

UNIVERSIDAD MILITAR NUEVA GRANADA



Identificación de especies de tiburón (Elasmobranchii: Selachimorpha) en un cargamento decomisado en Santa Marta: Utilización de Guías morfológicas de Aletas y Técnicas moleculares.



Miguel Ángel Suárez Triviño

**Facultad de ciencias Básicas y Aplicadas
Biología aplicada
Cajicá, Cundinamarca
2024**

**Identificación de especies de tiburón (Elasmobranchii: Selachimorpha) en un cargamento
decomisado en Santa Marta: Mediante de Guías morfológicas de Aletas y Técnicas
moleculares.**



Autor
Miguel Ángel Suárez Triviño

Trabajo de grado presentado para optar al título de:
BIÓLOGO

Director:
Carlos Julio Polo Silva

CODIRECTOR:
Jose Julián Tavera

Facultad de ciencias Básicas y Aplicadas
Biología aplicada
Cajicá, Cundinamarca
2024

Este trabajo está dedicado a mi madre.

Te amo con todo mi corazón

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi familia por creer en mi en todo momento, por su apoyo y amor incondicional, por su comprensión, paciencia, y aliento constante. El cual ha sido fundamental para superar los desafíos académicos, laborales y personales que me ha presentado la vida, los cuales no habría podido superar sin sus consejos llenos de sabiduría y cariño. Sobre todo, a mi “Pa” y a mi Tía por brindarme su amor y guía de padres durante gran parte de mi vida, por permitirme luchar por mis sueños a pesar de que algún día lo veía difícil, los amo.

A mi director el Doctor Carlos Polo, quiero expresarle mi más sincero agradecimiento, por haber sido mi mentor durante todo este proceso de investigación. Su gran conocimiento, dedicación, orientación y apoyo son algo que ha sido invaluable para mí. Realmente no tengo palabras suficientes para expresar cuanto valoro su apoyo, tiempo, paciencia y afecto. Gracias por confiar en mí y darme la oportunidad de trabajar con tan buenos investigadores, su influencia perdurará en mi trayectoria profesional y en mi vida, puesto que es el modelo de científico y persona que anhelo ser en el futuro.

A mi codirector el Doctor José Tavera, le agradezco mucho por su orientación y apoyo, puesto que su experiencia y consejos fueron fundamentales para ejecutar mi proyecto de grado. Gracias por permitirme formar parte de tan grandioso grupo de investigación, puesto que pude aprender muchas cosas de cada uno de los integrantes, lo cual ha enriquecido demasiado mi experiencia. Especialmente de Natalia Ossa, la cual fue mi tutora, guía y amiga durante todo mi proceso de aprendizaje, agradezco el apoyo y la orientación que me brindo, así como la paciencia que me tuvo.

Quiero expresar mi sincero agradecimiento al Doctor Sebastián Hernández, por su enorme apoyo durante la realización de mi tesis. Su orientación experta fue fundamental para ejecutar esta investigación, puesto que su sabiduría y experiencia han contribuido enormemente en mi desarrollo profesional y académico.

Agradezco el apoyo de todos los profesores que tuve a lo largo de la carrera, al personal administrativo y a mis compañeros de estudios, quienes han contribuido significativamente a mi crecimiento personal y profesional. Gracias, Universidad Militar Nueva Granada, por ser parte importante de mi formación.

Just make it happen

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	11
ABSTRACT	11
CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO	12
Introducción	12
1.1 Influencia cultural en la pesca.....	12
1.2 Impacto de la sobrepesca en los elasmobranquios	14
1.3 Contexto y Limitaciones sociales.....	15
1.3 Casos de estudio: Una problemática global, diferentes aspectos, investigaciones y un mismo objetivo.....	15
1.3.1 Colombia	16
1.3.1 Brasil	16
1.3.2 EE.UU	17
1.3.3 Bangladesh e Italia.....	17
1.3.4 Nueva Guinea	18
1.3.5 limitantes que se pueden presentar en el protocolo molecular.....	18
CAPÍTULO 2. TRABAJO DE GRADO.....	20
2. Introducción	20
Objetivos del proyecto	23
General.....	23
Específicos.....	23
3. Metodología	23
3.1 Área de estudio.....	23
3.2 Recolección y evaluación de muestras.....	24
3.2.1 Clasificación morfológica	24
3.2.1.1 ID con Fin Finder	25
3.2.2 Toma de muestras.....	25
3.2.3 Extracción ADN	26
3.2.4 PCR, amplificación y secuenciación	26

3.2.5 Comparación identificación.....	27
3.2.5 Categorización estado.....	28
3.2.6 Evaluación filogenética.....	28
4. Resultados	28
4.1 Clasificación morfológica	28
4.2 Identificación genética	33
5. Discusión	35
6. Conclusiones	42
7. Bibliografía.....	43
ANEXOS.....	50

INDICE DE FIGURAS

Fig. 1. Caracterización por tipo de aleta. Especie ejemplo: <i>Carcharhinus falciformis</i> “tiburón sedoso”.	25
Fig. 2. Caracterización por puntos de referencia. A) Aleta pectoral vista ventral. B) Aleta dorsal. C) lóbulo inferior. Especie utilizada de ejemplo <i>Carcharhinus falciformis</i> “tiburón sedoso”.	25
Fig. 3. Selección de muestras en cada tipo de aleta. A) aleta dorsal. B) aleta pectoral. C) lóbulo inferior.	26
Fig. 4. Electroforesis en gel de agarosa. Muestra (+) tiburón (Aroca <i>et al.</i> , 2022). Muestra 2, 12, 15 (<i>Carcharhinus falciformis</i>). Primer FishF1 – HCO2198 (forward-reverse).	27
Fig. 5. Visualización del juego de aletas de <i>Sphyrna lewini</i> .	30
Fig. 6. Visualización del juego de aletas de <i>Sphyrna mokarran</i> .	31
Fig. 7. A) Aleta #42. B) Ilustración tomada del catálogo de aletas publicado por Castellanos-Betancourt <i>et al.</i> , 2013, para la especie de <i>Negaprion brevirostris</i> “Tiburón limón”. 2) Margen interno falcado, forma del ápice. 3) Mancha presente en la parte ventral. 4) Coloración marrón olivo.	32
Fig. 8. Visualización del juego de aletas de <i>Galeocerdo cuvier</i> .	32
Fig. 9. Clasificación de aletas de <i>Carcharhinus falciformis</i> .	33
Fig. 11. Caracterización de las aletas dorsales.	50
Fig. 12. Caracterización aletas pectorales.	51
Fig. 13. Caracterización lóbulo inferior.	51

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Primers universales.	27
Tabla 2. Consenso de Identificación de especies de tiburones basada en análisis morfológicos. Frecuencia= “N”. ID Morfológica visual= identificación visual inicial con guías. Fin Finder ID= Corroboración morfológica mediante el software.	29
Tabla 3. Identificación genética de nueve muestras aleatorias. Porcentajes obtenidos de la comparación (BLAST) de NCBI y BOLD.	34

RESUMEN

Las aletas de tiburón son altamente demandadas en el mercado global, debido a su implementación en platos exóticos en Asia, los cuales son asociados a razones socioeconómicas, ocasionando que un solo kilogramo de aletas pueda alcanzar los 1000 dólares en los mercados internacionales, lo que a su vez ha incentivado el aumento de la pesca excesiva y del comercio ilícito. Esta situación ha llevado a que la UICN clasifique a los tiburones como uno de los grupos más vulnerables, con aproximadamente un 37% de sus especies en peligro debido a la sobreexplotación pesquera. En Colombia la falta de un seguimiento pesquero exhaustivo a nivel de especies ha dificultado la implementación de medidas adecuadas y sostenibles. Una de las principales complicaciones que ha persistido a lo largo del tiempo es la dificultad para identificar las aletas, ya que algunos de sus rasgos morfológicos son visualmente indistinguibles. Aquí aplicamos métodos de identificación visual mediante guías de identificación de aletas y herramientas genéticas basadas en un marcador mitocondrial (COI) para identificar la composición de especies presentes en un cargamento clandestino de 48 aletas incautadas cerca de Santa Marta en 2019, destinadas a Europa. Se identificaron cuatro especies de tiburones (*Sphyrna lewini*, *S. mokarran*, *Carcharhinus falciformis*, y *Galeocerdo cuvier*), de las cuales las primeras tres están incluidas en el Apéndice II de CITES y catalogadas por la UICN como en peligro crítico y vulnerable. Por lo tanto, es relevante focalizar los esfuerzos de conservación y manejo sostenible. Esta tesis propone una metodología que puede superar las limitantes de identificación, ya que evidencia cómo las guías visuales son aplicables en campo y cómo un protocolo simple de identificación genética puede solucionar dificultades futuras de regulación. El complemento de ambas herramientas será de gran ayuda para enfrentar los cambios en las cadenas de procesamiento y exportación, reduciendo los errores de identificación y obteniendo datos más precisos de las capturas ilegales. Invertir en estas pruebas y capacitar al personal de campo permitirá una regulación mucho más efectiva en el futuro.

Palabras clave: Tiburones, Aleteo, sobrepesca, tráfico, identificación, sostenibilidad, CITES, UICN

ABSTRACT

Shark fins are highly demanded in the global market, due to their implementation in exotic dishes in Asia, which are associated with socioeconomic wealth. As a result, a single kilogram of fins can fetch up to \$1,000 on international markets, which in turn has encouraged an increase in overfishing and illegal trade. This situation has led the IUCN to classify sharks as one of the most vulnerable groups, with approximately 37% of their species endangered due to overfishing. In Colombia, the lack of comprehensive fisheries monitoring at the species level has hindered the implementation of adequate and sustainable measures. One of the main complications that has persisted over time is the difficulty in identifying fins, as some of their morphological features are visually indistinguishable. Here we applied visual identification methods using fin identification guides and genetic tools based on a mitochondrial marker (COI) to identify the species composition present in a clandestine shipment of 48 fins seized near Santa Marta in 2019, destined for Europe. Four shark species were identified (*Sphyrna lewini*, *Sphyrna mokarran*, *Carcharhinus falciformis*, and

Galeocerdo cuvier), of which the first three are included in CITES Appendix II and listed by IUCN as critically endangered and vulnerable. Therefore, it is relevant to focus conservation and sustainable management efforts. This thesis proposes a methodology that can overcome identification limitations, as it shows how visual guides are applicable in the field and how a simple genetic identification protocol can solve future regulatory difficulties. The complement of both tools will be of great help to face the changes in the processing and export chains, reducing identification errors and obtaining more accurate data on illegal catches. Investing in these tests and training field staff will allow for much more effective regulation in the future.

Keywords: *Sharks, finning, overfishing, trafficking, identification, sustainability, CITES, IUCN*

CAPÍTULO 1. MARCO TEÓRICO

En esta introducción teórica se abordaron temas relacionados a las características y situación actual de los tiburones a nivel global y nacional, su disminución poblacional por la sobrepesca, causas y efectos de esta problemática, el estado de conservación, así como las medidas de manejo de las pesquerías y comercialización de los productos derivados de estos implementados por las autoridades pertinentes (por ejemplo La Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres "CITES"), entidades o grupos de investigación.

Introducción

Los elasmobranchios (Elasmobranchii) son uno de los linajes de vertebrados vivientes más antiguos, evolucionando de manera separada a los peces óseos, desde el Paleozoico en el Devónico temprano, hace aproximadamente 418 millones de años (Facey *et al.*, 2022). Con alrededor de más de 1200 especies distribuidas globalmente, se caracterizan por presentar la mayor diversidad de peces cartilaginosos (Nelson *et al.*, 2016). Comprende los superórdenes Selachimorpha y Batoidea, el primero comprende todos los tiburones y el segundo comprende todas las rayas. Los selachimorfos, conocidos comúnmente como tiburones, son distinguidos por su rol ecológico de depredadores tope y mesopredadores en la cadena trófica (Caldas *et al.*, 2010; Chiriboga, 2018). Se encargan principalmente de regular el crecimiento de las poblaciones marinas, permitiendo mantener un equilibrio poblacional en el ecosistema. Adicionalmente los tiburones presentan características que los hacen fácilmente reconocibles, como su esqueleto cartilaginoso, entre 5 y 7 aberturas branquiales, y particularidades en las aletas pectorales, dorsal y caudal, patrones de color variados y la forma de cada aleta, los cuales suelen ser caracteres diagnósticos para diferenciar especies (Caldas *et al.*, 2010; Amaral *et al.*, 2017; Da Silva *et al.*, 2019).

1.1 Influencia cultural en la pesca

Las aletas de tiburón son muy apetecidas en el mercado internacional debido a su implementación en platos exóticos, principalmente en Asia, donde se asocia a la cultura tradicional, y razones

socioeconómicas. Asimismo, se asocia el consumo de esta sopa a prosperidad y riqueza, otorgando estatus y posición sociocultural (Amaral *et al.*, 2017; Da Silva *et al.*, 2019).

De acuerdo con Shea & To (2017) se ha identificado una tendencia a la disminución en la demanda y el consumo de aletas de tiburón en los restaurantes asiáticos. Principalmente por la concientización y preocupación de los gobiernos y el público en general, sobre los desbalances poblacionales tan abruptos que están sufriendo estos depredadores y su relación con el comercio internacional y la demanda de sus aletas por el mercado asiático. Sin embargo, el impacto continúa, y dependiendo de la especie de la que provenga la aleta, varía su precio en el mercado. Puesto que los mercaderes diferencian muy bien el color, la textura, la calidad y el grosor del cartílago para la preparación de la sopa, relacionándose directamente con la calidad y el tamaño de las ceratotriquias (filamentos de cartílago en la aleta con los que se hace la sopa), que lastimosamente hace mayormente susceptible a las especies más amenazadas y en peligro, al ser aquellas las que los comercializadores prefieren o consideran de mejor “calidad” (Vanuccinni, 1999; Amaral *et al.*, 2017). A raíz de esto nace una preferencia de especies para el consumo, siendo estas las más explotadas y las más susceptibles a la práctica de aleteo. Dicha práctica consiste en capturar al individuo cortarle las aletas dorsales, pectorales y el lóbulo inferior de la aleta caudal, y devolverlo al mar vivo o muerto para que muera (Puentes *et al.*, 2009).

