuencia de esta disminución, *E. imbricata* ha sido clasificada como en peligro crítico de extinción de la Lista Roja de la UICN (Mortimer & Donnelly, 2008).

En el 2007 se descubrieron importantes remanentes de zonas de forrajeo y playas de anidación (Gaos *et al.* 2017a), lo que ha permitido establecer varios proyectos de conservación en sitios críticos para la recuperación de la población de tortugas carey en el POT. Como resultado del incremento de los esfuerzos de monitoreo para esta especie, se ha documentado un reciente aumento en el número de nidos y hembras anidantes (Figura 1; Gaos *et al.*, 2017a). Sin embargo, este aparente aumento no debe interpretarse como una

tendencia de recuperación. Dado que la población de tortuga carey del POT fue considerada funcionalmente extirpada en la región, estos hallazgos indican que, si se continúan los esfuerzos, es posible recuperar la población (Webb & Carrillo, 2000).

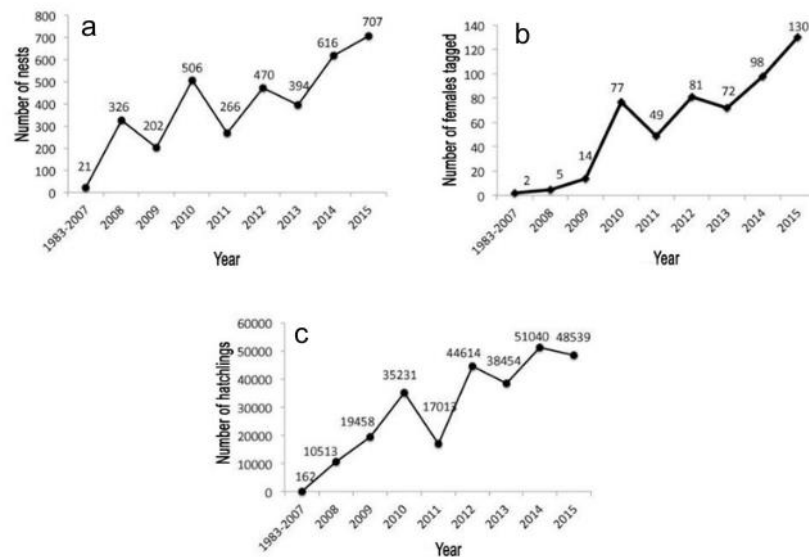


Figura 1. Número total de nidos (a), hembras anidantes marcadas (b) y neonatos (c) de *E. imbricata* entre 1983 y 2015 para nueve sitios de anidación en la costa Pacífica de Norte, Centro y Sur América.

Fuente: Gaos *et al.* (2017a)

Por otro lado, la explotación acelerada de la tortuga lora (*L. olivacea*) en el POT comenzó en 1960, cuando México estableció un comercio internacional de cuero de esta tortuga con Europa y Japón, lo cual aceleró la caza de esta especie y resultó en la exportación de millones de individuos durante los siguientes 15 años. Paralelamente, en 1970, Ecuador estableció una importante pesquería de *L. olivacea*, la cual llegó a exportar más de 100,000 individuos al año. Estas actividades, junto con la implacable recolección ilegal de sus huevos, colapsaron la población más importante en el POT (US Fish and Wildlife Service, 1998).

Aunque Centroamérica es la segunda área más importante para la anidación de la tortuga lora (US Fish and Wildlife Service, 1998), la cosecha indiscriminada de sus huevos es la principal amenaza que afecta a esta especie en la región. Esto se debe al comportamiento gregario que presenta la tortuga lora durante las arribadas, lo que facilita esta actividad (CIT, 2017). Además, la pesca incidental en barcos pesqueros es otra de las amenazas que más impacto genera sobre las poblaciones de *L. olivacea* (Araúz *et al.*, 2017), la cual se encuentra bajo la categoría de vulnerable en la Lista roja de la UICN (Abreu-Grobois & Plotkin, 2008). Sin embargo, junto con la implementación de medidas de protección y esfuerzos por conservar esta especie, hoy en día la población está aumentando de manera exponencial en algunas áreas clave (Figura 2; Márquez *et al.*, 1996; Webb & Carrillo, 2000).

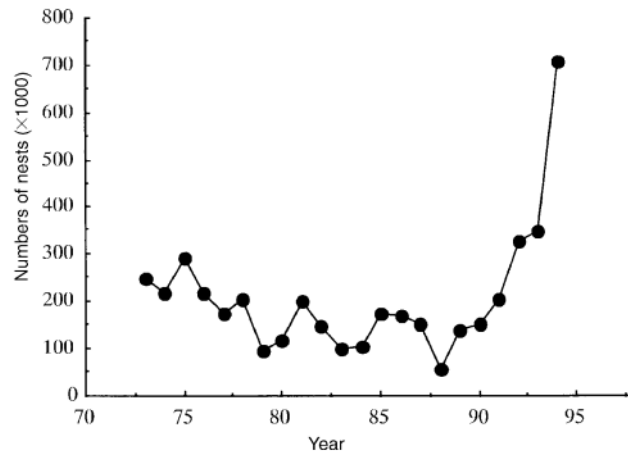


Figura 2. Recuperación de la tortuga lora en la costa Pacífica de México.

Fuente: Webb y Carrillo (2000)

Con respecto a la tortuga verde (*C. mydas*), su aprovechamiento comenzó en el siglo XVI, momento en el cual desempeñó un papel crucial como fuente de alimento durante la colonización del Nuevo Mundo. A mediados del siglo XVII, se inició la explotación comercial a gran escala y para 1900, la captura había sido tan exhaustiva que la población se declaró extirpada y desde entonces no se ha logrado recuperar (Martínez *et al.*, 2011). Actualmente, *C. mydas* está siendo principalmente afectada por la captura incidental de pesquerías industriales y artesanales, así como la caza furtiva para el consumo de su carne (Blanco *et al.*, 2012) y el tráfico ilegal de sus huevos (CIT, 2017).

La población de la tortuga verde en el POT ha registrado declinaciones de más del 80%, y durante las tres últimas generaciones, se ha observado una disminución entre el 48% y el 67% de las hembras anidantes, por lo que esta especie se encuentra en peligro de extinción en la Lista roja de la UICN (Seminoff, 2004). De manera similar a la tendencia de recuperación que ha presentado *L. olivacea* en los últimos años, en algunas regiones la población de *C. mydas* ha mostrado un incremento en el número de hembras anidantes gracias a los constantes esfuerzos de conservación que se han implementado (Figura 3; Delgado-Trejo & Alvarado-Díaz, 2012).

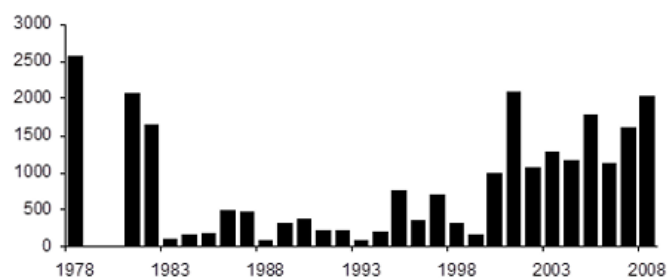


Figura 3. Abundancia anual de hembras anidantes en Michoacán, México.

Fuente: Delgado-Trejo y Alvarado-Díaz (2012).

En relación con la tortuga laúd (*D. coriacea*), la población del POT es el grupo más amenazado a nivel mundial y se estima que en menos de 60 años se encontrará extirpado de la región (The Laúd OPO Network, 2020). Desde 1980, esta población ha disminuido en un 90% (Figura 4) debido principalmente a la captura incidental en las pesquerías y al consumo indiscriminado de sus huevos (Spotila *et al.*, 2000). Aunque los esfuerzos por recuperar esta especie se han estado llevando a cabo durante aproximadamente 20 años, las hembras anidantes registradas en México y Costa Rica muestran una disminución exponencial (Wallace *et al.*, 2013b). Actualmente, esta unidad regional de manejo se encuentra en peligro crítico de extinción por la UICN (Wallace *et al.*, 2013b).

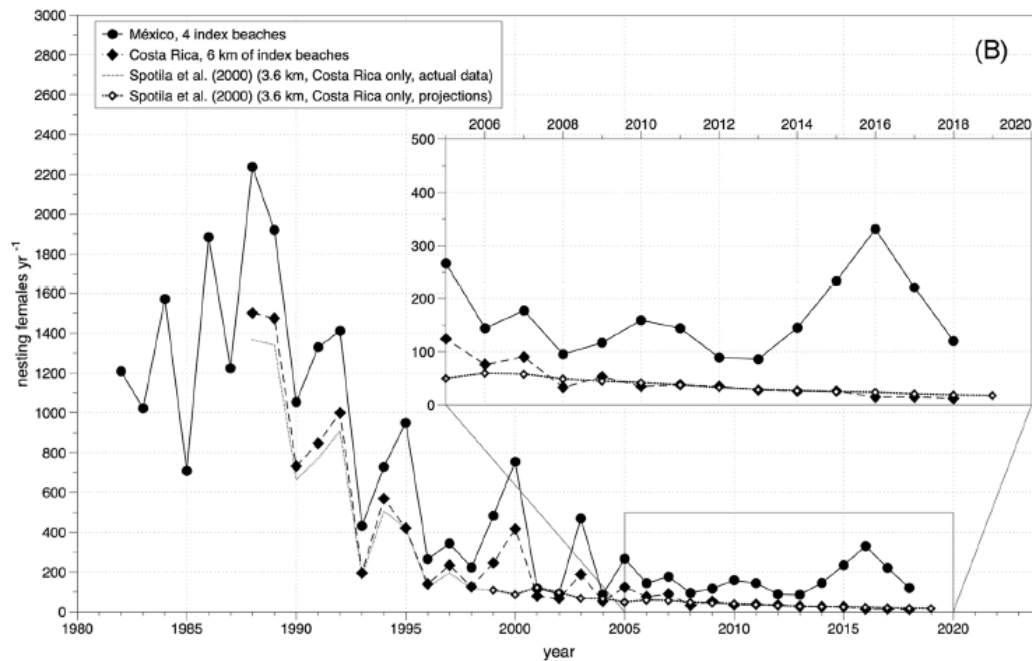


Figura 4. Tendencia poblacional de hembras anidantes *D. coriacea* en el Pacífico oriental, en playas de México y Costa Rica.

Fuente: The Laúd OPO Network (2020)

Además de las amenazas específicas que afectan a las diferentes especies, en el POT se encuentra una prolífica zona de pesca que se traslapa con numerosas rutas migratorias, zonas de alimentación y playas de anidación de tortugas marinas, lo que conlleva a interacciones inevitables entre la actividad pesquera y la presencia de las tortugas (Pacheco, 2013). Esta superposición de las zonas hace que las tortugas marinas sean altamente vulnerables a la captura incidental, ya que muchas veces no son el objetivo de la pesca.

Las redes de enmalle, de arrastre, cercos, trasmallos y palangres son las artes de pesca que más amenazan a las tortugas (Pacheco, 2013; Vega *et al.*, 2015). Es posible que las tortugas marinas se sientan atraídas por los peces descartados de las pesquerías, se alimenten de la carnada o se confundan con ciertos tipos de artes de pesca, lo que puede ocasionar su enmalle o enganche en las redes de pesca, poniéndolas en peligro de ahogamiento si no son liberadas. También, la ingesta de anzuelos puede causar daños severos en su sistema digestivo, causando lesiones internas que podrían llegar a ser fatales (CIT, 2006). En Panamá, evaluar el

impacto que generan estas prácticas pesqueras en las poblaciones de tortugas marinas ha sido complicado, debido a la falta de un programa estatal funcional que recopile información sobre la actividad pesquera en el país (Pacheco, 2013).

2.2 Tratados internacionales para la conservación de las tortugas marinas

Puesto que las tortugas marinas dependen de diversos ecosistemas y hábitats a lo largo de sus etapas de vida y durante sus vastas migraciones, es indispensable la colaboración entre organizaciones nacionales, acuerdos internacionales y diversos gobiernos para garantizar su manejo efectivo y conservación integral. Dado que en Panamá se encuentran cinco especies de tortugas marinas en diversos ecosistemas, el país es signatario de la mayoría de los acuerdos internacionales relacionados a la protección de las tortugas marinas.

La drástica disminución poblacional que sufrieron las tortugas marinas para suplir el comercio internacional de pieles, caparazones, carne y otros productos derivados, condujo a su prohibición en la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flor Silvestre (CITES) en 1975 (SWOT, 2011). Para 1981, todas las especies de tortugas marinas fueron incluidas en el Apéndice 1, el cual prohíbe toda su comercialización, permitiéndose únicamente en circunstancias excepcionales y bajo los permisos correspondientes. Para el caso de Panamá, el país es parte de CITES, habiéndolo ratificado en 1977. A pesar de la prohibición internacional de CITES, las poblaciones de tortugas marinas siguen siendo amenazadas por el uso, la demanda y el tráfico ilegal de sus especies (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora [CITES], 2022).

Debido a la naturaleza migratoria de las tortugas marinas, es indispensable que exista una colaboración internacional para su conservación. Una parte integral del sistema legal internacional es La Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres (CMS). La CMS es un tratado global e intergubernamental que provee un foro mediante el cual los gobiernos signatarios pueden comunicarse directamente entre sí para tratar los temas relacionados con la conservación de especies migratorias y los hábitats de los cuales dependen (Hykle, 2002). Todas las especies de tortugas marinas, excepto la tortuga plana (*N. depressus*), se encuentran listadas en el Apéndice I de la CMS y están categorizadas como en peligro, requiriendo protección estricta (Hykle, 2002). La CMS es fundamental para proteger las áreas de reproducción, alimentación y desarrollo que las tortugas marinas utilizan durante sus rutas migratorias. Panamá forma parte de la CMS desde que fue aprobada en 1989.

Por otro lado, los objetivos principales de la Convención sobre la Diversidad Biológica (CBD) son la conservación de la biodiversidad y el uso sostenible de sus componentes. En 1998, la CBD adoptó un programa de trabajo centrado en la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad marina y costera, así como la gestión y el manejo de las áreas marino-costeras (Hykle, 2002). Aunque la convención no incluye un anexo específico que aborde las especies a las que se aplican sus objetivos, provee un marco para que las partes involucradas

desarrollen estrategias y programas nacionales destinados a la conservación. En este sentido, las tortugas marinas se benefician ampliamente de este tratado, ya que en la conferencia de 2022 se resaltaron los siguientes objetivos: conservar hábitats costeros y marinos, reducir la contaminación, gestionar de manera sostenible los recursos marinos, mitigar el cambio climático y promover la cooperación internacional (Luna-Rodríguez & Villate-Rivera, 2022). Panamá se encuentra suscrita a la convención desde 1992.

Como medida de protección para las tortugas marinas, Panamá ratificó la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de Tortugas Marinas (CIT) mediante la Ley 8 del 4 de enero de 2008. Bajo esta ley, el país se compromete a tomar medidas de manejo sostenible, generar información científica sobre el estado poblacional de las tortugas marinas y a proteger sus hábitats críticos, con el fin de garantizar la protección y conservación de estas especies. Asimismo, la ley prohíbe el consumo y el tráfico de productos derivados de tortugas marinas (Araúz *et al.*, 2017). Además, requiere que los países signatarios utilicen en sus redes el dispositivo excluidor de tortugas para reducir la captura incidental de las tortugas marinas durante la pesca de camarón (Campbell *et al.*, 2002).

2.3 Legislación de Panamá para la conservación de las tortugas marinas

En el 2017, el Ministerio de Ambiente de Panamá asumió la responsabilidad de proteger las tortugas marinas en su territorio y presentó el Plan de Acción Nacional para la Conservación de Tortugas Marinas en el país. Los objetivos principales de este plan son fortalecer la capacidad normativa e investigativa, contribuir a la conservación y el manejo poblacional mediante programas educativos y de sensibilización para la población, y fomentar la participación de la sociedad civil en estos esfuerzos (Araúz *et al.*, 2017).

Adicionalmente, el 01 de marzo del 2023 se aprobó la Ley 371 GO N° 29730-A, la cual “establece la conservación y protección de las tortugas marinas y sus hábitats en la República de Panamá y dicta otras disposiciones”. Esta ley busca proteger y conservar las especies de tortugas marinas presentes en el país, prevenir la degradación y garantizar la restauración de los distintos hábitats que requieren las tortugas, y tomar las medidas necesarias para asegurar la supervivencia de estas especies. Asimismo, la ley prohíbe todo tipo de uso extractivo y comercialización de los productos de éstas, y el desarrollo de cualquier proyecto que pueda poner en riesgo las áreas de anidación y desove (Silva *et al.*, 2021).

Además, el 16 de enero de 2023 se aprobó en segundo debate el proyecto de Ley 614, el cual prohíbe la extracción intencional, captura, caza, cautiverio y exterminio de las tortugas marinas. También, esta ley exige que las embarcaciones pesqueras implementen Dispositivos de Evitación de Pesca para prevenir las muertes incidentales en las actividades pesqueras. Como parte de la normativa, se creó el Comité Nacional para la Protección, Conservación y Manejo Sostenible de las Tortugas Marinas dirigido por el Ministerio de Ambiente (Ministerio de Ambiente de Panamá, 2023).

A pesar de ser parte de los tratados más importantes para la conservación de especies y ecosistemas marinos y de contar con varias leyes para su protección, durante los últimos años, las costas del Caribe y Pacífico de Panamá han sido transformadas por actividades agropecuarias y de desarrollo costero para vivienda y turismo, lo que ha aumentado la sedimentación y la contaminación de las áreas costeras (Autoridad Nacional del Ambiente [ANAM], 2009). Estas amenazas representan un riesgo para la sobrevivencia de las tortugas marinas, ya que alteran y degradan los hábitats clave de anidación, desarrollo y alimentación de estas especies (Araúz *et al.*, 2017). Por otro lado, en ambas costas persiste el tráfico ilegal de tortugas marinas y huevos, así como el uso indiscriminado de productos derivados de estos animales, pero no se cuenta con cifras exactas sobre estas actividades ilícitas (Araúz *et al.*, 2017).

Varias estrategias se han desarrollado en Panamá y Centroamérica para minimizar estas amenazas y proteger las poblaciones de tortugas marinas. Estas incluyen la reducción de capturas por parte de las pesquerías (López *et al.*, 2024), la restauración de hábitats de anidación (Rice, 2009), la implementación de programas de educación y concientización junto a las comunidades locales (Huynh *et al.*, 2024) y la protección de hembras y nidos durante la época reproductiva (Meylan *et al.*, 2006). Una de las estrategias más utilizadas para minimizar el saqueo, la depredación de huevos y para intentar incrementar la producción de neonatos, es la reubicación de nidos a viveros artificiales. Se ha descrito que esta herramienta aumenta el éxito de eclosión de los nidos y el reclutamiento de neonatos (Sari & Kaska, 2017), lo cual tiene un impacto positivo a nivel poblacional y se considera ser una herramienta eficiente para la recuperación de las tortugas marinas (Martins *et al.*, 2021).

Otra medida para mitigar las amenazas y contribuir a la conservación y protección de las tortugas marinas y sus hábitats en Panamá, ha sido la creación de las Áreas Marinas Protegidas y las Zonas de Manejo. Debido a la importancia ecológica del área donde se encuentra la playa de estudio, en el 2008 la Autoridad de Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP) establece la Zona Especial de Manejo Marino-Costera de la parte Sur de Veraguas (ZEMMC Sur de Veraguas).

Esta área fue establecida para controlar la explotación de los recursos marino-costeros de la zona, en respuesta a las denuncias y exigencias de la comunidad local. Asimismo, la creación de la zona de manejo surgió en parte por la iniciativa de la comunidad de Malena, quienes llevan desde el año 2000 protegiendo y recuperando las poblaciones de tortugas marinas que llegan a su playa (Pinto & Yee, 2011). El propósito principal de esta área protegida es resguardar la biodiversidad y la productividad de sus recursos marinos.

También, playa Morrillo hace parte de la zona de influencia del Parque Nacional Coiba (PNC), el cual fue declarado Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO (ANAM, 2009). En conjunto con la Isla de Cocos en Costa Rica, las islas Gorgona y Malpelo en Colombia y las Islas Galápagos en Ecuador, forma parte del Corredor Marino del Pacífico Este Tropical (CMAR) (Acevedo *et al.*, 2016). Esta iniciativa tiene como objetivo la cooperación regional para el manejo sostenible y la conservación de los recursos marinos de las áreas marinas protegidas que lo componen, con un especial énfasis en las especies en peligro de extinción,

incluidas las tortugas marinas, las cuales migran y hacen uso de los diferentes ecosistemas a lo largo del CMAR (Enright *et al.*, 2021).

2.4 Estudios previos realizados en la Península de Azuero

El PNC es una de las áreas protegidas más estudiadas del Pacífico panameño. Esta zona alberga aproximadamente 1700 hectáreas de arrecifes de coral, la agregación más grande y en mejores condiciones en el Pacífico oriental (Llamas *et al.*, 2017), el cual ha sido reportado como un hábitat crítico para el desarrollo, alimentación y migración de la tortuga carey (ANAM, 2009; Villate, 2012). Dada su importancia ecológica, en el 2014 la Iniciativa Carey del Pacífico Oriental (ICAPO) realizó una primera expedición científica con el fin de tomar información de calidad científica de las poblaciones de tortugas marinas en el POT. En esta expedición se identificó al PNC como una de las zonas con mayor densidad de tortuga carey en la región (Figura 5; Araúz *et al.*, 2017). Desde entonces, se han realizado ocho campañas de monitoreo y se han logrado marcar más de 560 individuos (Ministerio de Ambiente de Panamá, 2019).

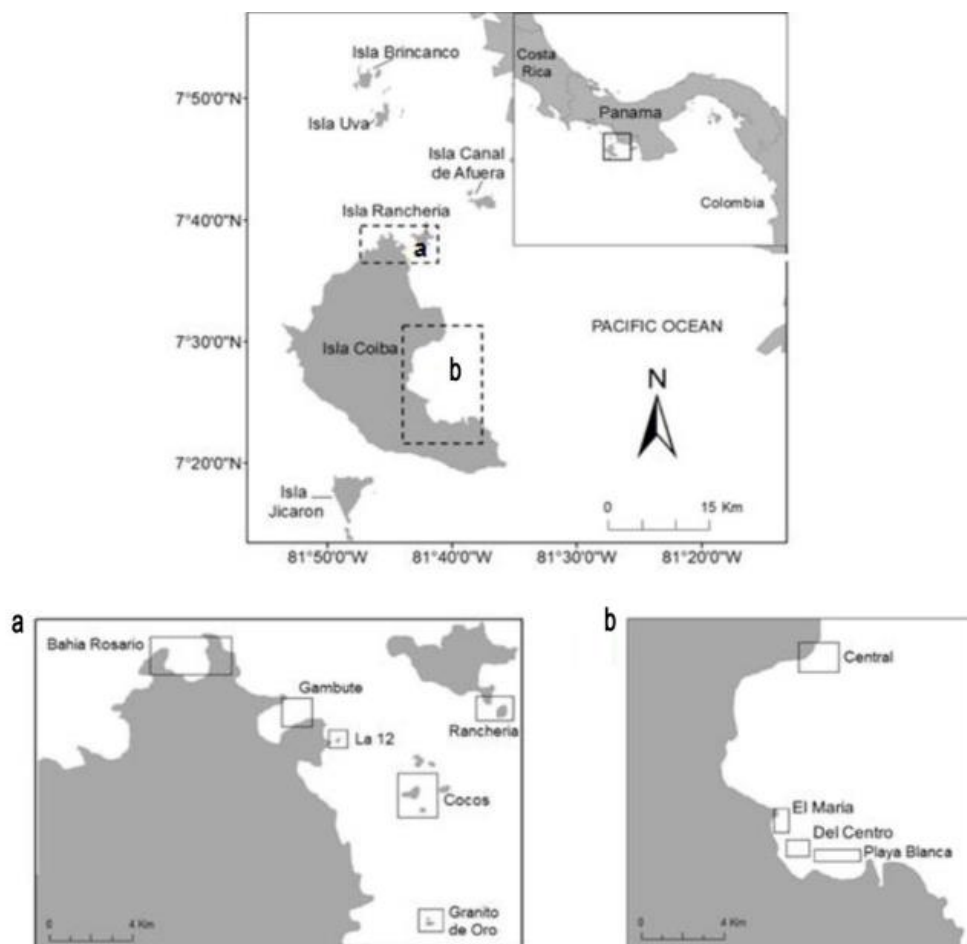


Figura 5. Mapa del PNC con los recuadros a) y b) mostrando la ubicación de varios sitios de estudio de *E. imbricata*.

Fuente: Llamas *et al.* (2017)

Además, según el estudio de Llamas *et al.* (2017), se ha documentado que la población de *E. imbricata* en el PNC puede exceder los miles de individuos, siendo la gran mayoría juveniles de pequeñas tallas, lo cual resalta la importancia de esta área como zona de forrajeo y desarrollo para la tortuga carey. También, se han marcado hembras maduras de tortuga carey que posteriormente fueron registradas anidando en la Península de Azuero en Panamá y en la Península de Osa en Costa Rica, lo cual demuestra la interconexión entre estas áreas (Donadi, R., comunicación personal, 24 de enero de 2022).

La población de tortugas marinas se ha monitoreado desde el 2014 en el PNC y hasta la fecha se ha registrado anidación de la tortuga verde dentro de esta área (Araúz *et al.*, 2017; Ministerio de Ambiente, 2021). También, se han documentado reportes de anidación de tortuga carey, verde y lora en playas pertenecientes al área de influencia del PNC, como El Flor, Malena, Torio, Mata Oscura, Puerto Playita, Varadero y playa Restingue (Araúz *et al.*, 2017). A pesar de ello, se tiene limitada información demográfica sobre las hembras anidantes (Gaos *et al.*, 2010) y en muchos casos se desconoce la distribución y las características de las playas de anidación (Araúz *et al.*, 2017).

A lo largo de una década, el Programa Nacional de Marcaje de Tortugas Marinas, ejecutado por el Ministerio de Ambiente, ha registrado más de 3500 individuos, siendo la tortuga carey (*E. imbricata*), la verde (*C. mydas*), la lora (*L. olivacea*) y la canal (*D. coriacea*) las especies con mayor presencia en el área. Entre los lugares de mayor concentración de registros se encuentra Playa Malena, Playa Mata Oscura, Playa Cascajilloso, Playa Cambutal, Playa La Marinera (donde se han colocado la mayoría de las marcas), Isla Cañas y Playa Lagarto, todas ubicadas en la Península de Azuero, considerada una de las regiones más importantes de anidación en el Pacífico panameño (Araúz *et al.*, 2017). Asimismo, este programa ha encontrado varias tortugas en el PNC que fueron marcadas en la playa Mata Oscura, demostrando la conectividad que hay entre las zonas de alimentación y anidación (Llamas *et al.*, 2017).

Debido a la importancia de la Península de Azuero, Flores *et al.* (2021) llevaron a cabo un estudio para identificar playas de anidación en la zona. A partir de entrevistas realizadas en diversas comunidades, se identificaron 22 playas con actividad de anidación, de las cuales nueve fueron monitoreadas (Figura 6). Se encontró la presencia de *L. olivacea*, *C. mydas* y *E. imbricata*, siendo la primera especie la más abundante, seguida de la tortuga verde. Durante los monitoreos no se encontró ninguna actividad de *D. coriacea*, a pesar de que en las entrevistas se identificó que dicha especie solía anidar en varias playas de la Península de Azuero. Este estudio identifica varias playas de anidación previamente desconocidas para la ciencia, lo que demuestra la importancia de esta zona para la anidación de las tortugas marinas, pero que carecen de un programa de monitoreo o iniciativas de protección.

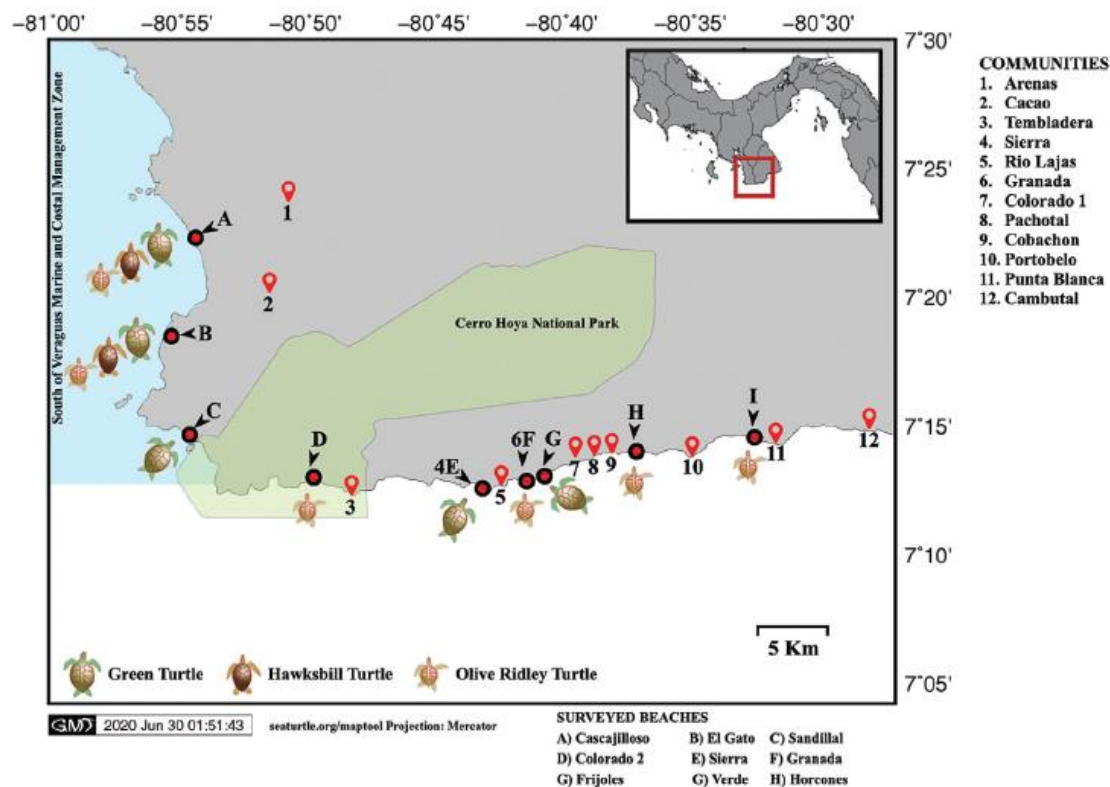


Figura 6. Locación de nueve playas de anidación identificadas y las respectivas especies anidantes en la Península de Azuero.

Figura de Flores *et al.* (2021).

En la Península de Azuero, diversas organizaciones se dedican a la conservación de las tortugas marinas. En el 2002, la comunidad local de playa Malena formó la Asociación Conservacionista de Tortugas Marinas de Playa Malena, con el respaldo del Ministerio de Ambiente. Este grupo ha registrado anidaciones de tortuga Carey, lora y verde en esta playa. Como parte de sus esfuerzos, la organización estableció un vivero en la playa para reubicar los nidos que son encontrados durante los monitoreos nocturnos, y hasta la fecha, han liberado más de 32 mil neonatos y reubicado más de 400 nidos por temporada. También, durante los años 2007-2009 llevaron a cabo un programa de educación ambiental junto a MarViva (González, A., comunicación personal, 31 de agosto de 2021).

Se realizó un estudio en playa Malena para analizar cuán favorable es la playa de anidación con respecto al éxito reproductivo de *L. olivacea* (Foy, 2021). Su objetivo fue identificar si ciertas condiciones físicas de la playa eran determinantes al momento de encontrar una actividad de anidación efectiva. Asimismo, comparó la favorabilidad con otras siete playas previamente estudiadas en la misma costa utilizando la herramienta Sea Turtle Nesting Beach Indicator Tool (NBIT). Los resultados obtenidos indicaron que playa Malena presenta características favorables para la anidación de la tortuga lora, como la composición principal de su sustrato (arena) y la proximidad de la playa a una desembocadura de río. En cuanto a la comparación con otras playas de la Península de Azuero, la herramienta NBIT indicó que

todas son playas típicas con anidación regular, presentan características físicas similares y en todas se ha encontrado actividad de anidación de *L. olivacea*.

Otra de las organizaciones más reconocidas es La Fundación Agua y Tierra (FUNDAT), la cual se enfoca en la protección, conservación y manejo sostenible de estas especies en playa Mata Oscura. Junto a su grupo de voluntarios, FUNDAT lleva a cabo monitoreos nocturnos para recopilar datos científicos sobre las anidaciones en la playa. Además, operan un vivero para la protección de nidos de tortuga verde, lora y carey. Como parte de su labor, desarrollan un programa de educación ambiental que incluye charlas en escuelas locales y la organización de limpiezas de playa periódicas para promover la conservación de las tortugas marinas (CIT, 2017). También, en esta playa se han realizado diversos trabajos de grado en la Universidad Marítima Internacional de Panamá (UMIP), como el realizado por González (2013), el cual llevó a cabo una caracterización biofísica de la playa. En este estudio, se registraron anidaciones de *E. imbricata*, *C. mydas* y *L. olivacea*.

En cuanto a Playa Cascajilloso, se realizó una investigación acerca de la actividad de la tortuga lora en esta playa, y se presentó un reporte de los resultados obtenidos durante tres temporadas (2019, 2020 y 2021) en el vivero destinado a esta especie (Flores & De La Cruz, 2023). Se demostró que el pico de actividad de la temporada fue septiembre y octubre. Similar a lo encontrado para esta especie en el POT, el ancho curvo del caparazón (ACC) de las hembras anidantes fue de 64.3-66.2 cm, con una población de hembras cercana a lo estimado para la playa El Naranjo, en México. Finalmente, concluyen que el uso de un techo artificial en el vivero puede resultar en una reducción de la temperatura de la arena, lo cual puede ayudar a equilibrar la proporción de sexos producida.

Por otro lado, González (2014) identificó anidaciones de *L. olivacea* y *C. mydas* en Playa Cambutal, durante los meses de enero-mayo. Para la tortuga verde se encontró una longitud curva del caparazón (LCC) promedio de 94,3 cm y ACC promedio de 87,8 cm. Además, determinaron que las principales amenazas que afectan la anidación en esta playa son las construcciones, la iluminación artificial y la recolección ilegal de huevos. De igual forma, el estudio de Ow (s.f.) describe anidaciones de *C. mydas* y *L. olivacea* en playa La Cuchilla, perteneciente a la localidad de Cambutal, durante los mismos meses de anidación. Se concluyó que las principales amenazas antropogénicas en esta playa también son la presencia de colectores de huevos y la depredación de nidos por parte de animales domésticos.

En el 2013, en la Zona de Reserva La Marinera, en el Refugio de Vida Silvestre (RVS) Isla de Cañas y en playa Oria, se documentaron arribadas de hasta 45,000 tortugas lora anidantes (Comer-Santos *et al.*, 2014). El RVS Isla Cañas se destaca como el principal sitio de anidación en Panamá, con un estimado de 20,000 hembras. Se estima que otras 10,000 hembras anidan en las costas restantes del Pacífico panameño (US Fish and Wildlife Service, 1998). Un estudio realizado por Vásquez & González (2018) evaluó el sitio de arribada en La Marinera y concluyó que el mes de noviembre presentó el mayor número de nidos, con un estimado de 3000 nidos y que *L. olivacea* prefiere las zonas altas de la playa para anidar.

Otro estudio realizado por Garcés *et al.* (2020) identificó a la tortuga verde y la tortuga lora como especies anidantes en Playa Lagarto. Los autores describieron para *C. mydas* una LCC

promedio de 95,6 cm, un ACC promedio de 88,4 cm y un promedio del ancho externo del rastro de 94 cm. Se observó que la parte alta de la playa presentó la mayor actividad de anidación para esta especie. Por otro lado, para *L. olivacea* se registró un LCC promedio de 66,2 cm, un ACC promedio de 75,6 cm y un promedio del ancho externo del rastro de 75,6 cm. En contraste con la tortuga verde, la lora presentó mayor actividad de anidación en la zona media de la playa. También, se identificaron las actividades antropogénicas que amenazan esta playa: la urbanización costera, la contaminación sólida y la extracción ilegal de huevos. Se encontró que el 68% de los nidos fueron saqueados y un 7% fueron depredados. Además, mencionan la presencia de vehículos en la playa como una amenaza adicional, ya que esta actividad compacta la arena y amenaza el éxito de eclosión de los nidos.

Con respecto al área de estudio, algunos estudios mencionan que es una playa de anidación donde la comunidad de Morrillo replicó el programa de conservación de playa Malena y que, durante un tiempo, contaba con un programa de monitoreo ejecutado por la comunidad local. Sin embargo, este programa fue abandonado y no se dispone de información de los datos obtenidos (Pinto & Yee, 2011; Araúz *et al.*, 2017; Flores *et al.* 2021). Por otro lado, en la comunidad de Morrillo se han realizado charlas de conservación de tortugas marinas, principalmente por parte de FUNDAT. Además, se cuenta con el programa Científicos de la Basura, el cual se lleva a cabo con los estudiantes de la Escuela de Morrillo, donde se educa sobre la problemática de la basura en las playas y su impacto en la anidación de tortugas marinas (CIT, 2020).

Debido a que el proyecto de la red ICAPO ha establecido conexiones migratorias con la Península de Azuero y que aún se desconocen muchas de las playas que están siendo utilizadas para la anidación, se pretende encontrar si las tortugas, especialmente la tortuga carey, están anidando dentro de la zona de influencia del PNC. Es por este motivo que mi proyecto de investigación se enfoca en caracterizar la actividad de anidación que ocurre en playa Morrillo. Esta playa, situada en la ZEMMC Sur de Veraguas y en la zona de influencia del PNC, es conocida localmente por su alta densidad de hembras anidantes, junto con las playas Mata Oscura y Malena. Sin embargo, aún carece de una base de información científica al respecto.

La presente investigación se llevó a cabo en el contexto del proyecto SENACYT FID 17-114 "Evaluación de la conectividad entre sitios de forrajeo y desove para la tortuga carey en el Parque Nacional Coiba y su zona de influencia", con el respaldo financiero de la Secretaría de Ciencia y Tecnología de Panamá (SENACYT) a través del programa de Fomento a la Investigación y Desarrollo (FID). Este proyecto contó con una colaboración internacional entre varias instituciones, incluyendo el Ministerio de Ambiente de Panamá, Fundación Natura, el Centro de Ciencias Pesqueras, la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) del Suroeste y la Iniciativa Carey del Pacífico Oriental (ICAPO).

Capítulo 3

Metodología

En este capítulo se describe la metodología utilizada en campo para la caracterización de la actividad de anidación de diferentes especies de tortugas marinas. Dado que la actividad de anidación y la elección de sitios de anidación pueden depender de diversos factores, como la pendiente, el ancho y la longitud de la playa, la presencia de depredadores y la influencia de actividades humanas, se registraron los aspectos geomorfológicos de la playa de estudio. Se detallan los procedimientos empleados para la recolección de datos, incluyendo el periodo de monitoreo, las técnicas de muestreo utilizadas y el marcaje y medición de los individuos encontrados. Asimismo, se explica el análisis estadístico posterior realizado a los datos obtenidos en campo.

3.1 Área de estudio

Playa Morrillo ($7^{\circ}29'33''$ N, $80^{\circ}57'30''$ O; Figura 7) se ubica en la costa oeste de la península de Azuero, en la costa pacífica de Panamá. Hace parte del corregimiento de Quebro, en el distrito de Mariato, ubicado en la provincia de Veraguas. Al noroeste limita con playa La Barra, al sureste con playa Mata Oscura, al noreste con áreas ganaderas y residencias de la comunidad local, y al suroeste con el océano Pacífico. Es una playa de difícil acceso dado que se encuentra a 20 km de distancia del pueblo de Mariato y no cuenta con una vía que la conecte con la carretera principal.

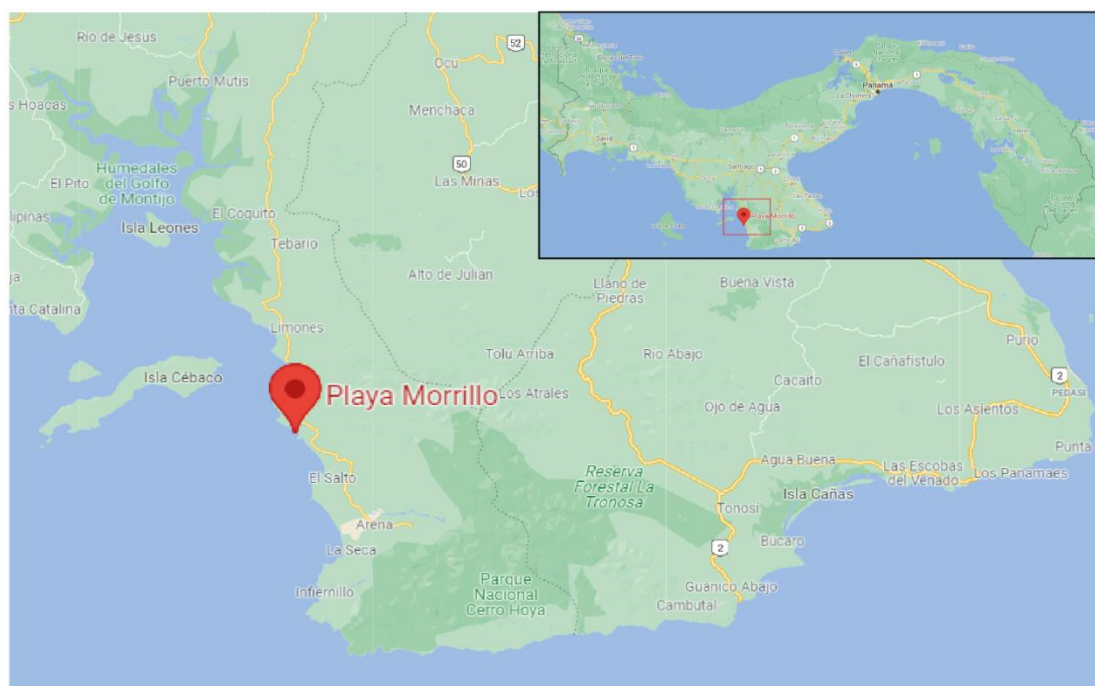


Figura 7. Ubicación regional de playa Morrillo.

Imagen tomada y modificada de Google Maps.

Esta playa tiene una extensión aproximada de 2,2 km y se caracteriza por presentar formaciones rocosas en el extremo noroeste y la desembocadura del río Morrillo en su extremo sureste. Es una playa abierta, sin barreras coralinas que frenen el impulso del fuerte oleaje, y con una composición granulométrica de arenas gruesas y medianas (González, 2013), lo que la categoriza como una playa de alta energía (Martínez & Páez, 2000; Figura 8). Por esta misma razón, esta playa no es apta para bañistas, pero es localmente conocida por los surfistas. La intensidad del oleaje, la pendiente y la ausencia de dunas hace que la madera de deriva y la basura se acumule en las zonas altas y que su morfología se vea constantemente transformada.



Figura 8. Fotografía de playa Morrillo. Imagen de Casa Morrillo.

Playa Morrillo se encuentra dentro de la Zona Especial de Manejo Marino Costera (ZEMMC) de la parte Sur de Veraguas (Figura 9). Esta área es un sitio con una relevancia ecológica significativa, ya que se ubica alrededor de una diversidad de ecosistemas que incluyen playas rocosas y de arena, formaciones coralinas, estuarios, manglares y hábitats de reproducción para aves y tortugas marinas (Pinto & Yee, 2011).



Figura 9. Zona Especial de Manejo Marino Costera Sur de Veraguas. Se puede observar la ubicación de la playa Morrillo.

Fuente: Pinto & Yee (2011).

Por otro lado, playa Morrillo se encuentra dentro de la zona de influencia del PNC (Figura 10), el cual está compuesto por 39 islas e islotes menores junto con las zonas marinas circundantes, que componen el refugio para diversas especies amenazadas y es esencial para especies migratorias (ANAM, 2009). Se encuentra ubicado en la costa suroeste de Panamá, en el Golfo de Chiriquí y la Provincia de Veraguas (Pinto & Yee, 2011). Las principales amenazas del PNC provienen de su área de influencia, la cual está comprendida entre Puerto Remedios en la provincia de Chiriquí hasta Punta Mariato en la provincia de Veraguas (ANAM, 2009).

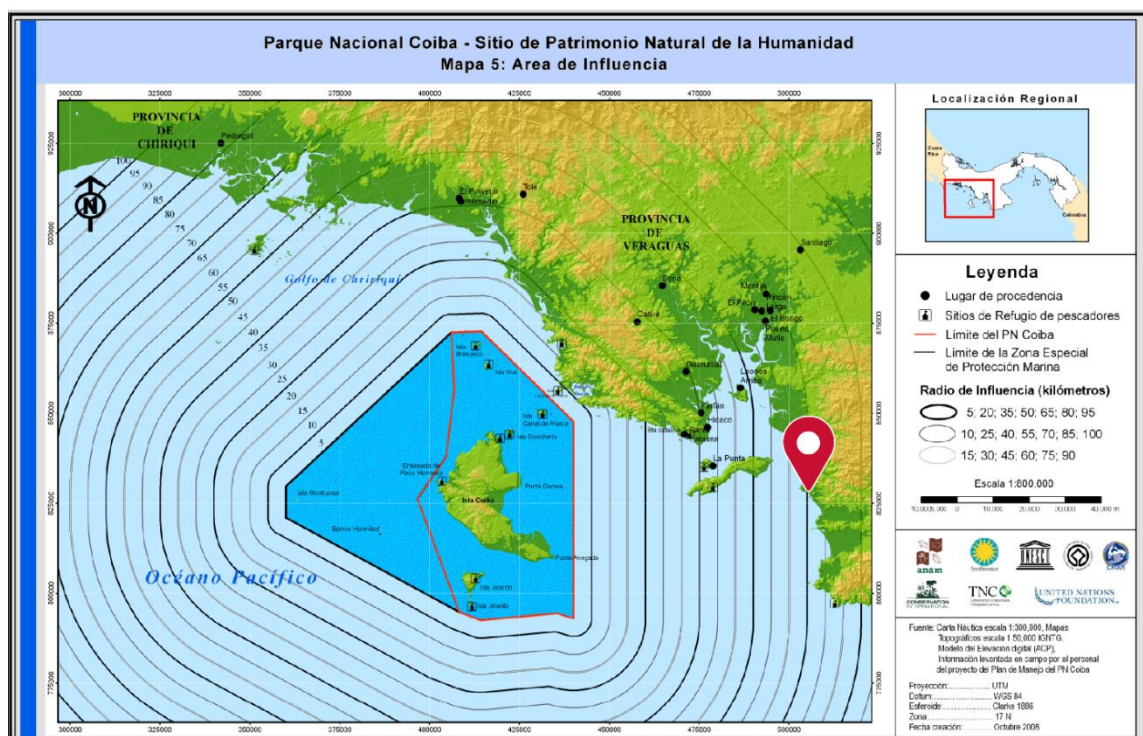


Figura 10. Área de influencia del Parque Nacional Coiba y localización de playa Morrillo.

Fuente: ANAM (2009).

3.2 Caracterización de la playa

3.2.1 Perfil de playa: Se realizó inicialmente un estudio del perfil de playa con el objetivo de describir las características morfológicas y estimar los parámetros de ancho, elevación y pendiente de playa Morrillo. Para esto, se establecieron de norte a sur 11 puntos de referencia (A-K) perpendiculares a la línea de la costa, posicionados al inicio de la vegetación y separados cada 200 metros (Figura 11). Esta sectorización de la playa permitió manejar los datos en una escala más detallada, lo que facilitó determinar la distribución y analizar la tendencia espacial de la actividad de anidación (Chacón *et al.*, 2008).



Figura 11. Geoposicionamiento de los 11 puntos de referencia (A-K) en playa Morrillo.

Imagen tomada y modificada de Google Earth

Al inicio de la temporada se realizó la medición del perfil de playa. Los datos fueron tomados durante la marea baja teniendo en cuenta la tabla de mareas del Pacífico panameño y siguiendo la metodología descrita por Emery (1961) (Figura 12):

- a. Se localizó el primer punto de referencia, ubicado al inicio de la vegetación y se realizó una marca en una palmera o árbol con la letra correspondiente. A partir de esta marca, se extendió el decámetro perpendicular a la línea de marea baja.
- b. Se alinearon dos varas de 1.50 metros, una de las cuales estaba marcada con una precisión de un centímetro. Una persona se posicionó detrás de la primera vara (punto a) y la segunda persona se alineó con una cuerda a una distancia horizontal (x) a lo largo del decámetro (punto b). Las primeras cuatro mediciones se realizaron a una distancia horizontal (x) de 2 metros, ya que esta zona de la playa presentaba un perfil más cambiante. A partir de la quinta medición, los datos fueron tomados cada 5 metros.
- c. La cuerda contaba con un nivel de hilo. La primera persona descendía el extremo de la cuerda hasta llegar al punto donde la burbuja de aire del nivel se situaba en el centro de la marca de medición, e inmediatamente se registraba la medida de la vara en centímetros, que representaba el cambio de elevación en ese punto (y).
- d. Luego, se avanzaba al siguiente punto, de modo que el primer observador posicionó la vara en el punto b, donde se encontraba la segunda vara en la medición anterior, y la segunda vara se fijó en el siguiente punto.

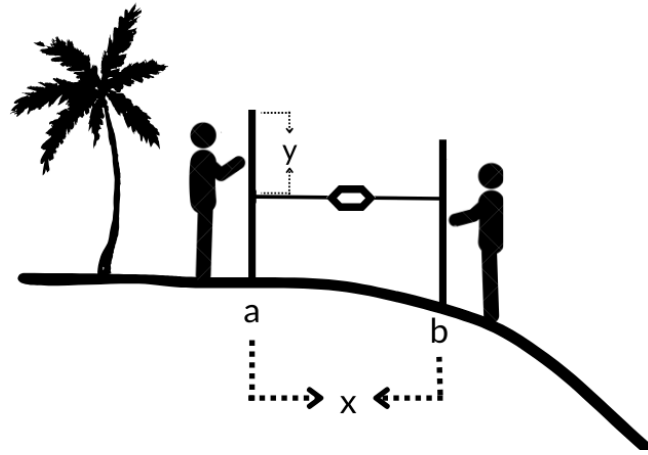


Figura 12. Medición de la elevación de un segmento de playa basado en el método Emery.

Una vez obtenidos todos los datos de cada punto de referencia, se realizó la gráfica del perfil de la playa utilizando la elevación acumulada ($y_1+y_2+y_3\dots$) y el ancho acumulado ($x_1+x_2+x_3\dots$) de cada punto. Adicionalmente, se calculó la pendiente de cada punto utilizando las siguientes fórmulas y se obtuvo un promedio del ancho, la elevación y la pendiente de playa Morrillo.

$$\text{Pendiente } (\%) = \frac{y \text{ inicial (m)} - y \text{ acumulado final (m)}}{x \text{ acumulado (m)}} * 100$$

$$\text{Pendiente } (^\circ) = \text{Tan}^{-1} \frac{\text{Pendiente } (\%)}{100}$$

3.2.2 Herramienta indicadora de playas de anidación: La favorabilidad de playa Morrillo con respecto a la actividad de anidación fue cuantificada por la herramienta indicadora de playas de anidación Versión 1 (NBIT por sus siglas en inglés) provista en línea gratuitamente por Bluedot Associates (Cousins *et al.*, 2017). Esta herramienta fue utilizada como guía para determinar las características físicas básicas de composición del sedimento, elevación, ancho, pendiente y longitud de la playa, así como una evaluación del impacto humano que presenta. NBIT utiliza rangos estándar de las siguientes categorías para calcular el potencial de anidación de la playa: la composición del sedimento (arena, arena y grava, grava con áreas de arena y grava), la elevación de la playa (<0.5 m, 0.5-2 m, >2 m), el ancho de la playa (<5 m, 5-15 m, >15 m), la longitud de la playa (<200 m, 200 m - 1 km, >1 km) y la pendiente (baja o moderada-empinada), la cual es medida mediante una evaluación rápida observacional. Para este estudio se asignaron valores a las dos categorías según el Índice de la Pendiente, siendo una pendiente baja < 5° o moderada a empinada > 5° (Foy, 2021).

La herramienta presenta los resultados en un cuadro adyacente con diferentes colores, basados en la puntuación de cada característica evaluada. Cada color corresponde a una predicción del sistema que indica si la playa se considera probable o improbable para tener actividad de anidación. Si el recuadro es de color verde, indica que la playa es típica para tener anidación regular; el color naranja señala que la ubicación tiene potencial para ser una playa con anidación regular; y el color rojo indica que es poco probable que la playa tenga anidación regular.

3.2.3 Flora y fauna: Como parte de la descripción de la playa, se caracterizó la vegetación predominante en la zona y la fauna asociada mediante observaciones directas durante los monitoreos diurnos y nocturnos (Rincón & Rodríguez, 2004). Las especies de flora y fauna se identificaron con la ayuda de las personas locales y por medio de guías de identificación y publicaciones previas, tales como:

- *The birds of Panama, a field guide* por George R. Angehr y Robert Dean (2011).
- *Panama birds, Western Panama* por Robert Dean y Mark Wainwright (2014).
- Caracterización física y biológica de la playa de anidación de tortugas marinas de Mata Oscura, Veraguas, Panamá por Alexander González (2013).
- Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Volumen I. Plantas e invertebrados. Fischer, W.; Krupp, F; Schneider, W.; Sommer, C.; Carpenter, K.E.; Niem, V.H. (1995).
- Panama - Mammals Pocket Field Guide | Rainforest Publications.

3.3 Caracterización de la actividad de anidación

3.3.1 Monitoreo: Se realizaron monitoreos nocturnos y diurnos de julio a noviembre del 2021 en playa Morrillo, con el fin de documentar la actividad de anidación (Chacón *et al.*, 2008). El equipo de trabajo constaba de tres personas, dos personas requeridas para el monitoreo nocturno y una para el diurno. Los monitoreos nocturnos se realizaron todos los días de la semana, exceptuando los días de condiciones adversas como fuertes lluvias, tormentas eléctricas o problemas de salud de los investigadores. En promedio, cada monitoreo tenía una duración de 4 horas, durante las cuales se abarcaba toda la extensión de la playa, tomando un descanso de 30 minutos en cada extremo para maximizar la oportunidad de un posible encuentro con las tortugas. El esfuerzo de monitoreo promedio fue de 8 km recorridos por noche, 140 noches, 560 horas · hombre⁻¹.