Dentro de las especies más afectadas por esta práctica encontramos los tiburones martillo (*Sphyrna lewini*, *S. mokarran*, *S. zygaena*), carcharhinidos como (*Carcharhinus longimanus*, *C. leucas*, *C. falciformis*), los tiburones zorros como (*Alopias superciliosus*, *A. pelagicus*, *A. vulpinus*), los tiburones makos (*Isurus oxyrinchus*, *I. paucus*), el tiburón tigre (*Galeocerdo cuvier*) y el tiburón azul (*Prionace glauca*). Algo preocupante es que muchas de estas especies se encuentran en alguno de los apéndices de CITES, puesto que son especies vulnerables y en peligro. Aun así, su pesca y comercio todavía no está regulado y monitoreado del todo, ya que en la última década la legislación ha estado en constante cambio en países latinoamericanos como Colombia, Panamá, Ecuador, Brasil, Perú, etc, generando polémicas internas de que se debe pescar, cuánto, cómo y que sector debe regular dicho comercio (Amaral *et al.*, 2017; Domingues *et al.*, 2021; Dulvy *et al.*, 2021; Porcher & Darvell, 2022).

Sin embargo, esta actividad ilícita ha ido disminuyendo, puesto que el control y regulación en los últimos años ha mejorado, permitiendo que sea más efectiva la detección de especies. Por ello los esfuerzos fronterizos y costeros cada vez son mejores identificando y capturando embarcaciones internacionales dedicadas a la pesca ilegal. Por ejemplo, entre los decomisos reportados recientemente encontramos por vía marina el caso del área protegida Cordillera de Coiba, Panamá, donde gracias a la acción de las autoridades costeras y ambientales, y embarcaciones de monitoreo científico internacional, lograron arrestar a ocho ciudadanos colombianos presentes en una embarcación que llevaba 602 aletas de tiburón y 226 unidades de diferentes especies de peces, donde se identificó la presencia de aletas de tiburones martillo, tiburones zorro y sedoso, mediante guías de caracteres morfológicos que implementaron los inspectores (Cárdenas, 2023).

1.2 Impacto de la sobrepesca en los elasmobranquios

Debido al aumento marcado de la presión pesquera, en casos como el que fue mencionado anteriormente, se ha registrado y evidenciado que las poblaciones de tiburones costeros y pelágicos, ha disminuido abruptamente. Además, una amenaza directamente relacionada con esta disminución es la presencia constante de las pesquerías industriales y semiindustriales a “hotspots” de apareamiento, migración y distribución, las cuales limitan la recuperación poblacional de las especies mayormente afectadas (Clarke *et al.*, 2013; Pacoureau *et al.*, 2021; Porcher & Darvell, 2022). Además, muchos de los individuos capturados son neonatos o inmaduros, que son extraídos de sus áreas de crianza, santuarios o áreas marinas protegidas, lo que puede estar generando un desbalance poblacional, limitando la recuperación de las especies tanto nativas como migratorias (Tolotti *et al.*, 2015; Pacoureau *et al.*, 2021).

Puntualmente a nivel Colombia se cuenta con registros históricos de captura de especies de tiburones en hotspots con un rango de 5 a 10 años atrás. Sin embargo, al momento de revisar los datos presentes en el Servicio Estadístico Pesquero Colombiano (SEPEC) se evidencian grandes vacíos en la información, puesto que no se demuestra una continuidad histórica y fiel a la realidad en el registro y toma de datos. Y a eso sumándole que posterior al decreto 281 del 2021, la AUNAP dejó de tomar registros de captura incidental de tiburones, se limitó mucho la capacidad de hacer seguimiento y trazabilidad a la cantidad de capturas por arte de pesca, por tipo de especie y por tiempo. Por ello realizar una comparación directa de un antes y un después a la presencia de las pesquerías es poco realista, puesto que se puede sobreestimar, subestimar, pasar por alto tendencias críticas, etc, (Martins *et al.*, 2018; MacKeracher *et al.*, 2019).

Mediante el decreto 281 del 2021 el gobierno anunció una prohibición total de la pesquería de tiburones en el país, incluyendo la pesca incidental, pasando de ser considerados recurso pesquero a considerarse recurso hidrobiológico, por lo que todas estas especies ya no serán susceptibles de ser extraídas con fines comerciales, sin importar si dicha pesca es realizada de forma artesanal o industrial (Ministerio de ambiente, Decreto, 281, del 2021). Esto es sumamente importante ya que la última actualización de especies de elasmobranquios confirmados para Colombia alberga entre un 12% y un 14% de la riqueza de especies a nivel mundial, indicando que presenta una de las faunas de peces cartilaginosos más ricas de América latina, detrás de México y Brasil (Mejía-Falla *et al.*, 2019). Reportando para el Caribe colombiano un total de 90 especies, donde 57 son tiburones y 33 son rayas, y para el Pacífico colombiano se reportan 67 especies, donde 36 son tiburones y 31 rayas (Puentes *et al.*, 2009; Mejía-Falla *et al.*, 2019).

Actualmente, en Colombia, cualquier comercio con tiburón está prohibido, especialmente las aletas. Sin embargo, hasta la fecha, lograr identificar en puerto qué productos provienen de tiburón, así como a qué especie pertenecen las aletas, es sumamente complicado. Esto ocurre porque muchas de las aletas que continúan llegando a puerto llegan sin piel, desgastadas y maltratadas, lo

que limita la identificación visual y obliga a realizar análisis genéticos para determinar a qué especie pertenecen.

Además, otro factor que dificulta obtener los datos reales de las especies que se capturan, la cantidad y la incidencia, va relacionada a que las embarcaciones dedicadas a la pesca en la mayoría de los casos no cuentan con observadores a bordo que tomen información biológico-pesquera, por lo que las estimaciones de capturas tienden a ser muy escasas (Caldas *et al.*, 2010; Alexandre de-Franco *et al.*, 2012). Por ello, las estimaciones reales de la abundancia poblacional de las especies y la presión pesquera no son precisas, ya que el número de capturas de individuos no identificados, no registrados, agregados o descartados por las pesquerías es 3-4 veces mayor a las capturas que si son debidamente notificadas (Caldas *et al.*, 2010; Alexandre de-Franco *et al.*, 2012; Martins *et al.*, 2018; Domingues *et al.*, 2021).

1.3 Contexto y Limitaciones sociales

El problema en los planes de gestión es que no tienen en cuenta que la pesca de tiburón supone una fuente de ingresos y alimento a las comunidades costeras que siempre han dependido de ese recurso, lo que genera un dilema entre los pescadores, porque estos en la mayoría de casos se ven obligados a ignorar las leyes de conservación y terminan sobreexplotando los peces, al ser la única manera en la que pueden aumentar sus ingresos y mejorar la calidad de vida tanto para ellos como para sus familiares (Martins *et al.*, 2018). Por lo que se debe recalcar que la recuperación de las poblaciones no solo depende de una política de gestión, manejo, control y conservación, sino que se deben reconocer las perspectivas sociales y las situaciones económicas de las comunidades costeras (Becerril-García *et al.*, 2022).

En una gran parte de los casos de sobreexplotación pesquera de tiburones, las comunidades están enteradas de la prohibición del aleteo, pero los pescadores en muchos casos no saben diferenciar una especie que está en peligro y protegida por la ley, de una especie que si pueden pescar directa e incidentalmente y comercializar, así como el número de individuos permitidos o la talla mínima de pesca. Esto podría deberse a una falta de interés y comunicación entre los representantes de los sindicatos y la comunidad pesquera, porque las entidades gubernamentales se supone “informan” a los líderes comunitarios sobre el estado actual de la legislación del comercio de especies en las costas. Sin embargo, en la mayoría de los casos no se transmite correctamente esta información a la comunidad, por lo que se generan vacíos de información que pueden llevar a sobreexplotar un recurso, a generar sanciones, o a incentivar el tráfico (Martins *et al.*, 2018; Becerril *et al.*, 2022). Por lo tanto, se deben generar espacios directos de interacción con las comunidades para dar conocimiento del tema y así mismo, recibir una retroalimentación por parte de ellos, ya que estas personas son las que más conocen su entorno y pueden aportar con su conocimiento empírico de muchas cosas que a veces se pasan por alto.

1.3 Casos de estudio: Una problemática global, diferentes aspectos, investigaciones y un mismo objetivo

1.3.1 Colombia

En Colombia, los casos de tráfico de tiburones cada vez son más frecuentes, debido a la falta de regulación efectiva y en muchos casos a la débil aplicación de la ley. Además, otro factor que ha afectado directa o indirectamente, son los constantes cambios en la legislación sobre la pesca incidental y dirigida de tiburones en el territorio nacional. Lo cual tienden a aprovechar las redes ilegales de caza y comercio para generar estrategias para la evasión de controles fronterizos (Puentes *et al.*, 2022). Sin embargo, actualmente el crecimiento exponencial de estudios morfológicos y genéticos enfocados en tiburones, han ampliado la cantidad de herramientas de identificación que son aplicables y que generan un control eficaz y válido. Por ejemplo, el pasado septiembre del 2021, las autoridades colombianas encabezadas por la Dirección de Investigación Criminal e INTERPOL (DIJIN) y el departamento de medio ambiente de Bogotá, incautaron un cargamento que tenía como destino Hong Kong. Este cargamento había sido declarado inicialmente cómo vejigas de pescado secas, sin embargo, al realizar la respectiva revisión protocolaria, se encontraron un total de 3493 aletas de tiburón no declaradas. El problema del control fue que las aletas no tenían piel, ya venían procesadas, por lo que identificar qué tipo de especies estaban en el cargamento fue sumamente complicado. Siendo este el primer caso donde el procesamiento ocurre en el país de extracción, por lo que presentó un nuevo reto para las fuerzas de control (CITA). Sin embargo, gracias a los ensayos de PCR múltiple junto a cebadores especie específicos de especies CITES realizados previamente por Cardenosa *et al.*, (2018), se lograron aplicar estas técnicas de corta y fácil aplicabilidad sobre una muestra aleatoria de dicho cargamento. Encontrando cinco especies con categoría de amenaza UICN, de las cuales cuatro están presentes en el apéndice II CITES, lo cual permitió que las autoridades tomaran las respectivas medidas de enjuiciamiento a los contrabandistas (Cardenosa *et al.*, 2023)

1.3.1 Brasil

En Brasil se ha reportado una disminución poblacional bastante alta en la última década, debido al aumento en la demanda y comercialización de carne y aletas de tiburón. Lo que ha llevado al gobierno a replantear controles, planes de gestión y prohibiciones a partir del plan de gestión PAI “plan de acción internacional de la FAO para la conservación y ordenación de los tiburones”, el cual fue implementado en 1998 y renovado en el 2012 (Barreto *et al.*, 2017; Pincinato *et al.*, 2022). Sumándole la ordenanza 445/2014 que prohíbe la captura de ciertas especies de peces, incluyendo algunas especies de elasmobranquias (Feitosa *et al.*, 2018). Sin embargo, estas prohibiciones pasan por alto el contexto cultural, social, alimenticio y económico de las comunidades costeras y su dependencia al recurso. A raíz de esto se han propuesto límites de captura basados en el tamaño o talla de los individuos, la especie y la cantidad, ya sea a nivel costero o de altamar, con el fin de disminuir la captura frecuente o dirigida a especies altamente amenazadas (Pincinato *et al.*, 2022.). Además, el comercio de carne es una alternativa viable al representar un producto rentable, al alentar que se utilice todo el cuerpo del tiburón como fuente proteica, que anteriormente se desechaba (Martins *et al.*, 2018). Pero esto aún debe reevaluarse, ya que no se sabe qué tipo de riesgos potenciales hacía la salud puede generar el consumo de estos animales, ya que está

reportado que algunas especies bioacumulan sustancias tóxicas como el mercurio (Zepeda, 2018; Becerril-García *et al.*, 2022).

Sin embargo, el tráfico ilegal de aletas en la región continúa siendo un problema para las autoridades, ya que en muchos casos las aletas de especies en peligro son comercializadas como productos procesados y erróneamente etiquetados. Por ello se han realizado estudios que se basan en técnicas moleculares. Por ejemplo, Da Silva *et al.* (2019) llevaron a cabo una identificación de aletas de tiburón que fueron incautadas en el Atlántico suroeste de Brasil, utilizando técnicas moleculares basadas en códigos de barras de ADN y polimorfismo de ADN, logrando identificar 20 especies de 747 aletas de tiburón. Reconociendo especies asociadas a los órdenes Carcharhiniformes y Lamniformes que se reportan por la CITES apéndice II como amenazadas, como por ejemplo *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus porosus*, *Isurus oxyrinchus*, así como especies en peligro crítico como *Sphyrna lewini*.

De igual forma Feitosa *et al.* (2018) realizó un monitoreo del comercio de tiburones en Brasil, gracias a la implementación de marcadores genéticos basado en la secuenciación de la región mitocondrial NADH2 y COI. Logrando identificar 17 especies dentro de 427 muestras que fueron decomisadas por tráfico ilegal. Dentro de las cuales hay representantes de las familias Carcharinidae, Ginglymostomatidae, Sphyrnidae, Squalidae y Triakidae. Algo interesante que proponen en esta investigación, es que muchas de las confusiones de identificación morfológica o de rasgos visuales, pueden deberse a los cambios que puede presentar un individuo inmaduro, y que esto puede solucionarse mediante la aplicación de herramientas moleculares.

1.3.2 EE.UU

Por su parte, Hellberg, *et al.* (2019) evaluaron uno de los problemas potenciales en la regulación del comercio de especies CITES, que son los productos ya procesados. Por lo que, mediante la implementación de un conjunto de cebadores de longitud completa (primers de longitud completa, siendo secuencias cortas de nucleótidos que se utilizan en la PCR para iniciar la síntesis de ADN) y un protocolo de Minibarcoding (implementación de mini primers, para que varíe el tamaño del amplicón). A partir de los principios y aplicabilidad de estas herramientas genéticas, lograron identificar especies CITES dentro de productos mal etiquetados y productos sumamente procesados, como lo es el caso de las píldoras, sopas, filetes, etc. Encontrando que, de 35 productos evaluados, 26 estaban mal etiquetados, 6 contenían especies incluidas en los apéndices CITES y 23 estaban catalogadas como amenazadas o en peligro por la UICN. Esto es un gran avance puesto que demuestran que la implementación del minibarcoding funciona para identificar especies cuyo ADN esté sumamente fragmentado.

1.3.3 Bangladesh e Italia

En países europeos como Italia y países del sur de Asia como Bangladesh, se presenta esta misma problemática, por lo que se evidencia una contrastación entre dos sitios diferentes, con reglamentación diferente, con soluciones similares. En Italia se reporta que un 45% de productos

ya procesados están compuestos de especies críticamente amenazadas y especies que actualmente están comenzando a verse afectadas porque son capturadas indiscriminadamente para complementar el producto de las pescaderías y cobrar menos. Etiquetándolas con otros nombres para evadir los controles portuarios y así evitar mostrar los permisos de pesca. En Bangladesh, pasa algo similar, donde dentro de las especies que se consumen con mayor regularidad, se sabe que hay 21 especies catalogadas como vulnerables y en peligro crítico. Lo cual preocupa bastante puesto que las regulaciones suelen ser un todo o nada, o se restringe todo el comercio sin pensar en las comunidades que utilizan este recurso como fuente proteica, o se permite el comercio indiscriminado de especies sin tener certeza de que exactamente se está comercializando, al no implementarse la identificación molecular como alternativa de control fija, por lo que han aumentado las investigaciones para implementar este tipo de herramientas que otorgan resultados concretos (Marchetti *et al.*, 2020; Haque *et al.*, 2020).