Se procuró salir aleatoriamente a distintas horas de la noche en función de la marea, evitando el monitoreo durante la marea alta ya que era peligroso recorrer ciertas zonas de la playa. La caminata fue realizada siguiendo la última línea de la marea alta, para evitar la alteración de un rastro presente en la playa. Para no perturbar a las tortugas, siempre se utilizó luz roja, tal como lo indican Chacón *et al.* (2008). Los monitoreos diurnos fueron realizados en la madrugada, entre las 5:00-6:00 am, y servían para corroborar los datos obtenidos durante la noche y registrar nuevos rastros que pudieran ocurrir luego (Chacón *et al.*, 2008).

Durante cada monitoreo se recopilaron diversos datos para describir la actividad de anidación. Cada encuentro fue catalogado como un evento y, cuando era posible, se identificó la especie de tortuga marina, el tipo de rastro, su ubicación según el punto de referencia (conforme a la Figura 11) y la posición en el perfil de playa (conforme a la Figura 13). También, para evaluar el rastro se tomaron tres medidas de su ancho y se calculó un promedio. Adicionalmente, en cada monitoreo nocturno se registró la fase lunar (conforme al Anexo 1).

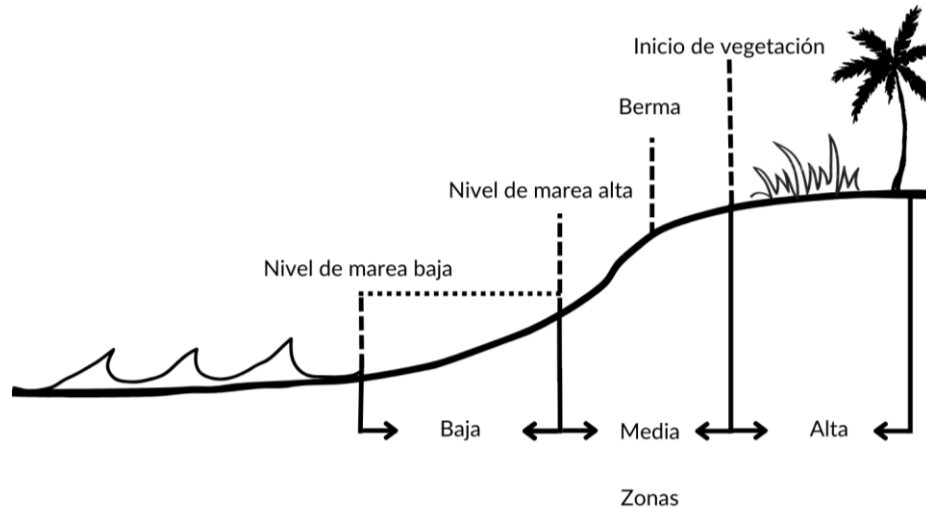


Figura 13. Zonaciones del perfil de playa.

3.3.2 Identificación de los rastros: Para la identificación de los distintos rastros de las especies de tortugas marinas, se utilizó la guía de rastros y nidos descrita por Eckert *et al.* (2000). El rastro de *D. coriacea* es el más ancho de todos, con un promedio de 150-230 cm y con marcas diagonales simétricas muy marcadas. *E. imbricata* presenta un ancho típicamente de 70-85 cm, que suele ser corto y superficial, con marcas asimétricas o alternas hechas por las aletas delanteras. Suele dejar un surco central formado por el arrastre de la cola y por lo general deambulan extensamente antes de anidar. El rastro de *C. mydas* tiene un ancho aproximado de 100-130 cm, con un corte profundo y marcado, con marcas diagonales simétricas y un surco central evidente. El rastro de *L. olivacea* presenta un ancho aproximado de 70-80 cm, con un corte muy ligero que puede borrarse rápidamente, con marcas asimétricas y oblicuas, y el surco central suele ser poco visible (Figura 14).

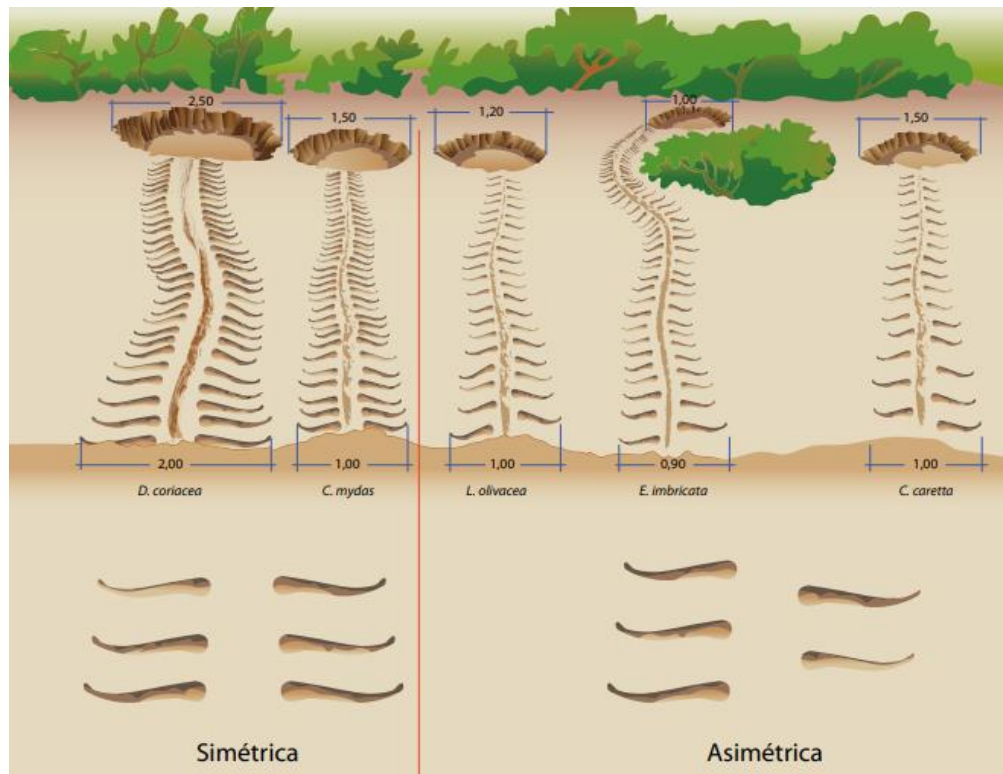


Figura 14. Tipos de rastros simétricos y asimétricos de cada especie.

Fuente: Chacón *et al.* (2008)

Cabe resaltar que los rastros de *E. imbricata* y *L. olivacea* son bastante similares, por lo que es necesario tomar en cuenta la posición del nido en el perfil de playa para tener mejor certeza de la especie. Sin embargo, para estar completamente seguros, es necesario observar a la hembra o, alternativamente, identificar mediante la cantidad de huevos en el nido y/o los neonatos.

Luego de asignar un número de evento al rastro, se procedió a catalogarlo dependiendo del esfuerzo de anidación, que se clasificó en tres categorías: verdadero, falso o arrastre (Eckert *et al.*, 2000). Un rastro se consideró verdadero cuando presentaba una considerable perturbación en la arena producto de la construcción del nido, lo que indicaba una anidación exitosa (Figura 15. d y e). Mientras que, el rastro falso es producido por un esfuerzo de anidación inconcluso, donde a veces se puede observar una excavación superficial (Figura 15. c). También, un rastro podía consistir en un arrastre en forma de U, indicando que la tortuga salió a la playa y regresó al mar sin ningún intento de anidación (Figura 15. a y b). Una vez catalogado el rastro, se marcaba con una línea horizontal en la parte superior del rastro para evitar que fuera contando de nuevo. Para cada nido identificado, se registró la ubicación mediante un GPS.

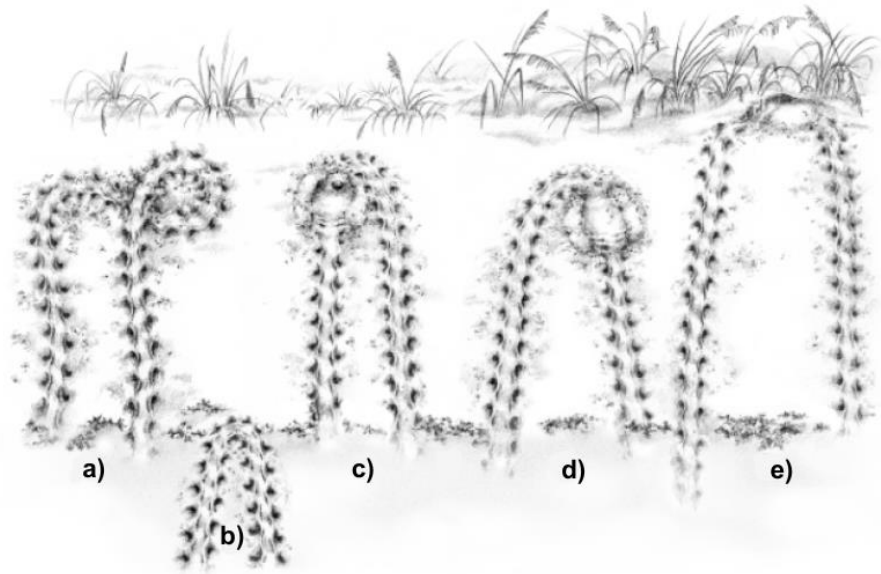


Figura 15. Ejemplos de rastros. a) y b) Arrastres: el rastro es continuo y extensivo en el primer ejemplo, sin ningún indicio de formación de cama, seguido de un arrastre en forma de U. c) Rastro falso: es notorio el inicio de formación de la cámara, pero queda inconclusa y expuesta. d) y e) Rastros verdaderos: es visible la construcción de la cama y la dispersión de arena producto del camuflaje del nido. Las diferentes zonas donde se encuentra el nido pueden indicar que se trata de especies distintas.

Fuente: Modificada de Eckert *et al.* (2000).

3.3.3 Hembras anidantes: Las especies de tortugas marinas fueron identificadas utilizando la guía de Eckert *et al.* (2000) y se tuvo en cuenta la cantidad de escamas prefrontales, centrales y laterales. La tortuga carey (Anexo 2) se caracteriza por alcanzar un tamaño aproximado de 90 cm en individuos adultos, también el borde del caparazón es marcadamente aserrado. La tortuga verde (Anexo 3) es la especie con el caparazón duro más grande, llegando a medir alrededor de 120 cm en adultos. Por último, la tortuga lora (Anexo 4) es la más pequeña de las tortugas marinas, con una longitud aproximada de 70 cm en adultos, y suele ser más ancha que larga. La tortuga laúd (Anexo 5) es fácilmente distinguible por su gran tamaño (hasta 180 cm), su caparazón blando y su coloración negra dorsalmente con varias manchas pequeñas de color blanco.

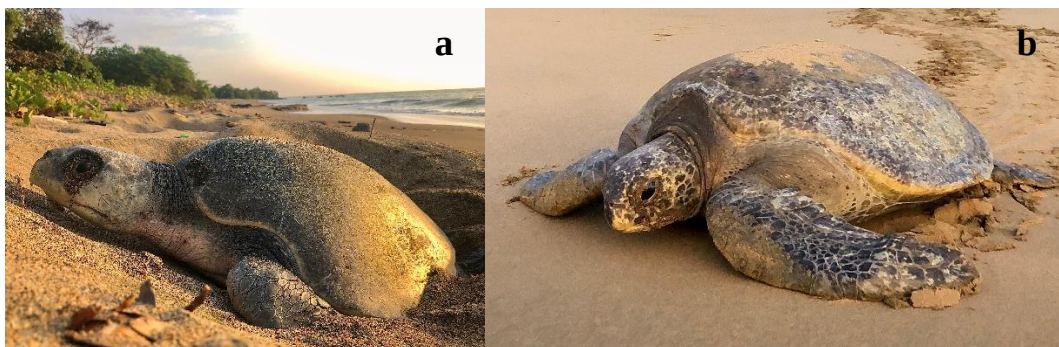


Figura 16. Individuos de tortuga lora (a) y tortuga verde (b). Fotografías tomadas durante el trabajo de campo.

Después de identificar la especie de la hembra anidante, se procedió a medir la longitud curva del caparazón (LCC), que se extiende desde el borde delantero del escudo nuchal hasta la unión de las escamas supracaudales, y el ancho curvo del caparazón (ACC), el cual se mide desde los escudos marginales derechos hasta los izquierdos, tomando siempre la sección más ancha del caparazón (Chacón & Passapera, 2004) (Anexo 6). Cabe señalar que las medidas se tomaron una vez la hembra terminó de desovar para no interferir en el proceso de anidación. Además, se observó si la hembra tenía alguna marca en sus aletas anteriores, y en caso de no tenerla, se le colocó una placa metálica (Iconel) sobre la segunda escama de la aleta izquierda para futuras identificaciones.

Finalmente, se calculó el éxito de anidación de las tortugas vistas durante la actividad de anidación y a las cuales se pudo confirmar la puesta del nido (Ricardo & Martín, 2016).

$$\text{Éxito de anidación} = \frac{\text{número de nidos}}{\text{intentos de anidación}} \times 100$$

3.3.4 Impactos humanos: Siguiendo los estándares de la herramienta NBIT para identificar los posibles impactos humanos que afectan la actividad de anidación, se determinó la presencia o ausencia de los siguientes factores mediante observaciones directas: infraestructuras, obstrucciones, disturbios y contaminación lumínica. Cada variable fue valorada en una escala de cero a cinco grados de amenaza (Rincón & Rodríguez, 2004).

Adicionalmente, durante los monitoreos se identificó el estado de los nidos, es decir, si habían sufrido algún tipo de alteración antrópica como saqueo por humanos o depredación por perros. En caso de encontrar un nido alterado, se intentaba determinar el responsable mediante observaciones de las huellas presentes cerca al nido y la presencia o ausencia de cascarones. Cuando el nido era saqueado por humanos, se encontraban huellas humanas y el nido estaba vacío.

3.3.5 Depredación: Además de las alteraciones antropogénicas, también se determinó si los nidos habían sido alterados por perros o por fauna silvestre. Si era depredado por perros, se observaban los cascarones esparcidos y el nido estaba bastante escarbado. Mientras que en el caso de ser depredado por fauna silvestre, era usual encontrar huellas principalmente de mapaches, pocos cascarones esparcidos, algunos huevos rotos en la superficie y solían quedar huevos en el fondo del nido.

3.4 Análisis estadístico

Para el análisis de los datos de anidación, se verificaron los supuestos de normalidad con la prueba de normalidad Shapiro-Wilk y la homogeneidad de varianzas con la prueba Levene. Ambos análisis indicaron que los datos no cumplían con los supuestos paramétricos, por lo que se procedió a utilizar pruebas no paramétricas para evaluar las diferencias significativas. Para analizar los valores de anidación, las distribuciones observadas en cada mes y a lo largo de los puntos de referencia, y determinar si la anidación estaba asociada con las fases lunares, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

La prueba de U de Mann-Whitney se empleó para determinar la variación de la proporción de los nidos en el perfil de playa. Además, se realizó un G-test para determinar si había una diferencia entre la distribución de avistamientos de las tortugas a lo largo de la noche. Las medidas de tendencia central, gráficos y análisis estadísticos se realizaron con un nivel de significancia (α) de 0.05, utilizando el software R 4.3.1 (R Core Team. 2023. R: a language and environment for statistical computing).

Capítulo 4

Resultados de la caracterización de la playa

En este primer capítulo de resultados se presentan los datos recopilados en campo sobre las mediciones geomorfológicas de la playa estudiada, cumpliendo así con el segundo objetivo específico: describir los aspectos físicos de la playa, como su longitud, ancho y pendiente. Para ello, se incluye una tabla que muestra los parámetros obtenidos en cada punto de referencia, el promedio calculado para toda la playa, y una representación gráfica del perfil de ésta.

Además, con el propósito de responder parte de la segunda pregunta de investigación: ¿cómo influye la pendiente en la actividad de anidación? y determinar si las hembras presentan preferencias de anidación en diferentes zonas y sectores de la playa, se analiza la actividad de anidación observada en los distintos puntos de referencia y se comparan estos resultados con las características físicas descritas de la playa.

También se discuten los resultados obtenidos mediante la herramienta NBIT tras registrar los datos necesarios y se realiza una comparación con otras playas de la Península de Azuero donde previamente se ha descrito actividad de anidación para responder al quinto objetivo específico. Por último, se describe la fauna y flora asociada a la playa, explorando su posible relación con la actividad de anidación observada.

4.1 Caracterización de la playa

4.1.1 Perfil de playa: A partir de las mediciones tomadas, se estandarizaron los aspectos geomorfológicos para cada punto de referencia, como se muestra en el Cuadro 1. La playa presenta un ancho promedio de 88.9 ± 44 m, una elevación promedio de 4.14 ± 0.55 m y una pendiente promedio de $3.13 \pm 1.24^\circ$.

Tabla 1. Características geomorfológicas de los 11 puntos de referencia de Playa Morrillo.

Punto de referencia	Ancho (m)	Elevación (m)	Pendiente (%)	Pendiente (°)
A	53	3.98	7.76	4.44
B	58	4.21	8.07	4.62
C	53	4.53	8.85	5.06
D	78	4.42	5.83	3.34
E	68	4.15	6.16	3.52
F	83	4.82	4.36	2.50
G	93	4.58	4.47	2.56

H	73	4.07	4.42	2.53
I	83	4.16	5.2	2.98
J	133	4.75	3.74	2.14
K	203	2.85	1.34	0.77

En la Figura 17 se pueden analizar gráficamente los 11 perfiles de playa tomados en playa Morrillo. El primer perfil, correspondiente al punto de referencia A, se encuentra en la zona más al noroeste de la playa y presenta la sección más estrecha con un ancho de 53 m. Los dos puntos de referencia siguientes (B y C) también tienen un ancho menor al resto de la playa (58 m). Esta primera sección exhibe la menor extensión, pero a su vez, muestra las pendientes más pronunciadas de toda la playa, siendo el punto C el más inclinado con una pendiente de 5.06° .

Los perfiles de los puntos D a I muestran una mayor homogeneidad en términos de ancho y pendiente, lo que indica la regularidad del terreno en esta zona. Por otro lado, el punto de referencia K, situado en el extremo sureste de la playa, tiene un ancho de 203 m, lo que lo convierte en la sección más extensa, seguido del punto J con un ancho de 133 m. Además, este extremo de la playa presenta la pendiente más baja, con solo 0.77° , debido a su proximidad a la desembocadura del río.

En términos generales, se puede observar que la playa presenta una disminución en la pendiente y un aumento en el ancho conforme se acerca a la desembocadura al río. Esto se debe al constante aporte sedimentario del río a la playa y al periódico cambio de rumbo de la desembocadura, lo que provoca la inundación seguida del punto K.

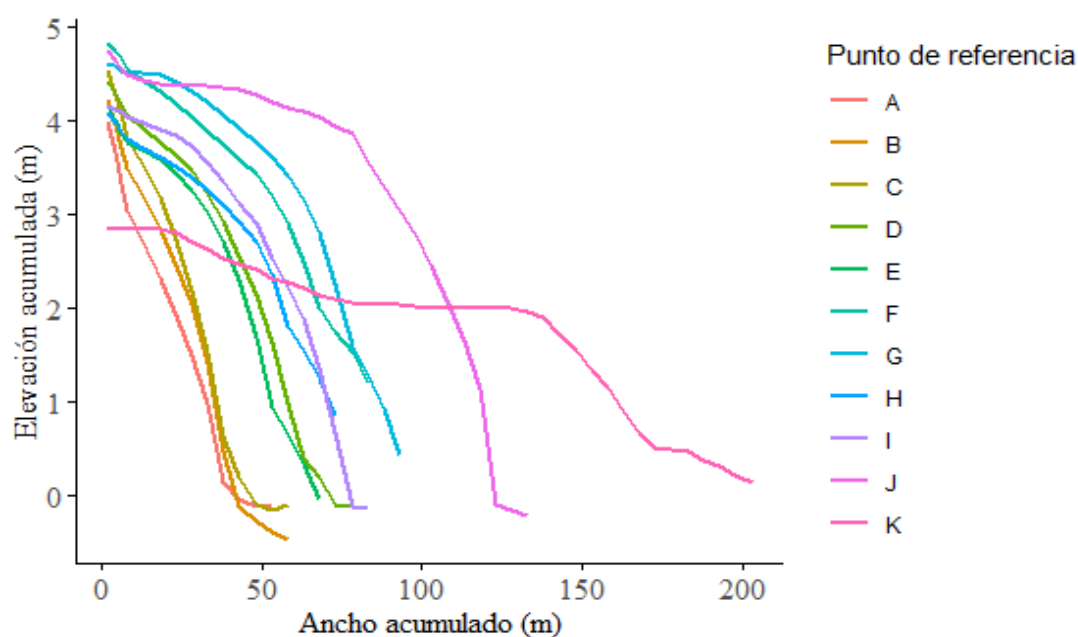


Figura 17. Perfil de playa Morrillo.

Esta playa es altamente dinámica y experimenta considerables fluctuaciones en su banco de arena, las cuales varían en función de la fase lunar y las corrientes. Es importante destacar que durante el estudio se observó la formación de paredes de erosión, conocidas como bermas, que alcanzaron más de un metro de altura en algunas zonas de la playa, asociadas principalmente a los periodos de aguaje. Asimismo, en varios puntos se observó la caída de varias palmas debido a los fuertes oleajes. A pesar de estos cambios intensos y rápidos, la morfología general de la playa se mantiene relativamente estable debido a la renovación periódica del sedimento.

4.2 Caracterización de la playa y la actividad de anidación

La morfología de la playa, principalmente la pendiente y el ancho, se consideran factores importantes para la selección del sitio de anidación de las tortugas marinas. En playa Morrillo, se puede destacar que hay una notable diferencia en la distribución de la actividad de anidación a lo largo de los puntos de referencia, la cual fue estadísticamente significativa (Test de Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 24.23$, $df = 10$, $p = 0.007$; Figura 18. a).

Los puntos de referencia que presentaron el mayor número de anidaciones fueron D, E y G. Esto podría deberse a que esta zona cuenta con un ancho y una pendiente adecuados para la anidación, lo que facilitó el acceso a la zona alta. En cuanto a la distribución de los nidos y la tendencia espacial de la actividad de anidación, se observa gráficamente que la anidación para las tres especies varió a lo largo de los puntos de referencia (Figura 18. b). *L. olivacea* anidó con mayor frecuencia en los puntos D, E y G, mientras que *C. mydas* lo hizo en los puntos E y G, y *E. imbricata* en el punto E.

Se observa una disminución en el número de nidos ubicados en los extremos de la playa, puntos A y K, lo que se debe principalmente a los aspectos morfológicos de esas zonas. El punto de referencia A presenta grandes formaciones rocosas, una pendiente más pronunciada y un menor ancho, lo que implica menos distancia entre la línea de la marea y la zona de anidación. Mientras que, el punto de referencia K se encuentra próximo a la desembocadura del río, el cual cambia frecuentemente su curso, inundando y modificando el área disponible para la anidación. Además, esta es la sección más extensa de la playa, lo que puede representar un mayor gasto energético para las tortugas al tener que recorrer una gran distancia hasta llegar a la zona de anidación.

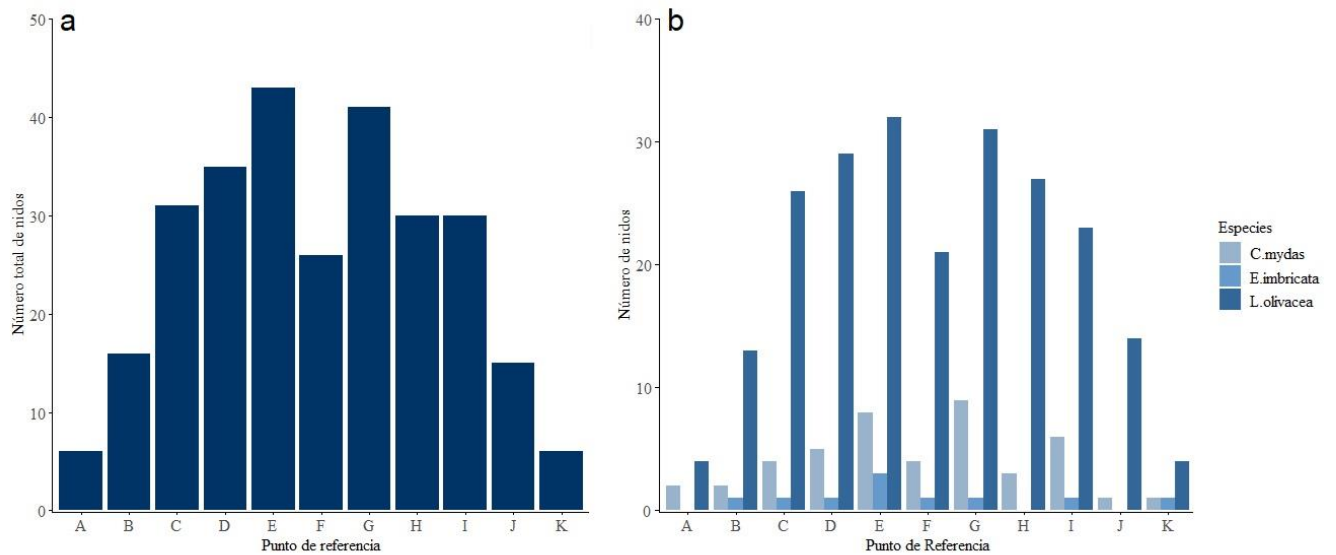


Figura 18. a) Total de nidos registrados en cada punto de referencia. b) nidos registrados para cada especie en los puntos de referencia de la playa.

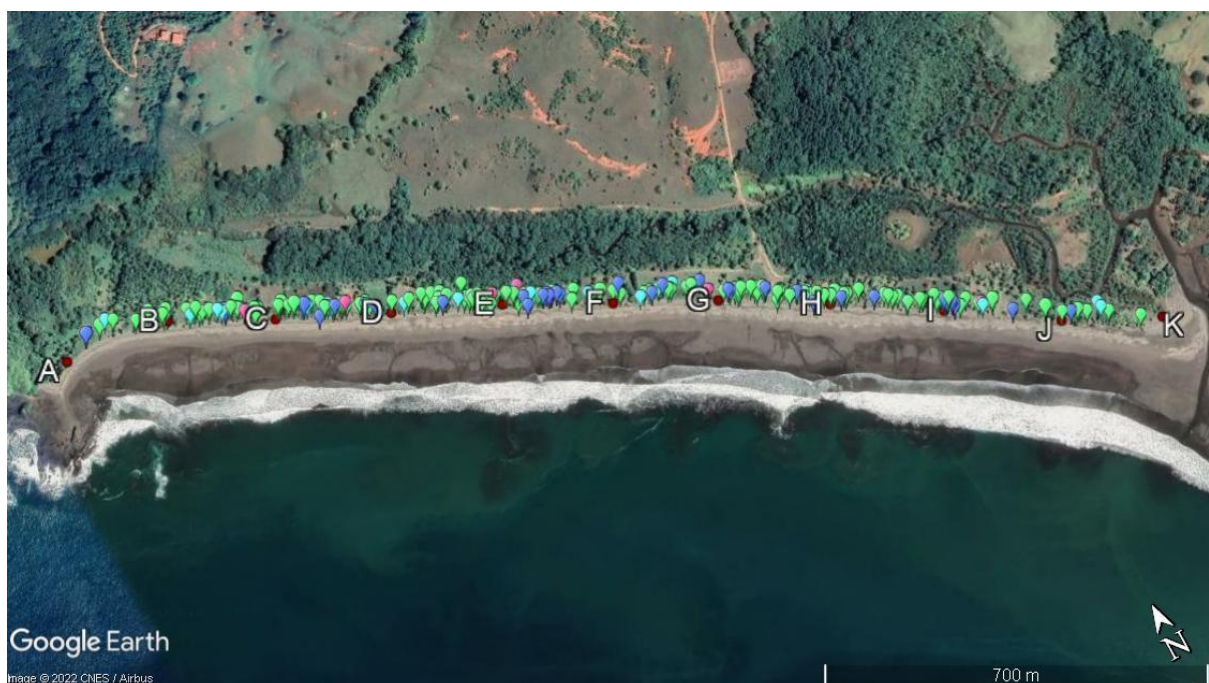


Figura 19. Mapa del geoposicionamiento de los nidos localizados en playa Morrillo. El color verde corresponde a los nidos de *L. olivacea*, el color azul a *C. mydas*, el color rosa a *E. imbricata* y el celeste a los nidos indeterminados.

A partir de los resultados presentados en este capítulo, es posible responder a la hipótesis planteada sobre cómo la pendiente de la playa influye en la actividad de anidación. Los hallazgos confirman la predicción inicial, ya que se observó una menor actividad de

anidación en la zona A con una pendiente más pronunciada. Además, se identificó una disminución significativa en la actividad de anidación en la zona K con la pendiente más baja y el ancho más extenso de toda la playa.

4.2.2 Herramienta indicadora de playas de anidación: Por otro lado, los resultados obtenidos para las características descritas por la herramienta NBIT fueron: sedimento compuesto principalmente de arena con grava, una elevación promedio de 4.14 m (> 2 m), un ancho promedio de 88.9 m (> 15 m), una pendiente promedio baja de 3.13° ($< 5^\circ$) y una longitud total de 2.2 km (> 1 km). Al ingresar estos datos en la herramienta, el resultado fue un recuadro de color verde, lo que indica que se predice que playa Morrillo muestra un alto potencial para tener anidación regular (Anexo 7). Es importante destacar que este resultado es indicativo, no concluyente, por lo que se requieren más estudios a largo plazo en el área para determinar la verdadera importancia de la playa para la anidación. Sin embargo, la actividad de monitoreo de esta investigación confirmó su idoneidad como playa de anidación.

Las características físicas descritas de playa Morrillo permiten compararla con otras dos playas de anidación cercanas, Mata Oscura y Malena, que cuentan con programas de conservación establecidos desde hace varios años. Esta comparación facilita evaluar si el área de estudio presenta condiciones similares y favorables para la anidación de tortugas marinas.

En relación con playa Mata Oscura, la playa más próxima siguiendo la costa hacia el sur, González (2013) llevó a cabo una caracterización. Según este estudio, el sedimento de Mata Oscura está compuesto principalmente por arena con grava, tiene una elevación promedio de 1.13 m y una longitud total de 4.7 km. Por otro lado, playa Malena se encuentra a 13.4 km de distancia en dirección norte. Foy (2021) evaluó la idoneidad de esta playa para la anidación de la tortuga lora utilizando la herramienta NBIT. Los resultados encontrados fueron un sedimento compuesto principalmente por arena con grava, una elevación > 2 m, un ancho > 15 m, una pendiente moderada $> 5^\circ$ y una longitud total de 851 m.

Además, es posible realizar una comparación similar con otras playas ubicadas en la Península de Azuero que también fueron monitoreadas y caracterizadas utilizando la herramienta NBIT, como El Gato y Cascajilloso (Flores *et al.*, 2021; Flores & De La Cruz, 2023). Ambas playas están situadas en la costa occidental de la Península de Azuero, al sur de la playa de estudio.

Los resultados de estas investigaciones coincidieron en su mayoría con los obtenidos para playa Morrillo. Las playas El Gato y Cascajilloso presentan una elevación superior a 2 metros, un ancho mayor a 15 metros y una pendiente baja. Sin embargo, El Gato difiere de las demás playas al presentar un sedimento compuesto solamente de arena y una longitud total entre 200 m y 1 km. Por otro lado, Cascajilloso destaca como la playa más extensa, con una longitud total de 6.7 km (Flores *et al.*, 2021; Flores & De La Cruz, 2023).

En resumen, las playas de anidación evaluadas comparten el mismo tipo de sedimentación y se encuentran cercanas a desembocaduras de ríos. Sin embargo, difieren en su longitud total. Tomando en cuenta estas similitudes, playa Morrillo presenta las condiciones físicas para albergar una densidad de anidación similar a las playas Mata Oscura y Malena, y demuestra

la importancia de hacer un estudio más riguroso en playa El Gato y Cascajilloso para identificar los patrones de anidación.

Los análisis realizados con la herramienta NBIT arrojan un resultado teórico alentador sobre las características físicas del área de estudio. Según esta herramienta, la playa reúne las condiciones necesarias para favorecer la actividad de anidación de las tortugas marinas. Además, al comparar playa Morrillo con Mata Oscura y Malena, se observa que presentan características similares y son todas aptas para la anidación de tortugas marinas.

4.2.3 Flora y fauna: El paisaje en el área de estudio se caracteriza por una variabilidad limitada en cuanto a la vegetación, con la identificación de nueve especies. La mayoría de los puntos de referencia presentan amplias áreas con palmeras, arbustos y vegetación herbácea. Entre las especies leñosas más abundantes se encuentran la palma de coco (*Cocos nucifera*), el noni (*Morinda citrifolia*), el almendro (*Terminalia catappa*) y el calabacito de playa (*Amphitecna latifolia*). Además, se observaron algunos individuos de mangle negro (*Avicennia germinans*) únicamente en el punto de referencia K, debido a su proximidad al río. Por otro lado, en la playa predomina la presencia de especies herbáceas rastreras, como la grama china (*Bouteloua erecta*), el bejuco de playa (*Canavalia rosea*), el lirio de playa (*Hymenocallis caribaea*) y el pasto indiana (*Pennisetum purpureum*), siendo ésta última una especie invasora.



Figura 20. Vista general de la vegetación presente en playa Morrillo.

En relación con la fauna, se identificaron 26 especies asociadas a la playa (Anexo 8). Se observó una interacción notable entre el mapache (*Procyon lotor*) y las tortugas marinas, ya que el mapache es un depredador natural de los huevos de las tortugas, llegando a depredar el 3% de los nidos durante la temporada. Además, se identificó una asociación con los cangrejos ermitaños (*Coenobita compressus*), que se encargaban de depredar los huevos restantes de los nidos expuestos.

Varias especies de aves rapaces, como el caracara (*Caracara cheriway*), el caracara chimachima (*Milvago chimachima*) y los gallinazos (*Cathartes aura*, *Coragyps atratus*), también aprovechan los nidos expuestos para alimentarse de los huevos remanentes. Asimismo, se ha observado un comportamiento predatorio en varias especies de cangrejos, como el cangrejo fantasma (*Ocypode occidentalis*), que acechan a los neonatos mientras se dirigen al mar.

Capítulo 5

Resultados de la actividad de anidación

En este segundo capítulo de resultados, se busca responder a las siguientes preguntas de investigación: ¿Cómo es la actividad de anidación de las tortugas marinas en Playa Morrillo, Panamá? ¿Cómo influyen la vegetación y las fases lunares en la actividad de anidación? ¿Qué impactos ejerce la actividad humana y cuál es su repercusión en la anidación de las tortugas marinas?

Para cumplir con el primer objetivo específico: determinar las especies anidantes, el número de nidos y hembras anidantes, así como la frecuencia de reanidación, en este capítulo se presentan los datos de anidación de las especies de tortugas marinas presentes en el área de estudio. Se incluye un resumen de la actividad de anidación durante la temporada y las medidas biométricas de las hembras observadas. A partir de estos resultados, se realiza una comparación con los datos obtenidos para la misma temporada de anidación de playa Mata Oscura y Malena, con el fin de resolver el quinto objetivo específico.

En relación con el tercer objetivo específico: identificar si las fases lunares y la presencia de vegetación influyen en la actividad de anidación de las tortugas marinas, se analiza la actividad de anidación en función de diversas variables, tales como la hora de avistamiento, la posición del nido en el perfil de la playa y la fase lunar. Por último, para abordar el cuarto objetivo específico: identificar los factores naturales y antropogénicos que afectan la actividad de anidación de las tortugas marinas en Playa Morrillo, se presentan las principales amenazas antropogénicas identificadas, así como el impacto de la depredación por fauna silvestre en la actividad de anidación.

5.1 Caracterización de la actividad de anidación

El monitoreo en playa Morrillo se desarrolló entre los meses de julio y noviembre del 2021. Durante este periodo, se registraron un total de 445 eventos, que incluyen rastros verdaderos, rastros falsos y arrastres. Se observó la presencia de dos especies de tortugas marinas: *Lepidochelys olivacea*, con 315 eventos, y *Chelonia mydas*, con 83 eventos. Además, se documentaron 18 eventos atribuidos a *Eretmochelys imbricata*. Aunque no se pudo verificar la presencia de la tortuga carey por observación directa, su actividad de anidación fue identificada por las características de los rastros y la posición en el perfil de playa, lo que sugiere que los datos obtenidos podrían corresponder a la tortuga carey. Es importante destacar que en varios eventos no se pudo determinar la especie, ya que las camas fueron registradas durante el monitoreo diurno y las mareas habían borrado los rastros. Como resultado, 29 eventos fueron clasificados como indeterminados.

De los 445 eventos registrados, 300 (67.4%) fueron catalogados como nidos efectivos o verdaderos, 77 (17.3%) como eventos falsos y 68 (15.3%) como arrastres. Para todas las actividades, se determinó el ancho promedio de los rastros para las diferentes especies. Para *C. mydas*, este promedio fue de 75.0 ± 9.4 cm (rango de 55.3 a 94.6 cm); para *L. olivacea*, fue de 66.6 ± 5.6 cm (rango de 51.6 a 89.3 cm); y para *E. imbricata* fue de 72.2 ± 5.7 cm (rango de 59.6 a 79.3 cm).

El pico de actividad durante la temporada ocurrió en septiembre, con un total de 173 eventos, mientras que julio fue el mes menos activo, con solo 28 eventos. En cuanto a las especies, septiembre registró el mayor número de eventos para *L. olivacea*, mientras que julio fue el mes con la menor actividad. Para *C. mydas*, agosto fue el mes con más eventos registrados, mientras que julio y octubre mostraron una baja actividad. Finalmente, *E. imbricata* fue la especie menos frecuente en la temporada, presentando eventos solo en los meses de agosto y septiembre, siendo agosto el mes con el mayor número de registros (Figura 21).

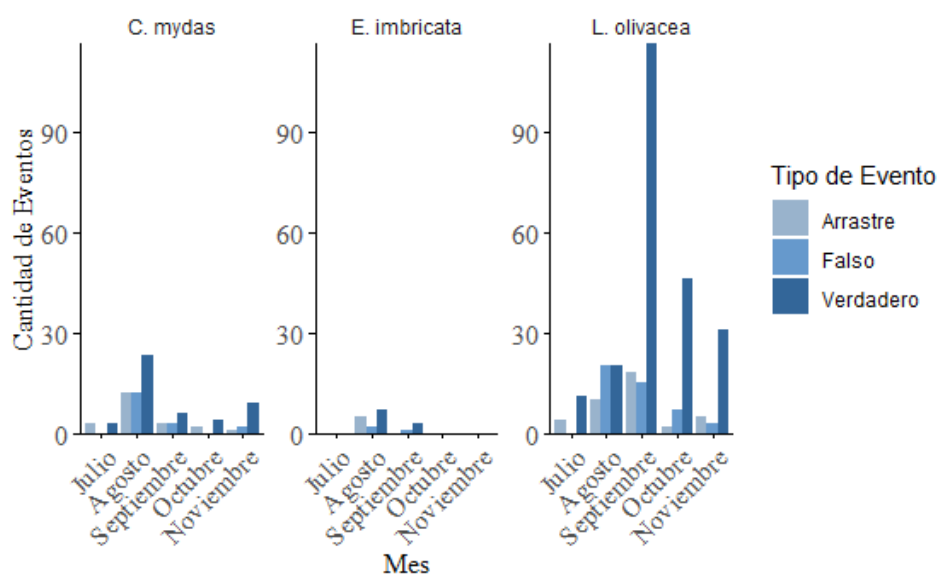


Figura 21. Eventos reportados por especie a lo largo de la temporada.

Durante el periodo de estudio, se localizaron un total de 300 nidos, de los cuales 224 corresponden a *L. olivacea*, 45 a *C. mydas*, 10 a *E. imbricata*, y para 21 nidos no fue posible identificar la especie. Se encontró una diferencia significativa en el número total de nidos de la temporada entre las especies (Test de Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 10.025$, $df = 2$, $p = 0.006$). Sin embargo, la cantidad total de nidos no cambia significativamente entre los meses de julio a noviembre (Test de Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 1.942$, $df = 4$, $p = 0.746$; Figura 22).

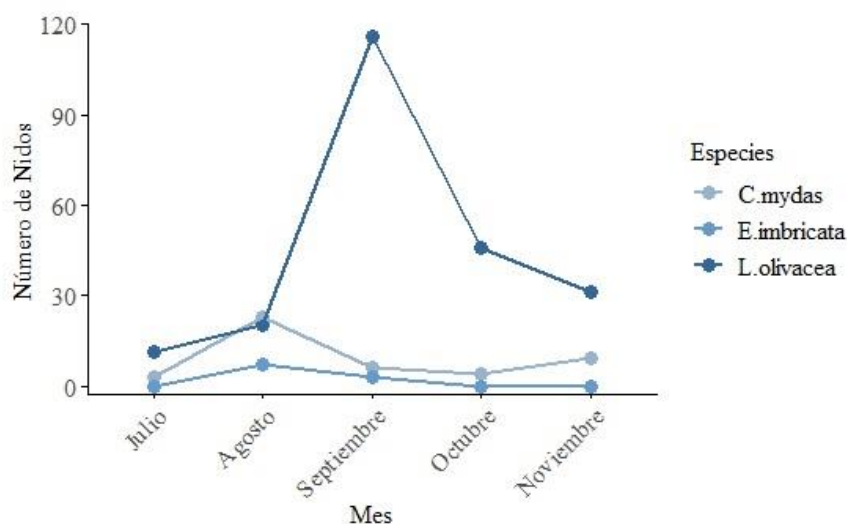


Figura 22. Número de nidos de cada especie a lo largo de la temporada

Con el propósito de realizar una comparación con otras playas de anidación del área, se recopilaban los datos sobre el número de nidos registrados en playa Mata Oscura y Malena durante los mismos meses de monitoreo de 2021. En Mata Oscura el total de nidos registrados fue de 221 (J. Rodríguez, comunicación personal), mientras que en Malena el total fue de 402 nidos (A. González, comunicación personal). Este análisis comparativo sugiere que playa Morrillo presenta una densidad de nidos similar a las playas cercanas que cuentan con programas de conservación.

5.1.1 Zona de anidación: Con respecto a la distribución de los nidos a lo largo del perfil de playa, se encontró que las tortugas utilizaron la zona alta y media de la playa. Con un total de 271 nidos (90.3 %), la parte alta obtuvo una mayor preferencia como zona de anidación por parte de las tortugas marinas. Esta diferencia fue estadísticamente significativa (Test de Mann-Whitney: $U = -8.85$ $p = <0.001$). Es importante destacar que *C. mydas* y *E. imbricata* prefirieron las zonas altas de la playa con presencia de vegetación para llevar a cabo el proceso de anidación, mientras que *L. olivacea* optó por zonas altas y sin presencia de vegetación, además fue la única especie que anidó en media playa, con un total de 29 nidos (9.7 %).

5.1.2 Fase lunar: Durante esta temporada, las tortugas mostraron preferencia por anidar durante las fases creciente gibosa, menguante gibosa y menguante cóncava. La mayoría de los nidos de *L. olivacea* se presentaron durante dichas fases, mientras que *C. mydas* presentó mayor anidación durante la fase menguante cóncava y *E. imbricata* tuvo una mayor cantidad de nidos puestos durante la menguante gibosa (Figura 23). No obstante, no hubo una asociación significativa entre el número de nidos y las fases lunares (Test de Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 2.582$, $df = 7$, $p = 0.920$).

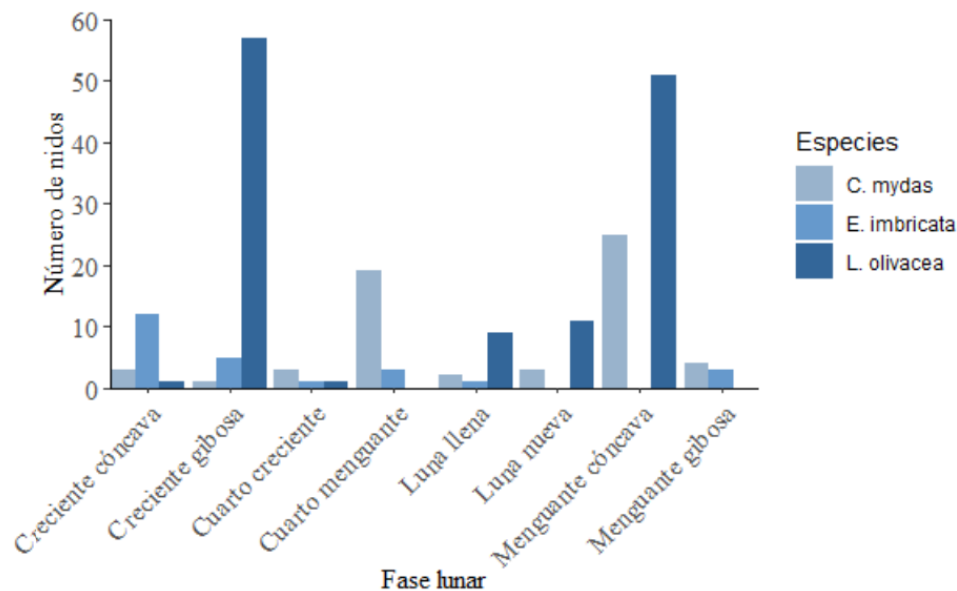


Figura 23. Número de nidos puestos por especie durante las distintas fases lunares.

5.1.3 Hembras anidantes: En total, se encontraron 78 hembras anidantes, de las cuales 60 corresponden a *L. olivacea* y 18 a *C. mydas*. Además, se registraron dos recapturas de *L. olivacea*, con un periodo de reanidación de 19 y 33 días. El éxito de anidación de las 60 tortugas de *L. olivacea* marcadas fue del 83.3 %, mientras que el de *C. mydas* fue de 61.1 %. El LCC para *L. olivacea* fue de 65.2 ± 3.5 cm (rango de 53.0 a 72.0 cm) y el ACC de 69.5 ± 3.2 cm (rango de 59.0 a 79.0 cm). Para *C. mydas* el LCC fue de 74.6 ± 6.5 cm (rango de 68.0 a 88.0 cm) y el ACC de 69.6 ± 5.9 cm (rango de 65.0 a 80.0 cm).

Se encontró una diferencia significativa en el número de hembras avistadas por mes (Test de Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 32.534$, $df = 4$, $p = <0.001$), siendo septiembre el mes con mayor registro de hembras anidantes de *L. olivacea*, mientras que durante los meses de julio y noviembre se encontró la menor cantidad de hembras de esta especie. En cuanto a *C. mydas*, agosto fue el mes con el mayor número de avistamientos, mientras que noviembre presentó el menor número de individuos observados.

Las hembras fueron encontradas a lo largo de toda la noche, siendo el primer avistamiento a las 8:20 pm y el último a las 5:50 am. Puede observarse en la Figura 24 que las horas de avistamiento varían para cada especie. En el caso de *L. olivacea*, esta presentó un pico de avistamiento entre las 10 y las 11 pm, mientras que *C. mydas* fue encontrada a distintas horas a lo largo de la noche. Esta diferencia entre la distribución de avistamientos de las tortugas a lo largo de la noche varía significativamente entre las dos especies (G-test: $\chi^2 = 20.444$, $df = 9$, $p = 0.015$).

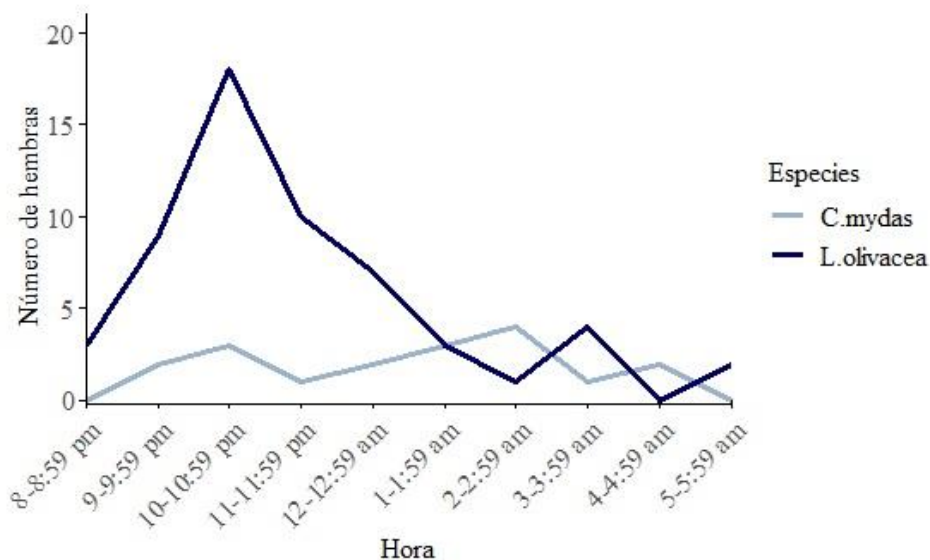


Figura 24. Reporte de las horas en las que fueron avistadas las hembras anidantes.

5.1.4 Impactos humanos: Los resultados en relación con los impactos humanos que afectan la actividad de anidación según la herramienta NBIT se encuentran en la Tabla 2. Para cada factor evaluado, se le asignó un valor dependiendo de lo observado durante el monitoreo. Con respecto a las infraestructuras, a lo largo de la playa se encuentran pocas construcciones; dos viviendas abandonadas y un hostel. El hostel se encuentra ubicado entre los puntos de referencia C-D y es la única infraestructura que se encuentra habitada. Para las obstrucciones, se observó frecuentemente la presencia de madera de deriva y de basuras a lo largo de la playa que obstruían la actividad de anidación. Los disturbios identificados fueron principalmente en el hostel, en donde se suelen hacer ocasionalmente fogatas en la playa, además, fueron algunos carros y motos fueron vistos transitando por la playa. Por último, en relación con la contaminación lumínica, el hostel cuenta con algunos focos de luz que suelen estar encendidos y en los cerros cercanos a la playa hay una antena que cuenta con un gran foco que ilumina significativamente la playa. A partir de esta evaluación, la herramienta NBIT concluye que es probable que los impactos humanos ya estén afectando la actividad de anidación.

Tabla 2. Evaluación de impactos humanos de la herramienta NBIT, en donde 0 significa “ningún impacto” y 5 “completamente impactado”.

	0	1	2	3	4	5
Infraestructuras (construcciones fijas o semi-fijas)		X				
Obstrucciones en la playa (troncos, botes, etc.)				X		
Disturbios en la playa (recreación, pesca, excavaciones, etc.)		X				
Polución lumínica			X			

Por otro lado, se registró una pérdida del 30.33 % del total de los nidos de las tres especies (Figura 25). La amenaza antropogénica directa más frecuente fue el saqueo de los nidos por parte de los “hueveros”, quienes extrajeron el 12.33 % del total de los nidos. Además, se observó que la cantidad de nidos saqueados disminuyó a lo largo de la temporada, siendo agosto el mes con más nidos saqueados (14), seguido de septiembre (13), octubre (7) y noviembre (3). Cabe mencionar que, a finales de octubre se encontró una tortuga lora muerta en la playa, víctima de la acción humana, con el plastrón abierto para la extracción de sus huevos. Por otro lado, el 2.67 % de los casos no se pudieron identificar las causas de la pérdida de los nidos. Sin embargo, se determinó que la actividad humana está afectando la actividad de anidación de las tortugas marinas en esta playa.

5.1.5 Depredación: Con respecto a la depredación, la segunda amenaza antropogénica indirecta identificada fue la depredación por perros, que afectó al 12.33 % de los nidos y por parte de fauna silvestre, el 3% fue causado por la depredación de mapaches. (Figura 25).

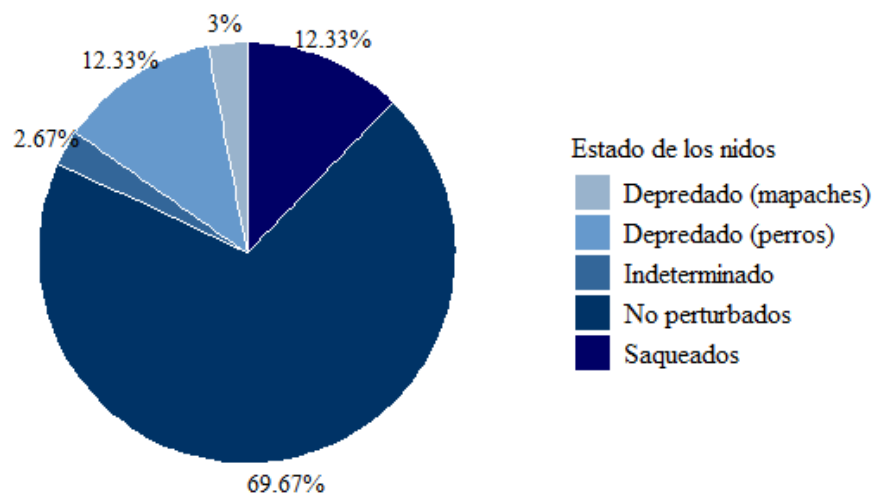


Figura 25. Porcentaje total de nidos de las tres especies, incluyendo los no alterados, saqueados por humanos y depredados.

Partiendo de los resultados presentados en este capítulo, se concluye que la playa de estudio presenta anidaciones regulares de tres especies de tortugas marinas y que esta actividad está siendo afectada por la intervención humana. Asimismo, se confirma la hipótesis de que playa Morrillo posee condiciones físicas adecuadas para la anidación, así una densidad de nidos similar a playas circundantes que cuentan con actividad de anidación.