1.3.4 Nueva Guinea

Según Appleyard *et al.* (2018) la identificación de especies es fundamental para comenzar a desarrollar un sistema de manejo sostenible de implementación de elasmobranquios como recurso por parte de las pesquerías artesanales. Cómo lo resaltan en este caso puntual de Papúa Nueva Guinea. Debido a que hace años se conoce el dato de que especie están capturando con mayor frecuencia, por lo que es factible solicitar datos históricos a las pesquerías y realizar una comparación de un antes y un después. Esto para que las mismas pesquerías postulen estrategias que permitan administrar dicho recurso a largo plazo sin afectar la estabilidad poblacional, basándose en el conocimiento biológico obtenido de las poblaciones, cómo tiempos, tallas, lugares de pesca, etc. Por ejemplo, en este estudio identificaron que el 21% de las especies que capturan se catalogan como amenazadas o en peligro de extinción, como por ejemplo *S. lewini*, la cual es una especie que saben distinguir muy bien su talla de pesca, cantidad, métodos de pesca y sitios permitidos de extracción.

Como se puede evidenciar en estos países anteriormente mencionados y ejemplificados, la problemática global es la misma. Sin embargo, las estrategias para contrarrestar la pesca y tráfico de tiburones cada vez son más amplias, puesto que cada país ha generado una gran cantidad de investigaciones basadas en herramientas genéticas y en modificaciones para solucionar algunas de las limitantes que han impedido utilizar estas herramientas en muchos casos portuarios y fronterizos. De igual manera el aumento de catálogos de identificación de especies mayormente detallados, donde se enfocan principalmente en las aletas húmedas, secas y en los troncos de las especies, ha permitido que la información sea mayormente entendida y aplicable por los inspectores. Esto ha favorecido saber que especies son las más incidentes en la pesca, cuales son mayormente comercializadas ilegalmente, y cómo se puede manejar la situación de acuerdo con cada país, su legislación y su implicación en CITES.

1. 3. 5 limitantes que se pueden presentar en el protocolo molecular

- Los genes mitocondriales puede que no identifiquen todas las especies, ya que por ejemplo *C. galapagensis* y *C. obscurus*, son especies que no se pueden distinguir por un enfoque de locus único, ya que muestran una mezcla mitocondrial e hibridación, generando que no se logre discriminar a nivel de especie.
- Otro potencial problema para separar especies con marcadores moleculares es que un alto porcentaje no se pueden distinguir especies con divergencia reciente (Da silva *et al.*, 2019; Domingues *et al.*, 2021). Esto también se evidencia en trabajos como el de Marino *et al.*, (2018) donde identifican que mediante el uso del gen COI no se puede asignar y distinguir entre especies estrechamente cercanas, como lo es *Mustelus mustelus* y *M. punctulatus*, lo cual puede deberse a una aparición de heteroplasma e introgresión, que se generan por procesos de hibridación. Siendo una mutación en alguna molécula del ADN mitocondrial que se dio al oocito, generando que la descendencia presente una mezcla entre moléculas originales y mutantes, lo cual puede fijarse o verse con alta frecuencia en la población (Fernández, 2005).
- Dependiendo el tratamiento que se realice a las muestras, el ADN puede o no sufrir daños que limiten la amplificación. El deterioro del ADN puede ser durante la extracción o almacenamiento del tejido, puesto que un mal almacenamiento, una variación drástica de temperatura, implementación de químicos o ácidos para quitar la piel, secar e hidratar de nuevo las aletas, contaminación cruzada con otro tipo de tejido que está en constante contacto, degradación por parte de bacterias y hongos. etc. son algunos de los factores que afectan directamente el estado del ADN. Sin embargo, Kolmann *et al.* (2017) menciona que, por ejemplo, de 144 muestras mal tratadas y almacenadas que fueron incautadas, mediante el uso de técnicas moleculares con primers universales del gen COI, lograron identificar 132. Lo que garantiza aproximadamente un 93% de efectividad en la caracterización. Pero, esto sigue en constante estudio, puesto que las muestras que utilizaron en este estudio posiblemente tuvieran su ADN en buen estado, al ser muestras recientes. Cuando no es así se requiere utilizar primers específicos, para tener una mayor afinidad y con un mayor control del protocolo, para que las muestras que tengan el ADN sumamente fragmentado puedan ser identificadas (Zanh *et al.*, 2020). Además, a eso se le suma que las bases de datos (BOLD-GenBank) pueden presentar secuencias erróneamente referenciadas desde el material original, por lo que, al momento de generar una comparación rápida en porcentaje de similitud, en muchos casos las secuencias que son subidas a la base de datos no han sido identificadas correctamente.
- Zahn *et al.*, 2020 y Cardenosa *et al.*, 2018 proponen estrategias para mejorar la eficacia de los protocolos de control utilizados en la identificación de especies CITES en cargamentos sospechosos. Ambas investigaciones tuvieron como objetivo enfrentar uno de los principales problemas al implementar herramientas genéticas, como la fragmentación del ADN en las muestras, y los largos tiempos requeridos por los procesos de PCR, que la

mayoría de las veces exceden el límite de retención de 24 horas para cargamentos “grandes” sospechosos. Zahn *et al.* (2020) proponen un enfoque de barcode combinado que utiliza cebadores modificados para generar mini-códigos de barras de ADN, juntos con cebadores universales. Esta técnica produce Amplicones más cortos (Aproximadamente 130 pb) en comparación con los cebadores universales (400 – 600 pb). Aunque encuentran que los mini-códigos tienen la limitación de tener una menor capacidad de diferenciar especies cercanas.

Por otro lado, Cardeñosa *et al.* (2018) plantearon una solución a todos los limitantes que actualmente se han presentado al momento de la retención fronteriza, cómo el tiempo de obtención de resultados y la calidad de los resultados. Implementando una PCR múltiple en tiempo real, junto con un multiplex conformado de cebadores especie específicos universales para nueve de doce especies CITES (*S. lewini*, *S. zygaena*, *S. mokarran*, *C. falciformis*, *A. superciliosus*, *A. pelagicus*, *A. vulpinus*, *L. nasus*, *C. carcharias*), sumando que diseñaron un cebador específico para *C. falciformis*, que identifica sin importar la procedencia geográfica de la muestra. Esto proporcionará información suficiente para justificar la retención de los cargamentos sospechosos en un corto periodo de tiempo (4 horas) y a un bajo costo (0.94 USD por muestra).

CAPÍTULO 2. TRABAJO DE GRADO

Identificación de especies de tiburón (Elasmobranchii: Selachimorpha) en un cargamento decomisado en Santa Marta: Utilización de guías morfológicas de aletas y técnicas moleculares.

2. Introducción

Los tiburones son conocidos por ser depredadores topos y mesopredadores en la trama trófica. Estos se encargan de regular el crecimiento de las poblaciones marinas, lo que permite mantener un equilibrio en el ecosistema (Vanuccinni, 1999; Caldas *et al.*, 2010). Presentan características que los hacen fácilmente reconocibles, como su esqueleto cartilaginoso, 5 a 7 pares de aberturas branquiales y particularidades en las aletas pectorales, dorsal y caudal. Las aletas de tiburón son muy apetecidas en el mercado internacional debido a su implementación en platos exóticos, principalmente en Asia (Da Silva *et al.*, 2019). Esto ha generado un aumento en la sobrepesca y tráfico ilegal de estos organismos, activando así alarmas en todos los sistemas de control ambiental a nivel local y global, principalmente porque este grupo de organismos presenta un alto grado de susceptibilidad a la extinción, debido a su maduración sexual tardía, alta longevidad, baja fertilidad y una producción de crías reducida, generando así una lenta recuperación poblacional, lo que los ubica como uno de los taxones más amenazados por las actividades antrópicas (Comizzoli *et al.*, 2019).

De acuerdo con Yokoi *et al.*, 2017, un 25 % de las especies de tiburones en general, se encuentran en alguna categoría de amenaza, debido a su lenta tasa de crecimiento y a su afectación directa por la sobrepesca. Esto es preocupante si miramos un estudio más reciente titulado “La sobrepesca impulsa a más de un tercio de todos los tiburones y rayas hacia una crisis de extinción global” realizado por Dulvy *et al.* (2021) donde reportan que este porcentaje aumento a un 37%. Lo que indica que esta afectación ha superado con creces, la implementación de las regulaciones comerciales y de ordenación pesquera de muchos países (Pacoureau *et al.*, 2021).

La pesca industrial a nivel global es la principal fuente de mortalidad para grandes tiburones pelágicos de altamar, ya que en estas pesquerías las capturas de tiburón representan un 52% de todas las capturas que se reportan, ya sean dirigidas o incidentales. Esto se debe a que existe un traslape entre los movimientos y distribución de los tiburones y el espacio en el cual operan las pesquerías de palangre pelágico (Queiroz *et al.*, 2019). Algunas de estas embarcaciones no cuentan con observadores a bordo que tomen información biológico-pesquera, como lo son las embarcaciones atuneras catalogadas de tipo 2, 3 y 4; Por lo que la práctica de aleteo (finning en inglés), podría estar ejerciéndose sin control alguno (Puentes *et al.*, 2009; Domingues *et al.*, 2021). Está práctica cada vez aumenta debido al alto precio que puede tener una aleta de tiburón en el mercado. De acuerdo con Feitosa *et al.* (2018) un kilogramo de aleta puede llegar a costar hasta 1000 dólares. Como resultado de esto, las poblaciones de especies nativas y migratorias han demostrado una disminución notable. Puesto que su interés económico-social es bastante alto, ya que, a mayor rareza de especie, mayor valor económico tendrá en el mercado ilegal.

En el caso puntual de Colombia, para asegurar la conservación y ordenación de la pesca tanto industrial como artesanal a corto mediano y largo plazo el Ministerio de Ambiente, el Ministerio de Agricultura y diversas entidades colombianas como la Fundación Malpelo, el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andréis (INVEMAR) y la Fundación SQUALUS junto con entidades internacionales de conservación de fauna, crearon e implementaron un Plan de Acción Nacional de Tiburones (PAN-tiburones, Colombia) como uno de los objetivos del gobierno y, así regular, el comercio ilegal que comenzaba a afectar la economía local y la sostenibilidad ambiental (Caldas *et al.*, 2010).

Inicialmente los tiburones y rayas eran considerados como un recurso pesquero por el decreto reglamentario 2256 de 1991 y la Ley 99 de 1993, y esto fue cambiando con el pasar años hasta llegar a la resolución 305 del 2019. Esta resolución fue sumamente cuestionada por proponer cuotas de pesca artesanal a aletas de especies pelágicas que están catalogadas por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), en el Apéndice II, como por ejemplo *S. mokarran*, *S. lewini*, *C. falciformis* y *C. superciliosus*. Lo cual indirectamente otorga una cuota de exportación, debido a que las aletas no se aprovechan en Colombia, no tienen un uso o un aprovechamiento directo en gran cantidad. (Kolmann *et al.*, 2017; Mejía-Falla *et al.*, 2019; García, 2020). Recientemente en el decreto 281 de 2021 el Gobierno colombiano creó un Plan ambiental para la protección y conservación de tiburones, rayas marinas

y quimeras, pasando de considerarlos como recurso pesquero a reconocerlos como un recurso hidrobiológico. Por lo que se prioriza su conservación y manejo sostenible, para disminuir el impacto, la vulnerabilidad y las amenazas generadas por las actividades antrópicas mediante planes de control, medidas de manejo, vigilancia y conservación. Prohibiendo en su totalidad cualquier tipo de comercio, independientemente de la especie (Ministerio de ambiente, Decreto, 281, 18/03/2021).

Cabe resaltar que la legislación continuará en constante cambio, ya que uno de los principales problemas que han tenido, ha sido la identificación de especies por parte de las autoridades. Debido a que identificar en campo es poco fiable, porque solamente en ciertos casos las especies se pueden distinguir y reconocer por caracteres morfológicos de las aletas, teniendo en cuenta que muchas de las aletas llegan maltratadas, o llegan ya procesadas (sin piel). Además, un gran inconveniente actual se debe a la falta de diferenciación entre especies cuyas aletas son muy parecidas, complicando su identificación y obligando a realizar análisis genéticos para determinar a qué especie pertenecen. Siendo esto último sumamente importante, ya que son factores que suman en los informes que se les entregarán a los fiscales de distrito que procesan los casos de tráfico ilegal de especies. Por lo que, a mayor calidad de detalle del caso, cómo lo podría ser: especie puntual, distribución, rol ecológico, tiempo de recuperación, rango de amenaza (UICN), categorización actual de CITES (la mayoría de las especies traficadas se encuentran actualmente en el apéndice II); Los fiscales tendrán una mayor cantidad de cargos a aplicar contra los traficantes, ya sean personas u organizaciones o empresas que se encargan o permiten dicha pesca y comercio de tiburones. Todo esto fomentará que las condenas sean más drásticas, tanto monetarias, cómo de libertades, sentando precedentes duros e imparciales que podrían marcar un antes y un después en el manejo de esta problemática (Alexandre de-Franco *et al.*, 2012; Abercrombie & Hernández, 2017; Da silva *et al.*, 2019; Domingues *et al.*, 2021; Meiklejohn *et al.*, 2021).

Con base a lo mencionado anteriormente, de acuerdo con la revisión bibliográfica la aplicabilidad de las herramientas moleculares ha aumentado exponencialmente en un rango de 10 a 15 años. Puntualmente el uso de ADNmt ha sido de gran utilidad para reconocer y distinguir especies, ya que presenta características que lo posicionan cómo la principal herramienta genética de identificación de especies (Feitosa *et al.*, 2018; Daza, 2018). Esto porque el ADNmt tiene herencia uniparental materna, los haplotipos no sufren recombinación y las mutaciones son fácilmente detectables al ser segmentos cortos en mucha abundancia en la célula, permitiendo discriminar entre especies estrechamente relacionadas (Posik *et al.*, 2015; Daza, 2018). Por ejemplo, en un estudio realizado por Almerón-Souza, *et al.* (2018) con base en amplificaciones y secuenciaciones del gen COI, lograron identificar y distinguir especies de tiburón catalogadas por el UICN como vulnerables o en peligro de extinción como lo son *P. glauca* y *S. lewini*, las cuales estaban presentes en un producto “legal” ya procesado y distribuido en Brasil en forma de manteca (caçao).

Por ello es sumamente importante identificar tanto morfológica como genéticamente todo tipo de material que provenga de tiburones, para llevar a cabo los respectivos procedimientos legales en

los puertos. Así mismo el hecho de reconocer las especies involucradas que presenten una mayor incidencia de pesca ilegal, facilitaría la ejecución de los planes de control, medidas de prevención, trazabilidad y manejo en las costas colombianas. Buscando dar un paso en la lucha contra del comercio ilegal de especies en el caribe colombiano, en esta investigación se identificaron 48 aletas de tiburón que fueron incautadas en el sector de las Tinajas en la troncal del Caribe, Santa Marta, Colombia, las cuales iban en un bus con destino a la Guajira, para posteriormente ser enviadas a Europa, según declaraciones del detenido. Se procederá a la implementación de guías y herramientas genéticas basadas en ADNmt con el fin de determinar la identificación taxonómica de las aletas confiscadas y evaluar su estado de conservación y nivel de amenaza y explotación pesquera, conforme a las categorizaciones de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), respectivamente. Se formula la hipótesis de que todas las aletas podrán ser identificadas debido a su buen estado de conservación, lo que permitirá la observación de los caracteres diagnósticos mediante el uso de guías, así como la extracción eficiente de ADN mediante las herramientas genéticas para su comparación con las bases de datos taxonómicas. Según la revisión bibliográfica realizada, se especula que las especies identificadas en este estudio estarán listadas en los apéndices I y II de CITES.

Objetivos del proyecto

General

- Determinar a qué especies de tiburón pertenecen las muestras de aletas incautadas en Santa Marta mediante el uso de guías morfológicas y herramientas genéticas basadas en marcadores mitocondriales (COI).

Específicos

- Identificar los caracteres morfológicos de cada aleta mediante guías visuales.
- Realizar la extracción y análisis del estado del ADN de todas las aletas.
- Comparar las secuencias obtenidas con las bases de datos mediante un BLAST (NCBI-BOLD).
- Contrastar las secuencias obtenidas en una filogenia de Máxima Parsimonia.
- Corroborar si mediante los dos métodos de identificación se determina la misma especie.
- Registrar en que categoría de amenaza UICN se encuentra cada especie y en que apéndice CITES están actualmente.

3. Metodología

3.1 Área de estudio

Las muestras para revisar en esta investigación se encuentran en la Universidad Jorge Tadeo Lozano, sede Santa Marta. Estas muestras fueron decomisadas por tráfico ilegal el 29 de marzo del 2019, en el sector de las Tinajas, en la troncal del Caribe (Santa Marta). Las Autoridad Nacional

de Acuicultura y Pesca (AUNAP) dona 48 aletas de tiburón a la universidad, específicamente al grupo de investigación Dinámica y manejo de ecosistemas marinos y costeros (DIMARCO), con el fin de apoyar la investigación y el registro de nuevo conocimiento, para ampliar y probar las herramientas de identificación que facilitan la labor de controlar el tráfico ilegal en la zona.

Posteriormente se realizó una determinación de las muestras, utilizando guías visuales de identificación. Para ello inicialmente se llevó a cabo un registro fotográfico de cada aleta, y de cada rasgo morfológico presente en la aleta. Esto para contar con una base de datos sólida para luego revisar minuciosamente cada característica y comparar visualmente, así como para realizar una comparación por medio del software Fin Finder. Este es un software desarrollado por Conservation International in Partnership, Singapures National Parks Board y Microsoft, la cual recopila miles de imágenes de aletas de tiburón con piel secas, de diferentes partes del mundo. Simulando escenarios reales donde los inspectores aduaneros requieren una identificación en minutos. Cabe recalcar que las muestras están en un buen estado de conservación, ya que fueron incautadas antes de que fueran procesadas en su totalidad. Por ello muchos de los rasgos característicos se mantienen o se alcanzan a percibir, facilitando su identificación *a priori*.

Con el apoyo del laboratorio de ictiología y el grupo de investigación Sistemática, evolución y biogeografía animal (SEyBA) de la Universidad del valle, se llevó a cabo un análisis genético de ciertas muestras tomadas aleatoriamente. Esto con el fin de corroborar si la identificación morfológica es fiable para detectar especies de tiburones listadas en el Apéndice II de CITES.

3.2 Recolección y evaluación de muestras

3.2.1 Clasificación morfológica

Con base a guías de identificación morfológica de aletas, se buscó determinar hasta nivel de especie cada muestra, resaltando los rasgos y caracteres morfológicos diagnósticos. Teniendo como base las guías universales de identificación realizadas por Hernández *et al.*, 2018; Ebert & Mostarda, 2016; Abercrombie & Hernández, 2017; Sáez *et al.*, 2012; Navia *et al.*, 2007. Estas guías describen y muestran las características morfológicas de las principales especies comercializadas a nivel industrial y artesanal, en el océano Pacífico y Caribe. Siendo sumamente intuitivas de usar, ya que presentan los rasgos de una forma ilustrada, nombres comunes y científicos, tallas y tipo de pesquería asociada. Para esta identificación inicialmente se precisó separar por tipo de aleta “dorsal, pectoral, lóbulo inferior” (Fig. 1). Posteriormente se revisó cada una, detallando cada punto de referencia, cómo color general, patrones de coloración, forma margen anterior, forma margen posterior, base de la aleta, origen, extremo posterior libre, forma del ápice, etc. (Fig. 2). Cómo valor de referencia para el tamaño de cada aleta, se utilizó una moneda de mil pesos colombianos, que presenta un diámetro conocido (26.70 mm). Realmente para utilizar estas guías no necesariamente se debe ser un experto, sin embargo, para que sea confiable la identificación se debe tener una capacitación previa de cómo usar correctamente estas guías.

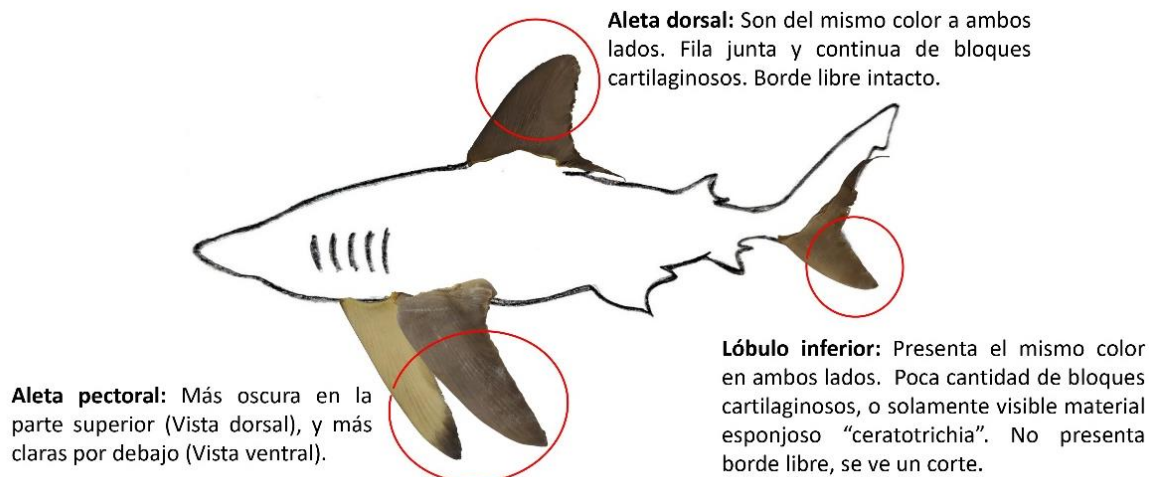


Fig. 1. Caracterización por tipo de aleta. Especie ejemplo: *Carcharhinus falciformis* "tiburón sedoso".

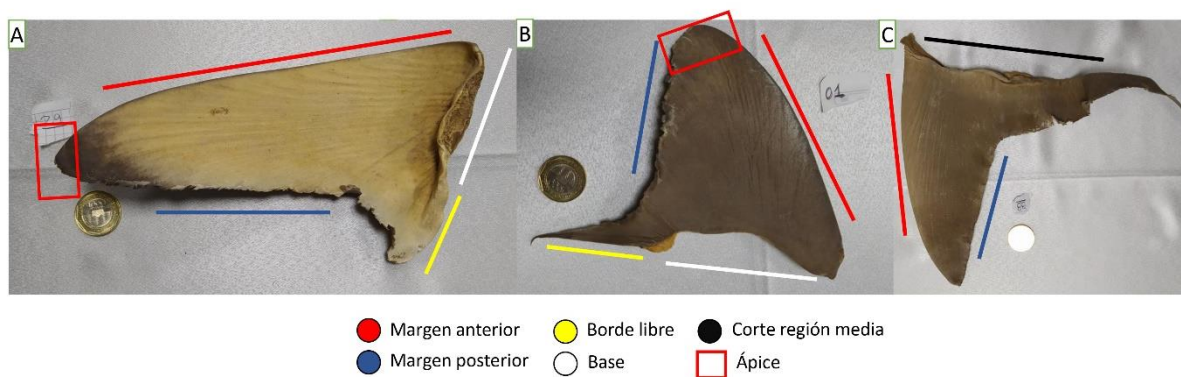


Fig. 2. Caracterización por puntos de referencia. A) Aleta pectoral vista ventral. B) Aleta dorsal. C) lóbulo inferior. Especie utilizada de ejemplo *Carcharhinus falciformis* "tiburón sedoso".

3.2.1.1 ID con Fin Finder

Para una corroboración morfológica secundaria, se implementó la aplicación Fin Finder, la cual es una aplicación móvil desarrollada por Wildlife Detection Partnership, que puede ser utilizada por los inspectores aduaneros como apoyo para identificar a priori especies de tiburones y rayas mediante fotografías en un muy corto tiempo desde un teléfono móvil. La ventaja que presenta esta aplicación es que cuenta con una base de datos que ha sido enriquecida en su mayoría por fotografías, registros e identificaciones de incautaciones de aletas secas semiprocesadas realizadas en países suramericanos.

3.2.2 Toma de muestras

De cada aleta se extrajo un aproximado de 100 mg de tejido, y se almacenó en tubos eppendorf etiquetados. Las muestras se tomaron de diferentes partes de las aletas, con base al tipo de aleta catalogada previamente. Se extrajo el tejido de la parte interna de cada aleta, perforando o cortando fragmentos pequeños de la base debajo de la piel (Fig. 3.).

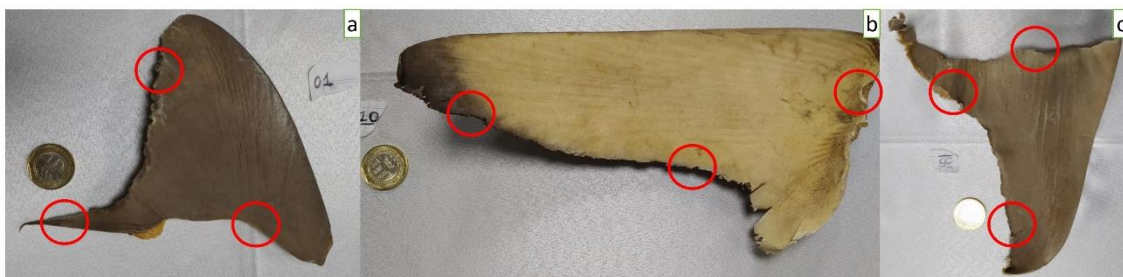


Fig. 3. Selección de muestras en cada tipo de aleta. A) aleta dorsal. B) aleta pectoral. C) lóbulo inferior.

Se tomaron muestras aleatorias de diferentes grupos de aletas previamente separadas, es decir, aletas que fueron visualmente agrupadas “similares”. De los diferentes grupos se escogieron muestras aleatorias para realizar la posterior extracción, amplificación y secuenciación. Esto asumiendo que el muestreo aleatorio supone que las unidades de muestreo (es decir, las aletas agrupadas) pertenecen a la misma especie y se puede elegir cualquier unidad para el muestreo.

3.2.3 Extracción ADN

La extracción se llevó a cabo mediante un protocolo de salting out. Inicialmente se tomaron 500 μL de buffer de lisis (Proteinasa, ARNasa) en 48 tubos eppendorf, se añadieron trozos internos pequeños de las diferentes muestras que fueron tomadas y etiquetadas anteriormente (Fig. 3). Los trozos internos de la muestra se utilizaron para evitar la posible contaminación cruzada entre muestras, ya que cómo todas las aletas estaban una encima de la otra, puede que quedaran restos genéticos en la superficie de estas, lo cual podría interferir en la identificación genética.

Posteriormente se dejaron en agitación durante dos horas en una incubadora a 55°C , luego dos horas en baño maría (55°C). Mientras tanto se añadieron 600 μL de isopropanol en 48 tubos diferentes etiquetados previamente, y se dejaron en el congelador. Ya terminada la digestión del material en el baño maría, los tubos se centrifugaron durante 15 minutos a 13000 RPM. Luego se le añadió a cada tubo 300 μL de NaCl, y se centrifugó nuevamente durante 15 minutos a 13000RPM. Finalizado el proceso se tomaron 600 μL del sobrenadante y se le añadieron a los 600 μL de isopropanol que se habían dejado previamente en el congelador. Se agitaron suavemente y se guardaron en el congelador durante una hora. Seguido a esto, centrifugaron durante 15 minutos a 1300 RPM. Se sacó el tubo, se desechó el líquido, y se le añadieron 600 μL de etanol 70% (sin tocar el tubo, no se ingresó la punta). Se centrifugó durante 15 minutos a 13000RPM. Se desechó el etanol nuevamente y se le añadieron otros 600 μL de etanol al 70%, después se centrifugó de nuevo durante 15 minutos a 13000 RPM. Se sacaron los tubos y vaciaron para desechar el etanol, se dejaron sobre una toalla absorbente para que se secaran. Por último, se les añadieron 60 μL de TE, se colocaron al baño de maría durante 20 minutos a 37°C , y se metieron al congelador para posteriormente hacer las PCR.