En cuanto a la hipótesis planteada sobre la influencia de la vegetación en la selección de los sitios de anidación para cada especie, los resultados confirman que las predicciones iniciales son correctas. Aunque las tres especies mostraron preferencia por anidar en la zona alta de la playa, la presencia de vegetación desempeña un papel importante en la elección del sitio de

desove. En particular, las tortugas Carey y verde prefieren anidar en áreas con vegetación, mientras que la tortuga lora prefiere hacerlo en zonas libres de vegetación.

Por otro lado, en relación con la hipótesis sobre cómo la fase lunar podría influir en la actividad de anidación, los resultados no evidenciaron una relación significativa. La predicción que sugería un aumento en la actividad de anidación durante las fases creciente y menguante de la luna no fue acertada, ya que no se observó una tendencia marcada entre la anidación y las fases lunares.

Finalmente, se confirma la hipótesis de que la actividad humana está afectando el ciclo reproductivo de las tortugas marinas en la playa Morrillo, siendo acertada la predicción al encontrarse un porcentaje de nidos saqueados por humanos. Además, se identificó la presencia de perros domésticos sueltos como una amenaza antropogénica adicional que impacta negativamente la actividad de anidación. Por otro lado, la herramienta NBIT permitió determinar que la presencia humana y su impacto en la morfología de la playa también están alterando significativamente esta actividad.

Capítulo 6

Discusión

El principal objetivo de esta tesis fue caracterizar y analizar la actividad de anidación de las tortugas marinas en Playa Morrillo. Dado que no existe un estudio oficial sobre esta playa y que forma parte de una región clave para la reproducción de estas especies, era fundamental investigar los patrones de anidación y evaluar la influencia de las características geomorfológicas del área, así como el impacto de la actividad humana en este proceso. Los hallazgos de este estudio no solo contribuyen al conocimiento científico sobre la ecología de anidación en la zona, sino que también sirven de base para futuras estrategias de conservación y manejo.

Los resultados de este estudio confirman que Playa Morrillo es un área importante para la anidación de las tortugas marinas en el Pacífico panameño. Durante el trabajo en campo, se caracterizó la playa y se registró la actividad de anidación de tres especies de tortugas marinas, confirmándose la presencia de dos de ellas. Se determinó que las características físicas de la playa, evaluadas mediante la herramienta NBIT, resultaron ser propicias para la anidación. Este análisis permitió confirmar las hipótesis 1 y 2, ya que se identificó que la pendiente de la playa y la vegetación influyen sobre la selección de sitios de anidación. Sin embargo, la hipótesis 3 fue refutada, pues no se encontró evidencia de que las fases lunares afecten la actividad de anidación.

Por otro lado, se confirmó la hipótesis 4, ya que la actividad de anidación observada en playa Morrillo es comparable a la de otras playas dentro de la ZEMMC que cuentan con programas establecidos de conservación de tortugas marinas. Finalmente, se demuestra que, a pesar de su importancia ecológica, la actividad humana ya está afectando el ciclo reproductivo de las tortugas marinas en esta playa, lo cual concuerda con lo planteado en la hipótesis 5.

Para comprender mejor la dinámica de anidación en Playa Morrillo, es fundamental analizar los factores ambientales y antropogénicos que influyen en este proceso. En este capítulo, se interpretan los resultados obtenidos junto con estudios previos y el contexto ecológico de la región. Este análisis permite no solo entender las condiciones actuales del área de estudio, sino también demostrar su relevancia ecológica, e identificar las posibles amenazas y proponer estrategias para su conservación.

6.1 Caracterización de la playa

6.1.1 Perfil de playa: Las tortugas marinas consideran varios factores para la selección de playas de anidación, entre ellos: el área disponible para el desove, la pendiente, el contenido orgánico, la humedad de la arena y el tipo de grano (Rincón & Rodríguez, 2004; Piedra & Morales, 2015; Garcés *et al.*, 2020). A partir de la caracterización del área de estudio, se ha determinado que la playa presenta un ancho favorable para la anidación (70 m) y una pendiente baja (entre 2 y 4°), lo que facilita el acceso de las tortugas a las zonas de desove (Cabrera-Ramírez *et al.*, 2018). Además, se ha demostrado que la elevación de los nidos sobre el nivel del mar es un factor clave para la selección del sitio de anidación (Zare *et al.*, 2012). Por último, la distribución de la vegetación también influye en la selección del sitio, dependiendo de la especie (Horrocks & Scott, 1991).

Estas preferencias han sido descritas anteriormente en otras playas para la tortuga lora, carey y verde, y coinciden con las características encontradas en playa Morrillo. La tortuga lora suele frecuentar zonas de poca pendiente, cerca de cinco grados, y suele anidar en zonas de mayor anchura (Rojas *et al.*, 2016; Mejía, 2020). También, se ha descrito una marcada tendencia por anidar lejos de la línea de marea alta, lo cual está directamente relacionado con el ancho de la playa (Ávila-Aguilar, 2015).

La tortuga carey prefiere anidar en zonas con poca pendiente (Ficetola, 2007) y a una elevación media sobre el nivel del mar (Horrocks & Scott, 1991). En playas con elevaciones menos pronunciadas, las hembras anidan más lejos de la línea de marea alta, por lo que están dispuestas a desplazarse mayores distancias para alcanzar la elevación óptima, incluso si esto implica un mayor gasto energético (Horrocks & Scott, 1991; Zare *et al.*, 2012).

Se ha descrito que los nidos de esta especie, ubicados en las zonas más altas de la playa, a una elevación promedio de 2 m sobre el nivel del mar, presentan un mayor éxito de emergencia (es decir, un mayor número de neonatos que emergen del nido) en comparación con aquellos situados a elevaciones menores o mayores (Zare *et al.*, 2012). Los resultados de este estudio coinciden con estos hallazgos, ya que las nidadas registradas de la tortuga carey se localizaron en las zonas altas, a más de 2 m de elevación, lo que podría favorecer la producción de neonatos de esta especie en playa Morrillo.

La tortuga verde requiere zonas con baja pendiente, distancias cortas (< 20 m) entre la zona intermareal y la supralitoral, ausencia de grandes obstáculos físicos y fácil acceso a las zonas altas de la playa (Cuevas *et al.*, 2010; Zavaleta-Lizárraga & Morales-Mávila, 2013). Según Bellini *et al.* (1996), esta especie tiende a salir a anidar cerca de la marea alta, disminuyendo así la distancia que debe recorrer en la playa para llegar a la cobertura vegetal, disminuyendo el riesgo de quedarse varada en las aguas de marea baja.

Es posible que esta estrategia sea utilizada por *C. mydas* en playa Morrillo, puesto que los puntos de referencia con mayor actividad de anidación de esta especie presentan un ancho mayor de 68 m durante la marea baja. Por lo tanto, es necesario registrar en futuras investigaciones la fase de la marea al momento de encontrar una hembra anidante, con el fin de evaluar si existe relación entre la marea y emergencia del agua de la hembra anidante. Este factor podría ser decisivo para optimizar el monitoreo en campo y facilitar el encuentro con hembras anidantes de esta especie.

Por otro lado, los puntos de referencia A y K fueron las zonas de la playa en dónde la anidación difirió significativamente. Esta variación puede deberse a que elevaciones muy bajas, como el caso del punto K, pueden causar la inundación de los nidos (Fish *et al.*, 2005), lo que resulta en una menor actividad de anidación (Zare *et al.*, 2012), lo cual fue corroborado durante el estudio. Mientras que, las zonas con cobertura rocosa, presentes en el punto A, suelen ser evitadas por las tortugas debido a que dificultan el acceso a las zonas altas de la playa (Ficetola, 2007).

La presencia de ríos cercanos a las playas de anidación es un factor importante. Los ríos aportan una constante renovación de sedimento, lo cual es indispensable para que las playas se mantengan aptas para el desove de las tortugas marinas (Cabrera-Ramírez *et al.*, 2018). Además, la tortuga lora muestra una preferencia por anidar en playas cercanas a desembocaduras de ríos (Tripathy *et al.*, 2003; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2014; Ávila-Aguilar, 2015; Shanker, 2021), lo que se observó en este estudio.

6.1.2 Herramienta indicadora de playas de anidación: El resultado obtenido mediante la herramienta NBIT, junto con la comparación realizada entre las playas Morrillo, Mata Oscura, Malena, El Gato y Cascajilloso, demuestran que las características físicas de la zona de estudio son adecuadas para la anidación regular de las tortugas marinas.

Una de las características que comparten playa Morrillo y las demás playas mencionadas es el tipo de sedimento, compuesto principalmente por arena. Las propiedades del sedimento son determinantes para el éxito y la viabilidad de los nidos (Palaparthi *et al.*, 2024). Este tipo de sedimento facilita la construcción de la cámara de los nidos, a diferencia de las arenas de grano más grueso e irregular, que tienden a dificultar este proceso. Estas arenas menos estables tienen una mayor probabilidad de colapsar, lo que está asociado con un índice más alto de mortalidad de los neonatos durante la eclosión (Mortimer, 1990).

Aunque la playa El Gato no cuenta con un programa de conservación establecido, presenta características físicas similares al área de estudio y se ha reportado que cuenta con actividad de anidación (Flores *et al.*, 2021). Es importante mencionar que, en playa Cascajilloso se inició en 2019 un programa de monitoreo de la playa y el manejo de un vivero en colaboración con el Ministerio de Ambiente de Panamá y la comunidad local (Flores & De La Cruz, 2023).

A partir de estas comparaciones, se evidencia que la costa occidental de la Península de Azuero y las playas incluidas en la ZEMMC presentan características físicas similares y favorables para la anidación de las tortugas marinas. Sin embargo, los esfuerzos de monitoreo y conservación en esta región siguen siendo limitados. Es crucial establecer e implementar programas de conservación a largo plazo que aseguren la protección de estas playas, esenciales para la anidación de las tortugas marinas.

6.1.3 Fauna y flora: La vegetación encontrada en playa Morrillo se extiende por la costa suroccidental de la Península de Azuero y se ha reportado en varias playas de anidación a lo largo de ésta (González, 2013; Flores *et al.*, 2021; Flores & De La Cruz, 2023). Es común encontrar vegetación rastrera, como el bejuco de playa, y diferentes especies de pastos, algunos de ellos invasores.

Las especies invasoras, una vez establecidas, desplazan a las especies nativas y pueden cambiar la estructura de la playa (Wheeler *et al.*, 2011). Esto a su vez, puede alterar la selección del sitio de anidación, forzando a las tortugas a utilizar zonas no óptimas, lo que disminuye el éxito de anidación y eclosión (Awale & Phillott, 2014). Aunque este aspecto no fue cuantificado en el presente estudio, en varias ocasiones se observaron intentos de anidación no exitosos en áreas con pasto indiana (*P. purpureum*).

Este factor podría haber influido en el bajo éxito de anidación de la tortuga verde, ya que se ha descrito que las raíces de plantas invasoras pueden interferir en la construcción de cámaras de anidación, llevando a las hembras a abandonar el proceso (Bustard & Greenham, 1968; Wood *et al.*, 2014). Además, las raíces pueden penetrar el nido, dañar los huevos durante el periodo de incubación o reducir el éxito de emergencia y eclosión de los neonatos (Conrad *et al.*, 2011; Staines *et al.*, 2019; Redding *et al.*, 2024).

La caracterización física de playa Morrillo nos indica que sus características naturales favorecen la anidación de estas tres especies y es fundamental preservar su estado para garantizar la reproducción de las tortugas marinas y mantener estables sus poblaciones a largo plazo. Estos resultados destacan la necesidad de implementar un programa de conservación similar a los presentes en playa Mata Oscura y Malena, que promueva la protección del hábitat para garantizar la anidación de las tortugas marinas.

6.2 Caracterización de la actividad de anidación

En playa Morrillo, los pobladores reportaron que hace varios años había la presencia de cuatro especies de tortugas: *L. olivacea* (tortuga lora), *C. mydas* (tortuga verde), *E. imbricata* (tortuga carey) y *D. coriacea* (tortuga canal) (Jacinto Rodríguez, comunicación personal). En la actualidad se encuentra actividad principalmente de la tortuga lora, seguida de la tortuga verde con menor abundancia. Lamentablemente, solo se encuentran eventos aislados reproductivos de tortuga carey y no hay evidencia de hembras anidantes de tortuga canal en toda la costa Pacífica panameña, solamente eventos esporádicos reportados por la población local (Flores *et al.*, 2021; Flores, 2022).

Las tres especies de tortugas registradas en esta playa coinciden con las especies reportadas en playa Malena, Mata Oscura, El Gato y Cascajilloso, las cuales también forman parte de la ZEMMC (Araúz *et al.*, 2017; Rodríguez & Contreras, 2020; Foy, 2021; Flores *et al.*, 2021; Flores & De La Cruz, 2023). Asimismo, se ha encontrado actividad de anidación de tortuga verde y lora en otras siete playas de la Península de Azuero, resaltando la importancia de esta región para la anidación de las tortugas marinas (Flores *et al.*, 2021).

Durante el estudio, la tortuga lora fue la especie más abundante. Esto es consistente con la distribución de anidación para esta especie reportada en más de 40 playas a lo largo de la costa Pacífica panameña (Araúz *et al.*, 2017; Flores *et al.*, 2021). Aunque la población de *L. olivacea* ha sido especialmente diezmada en los países mesoamericanos (Foy, 2021), sigue siendo la especie más abundante a nivel global (Valverde *et al.*, 2012). Lo cual puede deberse a su elevada capacidad reproductiva (Mosquera *et al.*, 2008) y a su dieta omnívora oportunista, lo que le permite moverse nómadamente por las aguas sin depender de áreas de alimentación específicas (Colman *et al.*, 2014).

La siguiente especie con mayor incidencia fue *C. mydas*. Esta especie también ha sido reportada como anidante en varias playas de la Península de Azuero, aunque con densidades más bajas (González, 2014; Araúz *et al.*, 2017; Garcés *et al.*, 2020; Flores *et al.*, 2021; Lombardo & Saavedra, 2023; López-Lozano & Jiménez-Arias, 2024). Aunque la tendencia poblacional de la tortuga verde es, en general, creciente o estable (Hays *et al.*, 2025), cabe resaltar que la unidad de manejo de esta especie en el Pacífico es la más afectada y se encuentra en peligro de extinción, mientras que las otras poblaciones del mundo han logrado recuperarse y actualmente se consideran amenazadas (Seminoff *et al.*, 2015). No obstante, la información disponible sobre esta especie en las playas del Pacífico de Panamá es limitada, por lo que es probable que existan varios sitios importantes de anidación aún no documentados (Chacón-Chaverri *et al.*, 2015).

Aunque no fue posible verificar la presencia de la tortuga carey por observación directa en el área de estudio, es importante destacar que los rastros y nidos encontrados para esta especie presentaban diferencias en comparación con los eventos de tortuga lora. En primer lugar, el rastro de *E. imbricata* presenta una marca más profunda de las aletas en la arena, una mayor distancia entre cada marca alternada hecha por las aletas delanteras y es notorio el surco central que deja por el arrastre de la cola (Eckert *et al.*, 2000). Además, los nidos fueron colocados en la zona alta de la playa, principalmente bajo la vegetación, comportamiento típico de esta especie (Liles *et al.*, 2015; Hernández-Cortés *et al.*, 2018).

La unidad regional de manejo de la tortuga carey en el POT es reconocida por el Grupo Especialista de Tortugas Marinas de la UICN como la población más amenazada, menos resiliente y con mayor escasez de datos (Mast *et al.*, 2004; Wallace *et al.*, 2011; Fuentes *et al.*, 2013). Entre 2007 y 2009, se documentaron 528 hembras anidantes para toda la región (Gaos *et al.*, 2017a), siendo El Salvador el país con mayor registro de actividad de anidación de esta especie (Gaos *et al.*, 2010). Para el 2008, en este país, se registraron 310 nidadas de tortuga carey en 51.6 km de playas, con una densidad de anidación de 6 nidos por kilómetro (Liles *et al.*, 2011). El estado poblacional de esta especie a nivel global también carece de datos disponibles a largo plazo, sin embargo, se observa una tendencia de crecimiento poblacional entre 1987 y 2012 (Hays *et al.*, 2025).

Los resultados del presente estudio concuerdan con el estado crítico para esta especie, aunque no se puede identificar si esto se debe a una baja población de hembras anidantes, al desconocimiento de sitios de anidación o a la existencia de colonias reducidas en el Pacífico panameño (Gaos *et al.*, 2010). A pesar de estas limitaciones, los resultados indican que en la zona aún existe una población de hembras anidantes, que anteriormente se consideraba extirpada. Sin embargo, se resalta la importancia de abordar la falta de información sobre esta especie en Panamá y la importancia de monitorear y conservar estas playas donde aún se da anidación de esta especie.

El pico de anidación de *L. olivacea* se registró en septiembre, lo que coincide con lo reportado para el Pacífico de Panamá, Costa Rica y Colombia (Barquero-Edge, 2013; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2014; Brenes Arias *et al.*, 2015; Viejobueno & Arauz, 2015; Ariza Gallego *et al.*, 2020; Flores & De La Cruz, 2023). Por otro lado, el pico de anidación de *C. mydas* ocurrió en agosto, lo cual es consistente con lo reportado por Barquero-Edge (2013) en la Península de Osa, Costa Rica. Cabe señalar que agosto y septiembre corresponden a la temporada lluviosa, siendo septiembre uno de los meses de mayor precipitación en la vertiente del Pacífico panameño (Empresa de Transmisión Eléctrica, 2021). Esta relación parece estar asociada a las condiciones ambientales, ya que la humedad de la arena durante esta época facilita la construcción de las cámaras de incubación (Guzmán Maldonado, 2005; Cabrera-Ramírez *et al.*, 2018).

No obstante, este resultado difiere con lo encontrado en otras playas de anidación del Pacífico de Panamá, Costa Rica y México. En la playa El Gato y playa Lagarto, en Panamá, la mayoría de los avistamientos de tortugas verdes anidantes se han registrado durante la estación seca, de diciembre a mayo (Flores *et al.*, 2021; López-Lozano & Jiménez-Arias, 2024). Por su parte, en el Archipiélago de Revillagigedo, México, esta especie incrementa su actividad entre julio y marzo, con un pico de anidación durante octubre y noviembre (Juarez-Ceron *et al.*, 2003). Mientras que, en el Archipiélago Murciélagos, Costa Rica, la mayor actividad ocurre entre noviembre y febrero, con un pico de anidación en enero (Fonseca *et al.*, 2018).

Finalmente, la tortuga carey presentó un posible pico de anidación en agosto, aunque esto no puede confirmarse debido al bajo número de eventos registrados durante la temporada. Se ha documentado que Centroamérica concentra la mayoría de las anidaciones de esta especie, con un pico de anidación entre junio y julio en el POT (Gaos *et al.*, 2017a). Asimismo, las hembras anidantes del Caribe presentan un pico de anidación entre junio y agosto (Beggs *et al.*, 2007). Es posible que, con un monitoreo más exhaustivo, se pueda determinar con mayor precisión el pico de anidación de la tortuga carey para el Pacífico panameño.

6.2.1 Zona de anidación: La zona que elige la hembra anidante para ubicar sus nidos es crucial, ya que esto influye directamente en la supervivencia de su descendencia (Ficetola, 2007). De acuerdo con lo observado durante el estudio, la selección del sitio depende del área disponible, la cobertura vegetal, y el acceso a ésta. El acceso está relacionado a su vez con el proceso de erosión, la formación de bermas y los obstáculos encontrados en la playa. Estas características, a su vez, inciden en la distribución de los nidos dependiendo de la especie.

Este estudio indica que la tortuga lora generalmente anida en la zona alta y libre de vegetación. Dicha preferencia por frecuentar áreas abiertas, sin obstrucciones y anidar entre la línea de marea alta y el inicio de la vegetación ha sido descrita anteriormente para esta especie (López-Castro *et al.*, 2004; Hart *et al.*, 2014). Este comportamiento coincide con lo encontrado para el Pacífico mexicano (Rojas *et al.*, 2016; Mejía, 2020) y en el Pacífico colombiano (Martínez & Paez, 2000; Hinestroza & Páez, 2001; Parada, 2018). También, esta especie fue la única que utilizó la zona media, lo cual fue encontrado en Playa Lagarto por Garcés *et al.* (2020) y Lombardo & Saavedra (2023), quienes describen que *L. olivacea* prefiere utilizar la zona media para la anidación. Aunque en playa Morrillos la tortuga lora suele preferir los sitios más alejados de la línea de marea alta, el 9.7% de los nidos ubicados en la zona media fueron colocados bajo la berma formada por la erosión, lo cual pudo haber afectado negativamente a los nidos en días de aguaje y mareas altas.

La tortuga verde también utiliza la zona alta de la playa para la anidación, sin embargo, a diferencia de la lora, buscan principalmente la vegetación y anidan bajo su sombra. Este comportamiento se ha descrito en repetidas ocasiones y se considera típico para esta especie (Turkozan *et al.*, 2011; Zavaleta-Lizárraga & Morales-Mávil, 2013; Santidrián *et al.*, 2015; López-Lozano & Jiménez-Arias, 2024). Del mismo modo, la tortuga Carey presenta este mismo comportamiento de anidar en zonas altas con cobertura vegetal (Horrocks & Scott, 1991; Kamel & Mrosovsky, 2005; Ficetola, 2007; Kamel, 2013). Además, esta especie suele anidar en playas cercanas a estuarios de manglares (Liles *et al.*, 2015; Gaos *et al.*, 2017a).

Este comportamiento, típico para ambas especies, puede ser propicio para que los nidos ubicados en la vegetación tengan una mayor probabilidad de sobrevivir, puesto que la vegetación cumple un importante papel mitigando los efectos de la erosión (Fish *et al.*, 2005; Santidrián *et al.*, 2015). Asimismo, al encontrarse bajo la sombra de los árboles, puede contribuir a que se desarrollen en condiciones óptimas, como bajas temperaturas de incubación, lo que tiene una correlación directa con la producción de machos (Kamel, 2013).

Por otra parte, los eventos falsos y arrastres reportados en playa Morrillo podrían atribuirse en gran medida a la presencia de troncos, basuras y/o paredes de erosión que obstaculizan el acceso a las zonas altas y reducen el área de anidación para las tortugas marinas. Aunque estas amenazas no fueron cuantificadas, pudieron haber afectado el comportamiento reproductivo de las tortugas, especialmente el de la tortuga verde. Esta especie presentó un mayor porcentaje de arrastres, además de un menor éxito de anidación en comparación con la tortuga lora.

En playa Lagarto, se encontró que el proceso de erosión afecta negativamente el éxito de anidación de esta especie (López-Lozano & Jiménez-Arias, 2024). Además, Amorcho *et al.* (2015) describen que la excesiva acumulación de madera de deriva dificulta la selección de sitios adecuados para la ovoposición e incubación de los nidos, lo que aumenta el riesgo de mortalidad de huevos y neonatos durante la temporada reproductiva. Por otra parte, Bolongaro *et al.* (2010) señalan que la formación de bermas frente a la playa puede afectar negativamente el éxito de anidación de la tortuga verde y la Carey al impedir el acceso a los sitios de anidación.

6.2.2 Fase lunar: Los resultados obtenidos del análisis de la actividad de anidación en relación con las fases lunares difirieron según la especie, pese a que no se encontró una asociación significativa. Diversos estudios han intentado identificar un patrón entre estas dos variables, pero en el caso de la tortuga verde tampoco se ha determinado ninguna correlación (Ekanayake *et al.*, 2002).

Para la tortuga carey, se determinó una tendencia, aunque estadísticamente no significativa, que sugiere una preferencia por anidar en ausencia de luna (Nakamura *et al.*, 2019). En cuanto a *L. olivacea*, se ha descrito un patrón de anidación asociado a las fases intermedias de la luna (Hughes & Richard, 1974), similar a lo encontrado en este estudio. James y Melero (2015) indican que la mayor intensidad de anidación ocurre después de la luna nueva y la llena, mientras que Espinoza *et al.* (2021) describe que los arribos suceden predominantemente durante el cuarto menguante.

6.2.3 Biometría de hembras anidantes: Los datos biométricos de LCC y ACC para *L. olivacea* coinciden con las medidas reportadas en varias playas de la Península de Azuero (González, 2014; Flores *et al.*, 2021; Flores & De La Cruz, 2023; Garcés *et al.*, 2020; Lombardo & Saavedra, 2023), así como los datos reportados en el Pacífico colombiano (Barrientos-Muñoz *et al.*, 2014) y el Pacífico costarricense (Brenes Arias *et al.*, 2015; Viejobueno & Arauz, 2015).

Por otro lado, el promedio de dichas medidas para *C. mydas* resultó ser menor que lo reportado en diversas playas de la Península de Azuero, donde el LCC promedió entre 90-100 cm y el ACC entre 85-88 cm (González, 2014; Garcés *et al.*, 2020; Flores *et al.*, 2021; Lombardo & Saavedra, 2023; López-Lozano & Jiménez-Arias, 2024). No obstante, las medidas resultaron ser similares a las descritas en Golfo Dulce, Costa Rica, donde se reporta un LCC promedio de 79.6 cm y se indica que una tortuga verde adulta suele presentar un LCC promedio mayor a 75 cm (Chacón-Chaverri *et al.*, 2015). Además, con los datos obtenidos en este estudio, se puede afirmar que una hembra de *C. mydas* con un LCC de 68 cm ha alcanzado la madurez reproductiva, mientras que en Galápagos se observó una hembra anidante con un LCC de 60.7 cm (Zárate *et al.*, 2003).

Otra característica de la anidación de la tortuga lora encontrada en el estudio es que presentan un pico de actividad entre las 22:00 y las 23:00 hrs, lo cual ha sido reportado para esta especie en Colombia y en Costa Rica, donde se describe mayor actividad de anidación entre las 21:00 y las 00:00 hrs (Hinestroza & Paez, 2001; Barrientos-Muñoz *et al.*, 2014; Brenes Arias *et al.*, 2015; Viejobueno & Arauz, 2015). Aunque no se identificó un pico de emergencia de las hembras anidantes de la tortuga verde, en Cuba se ha reportado una mayor actividad de esta especie entre las 22:00 y las 02:00 (Azanza-Ricardo *et al.*, 2013). No obstante, es importante señalar que una muestra basada en una sola temporada de anidación no es suficiente para describir con precisión las periodicidades de anidación para ambas especies.

6.2.4 Impactos humanos: La evaluación del impacto humano de la herramienta NBIT asignó a playa Morrillo una clasificación que sugiere que los impactos humanos probablemente ya estén afectando la actividad de anidación. Este resultado concuerda con los hallazgos obtenidos en otras siete playas caracterizadas mediante la misma herramienta en la Península de Azuero, donde también se identifica que la anidación se encuentra amenazada (Flores *et al.*, 2021; Foy, 2021).

En comparación con las playas estudiadas por Flores *et al.* (2021) en la región, playa Morrillo se destaca por registrar pocos disturbios. Esto podría atribuirse a que es una playa poco conocida y de difícil acceso. Sin embargo, es relevante mencionar que, después del periodo de estudio, en 2022 se inició la construcción de un complejo hotelero en la playa sin la realización de un estudio de impacto ambiental, lo cual representa una amenaza directa para el área de anidación de las tortugas marinas.

La principal amenaza antrópica directa registrada fue el saqueo ilegal de huevos por parte de humanos, una problemática observada en varias playas de la región (Flores *et al.*, 2021; López-Lozano & Jiménez-Arias, 2024) y que afecta todas las costas del país (Pinto & Yee, 2011; CIT, 2020). Pese a que se identificó el saqueo del 12.3% de los nidos monitoreados, este porcentaje es considerablemente menor al registrado en la playa Lagarto, Península de Azuero, donde el 68% de los nidos de una sola temporada fueron saqueados (Garcés *et al.*, 2020).

Los saqueadores, conocidos comúnmente como “hueveros”, suelen ser miembros de la comunidad local que extraen los huevos para su consumo o comercialización. Las principales causas de la extracción ilegal incluyen los ingresos económicos directos que genera, la limitada implementación de las leyes y la facilidad para evadir o sobornar a las autoridades, además de una fuerte tradición familiar asociada a esta práctica (Mancini *et al.*, 2011). Durante el periodo del estudio, se observó que la presencia en la playa y su interacción con la comunidad local contribuyó a una disminución en los saqueos. En particular, los hueveros tendían a abandonar su actividad y retirarse de la playa al notar la presencia de los investigadores.

En diversas playas de anidación alrededor del mundo, el turismo sostenible se ha convertido en una estrategia efectiva para mitigar el saqueo de nidos de tortugas marinas (Martínez, 2009; Manzaba-Veliz *et al.*, 2019; Orozco-Bravo *et al.*, 2019; Huynh *et al.*, 2024). Al fomentar alternativas económicas basadas en la conservación, esta actividad permite que las comunidades locales generen ingresos, reduciendo su dependencia de prácticas perjudiciales para estas especies. El avistamiento de hembras anidantes y la liberación de neonatos ofrece una oportunidad para fortalecer los esfuerzos de educación ambiental y la importancia de proteger sus hábitats. Implementado de manera responsable y con regulaciones adecuadas, el turismo sostenible en playa Morrillo puede desempeñar un papel clave en la preservación de las tortugas marinas, garantizando que las comunidades también se beneficien de ello.

Además del saqueo, la depredación por parte de los perros domésticos fue identificada como una amenaza indirecta significativa. En este estudio se reportó la depredación del 12.3 % de los nidos, sin embargo, es un porcentaje bajo en comparación con lo registrado para la Península de Osa, en Costa Rica, donde la pérdida puede alcanzar el 39% de los nidos (Barquero-Edge, 2013). Esta problemática está estrechamente vinculada con la acción humana, ya que la mayoría de los perros que depredan los nidos de tortuga pertenecen a personas de la comunidad que no les proveen los cuidados necesarios.

Los perros domésticos son un peligro considerable para las tortugas y sus nidos, debido a su capacidad para expandirse y la ausencia de depredadores que los controlen (Nayelli Rangel *et al.*, 2022). Diversos estudios reportan que pueden llegar a ser los principales depredadores de los nidos (Aguilar, 2016; Korein *et al.*, 2019), constituyendo una grave amenaza para las tortugas marinas en Centroamérica (Fowler, 1979; Burger & Gochfeld, 2014; Stokes *et al.*, 2024).

6.2.5 Depredación: En relación con la fauna silvestre que depreda las tortugas marinas, es importante destacar la importancia de los coyotes (*Canis latrans*). Estos animales están ampliamente distribuidos en Panamá y han expandido su rango debido principalmente a la deforestación (Méndez-Carvajal & Moreno, 2014). Se ha identificado su presencia en la Península de Azuero y se ha documentado la depredación de nidos de tortugas marinas en varias playas de anidación de la región (Flores *et al.*, 2021).

Diversos estudios han señalado que los coyotes representan una amenaza para la reproducción de las tortugas marinas en distintas playas de América (Eckrich & Owens, 1995; Méndez-Rodríguez & Álvarez-Castañeda, 2016; Lovemore *et al.*, 2020). En el presente estudio, no fue posible diferenciar si los nidos fueron depredados por perros domésticos o por coyotes. Por ello, se considera probable que en playa Morrillo exista depredación por parte de coyotes, lo que hace pertinente incluir esta posibilidad en futuras investigaciones.

Por otro lado, se identificó a los mapaches como una posible amenaza para las tortugas marinas. Sin embargo, durante la temporada causaron la pérdida de sólo el 3% de los nidos y, además, es una especie nativa de la región. Este resultado contrasta significativamente con el caso del Archipiélago de las Diez Mil Islas, en Florida, donde los mapaches llegaron a depredar entre el 76% y el 100% de los nidos, lo que obligó a su remoción de algunas islas como estrategia de manejo para incrementar la supervivencia de los nidos (Garmestani & Percival, 2005). Por lo tanto, la situación en playa Morrillo no es un resultado alarmante.

En la costa de Florida se ha registrado un incremento en la población de mapaches (Engeman *et al.*, 2003). Aunque la estrategia de removerlos funcionó en el caso del Archipiélago de las Diez Mil Islas, en otras playas se han encontrado resultados distintos. Por ejemplo, en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Archie Carr se reportó una depredación del 7% de los nidos, un resultado similar al obtenido en playa Morrillo. En este refugio, optaron por no remover a los mapaches debido a su papel en la regulación de la población de cangrejos fantasmas (Barton & Roth, 2008).

En la playa de estudio también se identificaron los cangrejos fantasmas, y aunque no se cuantificó su impacto, se observaron eventos de depredación de huevos y neonatos. Según el estudio de Barton y Roth (2008), los cangrejos fantasmas causaron una mortalidad significativa, ingresando al 57% de los nidos y depredando el 10% de todos los huevos. La eliminación de los mapaches puede incrementar la abundancia de cangrejos fantasmas, cuya incidencia tiene un impacto directo y más significativo sobre la mortalidad de los huevos de tortugas marinas. Si bien la eliminación de depredadores puede ser una estrategia útil en áreas con tasas de depredación de nidos muy elevadas, en playas con bajas tasas de depredación, como es el caso de Playa Morrillo, mantener poblaciones moderadas de mapaches podría ser clave para controlar la población de cangrejos fantasmas y, en consecuencia, reducir su impacto en los nidos de tortugas marinas (Barton & Roth, 2008).

6.3 Conclusiones y recomendaciones

Playa Morrillo es un sitio clave para la anidación de tortugas marinas y confirma su importancia para la conservación de estos Quelonios en la Península de Azuero. En esta playa se encuentran tres de las cinco especies reportadas en Panamá (*Eretmochelys imbricata*, *Chelonia mydas* y *Lepidochelys olivacea*), siendo *L. olivacea* la más abundante. La anidación se ve favorecida por las características geomorfológicas de la playa y las tres especies prefieren anidar en la parte alta de la playa.

Pese a su importancia ecológica, esta playa está siendo alterada por la actividad humana, lo que ya está afectando el proceso de anidación. Entre las principales amenazas se encuentran el saqueo de nidos y la depredación por parte de perros domésticos. Sin embargo, es necesario confirmar la presencia de coyotes en la playa de anidación y determinar si la alta tasa de depredación se debe principalmente a los perros domésticos o si los coyotes también representan una amenaza para las tortugas marinas.

Para garantizar la anidación, es fundamental preservar las condiciones naturales de la playa, incluyendo la cobertura vegetal y la disponibilidad de zonas abiertas sin obstáculos. Asimismo, se recomienda implementar un programa educativo en la comunidad que aborde la problemática del saqueo de nidos y sensibilice a la población sobre la importancia de las tortugas marinas en la región.

No obstante, dado que el proyecto se llevó a cabo durante una temporada de anidación y a las limitaciones en el monitoreo, los datos recopilados aún son insuficientes para confirmar la capacidad reproductiva de la playa ni para establecer tendencias poblacionales. Por ello, es fundamental realizar un estudio posterior que evalúe el éxito de eclosión y emergencia de los nidos, así como cuantificar la pérdida de éstos debido a la erosión, un proceso observado a lo largo del estudio.

Se recomienda enfocar los esfuerzos de monitoreo para confirmar la presencia de la tortuga Carey y obtener más información sobre su población anidante, así como garantizar un seguimiento a sus nidadas con el fin de proteger los neonatos de esta especie amenazada. En términos generales, se recomienda llevar a cabo un estudio a largo plazo que proporcione información más consolidada sobre las especies que arriban y la capacidad reproductiva de playa Morrillo.

A pesar de que las costas de Panamá son zonas clave para la reproducción de las tortugas marinas, aún se encuentran poco estudiadas. Por ello, investigaciones como ésta son fundamentales para la conservación de estas especies en peligro de extinción. La identificación y caracterización de playas de anidación constituyen una herramienta valiosa para definir áreas prioritarias en la implementación de programas de conservación, enfocados en la protección, restauración y estudio de las tendencias poblacionales, así como en la posible recuperación de estas especies esenciales para los ecosistemas marinos.

Asimismo, estos resultados constituyen una base sólida para su presentación ante las autoridades competentes, contribuyendo al fortalecimiento de la legislación destinada a la protección y conservación de las tortugas marinas. Estudios como éste destacan la necesidad de prevenir la destrucción de su hábitat y garantizar que, proyectos como el complejo hotelero que se está desarrollando en playa Morrillo, cumplan con los estudios medioambientales exigidos por la ley, evitando así la alteración de las zonas de anidación de estas especies.

Los datos obtenidos en este estudio representan una valiosa contribución al conocimiento reproductivo de *L. olivacea*, *C. mydas* y *E. imbricata* en la región, que forma parte de la Zona Especial de Manejo Marino Costera Sur de Veraguas. Se espera que esta información sea utilizada para futuras decisiones orientadas a la conservación del área, facilitando la implementación de estrategias efectivas para la protección de estas especies y sus hábitats. Además, estos hallazgos sugieren la necesidad de iniciar un programa de monitoreo a largo plazo, que incluya el desarrollo de iniciativas comunitarias para fomentar la educación ambiental y la reducción de amenazas humanas en la zona.

Bibliografía

Abreu-Grobois, A., & Plotkin, P. (2008). *Lepidochelys olivacea*. En IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group (Ed.), *The IUCN Red List of Threatened Species 2008* (e.T11534A3292503). <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T11534A3292503.en>

Acevedo, H., Obando, V., & Villalobos, Y. (Eds.) (2016). *Diagnóstico para la actualización del Plan General de Manejo del Parque Nacional Marino Isla del Coco*. Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC).
[https://www.sinac.go.cr/ES/planmanejo/Plan%20Manejo%20ACMC/Parque%20Nacional%20Isla%20del%20Coco%20\(2017\).pdf](https://www.sinac.go.cr/ES/planmanejo/Plan%20Manejo%20ACMC/Parque%20Nacional%20Isla%20del%20Coco%20(2017).pdf)

Aguilar, B. N. R. (2016). *Predação de ninhos de tartaruga-marinha por canídeos no Sul da Bahia, Brasil* [Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Santa Cruz]. Universidade Estadual de Santa Cruz Repositório.

Amorocho, D., Rodríguez-Zuluaga, J. A., Payán, L. F., Zapata, L. A., & Rojas, P. A. (2015). *Plan de manejo de las tortugas marinas del Parque Nacional Natural Gorgona* (88 pp.). WWF-Colombia y Parques Nacionales Naturales.
https://wwflac.awsassets.panda.org/downloads/plan_de_manejo_tortugas_marinas_del_pnn_gorgona.pdf

Anteproyecto de ley 318, proyecto de ley 614: Que establece la conservación y protección de las tortugas marinas y sus hábitats en la República de Panamá, y dicta otras disposiciones. Presentado el 24 de marzo de 2021. Proponentes: Silva, G., Broce, E., Arce, F., & Rosas, A. Comisión de Población, Ambiente y Desarrollo. Recuperado de
https://espaciocivico.org/sites/default/files/proyectos-ley/2021_P_614.pdf

Araúz A., E. A., Pacheco, L., Binder, S., de Ycaza, R., & Posada, J. M. (Eds.). (2017). *Plan de acción nacional para la conservación de las tortugas marinas en Panamá* (32 pp.). Ministerio de Ambiente. https://up-rid.up.ac.pa/5970/1/edgar_arauz.pdf

Ariza Gallego, M. A., Herrera Carmona, J. C., Payán, L. F., & Giraldo, A. (2020). Relationship between sea surface temperature and the nesting of the Olive Ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* (Testudines: Cheloniidae) in Gorgona Island, Colombian Pacific. *Revista de Biología Tropical*, 68(2), 528-540. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68i2.38642>

Arthur, K. E., & Balazs, G. H. (2008). A comparison of immature green turtle (*Chelonia mydas*) diets among seven sites in the main Hawaiian Islands. *Pacific Science*, 62(2), 205-217. [https://doi.org/10.2984/1534-6188\(2008\)62\[205:ACOIGT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2984/1534-6188(2008)62[205:ACOIGT]2.0.CO;2)

Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM). (2009). *Plan de manejo del Parque Nacional Coiba* (J. L. Maté, D. Tovar, E. Arcia, & Y. Hidalgo, Compiladores, 168 pp.). Smithsonian Tropical Research Institute (STRI). <https://faolex.fao.org/docs/pdf/pan190381anx.pdf>

Ávila-Aguilar, A. (2015). Nest-site selection of *Lepidochelys olivacea* (Testudines: Cheloniidae) in the South Pacific region of Costa Rica. *Revista de biología tropical*, 63, 375-381. <http://doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23116>

Awale, D., & Phillott, A. D. (2014). A review of the adverse effects of *Casuarina spp.* on coastal ecosystems and sea turtle nesting beaches. *Indian Ocean Turtle Newsletter*, 15. <https://www.iotn.org/wp-content/uploads/2015/10/19-6-A-REVIEW-OF-THE-ADVERSE-EFFECTS-OF-CASUARINA-SPP.-ON-COASTAL-ECOSYSTEMS-AND-SEA-TURTLE-NESTING-BEACHES.pdf>

Azanza-Ricardo, J., Ibarra-Martín, M. E., González-Sansón, G., Abreu-Grobois, F. A., Eckert, K. L., Espinosa-López, G., & Oyama, K. (2013). Nesting ecology of *Chelonia mydas* (Testudines: cheloniidae) on the Guanahacabibes Peninsula, Cuba. *Revista de Biología Tropical*, 61(4), 1935-1945. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0034-77442013000500028&script=sci_arttext&tlng=pt

Barrientos-Muñoz, K. G., Ramírez-Gallego, C., & Páez, V. (2014). Nesting ecology of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) (Cheloniidae) at El Valle Beach, Northern Pacific, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 19(3), 437-445. <http://doi.org/10.15446/abc.v19n3.42457>

Barrientos-Muñoz, K. Ramírez-Gallego, C., & Páez, V. (s.f.). Tortuga Caguama (*Caretta caretta*). Reporte del Instituto Humboldt. <https://reporte.humboldt.org.co/assets/docs/2016/2/201/libro-rojo-de-reptiles/27-caretta-caretta.pdf>

Barton, B. T., & Roth, J. D. (2008). Implications of intraguild predation for sea turtle nest protection. *Biological Conservation*, 141(8), 2139-2145. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.013>

Barquero-Edge, P. (2013). Trends in marine turtle nesting and egg predation on the Osa Peninsula, Costa Rica. *Marine Turtle Newsletter*, 138, 7-10. <http://www.seaturtle.org/mtn/archives/mtn138/mtn138-3.shtml>

Beggs, J. A., Horrocks, J. A., & Krueger, B. H. (2007). Increase in hawksbill sea turtle *Eretmochelys imbricata* nesting in Barbados, West Indies. *Endangered Species Research*, 3(2), 159-168. <https://doi.org/10.3354/esr003159>

Bell, I. P., Meager, J. J., Eguchi, T., Dobbs, K. A., Miller, J. D., & Hof, C. M. (2020). Twenty-eight years of decline: Nesting population demographics and trajectory of the north-east Queensland endangered hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*). *Biological Conservation*, 241, 108376. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108376>

Bellini, C., Marcovaldi, M. A., Sanches, T. M., Grossman, A., & Sales, G. (1996). Atol das Rocas biological reserve: second largest Chelonia rookery in Brazil. *Marine Turtle Newsletter*, 72(1), 1-2.

https://www.tamar.org.br/publicacoes_html/pdf/1996/1996_Atol_das_Rocas.pdf

Bennett, L. (2018). Sea turtles, Cheloniidae and Dermochelyidae. *Smithsonian Ocean: Find Your Blue*. <https://ocean.si.edu/ocean-life/reptiles/sea-turtles>

Binckley, C. A., Spotila, J. R., Wilson, K. S., & Paladino, F. V. (1998). Sex Determination and Sex Ratios of Pacific Leatherback Turtles, *Dermochelys coriacea*. *Copeia*, 1998(2), 291–300. <https://doi.org/10.2307/1447425>

Blanco, G. S., Morreale, S. J., Bailey, H., Seminoff, J. A., Paladino, F. V., & Spotila, J. R. (2012). Post-nesting movements and feeding grounds of a resident East Pacific green turtle *Chelonia mydas* population from Costa Rica. *Endangered Species Research*, 18(3), 233-245. <https://doi.org/10.3354/esr00451>

Bologaro, A., Márquez, A. Z., Torres, V., & García, A. (2010). Vulnerabilidad de sitios de anidación de tortugas marinas por efectos de erosión costera en el estado de Campeche. En A. V. Botello, S. Villanueva, J. Gutiérrez, & J. L. Rojas (Eds.), *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático* (1ª ed., pp. 73–96). Universidad Autónoma de Campeche.

http://etzna.uacam.mx/epomex/publicaciones/vulnerabilidad/vulnerabilidad_CCParte1a.pdf#page=91

Brenes Arias, O., Bonilla Bonilla, L., Bonilla Salazar, A., & Vega Delgado, A. (2015). Features *Lepidochelys olivacea* Nesting (Testudinata: Cheloniidae) between 2010 and 2012 in Playa Tortuga Ojochal, Osa, Puntarenas, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63, 339-349. <http://doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23113>

Buitrago, J. (2003). *El rol de las tortugas marinas en los ecosistemas*. Estación de Investigaciones Marinas de Margarita, Fundación La Salle de Ciencias Naturales. https://www.invemar.org.co/redcostera1/invemar/docs/T22Rol_de_las_tortugas_en_ecosistemas.PDF

Burger, J., & Gochfeld, M. (2014). Avian predation on olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtle eggs and hatchlings: avian opportunities, turtle avoidance, and human protection. *Copeia*, 2014(1), 109-122. <https://doi.org/10.1643/CE-13-006>

Bustard, H. R., & Greenham, P. (1968). Physical and chemical factors affecting hatching in the green sea turtle, *Chelonia mydas* (L.). *Ecology*, 49(2), 269-276. <https://doi.org/10.2307/1934455>

- Cabrera-Ramírez, M. A., Carranza-Edwards, A., & Quintero de Leonardo, E. (2018). Influencia del aporte sedimentario del río Cozoaltepec en la anidación de tortugas en la playa La Escobilla, Oaxaca, en el Pacífico mexicano. *Hidrobiológica*, 28(1), 71-81. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-88972018000100071&script=sci_arttext
- Calderón-Peña, R., Betancourt-Avila, R., Rodríguez-Fajardo, E., Martínez-González, Y., & Azanza-Ricardo, J. (2020). Sex ratio of the green sea turtle *Chelonia mydas* (Testudines: Cheloniidae) hatchlings in the Guanahacabibes Peninsula, Cuba. *Revista de Biología Tropical*, 68(3), 777-784. <http://doi.org/10.15517/rbt.v68i3.39033>
- Camacho-Sánchez, F. Y., Aguirre, A. A., Narváez-Zapata, J. A., Zavala-Norzagaray, A. A., Ley-Quinónez, C. P., Acosta-Sánchez, H. H., Rodríguez-González, H., Delgado-Trejo, C. & Reyes-López, M. A. (2021). DNA barcode analysis of the endangered green turtle (*Chelonia mydas*) in Mexico. *Genome*, 64(9), 879-891. <https://doi.org/10.1139/gen-2019-0213>
- Campbell, L. M., Godfrey, M. H., & Drif, O. (2002). Community-based conservation via global legislation? Limitations of the inter-American convention for the protection and conservation of sea turtles. *Journal of International Wildlife Law and Policy*, 5(1-2), 121-143. <https://doi.org/10.1080/13880290209354002>
- Cárdenas Araujo, N. S., Palomino Becerra, E. S., Tacuri, J., & Quiñónez Angulo, E. (2019). Monitoreo de tortugas marinas en la playa Las Palmas. *Gestión Ambiental*, (17). <https://revistas.pucese.edu.ec/gestion-ambiental/article/view/384>
- Carrasco, F., & Chacón, D. (Eds.). (2017). *Informe final de la anidación de tortugas marinas en Playa Pacuare, Costa Rica*. Asociación LAST Latin American Sea Turtles & WIDECAST – Red para la Conservación de Tortugas Marinas en el Gran Caribe. <https://www.latinamericaseaturtles.com/archivos/documentos/Pacuare2017es.pdf>
- Chacón, D. (2002). Assessment about the trade of sea turtles and their products in the Central America Isthmus. En N. J. Pilcher (Comp.), *Proceedings of the Twenty-Third Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation* (NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-536, pp. 261). NOAA.
- Chacón, D., & Passapera, E. (2004). *Informe de la anidación de la tortuga carey (Eretmochelys imbricata) en el Parque Nacional Cahuita, Limón, Costa Rica*. Proyecto para la Conservación de las Tortugas Marinas en el Caribe Sur, Asociación ANAI. <http://lastcr.org/archivos/documentos/CahuitaEi2004.pdf>
- Chacón, D., Dick, B., Harrison, E., Sarti, L., & Solano, M. (Eds.). (2008). *Manual sobre técnicas de manejo y conservación de las tortugas marinas en playas de anidación de Centroamérica*. Secretaría Pro Tempore de la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (CIT). https://wwf.panda.org/wwf_news/?154421/wwwpandaorglacmarineturtles

Chacón-Chaverri, D., Martínez-Cascante, D. A., Rojas, D., & Fonseca, L. G. (2015). Captura por unidad de esfuerzo y estructura poblacional de la tortuga verde de Pacífico (*Chelonia mydas*) en el Golfo Dulce, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63, 363-373. <http://doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23115>

Chaloupka, M., Kamezaki, N., & Limpus, C. (2008). Is climate change affecting the population dynamics of the endangered Pacific loggerhead sea turtle? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 356(1-2), 136-143. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.12.009>

Chapman, R., & Seminoff, J. A. (2016). *Estado de la tortuga cabezona (Caretta caretta) en los países parte de la Convención Interamericana para la Protección y la Conservación de las Tortugas Marinas* (CIT-CC13-2016-Tec. 13). Convención Interamericana para la Protección y la Conservación de las Tortugas Marinas (CIT). http://iacseaturtle.org/docs/publicaciones/CIT-CC13-2016-Tec.13_Final%20Web_Spanish_Oct_2017.pdf

Chattopadhyay, N. R., Chetia, A., Machahary, K. Q., & Dupak, O. (2018). Assessment of conservation measures for olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) along Rushikulya Rookery, Ganjam District, Odisha, India. *International Journal of Marine Biology and Research*, 3(1), 1-9. <https://doi.org/10.15226/24754706%2F3%2F1%2F00121>

Clyde-Brockway, C. E. (2014). *Inter-nesting and post-nesting movements and behavior of East Pacific green turtles (Chelonia mydas agassizii) from Playa Cabuyal, Guanacaste, Costa Rica* (Master's thesis, Purdue University). ProQuest Dissertations & Theses. <https://www.proquest.com/openview/0e95bd77c40eb581d5e21c331dfcebe0/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750>

Colman, L. P., Sampaio, C. L. S., Weber, M. I., & Comin De Castilhos, J. (2014). Diet of olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) in the waters of Sergipe, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, 13(2), 266–271. <https://doi.org/10.2744/CCB-1061.1>

Comer-Santos, K., Birdwell, B., Rodríguez-Murillo, J., Samaniego, E., Peres-Valdés, S., Valdés Castro, D., Agrazal-Melendez, L., Hines, A., & Valverde, R. (2014). *State of the Isla Cañas arribada beach in Panama* [Resumen 5539; póster]. 34th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, 10-17 April, New Orleans, Louisiana, USA.

Conrad, J. R., Wyneken, J., Garner, J. A., & Garner, S. (2011). Experimental study of dune vegetation impact and control on leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* nests. *Endangered Species Research*, 15(1), 13-27. <https://doi.org/10.3354/esr00361>

Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas [CIT] (2006). *Pesquerías y Tortugas Marinas*. Secretaría Pro Tempore de la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas. <http://www.iacseaturtle.org/docs/publicaciones/8-Pesquerias-FINAL-ESP.pdf>

Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas [CIT] (2012). *Estado de Conservación y Uso de Hábitats de las tortugas Marinas en el Océano Pacífico Oriental* (CIT-CC8-2011-Tec.1). Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas. http://www.iacseaturtle.org/docs/tecnicos/CIT-CC8-2011-Tec.1_Uso_Habitats_2017.pdf

Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas [CIT] (2017). *Informe Anual 2016-2017: Panamá*. Convención Interamericana para la Protección y la Conservación de las Tortugas Marinas. <http://www.iacseaturtle.org/docs/informes-anuales/2017/Informe%20Anual%202017%20Panama.pdf>

Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas [CIT] (2020). *Informe anual 2019-2020: Panamá*. Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas. http://www.iacseaturtle.org/docs/informes-anuales/2020/Informe%20Anual%202020_Panam%C3%A1.pdf

Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES). (2022). *Conservation of marine turtles* (CoP19 Doc. 64.2). Nineteenth meeting of the Conference of the Parties, Panama City, Panama, 14-25 November. <https://cites.org/sites/default/files/documents/E-CoP19-64-02.pdf>

Cousins, N., Rees, A. F., & Godley, B. J. (2017). A Sea Turtle Nesting Beach Indicator Tool to Help Identify Areas with Potential for Sea Turtle Nesting. *Marine Turtle Newsletter*, 153, 13. https://www.academia.edu/87597954/A_Sea_Turtle_Nesting_Beach_Indicator_Tool

Cuevas, E., de los Ángeles Liceaga-Correa, M., & Mariño-Tapia, I. (2010). Influence of beach slope and width on hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and green turtle (*Chelonia mydas*) nesting activity in El Cuyo, Yucatán, Mexico. *Chelonian Conservation and Biology*, 9(2), 262-267. <https://doi.org/10.2744/CCB-0819.1>

Delgado-Trejo, C., & Alvarado-Díaz, J. (2012). Current conservation status of the black sea turtle in Michoacán, México. In J. A. Seminoff & B. P. Wallace (Eds.), *Sea turtles of the Eastern Pacific: Advances in research and conservation* (pp. 263–278). University of Arizona Press.

Desjardin, N. A. (2005). *Spatial, temporal, and dietary overlap of leatherback sea turtles (Dermochelys coriacea) and ocean sunfishes (family Molidae)* (Tesis de Maestría). Florida Atlantic University. ProQuest Dissertations & Theses.

Dutton, P. H., Bowen, B. W., Owens, D. W., Barragan, A., & Davis, S. K. (1999). Global phylogeography of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). *Journal of Zoology*, 248(3), 397-409. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1999.tb01038.x>

Eckert, K. L., Bjørndal, K. A., Abreu-Grobois, F. A., & Donnelly, M. (Eds.) (2000). *Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas* (Traducción al español). Grupo Especialista en Tortugas Marinas, UICN/CSE. Publicación No. 4.