3.2.4 PCR, amplificación y secuenciación

La amplificación de la reacción en cadena de la polimerasa (PCR) se realizó utilizando los primers FishF1 y HCO2198 (Tabla 1). Cada reacción de PCR contenía 10,025 μL de agua molecular, 1,5

μL de Buffer-PCR, 0,375 μL dNTP, 0,2 μL de primers (fwd-rev), 1,5 μL MgCl₂, 0,2 μL de TaqPolimerasa y 1 μL de plantilla de ADN, para un volumen total de 15 μL. Las PCR se comprobaron mediante electroforesis en gel de agarosa al 1%. Como control positivo (+) inicialmente se utilizó una muestra de tiburón martillo (*S. tiburo*) utilizada y probada en el estudio de Aroca *et al.* (2022). Las muestras sin amplificación se volvieron a analizar variando la temperatura en un rango de 51 – 54°C, hasta encontrar la temperatura donde la mayor cantidad de muestras amplificaran. Las condiciones de ciclado del PCR comprendieron un paso inicial de desnaturalización de 5 min a 94°C, seguido de 35 ciclos a 94°C por 30 seg, 51 °C por 45 seg, 72°C por 45 seg y una extensión final de 10 min a 72°C. Los productos de PCR se visualizaron en un gel de agarosa al 1%. Se seleccionaron las bandas que amplificaron (Fig. 4). Se seleccionaron las muestras, se etiquetaron con los primers utilizados, y se enviaron sin purificar a Macrogen, Corea, para su secuenciación.

Nombre Primer	Secuencia (5'-3')	Referencia
FishF1 (fwd)	TCA ACC AAC CAC AAA GAC ATT GGC AC	Ward <i>et al.</i> , 2005
HCO2198 (rev)	TAA ACT TCA GGG TGA CCA AAA AAT CA	Holmes <i>et al.</i> , 2009

Tabla 1. Primers universales.

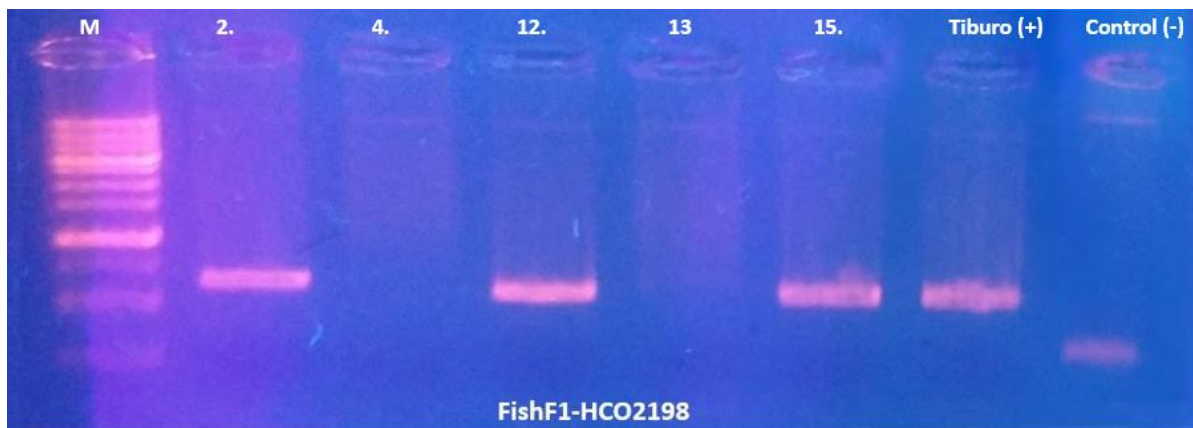


Fig. 4. Electroforesis en gel de agarosa. Muestra (+) tiburó (Aroca *et al.*, 2022). Muestra 2, 12, 15 (*Carcharhinus falciformis*). Primer FishF1 – HCO2198 (forward-reverse).

3.2.5 Comparación identificación

Las secuencias obtenidas se alinearon, se revisaron y se depuraron en Geneious prime y Mesquite. Se realizó un BLAST en las bases de datos NCBI y BOLD para identificar mediante similitud de secuencias cual especie arroja cada base de datos. Se consideró que una identificación de especie es confiable para la similitud >98%.

Esta identificación genética se comparó con la determinación morfológica realizada anteriormente, y se corroboró si correspondía a la misma especie categorizada. En caso de que no correspondiera a la misma especie categorizada, se le dio un mayor peso a la identificación molecular y se entró a revisar de nuevo la aleta, para saber si presenta los caracteres morfológicos correspondientes a la especie que arroja la identificación genética.

3.2.5 Categorización estado

Con la identificación de la especie, se realizó una búsqueda del estado actual que presenta la especie reportado por la última actualización de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y por la Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de Fauna y Flora silvestre (CITES).

3.2.6 Evaluación filogenética

Se descargó una colección de secuencias de ADN derivadas de un estudio filogenético en GenBank (Popset) para el gen COI publicadas por Appleyard *et al.* (2018). Las secuencias se alinearon con nuestras secuencias de consenso. Inicialmente se realizó un alineamiento utilizando el programa Mafft: <http://mafft.cbrc.jp/alignment/server/>. Posteriormente se utilizó el programa MESQUITE para traducir la secuencia y revisar que no tuviera codones de parada. Luego se exportó la matriz a formato Nexus. Después usando el programa PAUP se reconstruyó un árbol de parsimonia. Como outgroup se utilizó *Mobula japanica* “Gen COI”. Se utilizó el método heurístico, con un número de búsquedas de 5000. Se generaron dos árboles consenso (método estricto/método de la mayoría). Esto para obtener un árbol consenso de la mayoría con la optimización por el criterio de Máxima parsimonia (MP), con sus respectivos soportes estadísticos de cada nodo. Posteriormente, se verificó la ubicación de cada una de las muestras secuenciadas, esto para identificar el patrón de agrupamiento que presentan.

4. Resultados

4.1 Clasificación morfológica

Se recolectaron muestras de las 48 aletas de tiburón que fueron decomisadas el pasado 29 de marzo del 2019, por el grupo de carabineros, la policía fiscal y aduanera de Santa Marta. De estas el 100% lograron identificarse hasta al nivel de especie, utilizando los protocolos de identificación visual mediante caracteres morfológicos (ANEXOS: Fig.11, Fig.12, Fig.13).

Inicialmente se identifica mediante Chondrichthyan Tree of life/Atlas “<https://sharksrays.org>”, El instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales “<https://biogeodb.stri.si.edu>” y la Redlist de la UICN, que todas las especies encontradas en este estudio tienen distribución tanto en el Caribe, como en el Pacífico colombiano. Ya que hacen parte de las 57 especies de tiburones reportadas para el Caribe, y de las 36 especies reportadas para el Pacífico (Mejía-Falla *et al.*, 2019). Esto podría indicar que todos estos individuos fueron pescados en el territorio nacional. Puntualmente no se

tiene claridad de donde fueron extraídos estos individuos, sin embargo, al haberse incautado sobre la troncal del caribe, en el sector de las “Tinajas” Santa Marta, Colombia, el cual se encuentra cerca al Parque Nacional Natural Tayrona, se hipotetiza que pudo haber sido en las costas cercanas al mismo.

Frecuencia	ID Morfológica visual	Fin Finder ID	Familia	Categoría UICN	CITES	Nombre común
35	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Cumple	Carcharhinidae	Vulnerable (VU)	Apéndice II	Tiburón sedoso
3	<i>Sphyrna lewini</i>	Cumple	Sphyrnidae	Peligro crítico (CR)	Apéndice II	Cornuda común
4	<i>Sphyrna mokarran</i>	Cumple	Sphyrnidae	Peligro crítico (CR)	Apéndice II	Cornuda gigante
4	<i>Galeocerdo cuvier</i>	Cumple	Galeoceridae	Casi amenazado (NT)	No enlistado	Tiburón tigre
2	<i>Negaprion brevirostris</i>	No cumple	Carcharhinidae	-	Apéndice II	-

Tabla 2. Consenso de Identificación de especies de tiburones basada en análisis morfológicos. Frecuencia= “N”. ID Morfológica visual= identificación visual inicial con guías. Fin Finder ID= Corroboración morfológica mediante el software.

Con la caracterización morfológica se identificaron cinco posibles especies de tiburones (*Carcharhinus falciformis*, *Negaprion brevirostris*, *Galeocerdo cuvier*, *Sphyrna lewini*, *Sphyrna mokarran*). Actualmente cuatro de estas, están incluidas en el apéndice II de CITES y están catalogadas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, cómo vulnerables o en peligro crítico. Las especies amenazadas e incluidas en CITES comprenden el 91,33% de las muestras analizadas (Tabla 2). En total se analizaron 6 aletas dorsales, 8 lóbulos inferiores y 34 aletas pectorales. Para este cargamento se sacrificaron 18 individuos en total, ya que mediante la organización del juego de aletas se puede estimar cuantos tiburones fueron sacrificados. Considerando que dos aletas pectorales (izquierda y derecha), una pectoral y un lóbulo, representan a un individuo.

El tiburón sedoso (*C. falciformis*, 73%) representó la especie más común en la incautación, comprendiendo más de la mitad de las muestras identificadas; seguido del tiburón martillo gigante con un (*S. mokarran*, 13%). El tiburón tigre (*G. cuvier*) con un 8%; por último, el tiburón martillo festoneado o cachuda blanca (*S. lewini*) con un 6 %. Cabe resaltar que dentro del 13% están incluidas dos muestras que se categorizaron inicialmente cómo *Negaprion brevirostris* pero que más adelante quedaron recategorizadas como *S. mokarran* por la corroboración genética.

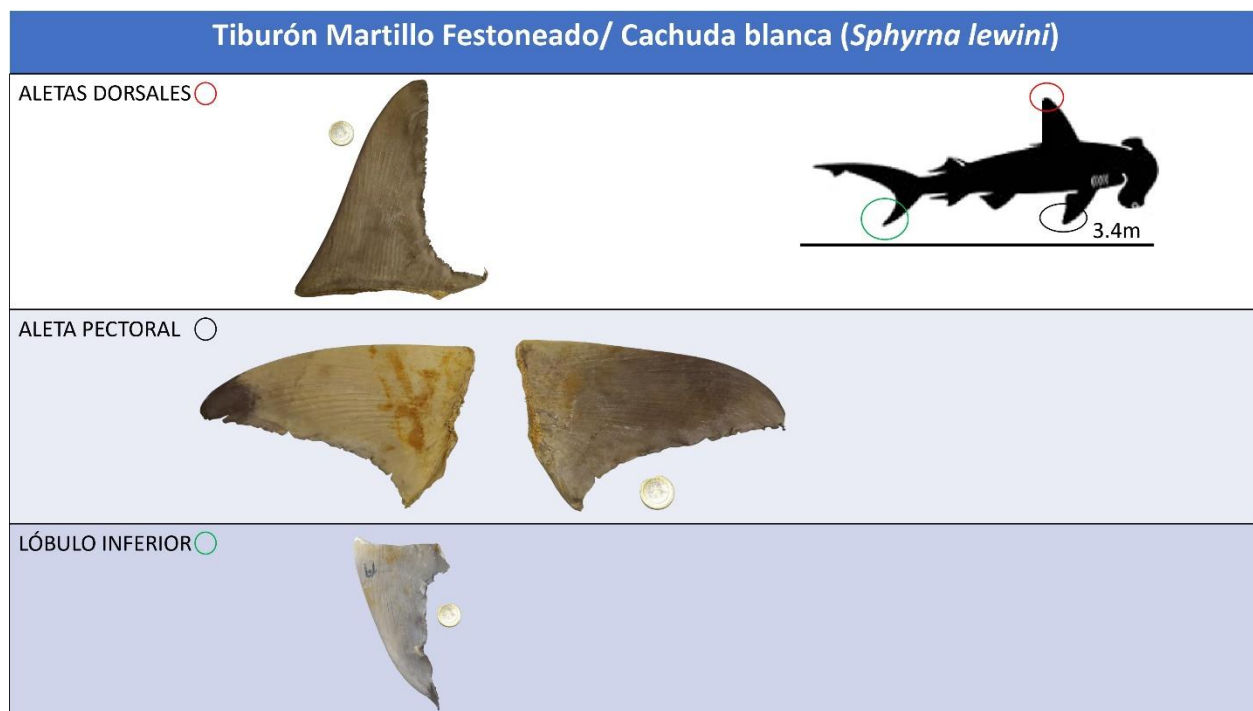


Fig. 5. Visualización del juego de aletas de *Sphyrna lewini*.

De *S. lewini* se clasificó una aleta dorsal, una aleta pectoral y un lóbulo inferior, estimando un individuo, ya que cumplió con el patrón de características: La aleta dorsal es alta, el margen posterior es el doble del tamaño de la base, presenta un borde libre corto, un ápice levemente redondeado, el margen posterior es recto ($=90^\circ$), color marrón opaco. La aleta pectoral es corta y ancha, el tamaño del margen posterior es similar al tamaño de la base, presenta en el ápice una mancha oscura bastante notoria, un ápice notablemente falcado, color marrón opaco. El lóbulo inferior presenta una mancha oscura en el ápice (Fig. 5; ANEXOS: Fig.11, Fig.12, Fig.13).

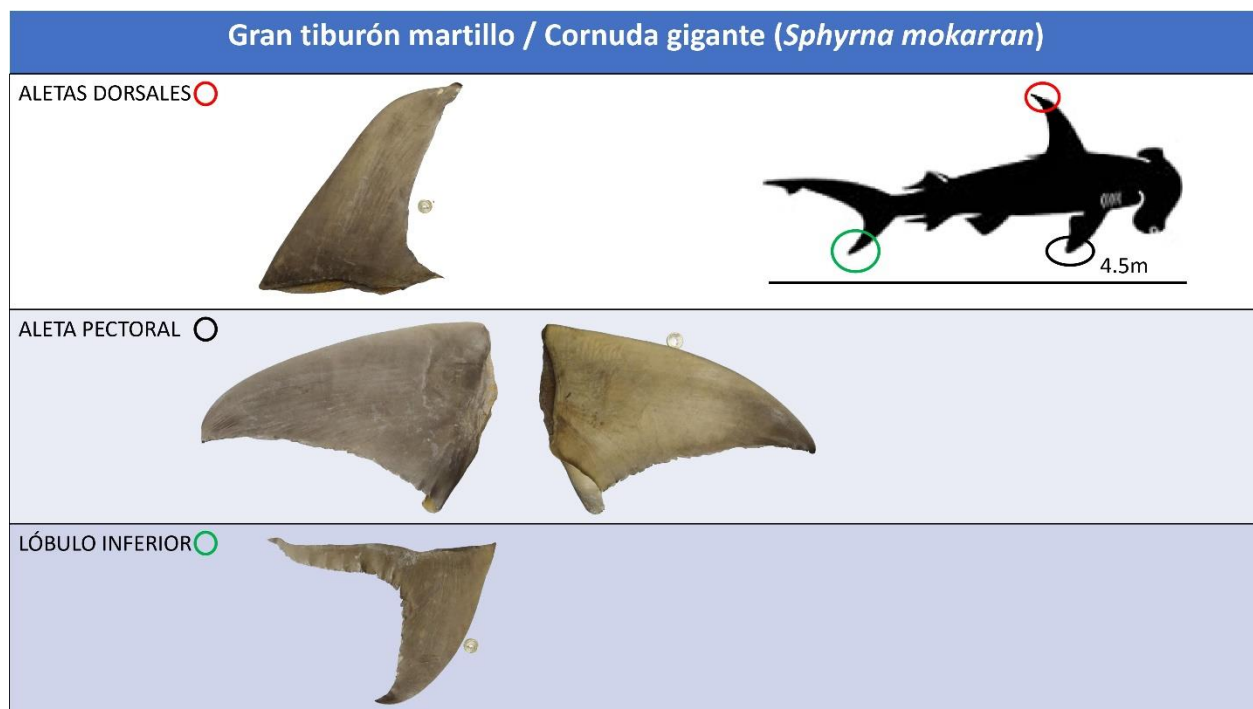


Fig. 6. Visualización del juego de aletas de *Sphyrna mokarran*.

De *S. mokarran* se clasificó una dorsal, cinco pectorales y un lóbulo inferior, estimando tres posibles individuos. La aleta dorsal es alta, el margen posterior es el doble del tamaño de la base, borde libre corto, ápice puntiagudo, margen posterior convexo $>90^\circ$, color grisáceo. La aleta pectoral es corta y ancha, el tamaño del margen posterior es similar al tamaño de la base, presenta una mancha que no es tan marcada “degradé oscuro”, ápice puntiagudo, coloración grisácea. El lóbulo inferior presenta un margen posterior muy falcado (Fig.6; ANEXOS: Fig.11, Fig.12, Fig.13). Cabe mencionar que inicialmente se pensó que cuatro de estas aletas eran del tiburón limón “*Negaprion brevirostris*” debido a que esta especie también presenta una mancha notoria en el ápice. Sin embargo, la identificación genética llevó a reevaluar minuciosamente los caracteres; Identificando que el ápice de *Negaprion* tiene una forma lobular-redondeada, mientras que las aletas del estudio tienen un ápice puntiagudo y una forma falcada bastante marcada (Fig. 7). Cabe resaltar que las aletas del tiburón limón pierden su color verduzco característico, a medida que se secan.

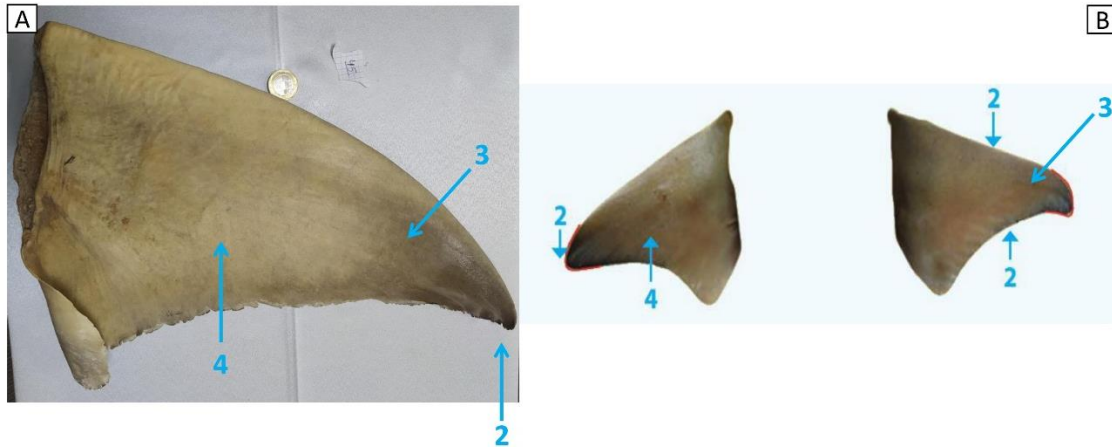


Fig. 7. A) Aleta #42. B) Ilustración tomada del catálogo de aletas publicado por Castellanos-Betancourt *et al.*, 2013, para la especie de *Negaprion brevirostris* “Tiburón limón”. 2) Margen interno falcado, forma del ápice. 3) Mancha presente en la parte ventral. 4) Coloración marrón olivo.

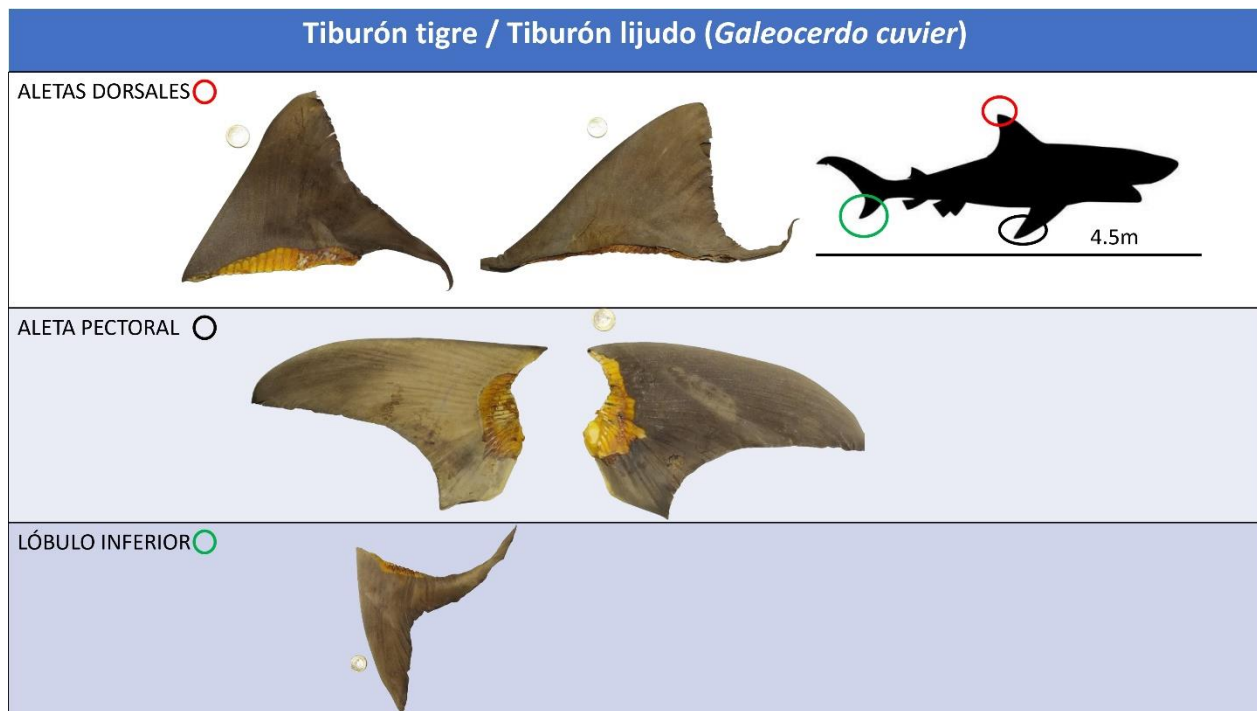


Fig. 8. Visualización del juego de aletas de *Galeocerdo cuvier*.

De *G. cuvier* se clasificaron dos aletas dorsales, una pectoral y un lóbulo inferior. Se estima que sacrificaron dos individuos, ya que en el cargamento llevaban dos aletas dorsales. Realmente para identificar esta especie el carácter que mayor peso tuvo fue su textura, ya que cómo uno de sus nombres comunes lo describe “tiburón lijudo”, su textura tiende a ser muy particular (Fig. 8), la cual puede percibirse si se compara con la textura de las demás aletas encontradas. Este carácter es bastante confiable, ya que las aletas al secarse pierden las manchas características que presenta esta especie de tiburón, de las cuales proviene su otro nombre común “tiburón tigre”.

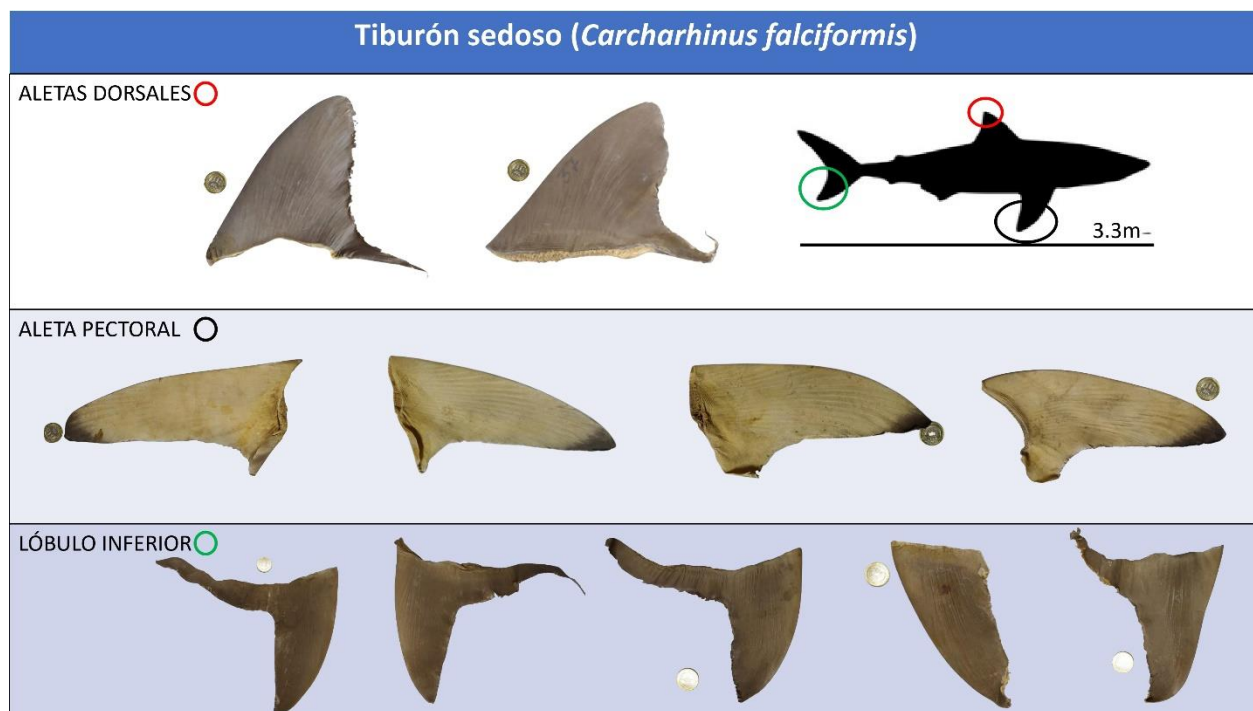


Fig. 9. Clasificación de aletas de *Carcharhinus falciformis*.

De *C. falciformis* se clasifican dos aletas dorsales, veintiocho aletas pectorales y cinco lóbulos inferiores. Al obtener un total de catorce pares de aletas pectorales, se estima que sacrificaron 14 individuos, no se sabría a ciencia cierta porque no hay más dorsales. Un carácter de bastante peso para identificar esta especie es la textura suave que presenta su piel, de ahí proviene su nombre común de tiburón sedoso. La aleta dorsal es corta y ancha, el margen posterior es casi del mismo tamaño que la base, borde libre largo “casi el doble de la base” el cual también suele ser un carácter bastante particular de la especie, ápice redondeado, grisáceo. La aleta pectoral es larga y estrecha, blanca en la superficie ventral, presenta una mancha oscura en el ápice de la superficie ventral, grisácea en la superficie dorsal (Fig. 9; ANEXOS: Fig.11, Fig.12, Fig.13).

4.2 Identificación genética

Muestra No	Familia	Especie	Nombre Común	UICN Categoría	Query cover	Porcentaje identidad	Numero acceso NCBI
#2	Carcharhinidae	<i>Carcharhinus falciformis</i>	Tiburón sedoso	Vulnerable (VU)	92%	99.23%	MN943498.1
#12					96%	99.81%	MN943498.1
#13					92%	99.54%	NC_042256.1
#15					92%	99.38%	KM396932.1
#24					90%	98.90%	KF801102.1
#41					100%	99%	MH911184.1
#19	Sphyrnidae	<i>Sphyrna lewini</i>	Cornuda común	Peligro crítico (CR)	90%	98.48%	KP177304.1
# 22		<i>Sphyrna mokarran</i>	Cornuda gigante	Peligro crítico (CR)	70%	99.69%	KP177313.1
#42					81%	99.62%	KP177314.1

Tabla 3. Identificación genética de nueve muestras aleatorias. Porcentajes obtenidos de la comparación (BLAST) de NCBI y BOLD

Se obtuvo un total de 9 secuencias, las cuales fueron visualizadas y depuradas mediante el software Geneious prime. Los resultados de los análisis BLAST arrojados por NCBI y BOLD mostraron una similitud porcentual del >98%, indicando un total de tres especies (Tabla 3). Debido a la reevaluación, se descarta en su totalidad la presencia de *Negaprion brevirostris*.