<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/1999-076-Es.pdf>

Eckert, K. L., Wallace, B. P., Frazier, J. G., Eckert, S. A., & Pritchard, P. C. H. (2012). *Synopsis of the biological data on the leatherback sea turtle (Dermochelys coriacea)* (Technical Report No. BTP-R4015-2012). U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service.

https://www.researchgate.net/publication/354909497_Synopsis_of_the_biological_data_on_the_leatherback_sea_turtle_Dermochelys_coriacea

Eckrich, C. E., & Owens, D. W. (1995). Solitary versus arribada nesting in the olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*): a test of the predator-satiation hypothesis. *Herpetologica*, 349-354. <https://www.jstor.org/stable/3893041>

Ekanayake, E. L., Ranawana, K. B., Kapurusinghe, T., Premakumara, M. G., & Saman, M. M. (2002). Impact of lunar cycle on nesting behaviour of marine turtles. *Ceylon Journal of Science (Biological Science)*, 30, 99-104.

https://www.researchgate.net/publication/347890061_IMPACT_OF_LUNAR_CYCLE_ON_NBSTING_BEHAVIOUR_OF_MARINE_TURTLES

Emery, K. O. (1961). A Simple Method of Measuring Beach Profiles. *Limnology and Oceanography*, 6, 90-93.

https://www.polartrec.com/files/resources/lesson/44132/docs/emery-1961-limnology_and_oceanography.pdf

Engeman, R. M., Martin, R. E., Constantin, B., Noel, R., & Woolard, J. (2003). Monitoring predators to optimize their management for marine turtle nest protection. *Biological Conservation*, 113(2), 171-178. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00295-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00295-1)

Enright, S. R., Meneses-Orellana, R., & Keith, I. (2021). The Eastern Tropical Pacific Marine Corridor (CMAR): The emergence of a voluntary regional cooperation mechanism for the conservation and sustainable use of marine biodiversity within a fragmented regional ocean governance landscape. *Frontiers in Marine Science*, 8, 674825. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.674825>

Espinoza, N., Orrego, C. M., & Alfaro, L. D. (2021). Estimación del área y el número máximo de turistas para observar la anidación de tortugas marinas protegidas. *Ecología Austral*, 31(2), 289–300. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.2.0.1133>

Empresa de Transmisión Eléctrica, S.A. (ETESA). (2021). *Pronóstico de precipitación para el mes de septiembre del año 2021: Monitoreo de los fenómenos de variabilidad climática*. Dirección de Hidrometeorología, Gerencia de Investigación y Aplicaciones Climáticas. https://www.imhpa.gob.pa/uploads/documentos/INFORME_DE_PRONSTICO_MENSUAL_DE_SEPTIEMBRE_2021.pdf

- Fish, M.R., Coté, I.M., Gill, J.A., Jones, A.P., Renshoff, S., &Watkinson, A.R., (2005). Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean Sea turtle nesting habitat. *Conservation Biology*, 19(2), 482–491. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00146.x>
- Ficetola, G. F. (2007). The influence of beach features on nesting of the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* in the Arabian Gulf. *Oryx*, 41(3), 402-405. <https://doi.org/10.1017/S0030605307000543>
- Flores, E. (2022). Recent observations of *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761), in the waters of Pacific Panama. *Neotropical Biology and Conservation*, 17(1), 103-110. <https://doi.org/10.3897/neotropical.17.e81465>
- Flores, E., De La Cruz, J. O. E. L. B. I. N., Seminoff, J., &Urena, L. (2021). Local ecological knowledge supports identification of sea turtle nesting beaches in Panama. *Herpetological Conservation and Biology*, 16(2), 238-250. https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/32060/noaa_32060_DS1.pdf
- Flores, E., & De La Cruz, J. R. (2023). Nesting activity of *Lepidochelys olivacea*, and the effect of artificial shade at Cascajilloso beach, a newly inhabited nesting site in Pacific Panama. *Marine Ecology*, 44(6), e12773. <https://doi.org/10.1111/maec.12773>
- Fonseca, A. C. (2011). Efectos del cambio climático en la anidación de las tortugas marinas. *Revista de Ciencias Ambientales*, 41(1), 11-18. <http://doi.org/10.15359/rca.41-1.2>
- Fonseca, L. G., Tomillo, P. S., Villachica, W. N., Quirós, W. M., Pesquero, M., Heidemeyer, M., Joyce, F., Plotkin, P., Seminoff, J., Matarrita, E. & Valverde, R. A. (2018). Discovery of a major East Pacific green turtle (*Chelonia mydas*) nesting population in Northwest Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology*, 17(2), 169-176. <https://doi.org/10.2744/CCB-1264.1>
- Fowler, L. E. (1979). Hatching success and nest predation in the green sea turtle, *Chelonia mydas*, at Tortuguero, Costa Rica. *Ecology*, 60(5), 946-955. <https://doi.org/10.2307/1936863>
- Foy, S. (2021). *Beach suitability for nesting Olive ridley sea turtles (Lepidochelys olivacea), Playa Malena, Azuero Peninsula, Panama* (Independent Study Project No. 3619). SIT Digital Collections. https://digitalcollections.sit.edu/isp_collection/3619
- Frazier, J. (1999). Generalidades de la historia de vida de las tortugas marinas. En K. L. Eckert & F. A. Abreu Grobois (Eds.), *Conservación de tortugas marinas en la región del Gran Caribe – Un diálogo para el manejo regional efectivo* (pp. 3-16). WIDECAST, UICN/CSE Grupo Especialista en Tortugas Marinas (MTSG), WWF y el Programa Ambiental del Caribe del PNUMA. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2001-086-Es.pdf#page=27>

- Frazier, J. G. (2005). *Marine turtles: The role of flagship species in interactions between people and the sea*. MAST: Conservation and Research Center, Smithsonian Institution. <https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/4043/Frazier2005.pdf>
- Frazier, J., Meneghel, M. D., & Achaval, F. (1985). A clarification on the feeding habits of *Dermochelys coriacea*. *Journal of Herpetology*, 19(1), 159-160. <http://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=9129579>
- Fuentes, M., Pike, D. A., Dimatteo, A. D., & Wallace, B. P. (2013). Resilience of marine turtle regional management units to climate change. *Global Change Biology*, 19(5), 1399-1406. <https://doi.org/10.1111/gcb.12138>
- Gaos, A. R., Abreu-Grobois, F. A., Alfaro-Shigueto, J., Amoroch, D., Arauz, R., Baquero, A., Briseño, R., Chacón, D., Dueñas, C., Hasbún, C., Liles, M., Mariona, G., Muccio, C., Muñoz, J., Nichols, W., Peña, M., Seminoff, J., Vásquez, M., Urteaga, J., ... & Zárate, P. (2010). Signs of hope in the eastern Pacific: international collaboration reveals encouraging status for a severely depleted population of hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata*. *Oryx*, 44(4), 595-601. <https://doi.org/10.1017/S0030605310000773>
- Gaos, A. R., Liles, M. J., Gadea, V., Peña de Niz, A., Vallejo, F., Miranda, C., Darquea, J., Henriquez, A., Altamirano, E., Rivera, A., Chavarria, S., Melero, D., Urteaga, J., Pacheco, C., Chacón, D., LeMarie, C., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J., Yañez, Y. & Seminoff, J. (2017a). Living on the Edge: Hawksbill turtle nesting and conservation along the Eastern Pacific Rim. *Latin american journal of aquatic research*, 45(3), 572-584. <http://dx.doi.org/10.3856/vol45-issue3-fulltext-7>
- Gaos, A. R., Lewison, R. L., Jensen, M. P., Liles, M. J., Henriquez, A., Chavarria, S., Pacheco, C., Valle, M., Melero, D., Gadea, V., Altamirano, E., Torres, P., Vallejo, F., Miranda, C., LeMarie, C., Lucero, J., Ocegüera, K., Chacón, D., Fonseca, L., ... Dutton, P. (2017b). Natal foraging philopatry in eastern Pacific hawksbill turtles. *Royal Society open science*, 4(8), 170153. <https://doi.org/10.1098/rsos.170153>
- Gaos, A. R., Lewison, R. L., Jensen, M. P., Liles, M. J., Henriquez, A., Chavarria, S., Pacheco, C., Valle, M., Melero, D., Gadea, V., Altamirano, E., Torres, P., Vallejo, F., Miranda, C., LeMarie, C., Lucero, J., Ocegüera, K., Chacón, D., Fonseca, L., ... Altamirano, E. (2018). Rookery contributions, movements and conservation needs of hawksbill turtles at foraging grounds in the eastern Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 586, 203-216. <https://doi.org/10.3354/meps12391>
- Garcés, H., Batista, A. B., & Sánchez, N. (2020). Caracterización de sitios de anidación de tortugas marinas en playa Lagarto, Pedasí, provincia de Los Santos, Panamá. *Tecnociencia*, 22(2), 259-277. <https://doi.org/10.48204/j.tecno.v22n2a14>
- Garmestani, A. S., & Percival, H. F. (2005). Raccoon removal reduces sea turtle nest depredation in the ten thousand islands of Florida. *Southeastern Naturalist*, 4(3), 469-472. [https://doi.org/10.1656/1528-7092\(2005\)004\[0469:RRRSTN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1528-7092(2005)004[0469:RRRSTN]2.0.CO;2)

González, A. (2013). *Caracterización física y biológica de la playa de anidación de tortugas marinas de Mata Oscura, Veraguas, Panamá* (Tesis de licenciatura). Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Marítima Internacional de Panamá.

González, L. (2014). *Descripción y biometría de las especies de tortugas marinas en playas de anidación de Cambutal, Los Santos, Panamá* (Tesis de licenciatura). Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Marítima Internacional de Panamá.

Guzmán Maldonado, A. (2005). *Ecología de anidación de la tortuga marina Chelonia mydas, Tortuguero, Costa Rica* (Tesis de licenciatura). Uniandes Repositorio, Universidad de Los Andes. <http://hdl.handle.net/1992/22194>

Hamann, M., Godfrey, M. H., Seminoff, J. A., Arthur, K., Barata, P. C. R., Bjorndal, K. A., A. Bolten, A. Broderick, L. Campbell, C. Carreras, P. Casale, M. Chaloupka, S. K. F. Chan, M. S. Coyne, L. B. Crowder, C. E. Diez, P. H. Dutton, S. P. Epperly, N. N. FitzSimmons, A., ...Godley, B. J. (2010). Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. *Endangered Species Research*, 11(3), 245-269. <https://doi.org/10.3354/esr00279>

Hart, C. E., Ley-Quiñonez, C., Maldonado-Gasca, A., Zavala-Norzagaray, A., & Abreu-Grobois, F. A. (2014). Nesting characteristics of olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) on El Naranjo Beach, Nayarit, Mexico. *Herpetological Conservation and Biology*, 9(2), 524-534.

Hatase, H., & Tsukamoto, K. (2008). Smaller longer, larger shorter: energy budget calculations explain intrapopulation variation in remigration intervals for loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Canadian Journal of Zoology*, 86(7), 595-600. <https://doi.org/10.1139/Z08-035>

Hays, G. C., Laloë, J. O., & Seminoff, J. A. (2025). Status, trends and conservation of global sea turtle populations. *Nature Reviews Biodiversity*, 1, 119-133. <https://doi.org/10.1038/s44358-024-00011-y>

Heithaus, M. R. (2013). 10 Predators, prey, and the ecological roles of sea turtles. En J. Wyneken, K. J. Lohmann, & J. A. Musick (Eds.), *The biology of sea turtles, Volume III* (Vol. 3, p. 249). CRC Press, Marine Science Series.

Hendrickson, J. R. (1980). The ecological strategies of sea turtles. *American Zoologist*, 20(3), 597-608. <https://doi.org/10.1093/icb/20.3.597>

Hernández-Cortés, J. A., Núñez-Lara, E., Cuevas, E., & Guzmán-Hernández, V. (2018). Natural beach vegetation coverage and type influence the nesting habitat of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Campeche, Mexico. *Chelonian Conservation and Biology*, 17(1), 94-103. <https://doi.org/10.2744/CCB-1280.1>

Hinestroza, L., & Páez, V. P. (2001). Anidación y manejo de la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) en la playa La Cueva, Bahía Solano, Chocó, Colombia. *Cuadernos de Herpetología*, 14(2), 131-144. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/6341>

Horrocks, J. A., & Scott, N. M. (1991). Nest site location and nest success in the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* in Barbados, West Indies. *Marine Ecology Progress Series*, 1-8. <https://www.jstor.org/stable/44634759>

Hughes, D.A. & Richard, J. D. (1974). The nesting of the Pacific ridley turtle *Lepidochelys olivacea* on Playa Nancite, Costa Rica. *Marine Biology*, 24, 97– 107. <https://doi.org/10.1007/BF00389343>

Huynh, M. Q., Noguera, J., & Valverde, R. A. (2024). Sea Turtle Conservation at Tortuguero: A Case on How to turn an Ecological Challenge into a Collaborative Opportunity for Research, Education Outreach, and Business Development. *Southwestern Business Administration Journal*, 21(1), 1. <https://digitalscholarship.tsu.edu/sbaj/vol21/iss1/1>

Hykle, D. (2002). The Convention on Migratory Species and other international instruments relevant to marine turtle conservation: pros and cons. *Journal of International Wildlife Law and Policy*, 5(1-2), 105-119. <https://doi.org/10.1080/13880290209354001>

[IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group](#) (2021). *2021 Report*. [IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group](#). https://iucn.org/sites/default/files/2022-10/2021-iucn-ssc-marine-turtle-sg-report_publication.pdf

James, R., & Melero, D. (2015). Anidación y conservación de la tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*) en playa Drake, península de Osa, Costa Rica (2006 a 2012). *Revista de Biología Tropical*, 63, 117-129. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23099>

Juarez-Ceron, J. A., Sarti-Martinez, A. L., & Dutton, P. H. (2003). First study of the green/black turtles of the Revillagigedo Archipelago: a unique nesting stock in the Eastern Pacific. En *Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation* (p. 70). NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503. https://www.researchgate.net/profile/Patricia-Zarate-2/publication/263045891_First_results_of_the_East_Pacific_green_turtle_Chelonia_mydas_nesting_population_assessment_in_the_Galapagos_Islands/links/0c9605399f92b77c9f000000/First-results-of-the-East-Pacific-green-turtle-Chelonia-mydas-nesting-population-assessment-in-the-Galapagos-Islands.pdf

Kamel, S. J. (2013). Vegetation cover predicts temperature in nests of the hawksbill sea turtle: implications for beach management and offspring sex ratios. *Endangered Species Research*, 20(1), 41-48. <https://doi.org/10.3354/esr00489>

- Kamel, S. J. & Mrosovsky, N. (2005). Repeatability of nesting preferences in the hawksbill sea turtle, *Eretmochelys imbricata*, and their fitness consequences. *Animal Behaviour*, 70, 819-828. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2005.01.006>
- Kittinger, J. N., Houtan, K. S. V., McClenachan, L. E., & Lawrence, A. L. (2013). Using historical data to assess the biogeography of population recovery. *Ecography*, 36(8), 868-872. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00245.x>
- Klein, C. J., Beher, J., Chaloupka, M., Hamann, M., Limpus, C., & Possingham, H. P. (2017). Prioritization of marine turtle management projects: A protocol that accounts for threats to different life history stages. *Conservation Letters*, 10(5), 547-554. <https://doi.org/10.1111/conl.12324>
- Korein, E., Caballol, A., Lovell, P., Exley, L., Marin, C. P., Carillo, J., & Stokes, L. (2019). Using bamboo nest covers to prevent predation on sea turtle eggs. *Marine Turtle Newsletter*, 156, 33-37.
- León, Y. M., & Bjørndal, K. A. (2002). Selective feeding in the hawksbill turtle, an important predator in coral reef ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 245, 249-258. <https://doi.org/10.3354/meps245249>
- Liles, M. J., Jandres, M. V., López, W. A., Mariona, G. I., Hasbún, C. R., & Seminoff, J. A. (2011). Hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata* in El Salvador: nesting distribution and mortality at the largest remaining nesting aggregation in the eastern Pacific Ocean. *Endangered Species Research*, 14(1), 23-30. <https://doi.org/10.3354/esr00338>
- Liles, M. J., Peterson, M. J., Seminoff, J. A., Altamirano, E., Henríquez, A. V., Gaos, A. R., Gadea, V., Urteaga, J., Torres, P., Wallace, B. P., & Peterson, T. R. (2015). One size does not fit all: importance of adjusting conservation practices for endangered hawksbill turtles to address local nesting habitat needs in the eastern Pacific Ocean. *Biological Conservation*, 184, 405-413. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.02.017>
- Limpus, C. (1995). Global overview of the status of marine turtles: a 1995 viewpoint. En Bjørndal, K. A. (Ed.), *Biology and Conservation of Sea Turtles* (2a ed., pp. 605-609). Smithsonian Institution Press.
- Llamas, I., Flores, E. E., Abrego, M. E., Seminoff, J. A., Hart, C. E., Donadi, R., Peña, B., Alvarez, G., Poveda, W., Amoroch, D., & Gaos, A. (2017). Distribution, size range and growth rates of hawksbill turtles at a major foraging ground in the eastern Pacific Ocean. *Latin american journal of aquatic research*, 45(3), 585-596. <http://dx.doi.org/10.3856/vol45-issue3-fulltext-9>
- Lombardo, R. C. & Saavedra, D. Y. (2023). Características de la anidación de tortugas marinas: *Lepidochelys olivacea* y *Chelonia mydas*, en playa Lagarto, Los Santos, Panamá. *Tecnociencia* 25(1): 63-88. <https://revistas.up.ac.pa/index.php/tecnociencia/article/view/3436>

- López-Castro, M. C., Carmona, R., & Nichols, W. J. (2004). Nesting characteristics of the olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Cabo Pulmo, southern Baja California. *Marine Biology*, 145, 811-820. <https://doi.org/10.1007/s00227-004-1359-x>
- Lopez, J., Griffiths, S., Wallace, B. P., Cáceres, V., Rodríguez, L. H., Abrego, M., Alfaro-Shigueto, J., Andraka, S., Brito, M. J., Bustos, L. C., Cari, I., Carvajal, J. M., Clavijo, L., Cocas, L., De Paz, N., Herrera, M., Mangel, J. C., Pérez-Huaripata, M., Piedra, R., ...Zárate, P. (2024). Vulnerability of the Critically Endangered leatherback turtle to fisheries bycatch in the eastern Pacific Ocean. I. A machine-learning species distribution model. *Endangered Species Research*, 53, 271-293. <https://doi.org/10.3354/esr01288>
- López-Lozano, L. F., & Jiménez-Arias, S. (2024). Primer reporte de la temporada de anidación de la tortuga verde *Chelonia mydas* (Testudinata: Cheloniidae) en playa Lagarto, península de Azuero, Panamá. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 99-113. <https://doi.org/10.15359/revmar.16-6.2>
- Lorne, J. K., & Salmon, M. (2007). Effects of exposure to artificial lighting on orientation of hatchling sea turtles on the beach and in the ocean. *Endangered species research*, 3(1), 23-30. <https://doi.org/10.3354/esr003023>
- Lovemore, T. E., Montero, N., Ceriani, S. A., & Fuentes, M. M. (2020). Assessing the effectiveness of different sea turtle nest protection strategies against coyotes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 533, 151470. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2020.151470>
- Luna-Rodríguez, M., & Villate-Rivera, R. (2022). *Soluciones basadas en la naturaleza en las NDC de América Latina y el Caribe: clasificación de los compromisos para la acción climática*. Comisión Europea, Programa EUROCLIMA. https://bvearmb.do/bitstream/handle/123456789/4393/DOC_TECNICO_SbN.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Mancini, A., Senko, J., Borquez-Reyes, R., Póo, J. G., Seminoff, J. A., & Koch, V. (2011). To poach or not to poach an endangered species: elucidating the economic and social drivers behind illegal sea turtle hunting in Baja California Sur, Mexico. *Human Ecology*, 39, 743-756. <https://doi.org/10.1007/s10745-011-9425-8>
- Manzaba Veliz, S. J., Sánchez Díaz, G. T., & Soto, L. (2019). *Determinación de características oceanográficas y biológicas de las playas Valdivia, San Pedro y Playa Rosada para apoyar el manejo de la anidación de tortugas marinas en el Ecuador, mediante actividades de turismo responsable* (Tesis de licenciatura). Facultad de Ciencias Sociales y Humanísticas, ESPOL. <http://www.dspace.espol.edu.ec/handle/123456789/51924>
- Martínez Pech, M. L. (2009). *La práctica del ecoturismo en Xcacel-Xcacelito Quintana Roo*. (Trabajo monográfico). División de Ciencias y Economía Administrativa, Universidad de Quintana Roo.

Martínez, A., Lucero, S., Gómez, O., & Delgado Trejo, C. (Eds.). (2011). *Programa de acción para la conservación de la especie: Tortuga verde/negra, Chelonia mydas*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

https://www.ceura.com.mx/datos1/tortugas/Curso%20sobre%20manejo%20y%20conservaci%F3n%20de%20Tortugas%20Marinas/pace_chelonia.pdf

Martínez, L. M., & Páez, V. P. (2000). Ecología de anidación de la tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) en la Playa de La Cueva, Costa Pacífica Chocó, Colombia, en 1998. *Actualidades Biológicas*, 22(73), 131-143. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.329626>

Martins, S., Ferreira-Veiga, N., Rodrigues, Z., Querido, A., de Santos Loureiro, N., Freire, K., Abella, E., Oujó, C., & Marco, A. (2021). Hatchery efficiency as a conservation tool in threatened sea turtle rookeries with high embryonic mortality. *Ocean & Coastal Management*, 212, 105807. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105807>

Márquez, R., & del Carmen Farías, M. (2000). *Las tortugas marinas y nuestro tiempo* (No. 597.92 M3.). Fondo de cultura económica. <http://www.bionica.info/biblioteca/Marquez1996LasTortugasMarinas.pdf>

Márquez, R., Peñaflores, C., & Vasconcelos, J. (1996). Olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) show signs of recovery at La Escobilla, Oaxaca. *Marine Turtle Newsletter*, 73, 5-7.

Mast, R. B., Hutchinson, B. J. & Pilcher, N. J. (2004) IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group news first quarter 2004. *Marine Turtle Newsletter*, 104, 21–22.

Mazaris, A. D., Schofield, G., Gkazinou, C., Almpanidou, V., & Hays, G. C. (2017). Global sea turtle conservation successes. *Science advances*, 3(9), e1600730. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600730>

Mejía, J. E. (2020). *Caracterización de la playa Puerto Arista, Chiapas y la anidación de la tortuga golfina (Lepidochelys olivacea) durante el periodo 2014-2015*. (Tesis de licenciatura). Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. <https://hdl.handle.net/20.500.12753/1967>

Méndez-Carvajal, P., & Moreno, R. (2014). Mammalia, Carnivora, Canidae, *Canis latrans* (Say, 1823): Actual distribution in Panama. *CheckList*, 10(2), 376-379. <https://doi.org/10.15560/10.2.376>

Méndez-Rodríguez, L., & Álvarez-Castañeda, S. T. (2016). Predation on turtle nests in the southwestern coast of the Baja California Peninsula. *Revista mexicana de biodiversidad*, 87(2), 483-488. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.02.005>

Meylan, A. B., Castillo, I., Decastro, N., Ordoñez, C., Troëng, S., Ruiz, A., & Meylan, P. A. (2006). Bastimentos Island National Marine Park and Playa Chiriqui: Protected areas vital to the recovery of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Caribbean Panama. En *Book of Abstracts from the 26th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation* (pp. 145-146). International Sea Turtle Society.

Ministerio de Ambiente de Panamá (2019). *Informe del estado parte sobre el sitio de Patrimonio Mundial Parque Nacional Coiba y su Zona Especial de Protección Marítima*. Presentado ante el Comité de Patrimonio Mundial (UNESCO). Dirección de áreas protegidas y vida silvestre, Dirección de costas y mares, Ministerio de Ambiente de Panamá

Ministerio de Ambiente de Panamá (2021a, 21 de enero). *Arribada inusual de tortugas loras en Playa la Marinera de Los Santos sorprende a biólogos*. Ministerio de Ambiente de Panamá. <https://www.miambiente.gob.pa/arribada-inusual-de-tortugas-loras-en-playa-la-marinera-de-los-santos-sorprende-a-biologos/>

Ministerio de Ambiente de Panamá (2021b, 15 de junio). *Más de un millón de tortugas marinas han nacido en nuestras playas*. Ministerio de Ambiente de Panamá. <https://www.miambiente.gob.pa/mas-de-un-millon-de-tortugas-marinas-han-nacido-en-nuestras-playas>

Ministerio de Ambiente de Panamá (2023, 18 de enero). *Se aprueba legislación que refuerza protección de tortugas marinas*. Ministerio de Ambiente de Panamá. <https://miambiente.gob.pa/se-aprueba-legislacion-que-refuerza-proteccion-de-tortugas-marinas/>

Mortimer, J. A. (1990). The influence of beach sand characteristics on the nesting behavior and clutch survival of green turtles (*Chelonia mydas*). *Copeia*, 3, 802-817. <https://doi.org/10.2307/1446446>

Mortimer, J. A., & Donnelly, M. (2008). *Eretmochelys imbricata*. En IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group (Eds.), *The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T8005A12881238*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T8005A12881238.en>

Mosquera, L. C., Amoroch, D., Ladino, L. M. M., Mejía, J. D. P., & González, F. R. (2008). Caracterización genética de la colonia reproductiva de la tortuga marina golfina—*Lepidochelys olivacea*—en el Parque Nacional Natural Gorgona (Pacífico colombiano) a partir de secuencias de ADN mitocondrial. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 37(1). <http://ref.scielo.org/3td7hz>

Nakamura, M. F., Santos, A. J. B., Lobão-Soares, B., & Corso, G. (2019). Lunar phases and hawksbill sea turtle nesting. *Journal of Ethology*, 37(3), 307-316. <https://doi.org/10.1007/s10164-019-00604-7>

NASA /JPL-Caltech. (2025). *Moon phases [Imagen modificada]*. <https://science.nasa.gov/moon/moon-phases/>

- Nayelli Rangel Aguilar, B., Ribeiro, M. V., Oliveira Arantes, M., Alvarez, M. R., Miranda, M. R., & Schiavetti, A. (2022). Nest density and Nest Predation of sea turtle (Testudines, Cheloniidae) by canids in Southern Bahia, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 57(3), 1-11. <https://doi.org/10.1080/01650521.2022.2133591>
- Orozco-Bravo, M., Contreras Cueva, A. B., Orozco-Alvarado, J., & Orozco-Zepeda, Q. (2019). Turismo de naturaleza y desarrollo sustentable y en el Campamento Tortuguero “Mayto”; como actividades complementarias a la protección de la tortuga marina. *InterSedes*, 20(41), 51-75. <http://dx.doi.org/10.15517/isucr.v20i41.38781>
- Ow, X. E. (s.f.). *Caracterización ambiental en dos playas de anidación de tortugas marinas en Cambutal, Los Santos, Panamá*. (Resúmenes de trabajos de graduación). Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Marítima Internacional de Panamá.
- Pacheco, L. R. (2013). *La pesca con palangre pelágico en el Pacífico panameño. Aspectos operativos de la selectividad de los anzuelos y repercusiones en la captura incidental de tortugas marinas*. (Tesis de maestría). Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Universidad de Alicante. <http://hdl.handle.net/10045/36118>
- Palaparthi, J., Briggs, T. R., & Hauptman, L. (2024). Variability of Beach Sediment and Sea Turtle Nesting, Hatching, and Emergence Patterns during the 2019 Nesting Season in Northern Palm Beach County, Florida, USA. *Journal of Coastal Research*. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-24-00005.1>
- Parada, R. N. (2018). *Comportamiento de hembras anidantes y neonatos de la tortuga Golfina (Lepidochelys olivacea) en la playa Coquí, Pacífico Chocoano, Colombia*. (Tesis de licenciatura). Facultad de Ciencias, Universidad El Bosque.
- Patiño-Martínez, J., Marco, A., Quiñones, L., & Hawkes, L. (2012). A potential tool to mitigate the impacts of climate change to the Caribbean leatherback sea turtle. *Global Change Biology*, 18(2), 401-411. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02532.x>
- Piedra, L. & Morales, V. (2015). Preferencias en la anidación de tortugas carey (*Eretmochelys imbricata*) y baulas (*Dermochelys coriacea*) en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Gandoca Manzanillo, Limón, Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 28(3), 86-98. https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0379-39822015000300086
- Pinto, I., & Yee, J. (2011). *Diagnóstico de las áreas marinas protegidas y de las áreas marinas para la pesca responsable en el Pacífico Panameño*. Fundación Marviva. https://marviva.net/wp-content/uploads/2021/11/amp_panama.pdf
- Plotkin, P. T. (2010). Nomadic behaviour of the highly migratory olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* in the eastern tropical Pacific Ocean. *Endangered Species Research*, 13(1), 33-40. <https://doi.org/10.3354/esr00314>

Prieto-Torres, D. A., & Hernández-Rangel, J. (2015). Breeding biology and hatching success of *Chelonia mydas* (Testudines: Cheloniidae) in Aves Island Wildlife Refuge, Venezuela, during the 2010 reproductive season. *Revista de Biología Tropical*, 63(4), 1059-1070.

https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0034-77442015000401059&script=sci_abstract&tlng=en

Pritchard, P. C. (1980). *Dermochelys coriacea*. Catalogue of American Amphibians and Reptiles (CAAR). <https://repositories.lib.utexas.edu/server/api/core/bitstreams/50db0e83-a839-4b8e-ba22-cd35e318e977/content>

Redding, O. T., Castorani, M. C., & Lasala, J. (2024). The effects of dune plant roots on loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nest success. *Ecology and Evolution*, 14(4), e11207. <https://doi.org/10.1002/ece3.11207>

Reina, R. D., Spotila, J. R., Paladino, F. V., & Dunham, A. E. (2009). Changed reproductive schedule of eastern Pacific leatherback turtles *Dermochelys coriacea* following the 1997–98 El Niño to La Niña transition. *Endangered Species Research*, 7(2), 155-161. <https://doi.org/10.3354/esr00098>

Ricardo, J. A., & Martín, R. P. (2016). el Impacto de la acumulación de Sargazo del verano del 2015 sobre las Tortugas Marinas de Playa La Barca, Península de Guanahacabibes. *Revista de investigaciones marinas*, 36(1), 54-62.

Rice, T. M. (2009). *Best management practices for shoreline stabilization to avoid and minimize adverse environmental impacts*. Prepared for the USFWS, Panama City Ecological Services Field Office. https://esadocs.defenders-cci.org/ESAdocs/misc/BMPs_For_Shoreline_Stabilization_To_Avoid_And_Minimize_Adverse_Environmental_Impacts.pdf

Rincón, M. P., & Rodríguez, C. J. (2004). Caracterización de playas de anidación y zonas de alimentación de tortugas marinas en el Archipiélago de San Bernardo, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras-INVEMAR*, 33(1), 137-158. <http://ref.scielo.org/p4xf63>

Rodríguez, B., & Contreras, M. (2020). Conservación de tortugas Lora (*Lepidochelys olivacea*), en playa Mata Oscura, Veraguas, pacífico de Panamá. *Revista Saberes APUDEP*, 3(2), 82-91. https://revistas.up.ac.pa/index.php/saberes_apudep

Rodríguez Lara, N. L., Salazar Ventura, I. N., & Cedeño Oviedo, J. M. (2023). *Análisis de la influencia del fenómeno de La Niña 2020-2022 en la precipitación y temperatura del aire en Chile continental* (Tesis). Facultad de Ingeniería Marítima y Ciencias del Mar, ESPOL. <http://www.dspace.espol.edu.ec/handle/123456789/56956>

Rojas, A. E. F., Suárez, J. E. L., & Barbosa, N. P. (2016). Frecuencia de anidación de *Lepidochelys olivacea* en dos playas de Cabo San Lucas, México. *Conexión Agropecuaria JDC*, 6(2), 73-85. <https://revista.jdc.edu.co/conexagro/article/view/566>

Santidrián, P., Roberts, S. A., Hernández, R., Spotila, J. R., & Paladino, F. V. (2015). Nesting ecology of East Pacific green turtles at Playa Cabuyal, Gulf of Papagayo, Costa Rica. *Marine Ecology*, 36(3), 506-516. <https://doi.org/10.1111/maec.12159>

Saragoça Bruno, R., Restrepo, J. A., & Valverde, R. A. (2020). Effects of El Niño Southern Oscillation and local ocean temperature on the reproductive output of green turtles (*Chelonia mydas*) nesting at Tortuguero, Costa Rica. *Marine Biology*, 167(9), 128. <https://doi.org/10.1007/s00227-020-03749-z>

Sari, F., & Kaska, Y. (2017). Assessment of hatchery management for the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nests on Göksu Delta, Turkey. *Ocean & coastal management*, 146, 89-98. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.06.010>

Schroeder, B. A. (2001). Mitigación de las amenazas en playas de anidación. En Eckert, K. L., & Abreu-Grobois, F. A. (Eds.), *Conservación de tortugas marinas en la región del Gran Caribe: Un diálogo para el manejo regional efectivo* (pp. 126-131). WIDECAST, UICN/CSE Grupo Especialista en Tortugas Marinas (MTSG), WWF y el Programa Ambiental del Caribe del PNUMA. https://www.widecast.org/Resources/Docs/Eckert_and_AbreuGrobois_2001_Regional_Mgmt_Dialogue_Proc_SP.pdf

Seminoff, J. A., A. Resendiz, W. Nichols y T. Jones. (2002). Growth rates of wild green turtle *Chelonia mydas* at a temperate foraging area in the Gulf of California, Mexico. *Copeia*, 3, 610-617. [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2002\)002\[0610:GROWGT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2002)002[0610:GROWGT]2.0.CO;2)

Seminoff, J.A. (2004). *Chelonia mydas*. The IUCN Red List of Threatened Species, Southwest Fisheries Science Center, U.S. e.T4615A11037468. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T4615A11037468.en>.

Seminoff, J. A., & Wallace, B. P. (Eds.) (2012). *Sea turtles of the eastern Pacific: advances in research and conservation*. University of Arizona Press.

Seminoff, J. A., Allen, C. D., Balazs, G. H., Dutton, P. H., Eguchi, T., Haas, H., Hargrove, S. A., Jensen, M., Klemm, D. L., Lauritsen, A. M., MacPherson, S. L., Opay, P., Possardt, E., Pultz, S., Seney, E., Van Houtan, K. S., & Waples, R. S. (2015). *Status review of the green turtle (Chelonia mydas) under the Endangered Species Act*. NOAA Technical Memorandum NMFS-NOAA-TM-NMFS-SWFSC-539. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/4922/noaa_4922_DS1.pdf

Shanker, K. (2021). Olive Ridleys and river mouths: speculations about the evolution of Nest site selection. *Marine Turtle Newsletter*, 162, 1-3.

Shillinger, G. L., Swithenbank, A. M., Bograd, S. J., Bailey, H., Castleton, M. R., Wallace, B. P., Spotila, J. R., Paladino, F. V., Rodney, P., & Block, B. A. (2010). Identification of high-use interesting habitats for eastern Pacific leatherback turtles: role of the environment and implications for conservation. *Endangered Species Research*, 10, 215-232.

<https://doi.org/10.3354/esr00251>

Spotila, J. R., Reina, R. D., Steyermark, A. C., Plotkin, P. T., & Paladino, F. V. (2000). Pacific leatherback turtles face extinction. *Nature*, 405, 529–530.

<https://doi.org/10.1038/35014729>

Staines, M. N., Booth, D. T., & Limpus, C. J. (2019). Microclimatic effects on the incubation success, hatchling morphology and locomotor performance of marine turtles. *Acta Oecologica*, 97, 49-56. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.04.008>

Stampar, N., da Silva, F., & Luiz Jr, J. (2007). Predation on the Zoanthid Palythoacaribaeorum (Anthozoa, Cnidaria) by a Hawksbill Turtle (*Eretmochelys imbricata*) in Southeastern Brazil. *Marine Turtle Newsletter*, 117, 3-5.

Stokes, H. J., Esteban, N., & Hays, G. C. (2024). Predation of sea turtle eggs by rats and crabs. *Marine Biology*, 171(1), 17. <https://doi.org/10.1007/s00227-023-04327-9>

Stringell, T. B., Clerveaux, W. V., Godley, B. J., Kent, F. E., Lewis, E. D., Marsh, J. E., Phillips, Q., Richardson, P., Sanghera, A. & Broderick, A. C. (2016). Taxonomic distinctness in the diet of two sympatric marine turtle species. *Marine Ecology*, 37(5), 1036-1049.

<https://doi.org/10.1111/maec.12349>

SWOT. (2011). *The most valuable reptile in the world. The green turtle*. SWOT Report, 6, 1–64. <https://www.seaturtlestatus.org/articles/2011/5/1/sea-turtles-and-cites>

The Laúd OPO Network (2020). Enhanced, coordinated conservation efforts required to avoid extinction of critically endangered Eastern Pacific leatherback turtles. *Scientific Reports*, 10, 4772. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60581-7>

Tomillo, P., Roberts, S. A., Hernández, R., Spotila, J. R., & Paladino, F. V. (2015). Nesting ecology of East Pacific green turtles at Playa Cabuyal, Gulf of Papagayo, Costa Rica. *Marine Ecology*, 36(3), 506-516. <https://doi.org/10.1111/maec.12159>

Tripathy, B., Shanker, K., & Choudhury, B. C. (2003). Important nesting habitats of olive ridley turtles *Lepidochelys olivacea* along the Andhra Pradesh coast of eastern India. *Oryx*, 37(4), 454-463. <https://doi.org/10.1017/S0030605303000826>

Turkozan, O., Yamamoto, K., & Yılmaz, C. (2011). Nest site preference and hatching success of green (*Chelonia mydas*) and loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtles at Akyatan Beach, Turkey. *Chelonian Conservation and Biology*, 10(2), 270-275. <https://doi.org/10.2744/CCB-0861.1>

U.S. Fish and Wildlife Service. (1998). *Recovery plan for U.S. Pacific populations of the olive ridley turtle (Lepidochelys olivacea)*. National Marine Fisheries Service. <https://swfsc-publications.fisheries.noaa.gov/publications/CR/1998/98Eck5.pdf>

Valverde, R. A., Orrego, C. M., Tordoir, M. T., Gómez, F. M., Solís, D. S., Hernández, R. A., Gómez, G. B., Brenes, L. S., Baltodano, J. P., Fonseca, L. G., & Spotila, J. R. (2012). Olive Ridley Mass Nesting Ecology and Egg Harvest at Ostional Beach, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology*, 11(1), 1–11. <https://doi.org/10.2744/CCB-0959.1>

Vásquez B., O., & González G., F. (2018). Evaluación de la densidad de nidos de tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*), en la playa La Marinera, Guánico debajo de Tonosí, Provincia de Los Santos, año: 2010. *Saberes APUDEP*, 1(1), 130-151. https://revistas.up.ac.pa/index.php/saberes_apudep/article/view/106

Vega-Bravo, J. A. (2014). *Influencia de las mareas, fases lunares y los vientos en la anidación de la tortuga golfina (Lepidochelys olivacea) en Los Cabos, Baja California Sur, México*. (Tesis de Licenciatura). Departamento Académico de Biología Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur.

Vega, A. J., Robles, Y. A., Quezada, F., Quintero, O., & Montes, L. (2015). Evaluación preliminar de la captura incidental de tortugas marinas por la pesquería artesanal del Golfo de Chiriquí. *Tecnociencia*, 17(1), 31-45. <http://up-rid.up.ac.pa/id/eprint/312>

Viejobueno Muñoz, S., & Arauz, R. (2015). Conservación y actividad reproductiva de tortuga lora (*Lepidochelys olivacea*) en la playa de anidación solitaria Punta Banco, Pacífico Sur de Costa Rica. Recomendaciones de manejo a través de dieciséis años de monitoreo. *Revista de Biología Tropical*, 63, 383-394. <http://doi.org/10.15517/rbt.v63i1.23117>

Villate, R. (2012). Desarrollo local y conservación de tortugas marinas en Costa Rica y Panamá. *Mesoamericana*, 16(3), 40-55. <https://revistas.up.ac.pa/index.php/mesoamericana/article/view/903>

Wallace, B. P., DiMatteo, A. D., Hurley, B. J., Finkbeiner, E. M., Bolten, A. B., Chaloupka, M. Y., Hutchinson, B., Abreu-Grobois, F., Amorocho, D., Bjørndal, K., Bourjéa, J., Bowen, B., Briseño, R., Casale, P., Choudhury, B., Costa, A., Dutton, P., Fallabrino, A., Girard, A., ... & Chaloupka M.Y. (2010) Regional Management Units for Marine Turtles: A Novel Framework for Prioritizing Conservation and Research across Multiple Scales. *PLoS ONE*, 5(12), e15465. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0015465>

Wallace, B. P., DiMatteo, A. D., Bolten, A. B., Chaloupka, M. Y., Hutchinson, B. J., Abreu-Grobois, F. A., Mortimer, J., Seminoff, A., Amorocho, D., Bjørndal, K., Bourjéa, J., Bowen, B., Briseño, R., Casale, P., Choudhury, B., Costa, A., Dutton, P., Fallabrino, A., Finkbeiner, E., ... & Mast, R. (2011). Global conservation priorities for marine turtles. *PloS one*, 6(9), e24510. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024510>

- Wallace, B. P., Kot, C. Y., DiMatteo, A. D., Lee, T., Crowder, L. B., & Lewison, R. L. (2013a). Impacts of fisheries bycatch on marine turtle populations worldwide: toward conservation and research priorities. *Ecosphere*, 4(3), 1-49. <https://doi.org/10.1890/ES12-00388.1>
- Wallace, B. P., Tiwari, M., & Girondot, M. (2013). *Dermochelys coriacea* (East Pacific Ocean subpopulation). En IUCN Red List of Threatened Species (Versión 2013). <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T46967807A46967809>
- Webb, G. J., & Carrillo C, E. (2000). Risk of extinction and categories of endangerment: perspectives from long-lived reptiles. *Population Ecology*, 42, 11-17. <https://doi.org/10.1007/s101440050004>
- Wheeler, G. S., Taylor, G. S., Gaskin, J. F., & Purcell, M. F. (2011). Ecology and Management of Sheoak (*Casuarina spp.*), an Invader of Coastal Florida, U.S.A. *Journal of Coastal Research*, 27, 485–492. <https://doi:10.2112/jcoastres-d-09-00110.1>
- Whittock, P. A., Pendoley, K. L., & Hamann, M. (2014). Inter-nesting distribution of flatback turtles *Natator depressus* and industrial development in Western Australia. *Endangered Species Research*, 26(1), 25-38. <https://doi.org/10.3354/esr00628>
- Wood, A., D.T. Booth & C.J. Limpus. (2014). Sun exposure, nest temperature and loggerhead turtle hatchlings: Implications for beach shading management strategies at sea turtle rookeries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 451, 105-114. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.11.005>
- WWF. (2006). *Ventajas de la ratificación para Colombia*. Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas, Documento de posición-WWF Colombia. <https://www.wwf.org.co/?109444/Convencion-interamericana-para-la-proteccion-y-conservacion-de-las-Tortugas-Marinas>
- Zárate, P., Fernie, A., & Dutton, P. H. (2003). *First results of the East Pacific green turtle (Chelonia mydas) nesting population assessment in the Galapagos Islands*. En 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, Florida, USA. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503.
- Zare, R., Vaghefi, M. E., & Kamel, S. J. (2012). Nest location and clutch success of the hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) at Shidvar Island, Iran. *Chelonian Conservation and Biology*, 11(2), 229-234. <https://doi.org/10.2744/CCB-1003.1>
- Zavaleta-Lizárraga, L., & Morales-Mávila, J. E. (2013). Nest site selection by the green turtle (*Chelonia mydas*) in a beach of the north of Veracruz, Mexico. *Revista mexicana de biodiversidad*, 84(3), 927-937. <https://doi.org/10.7550/rmb.31913>

Anexos

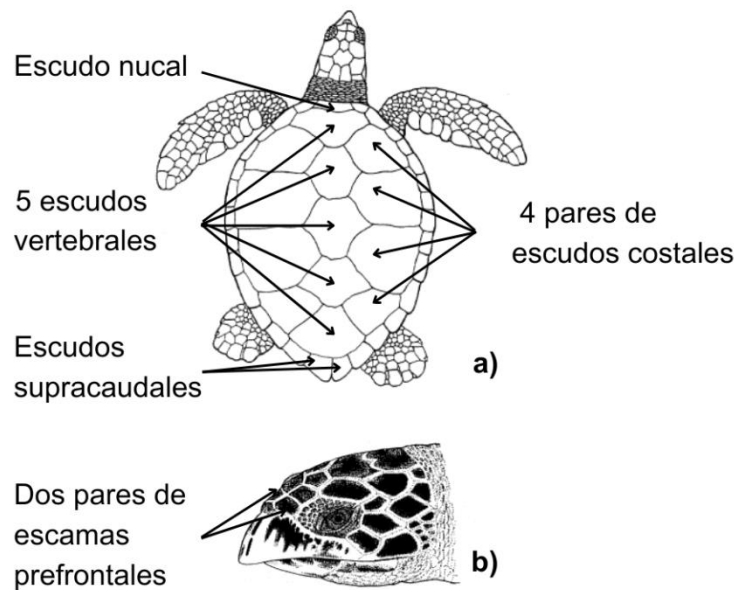
Anexo 1. Fases de la luna.

Fuente: Modificado de “Moon phases”, por NASA/JPL-Caltech(2025)



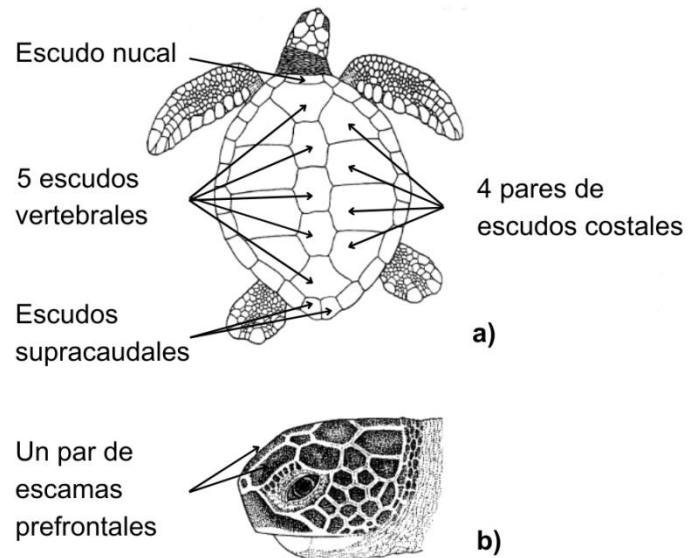
Anexo 2. Morfología de la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*). a) Vista dorsal de la estructura morfológica externa del caparazón. b) Estructura morfológica externa de la cabeza.

Imagen tomada de (Eckert *et al.*, 2000) y editada por el autor.



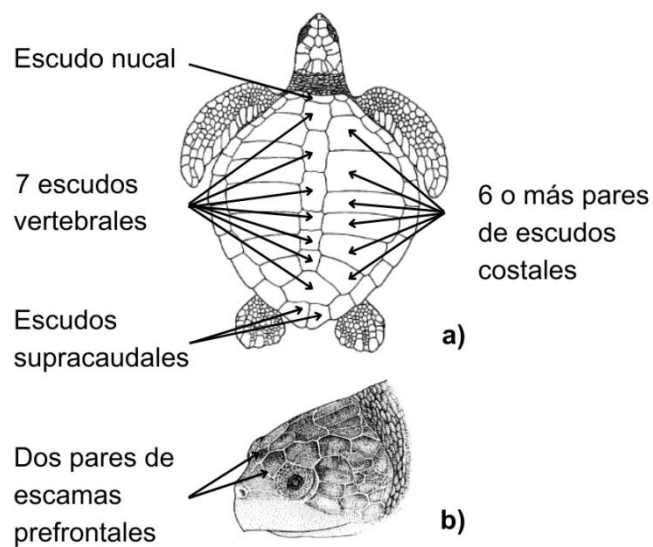
Anexo 3. Morfología de la tortuga verde (*Cheloniemydas*). a) Vista dorsal de la estructura morfológica externa del caparazón. b) Estructura morfológica externa de la cabeza.

Imagen tomada de (Eckert *et al.*, 2000) y editada por el autor.



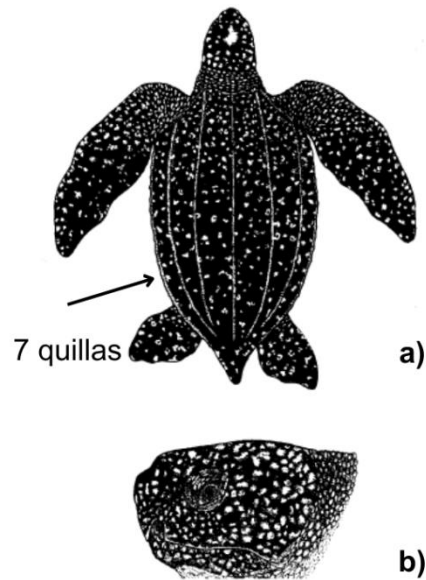
Anexo 4. Morfología de la tortuga lora (*Lepidochely solivacea*). a) Vista dorsal de la estructura morfológica externa del caparazón. b) Estructura morfológica externa de la cabeza.

Imagen tomada de (Eckert *et al.*, 2000) y editada por el autor.



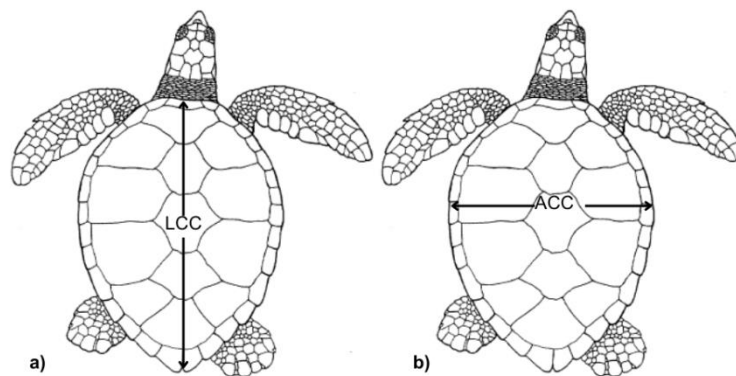
Anexo 5. Morfología de la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*). a) Caparazón con siete quillas longitudinales, no presenta escudos. b) Estructura morfológica externa de la cabeza.

Imagen tomada de (Eckert *et al.*, 2000) y editada por el autor.



Anexo 6. a) Longitud curva del caparazón. b) ancho curvo del caparazón.

Imagen tomada de (Eckert *et al.*, 2000) y editada por el autor.



Anexo 7. Formulario del indicador NBIT.



Completed Sea Turtle Nesting Beach Indicator Form



Playa Morrillo, Provincia de Veraguas, Panamá

Country / Location Name: Morrillo, Provincia de Veraguas, Par

Date:

GPS Coordinates: N 07°29'33" W 80°57'30"

9/02/2022

Beach suitability assessments

Beach sediment (to 50cm)	Beach composed of only sand (fine to coarse)	
	Predominantly sandy beach with gravel (i.e. granule, pebble, cobble, boulder)	X
	Predominantly gravel beach with areas of sand	
	Gravel beach	
Beach elevation (above high tide)	Less than 0.5m	X
	Between 0.5m and 1.5m	
	Greater than 2m	
Beach width (above high tide)	0m	
	Less than 5m	
	Between 5m and 15m	
	Greater than 15m	X
Beach slope	Low	X
	Moderate to steep	
Beach length	Less than 200m	
	Between 200m and 1km	
	Greater than 1km	X

Human impact assessments

Fixed or semi-fixed **development behind the beach** (houses, huts, bars, cantinas, sheds, fences, pipe lines etc.)

Obstructions on beach (boats, furniture, logs etc.)

Disturbance on the beach (e.g. access, recreation, fishing, livestock rearing, beach excavation, fires, litter etc.)

Evidence of **light pollution on the beach** (direct lighting [up to 1.5km away] for large developments and skyglow)

No impact Full impact

0	1	2	3	4	5
	X				
			X		
	X				
	X				

Tool Predictions

Beach Suitability:

This location is a typical beach to have regular nesting.

Human impacts:

Human impact is likely to already be affecting nesting activity.

**

Anexo 8.Tabla de la fauna asociada a playa Morrillo.

Nombre común	Nombre científico
Playero aliblanco	<i>Tringa semipalmata</i>
Correlimos semipalmeado	<i>Calidris pusilla</i>
Fragata común	<i>Fregata magnificens</i>
Ibis blanco	<i>Eudocimus albus</i>
Gavilán o halcón blanco	<i>Elanus leucurus</i>
Caracara norteño	<i>Caracara cheriway</i>
Caracara chimachima	<i>Milvago chimachima</i>
Garza azul	<i>Egretta caerulea</i>
Garza tricolor	<i>Egretta tricolor</i>
Garza tigre barreteada	<i>Trigrisoma fasciatum</i>
Pelícano pardo	<i>Pelecanus occidentalis</i>
Gallinazo negro	<i>Coragy psatratus</i>
Gallinazo cabecirrojo	<i>Cathartes aura</i>
Golondrina azul y blanca	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>
Golondrina tijereta	<i>Hirundo rustica</i>
Elanio tijereta	<i>Elanoides forficatus</i>
Gavilán manglero	<i>Buteogallus subtilis</i>
Gavilán cangrejero	<i>Buteogallus anthracinus</i>
Negro coligrande	<i>Quiscalus mexicanus</i>
Cangrejo playero	<i>Ocypode gaudichaudii</i>
Cangrejo fantasma	<i>Ocypode occidentalis</i>
Cangrejo ermitaño	<i>Coenobita compressus</i>
Mapache o gato manglatero	<i>Procyon lotor</i>
Oso hormiguero	<i>Tamandua mexicana</i>
Ardilla de cola roja	<i>Sciurus granatensis</i>