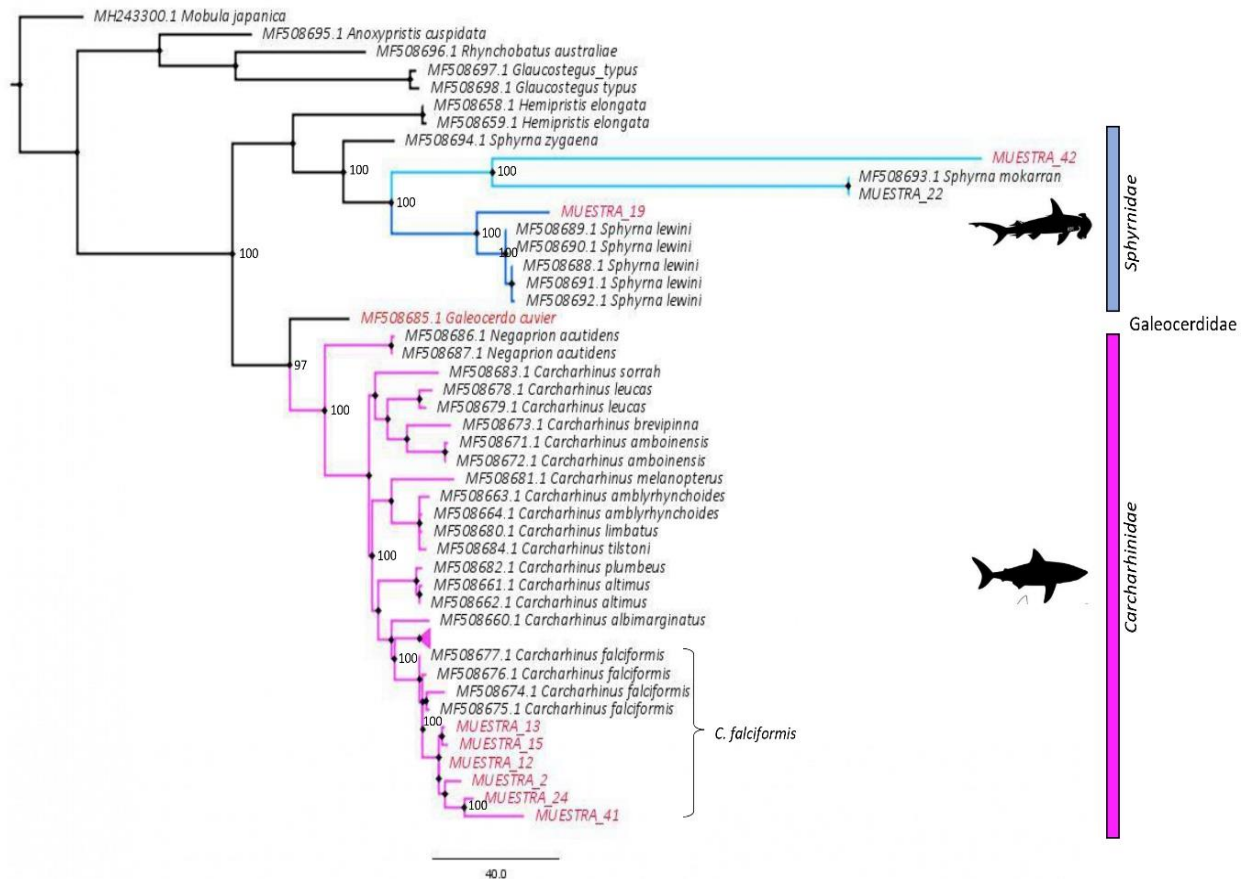


Fig. 10. Árbol filogenético MP calculado a partir de secuencias mitocondriales del gen citocromo oxidasa I (COI) de aletas de tiburón confiscadas y secuenciadas por Appleyard *et al.*, 2018. *Mobula japonica* es el grupo externo. Sólo se muestran los soportes con valor > 98. Los clados de colores azules hacen referencia a la familia Sphyrnidae. Los clados rosados hacen referencia a la familia Carcharhinidae. Se resalta la familia Galeoceridae, ya que morfológicamente se identificó un representante. Las muestras aleatorias que se secuenciaron se resaltan con color rojo.

El análisis filogenético parsimonioso ha confirmado con éxito la correcta identificación de cada especie, de acuerdo con los resultados BLAST de la base de datos, cada una de las secuencias se ubicó con su respectiva familia. Esto indica que la identificación es confiable, al presentar soportes de Bootstrap altos (>98). Las muestras 22 y 42, se agruparon en el mismo clado que la especie *Sphyrna mokarran*, dentro de la familia Sphyrnidae, presentando un soporte de bootstrap alto. Sin embargo, la muestra 42 presenta una rama muy larga, lo que podría indicar una gran cantidad de

cambios acumulados, o en este caso se hipotetizaría que hay una falta de datos sobre el taxón, debido a problemas en la secuenciación del ADN fragmentado.

La muestra 19 entró dentro del clado de *Sphyrna lewini*, dentro de la familia Sphyrnidae, con un soporte de bootstrap alto. Las muestras 2,12,13,15,24,41 están en el clado de *Carcharhinus falciformis*, dentro de la familia Carcharhinidae, con soportes de bootstrapping altos (Fig. 10). Lo cual es importante, ya que, al tener tantas aletas similares, con ciertos patrones de colores variables, se descarta que hallan otras especies de *Carcharhinus sp.* En el caso de *Galeocerdo cuvier*, desafortunadamente no se logró obtener una secuencia, puesto que el ADN de la muestra estaba muy fragmentado, por lo que en el gel de agarosa siempre se obtuvo un barrido. Se resaltó la familia Galeoceridae, sin embargo, al no obtener una secuencia de la muestra, no se puede dar una contrastación con la ubicación dentro de la filogenia.

5. Discusión

Actualmente el tráfico de fauna silvestre es el tercer/cuarto negocio ilegal más lucrativo en el mundo, después del tráfico de drogas, armas y humanos. En Latinoamérica los principales exportadores de tráfico de fauna silvestre son: Colombia, Perú y Brasil (Perozo-Díaz *et al.*, 2019). La alta diversidad de flora y fauna presente en estos países los hace blancos de interés en el mercado ilegal. Debido a que aprovechan la situación de pobreza y acceso limitado a recursos económicos que se presentan en muchos de los municipios fronterizos y costeros (Perozo-Díaz *et al.*, 2019). En Colombia este patrón no es la excepción, ya que, al tener conexión directa con los dos océanos se genera una dinámica fronteriza cambiante, que puede llegar a ser poco controlada y regulada (Perozo-Díaz *et al.*, 2019). A eso se puede sumar la falta de oportunidades, el limitado acceso al conocimiento y el poco apoyo gubernamental, lo que ocasiona que el comercio ilegal de fauna silvestre sea una salida económica para llevar un sustento a sus hogares.

En la troncal del Caribe se reportan con mucha frecuencia casos de tráfico de fauna silvestre, esto porque es el corredor vial más importante en la región caribe de Colombia, ya que atraviesa, bordea y constituye la vía de acceso a dos importantes áreas protegidas de la región: El complejo Vía Parque Isla Salamanca y el Parque Nacional Natural Tayrona en el departamento del Magdalena (Caballero & Moreno, 2017). Actualmente estos albergan y protegen ecosistemas y especies que desde hace décadas habían sido extraídos y explotados con fines lucrativos no regulados, lo que poco a poco fue generando destrucción y desequilibrio. Dentro de las poblaciones que mayor presión y sobreexplotación tienen reportada, están los elasmobranquios.

Dependiendo la especie de la que provenga la aleta, aumenta su rareza y por ende su precio en el mercado. Lo que se relaciona directamente con la calidad y el tamaño de las ceratotriquis, haciendo que exista una preferencia a ciertas especies. Por ello hace ya más de tres décadas se ha sobreexplotado un gran número de poblaciones, llevando a catalogar a aproximadamente el 31.2% de la población global de tiburones como vulnerables, amenazados y en peligro crítico de extinción

por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Shea & To, 2017; Dulvy *et al.*, 2021).

En los resultados consenso que se obtuvieron en esta investigación (Tabla 2), el tiburón sedoso (*C. falciformis*) fue la especie que mayor representación tuvo. Siendo esto algo sumamente preocupante, porque esta especie está catalogada por la UICN como una especie Vulnerable (VU). Además, actualmente se encuentra incluida en el apéndice II de CITES y en la convención sobre la conservación de las especies migratorias (CMS). Sin embargo, a pesar de que en estudios previos se ha demostrado que su población ha disminuido abruptamente por la sobrepesca, se ha reportado que en las últimas dos décadas continúa siendo el segundo tiburón que se encuentra con mayor frecuencia en los mercados de aletas del sudeste asiático, seguido de los tiburones martillo *S. mokarran* y *S. lewini* (Navia *et al.*, 2007; Cardenosa *et al.*, 2021; Villate-Moreno *et al.*, 2021).

El tiburón sedoso al ser una especie altamente migratoria tiene tendencia a seguir los bancos de atún para alimentarse, por lo que son altamente susceptibles a la pesca por palangre que utilizan los barcos atuneros que operan en las regiones tropicales y subtropicales. Debido a que existe un traslape entre los movimientos y la distribución de esta especie, con el espacio y rutas en las que operan las grandes pesquerías de palangre pelágico (Queiroz *et al.*, 2019). Un dato preocupante es que el 85% de los tiburones reportados como captura “incidental”, son juveniles, lo que no permitiría y ralentizaría su recuperación poblacional (Dulvy *et al.*, 2021; Scott *et al.*, 2022; Salazar, 2023; Francis *et al.*, 2023).

En el caso de los tiburones martillo es aún más preocupante la situación, debido a que este tipo de tiburones históricamente han sido clasificados dentro de los “mariscos de lujo” distribuidos en los mercados locales asiáticos. Al ser una especie exótica, estos tiburones generan una tendencia de exclusividad de consumo, lo que aumenta su demanda, por ende, su precio (Zhou *et al.* 2021). Por ello países de centro y sur América en las últimas tres décadas han presentado una tendencia exponencial de sobreexplotación de este tipo de tiburones, por pesca directa o incidental. Lo que eventualmente nos ha llevado a encontrar reportes donde en más de 122 países muestreados, entre el 2016 y el 2019, se exportaron aproximadamente 19.720 toneladas de tiburón martillo, específicamente de *S. lewini* (Buelvas Susa, 2022). En un artículo publicado por Oliveira *et al.* (2022) recopilan información que demuestra que su población disminuyó más del 50% en el Océano atlántico, en las últimas tres generaciones (74 años), debido a esta fuerte sobreexplotación.

De igual manera Jaramillo-Torres (2022) reporta que entre el 2007-2014 hay 10.200 registros de pesca incidental, los cuales se componen principalmente de dos especies de tiburones martillo “*S. mokarran* y *S. lewini*”, que actualmente están catalogadas por UICN como en peligro crítico. Resaltando que 6.281 de estos reportes son sólo de *S. lewini*, siendo más de la mitad individuos inmaduros, y más preocupante aún, se reportan más hembras que machos. Así como hay reportes de captura incidental, también hay reportes de captura dirigida. Por ejemplo, en Brasil se capturan anualmente entre 1 y 3 millones de individuos, debido a la alta demanda de su carne en zonas

costeras, lo que ha llevado a una reducción de un 90% de la población de tiburones martillo entre el 2000-2012 (Cruz *et al.*, 2021; Alvarenga *et al.*, 2021; de Oliveira *et al.*, 2022). Pero no todo es malo, en Colombia por ejemplo las áreas marinas protegidas han presentado una zona de conservación efectiva contra embarcaciones grandes, siempre y cuando se cuente con el personal que pueda monitorear constantemente. Debido a que nuestro país es un hábitat de cría, paso migratorio y asentamiento provisional de esta especie, se le ha dado prioridad a custodiar santuarios, como por ejemplo la Isla Malpelo y la Reserva de la Biosfera Seaflower (Budd *et al.*, 2021).

A diferencia de las otras especies encontradas (Tabla 2), el tiburón tigre no está enlistada por CITES (<https://checklist.cites.org>). Sin embargo, de acuerdo con los casos y la bibliografía revisada en esta investigación, siempre se encontraba al menos un individuo independientemente del tamaño del cargamento. Además, al estar clasificada por la UICN como “casi amenazado” hace que no se le otorgue la importancia que debería tener. Puesto que el valor de sus aletas en el mercado es bastante alto, y su constante identificación en los cargamentos confiscados es un indicador de que a la larga su población será notablemente afectada (Partin *et al.*, 2022). Esto se confirma con los resultados obtenidos, donde a pesar de ser un cargamento pequeño, se encuentra la presencia de esta especie.

Desafortunadamente esta especie no será regulada por la CITES, al no entrar dentro de las familias que fueron incluidas recientemente al Apéndice II, ya que esta fue reclasificada taxonómicamente, pasando de la familia Carcharhinidae, a la familia Galeoceridae (Ebersole *et al.* 2019). Esta reubicación se basó principalmente en dos factores, las denticiones (heterodoncia dignatica) y su estrategia reproductiva, que difiere con los carcharinidos. Debido a que todos los Carcharinidos tienen una reproducción vivípara placentada, y *Galeocerdo cuvier* presenta una reproducción vivípara aplacentada (Ebersole *et al.*, 2019). Además, se ha encontrado que se comporta como un grupo externo de la familia monofilética Carcharhinidae (Castro *et al.*, 2016), lo cual concuerda con los resultados obtenidos al momento de modelar el árbol de Máxima Parsimonia (Fig. 7).

A raíz del dominio de ciertas especies, en las pesquerías a nivel mundial, el 25 de noviembre del 2022, en la decimonovena reunión de la COP 19 CITES (Conferencia de las partes 19) en la Ciudad de Panamá, las propuestas 37 y 38 fueron aceptadas. La propuesta 37 constaba en incluir todas las especies pertenecientes a la familia Carcharhinidae en el Apéndice II. Mientras que la propuesta 38, constaba en la inclusión del resto de las especies de la familia Sphyrnidae al apéndice II. Ambas fueron aceptadas; la inclusión de toda la familia Carcharhinidae entra en vigor hasta el 25 de noviembre del 2023. Por lo que para la siguiente actualización se contará con un total de 75 especies de tiburón aproximadamente, ya que desde el 25 noviembre del 2023 entra en vigor una nueva legislación para 56 especies más de la familia Carcharhinidae en el Apéndice II de CITES, que anteriormente no estaban incluidas. La familia Carcharhinidae incluirá once géneros (*Carcharhinus*, *Prionace*, *Nasolamia*, *Triaenodon*, *Isogomphodon*, *Glyphis*, *Lamiopsis*, *Negaprion*, *Rhizoprionodon*, *Scoliodon*, *Loxodon*). Dentro de las cuales hay 56 especies,

incluyendo a *C. falciformis* y *C. longimanus* que estaban incluidas anteriormente (Tomado de: <https://cites.org>).

Así mismo la actualización reciente del Apéndice II de la CITES que se encuentra en vigor desde el 21 de mayo de 2023, incluye 19 especies de tiburones. La familia Carcharhinidae (Tollos) a la fecha cuenta con dos especies, *Carcharhinus falciformis* “tiburón sedoso” y *Carcharhinus longimanus* “tiburón punta blanca”. La más reciente inclusión, La familia Sphyrnidae “Tiburones martillo”, la cual cuenta con dos géneros (*Sphyrna*, *Eusphyra*), con ocho especies reportadas, resaltando *Sphyrna lewini*, *Sphyrna mokarran*, *Sphyrna zygaena* que ya habían sido listadas en el Apéndice II de La CITES durante la COP16 de 2013 en Bangkok. Así mismo se cuenta con representantes de: El orden Lamniformes, la familia Alopidae (Tiburones zorro) la cual cuenta con un género (*Alopias*), tres especies (*Alopias superciliosus*, *Alopias vulpinus* y *Alopias pelagicus*). La familia Cetorhinidae (Tiburón peregrino), tiene la especie *Cetorhinus maximus*. La familia Lamnidae, cuenta con tres géneros (*Isurus*, *Carcharodon*, *Lamna*), con cinco especies características como lo son *Isurus paucus*, *Isurus oxyrinchus*, *Lamna nasus*, *Lamna ditropis* & *Carcharodon carcharias*. Siendo *Lamna ditropis* la única que no está incluida en el apéndice II CITES. El orden Orectolobiformes, *Rhincodon typus* “Tiburón ballena” (Tomado de: <https://cites.org>) listados en el Apéndice II de La CITES.

Es un paso gigante debido a que la inclusión representa que se puede monitorear y controlar el comercio de estas especies, siempre y cuando se cumplan ciertas condiciones. Las cuáles serán evaluadas por las autoridades y entidades competentes, asesorándose principalmente por personal científico. Ya que entran a evaluar que se esté garantizando que dicho comercio no afectará la supervivencia de la especie en su medio silvestre, a través de un Dictamen de Extracción No Perjudicial (DENP), para las especies que esta listadas en el Apéndice II de CITES. De ahí se les otorgará un permiso o un certificado CITES, de qué, y cuánto, pueden tener en un cargamento destinado al comercio en puerto. Es decir, se podrá tener un registro de trazabilidad del comercio, ya sea de exportación o importación (Villate-Moreno *et al.*, 2021; CITES, 2023).

No obstante, en Colombia el pasado 30 de enero de 2024 la AUNAP publicó la resolución n° 0119, la cual modificó el decreto 281 del 2021, al autorizar la pesca de 15 especies, las cuales pasan de ser consideradas de nuevo cómo “Recurso pesquero”. Dentro de las cuales encontramos especies que están en el Apéndice II CITES y con categorías UICN de amenaza crítica y en peligro. El listado presenta estas especies *Carcharhinus falciformis*, *Carcharhinus leucas*, *Carcharhinus limbatus*, *Galeocerdo cuvier*, *Rhizoprionodon porosus*, *Sphyrna corona*, *Sphyrna tiburo*, *Mustelus henlei*, *Mustelus lunulatus*, *Alopias pelagicus*, *Alopias superciliosus*. Lo cual cómo parte de la comunidad científica, manifiesto que es un gran retroceso en la conservación, teniendo en cuenta que actualmente la regulación presenta dos problemáticas que deben ser tratadas, que es el comercio de especies erróneamente etiquetadas y el comercio de productos o aletas ya procesadas, por lo que la captura dirigida a tiburones se podría camuflar como pesca incidental.

El primer problema consta en comercializar una especie controlada o incluida en los apéndices CITES, con el nombre de una especie que no esté regulada (Hernández, 2021). Lo cual de acuerdo con los antecedentes posiblemente ocurrirá en Colombia, puesto que la pesca dirigida a especies cuya pesca está prohibida, puede ser encubierta con nombres de especies que estén en la lista publicada en la resolución 0119 del 2024. Esto ocurre porque en muchos casos la identificación visual se complica o se limita, dado que muchas aletas o troncos son similares, o durante el proceso pierden características diagnosticas de la especie, ya que se secan, se les quita la piel o se les cortan pedazos. Además, agrupar todas las especies en una sola guía es sumamente complicado, ya que posiblemente presenten variación en distribución geográfica, talla, estado de la aleta “Húmeda o seca” y estado del tronco (Barone *et al.*, 2022).

La detección de violaciones legales fronterizas comienza con cierto nivel de inspección visual, por lo que las guías morfológicas y las aplicaciones disponibles para identificar aletas como *iSharkFin* y *FinFinder* son la primera línea de control para la detección de especies CITES. Por ello las capacitaciones, el análisis forense y el conocimiento de la reglamentación vigente, es la base para mantener control de la fauna que se mueve entre fronteras. A partir de esto se han creado aplicaciones que apoyan al inspector al momento de determinar una especie, con el fin de disminuir un poco la limitante en la identificación. Por ejemplo, *iSharkFin*, el cual es un software de identificación desarrollado por la FAO y la universidad de Vigo. De igual forma está *Fin Finder*, la cual es una aplicación móvil que se basa en una comparación de imágenes de aletas por medio IA (Inteligencia Artificial), abastecida principalmente por imágenes de aletas de más de 30 especies de tiburones incautaciones y o muestreadas desde el comercio de aletas de tiburón en Latinoamérica. La ventaja que presenta esta aplicación respecto a *iSharkFin*, es que *Fin Finder* identifica tanto aletas húmedas como aletas secas, mientras que el software de *iSharkFin* identifica solamente aletas húmedas, y la nueva versión del software solo aletas dorsales húmedas (Barone *et al.*, 2022). Y cómo se menciona anteriormente, los cargamentos en un ochenta por ciento llevan aletas secas o ya procesadas. Por lo que, a pesar de la gran aplicabilidad de estas herramientas, siguen siendo limitadas por las aletas que ya no tienen piel, puesto que no presentan características claras de comparación por fotos. La ventaja con la que contamos en este estudio es que las aletas aún tenían piel, por lo que la corroboración con *FinFinder* otorgó una identificación mucho más robusta. Puesto que la identificación de *FinFinder* correspondió en un 100% con la posterior identificación genética, corrigiendo errores posteriores al uso de las guías.

Sin embargo, la solución a esta problemática limitante anteriormente mencionada es la implementación de técnicas de identificación genética efectivas, que otorgan resultados en poco tiempo y amplían las posibilidades de identificación a nivel especie-específico. Actualmente está continúa siendo una herramienta, que ha dado resultados sumamente importantes en la regulación e implementación de la CITES en Hong Kong entre otros países; cuyas fiscalías las tienen avaladas como herramientas fundamentales en la fiscalización para la identificación de especies (guías de identificación como herramientas genéticas). Por ejemplo, el pasado 28 de diciembre de 2017 en Frankfurt, Alemania, se confiscaron 3.049 kg de aletas de tiburón secas sin procesar que iban desde

México a Hong Kong; las cuales tenían un certificado CITES en el que decía que todas las aletas que se exportaban eran de *C. plumbeus*, la cual para esa fecha no figuraba en ningún apéndice CITES. Sin embargo, mediante una identificación morfológica visual preliminar y una corroboración genética aleatoria, confirmaron que dentro de ese cargamento había al menos cinco especies CITES, permitiendo confiscar la carga total (Villate-Moreno *et al.*, 2021). De igual forma ocurrió con el decomiso que fue caracterizado en esta investigación, ya que, mediante una identificación visual preliminar, se pudo incautar todo el cargamento por sospecha. Para posteriormente nosotros obtener que había cuatro especies de tiburones (*Sphyrna lewini*, *Sphyrna mokarran*, *Carcharhinus falciformis* y *Galeocerdo cuvier*), que no presentaban sus permisos CITES, por lo tanto, no podían ser comercializados legalmente nacional e internacionalmente.

En la corroboración genética realizada en este estudio, la identificación fue un poco complicada, debido a que, al comprobarse el estado del ADN en un gel de agarosa, se encontró un barrido en la mayoría de las bandas. Se repitió el proceso de extracción y, aun así, se obtuvo el mismo resultado. Por lo que se determina que el ADN se encuentra degradado y fragmentado. Este resultado suele ser frecuente en la evaluación genética de este tipo de muestras, puesto que el procesamiento de las aletas involucra ablandamiento con agua, descascarillado, desollado, remoción de tejido muscular, secado, blanqueo, químicos para quitar la piel restante. A eso sumándole las malas condiciones de conservación a bordo de los barcos de pesca conducirán a la degradación del ADN, ya que tendrían niveles elevados de bacterias (Cheung & Chang, 2003; Cardeñosa *et al.*, 2022).

Con las muestras que se lograron secuenciar, se quiso realizar una confirmación más robusta, ya que se obtuvo un porcentaje de similitud BLAST sobre el 99%. Sin embargo, se quiso comprobar un poco más allá probando la metodología empleada por Villate-Moreno *et al.* (2021). Donde mediante secuencias del gen NADH2 de diferentes especies de tiburón, generaron un árbol filogenético para identificar las muestras que habían secuenciado, con base a donde se ubicaban sobre una filogenia. En nuestros resultados (Fig. 7) encontramos que todas las especies se posicionaron sobre los clados correspondientes a su familia y a su especie. Algo sumamente interesante, es que se generan mini clados dentro del clado “especie”. Por ejemplo, en la especie *C. falciformis* a pesar de ser muestras de la misma especie, se generan dos grandes clados entre las muestras comparativas del artículo y las secuencias que se obtuvieron en este estudio. Por lo que este tipo de separación podría deberse a una diferencia de ubicación geográfica que en cierta medida generó cambios en la secuencia base del gen, permitiendo evidenciar esa separación clara en posibles “subpoblaciones”. De igual forma ocurre con el clado de la especie *S. lewini* y *S. mokarran*. Sin embargo, para tener certeza de esto se necesita probar con otros criterios, como lo son los soportes que se pueden obtener por la inferencia bayesiana o el porcentaje de verosimilitud, puesto que estos soportes suelen ser mucho más contrastables al tener criterios más complejos.

Esta metodología fácilmente aplicable podría ser implementada para identificar fácilmente la posible zona geográfica de origen de un individuo. Puesto que, si se utilizan secuencias de

diferentes zonas geográficas, la secuencia estudio se podrá relacionar con aquella que tenga mayor afinidad, y así identificar de que zona extrajeron los individuos.

Dado que el procesamiento previo a la exportación de aletas de tiburón está cambiando, la frecuencia a encontrar cargamentos de aletas sin piel será aún mayor, ya que este proceso impide directamente el control fronterizo, evitando que se verifique si hay presencia de especies CITES. Logrando pasar cargamentos sin necesidad de permisos de exportación, al etiquetar todo como otra especie que si se puede comercializar sin restricciones (Scott *et al.*, 2022; Partin *et al.*, 2022; Cardeñosa *et al.*, 2023). Por lo que cómo se mencionó anteriormente, adaptar metodologías de identificación genética a que sean fácilmente aplicables en campo, es de suma importancia. A raíz de esto muchas partes signatarias de CITES han invertido en pruebas e investigaciones metodológicas genéticas, para garantizar que este tipo de mecanismo de tráfico se pueda controlar (Sims & Frost, 2019). Puesto que la identificación sirve para justificar la incautación a priori, mientras que la genética confirma la incautación y proceso legal a seguir (Partin *et al.*, 2022). Por ello se han adaptado técnicas que permiten dirigirse a una región más corta dentro de la región del código de barras COI, lo que ha aumentado la probabilidad de una buena amplificación del ADN degradado. De esta base surge el minibarcode, el cual ha dado resultados en muestras muy maltratadas, e incluso en productos ya procesados (Holmes *et al.*, 2009; Cardeñosa *et al.*, 2018; Calegari *et al.*, 2019).

En Colombia la aplicabilidad de este tipo de técnicas será una necesidad, puesto que desde la prohibición total del comercio con tiburones por el decreto 281 del 2021, las estrategias que adoptaron o que adoptarán los comercializadores se verá reflejada en quitar la piel de las aletas antes de la exportación. Adicionalmente, no solo los traficantes buscan opciones para camuflar el comercio de las aletas, también muchas comunidades que viven de los tiburones, debido a que este sirve como alimento proteico y cómo artículo comercial. Por ello cómo lo menciona Giraldo-Marroquín (2020) la prohibición total es un problema que se debe evaluar y abordar desde diferentes aspectos, tales como sociales, económicos, científicos, ya que, por ejemplo, el tiburón sedoso es una especie importante para las comunidades costeras locales, las cuales consumen su carne por tradición, aprovechando todos sus subproductos, piel, dientes, aceite, aletas. Lo que no solo genera una seguridad alimentaria, sino además un ingreso monetario con el que las comunidades cuentan (Porcher & Darvell, 2022). Además, esta especie *C. falciformis* tiene una tasa de crecimiento lo suficientemente rápida que aparentemente, puede soportar cierto grado de presión pesquera, a diferencia de los tiburones martillo y el tiburón tigre, los cuales no soportan este tipo de estrés (Braccini & Waltrick., 2019). Por lo que es técnica y biológicamente posible lograr una pesquería sostenible, al estudiar que especies, que tiempo y cómo se puede llevar a cabo esta actividad (Zhou *et al.*, 2021). No obstante, se deben mantener claros los límites de pesca, tanto directa, cómo incidental, puesto que esta es una especie que actualmente se puede pescar en Colombia, y aún no está del todo claro cómo se manejará la nueva legislación.

Actualmente las estadísticas oficiales no reflejan el volumen real de captura, a largo plazo será aún peor (Hernández, 2021; Partin *et al.*, 2022). Por ello establecer capturas totales permisibles (TAC), proyectos y estrategias de conservación, que incluyan directamente a las poblaciones pesqueras, mediante talleres de capacitación, sería algo que podría a largo plazo regular y disminuir un poco la alta demanda de tiburones altamente susceptibles a la extinción y aumentaría la cantidad de información con la que se podría contar al momento de tomar decisiones que influyan en decretos o resoluciones de pesca permitida (Giraldo Marroquín, 2020; Hernández, 2021).

6. Conclusiones

- Se lograron identificar las cuarenta y ocho aletas que fueron incautadas, encontrando cuatro especies (*C. falciformis*, *S. lewini*, *S. mokarran* y *G. cuvier*), de las cuales tres, están actualmente en el Apéndice II de CITES.
- Las guías morfológicas son una herramienta indispensable para saber a qué especie pertenece la aleta, puesto que cada vez la calidad de detalle, fotos, diagramas y dibujos es mucho más precisa. Lo que disminuye notablemente el porcentaje de error, y aumenta la facilidad de detección de especies CITES en algún cargamento a inspeccionar. O en el caso de Colombia, La facilidad de identificar rápidamente si dentro de un cargamento hay tiburón.
- Se logró extraer ADN de todas las muestras; sin embargo, en muchas de ellas se encontró que el ADN estaba fragmentado, lo que limitó la cantidad de muestras que finalmente pudieron ser amplificadas y secuenciadas. Se sugiere como alternativa adaptar un protocolo de minibarcode, basándose en estudios como el de Cardeñoso *et al.* (2018), donde se evidenció un alto porcentaje de efectividad y una especificidad garantizada, aspectos fundamentales para encontrar similitudes de secuencias o, por el contrario, distinguir entre especies estrechamente relacionadas. A pesar de ello, los primers universales siguen siendo eficaces en estudios de identificación de especies cuando el ADN está en buen estado o medianamente fragmentado.
- Contrastar sobre una filogenia permitió dar aún más certeza de a qué especie pertenecía la aleta, ya que en todos los casos se observó una correspondencia a su respectivo clado. Lo que podría ser una alternativa para tener idea de a qué especie podría pertenecer una muestra que no pudo ser identificada morfológicamente y cuyo análisis genético quiere corroborarse más allá de la similitud de secuencias.
- La correspondencia genética presentó un 90% con la identificación morfológica. Puesto que el análisis genético reveló que cuatro aletas que fueron previamente catalogadas como *N. brevirostris*, fueron reclasificadas como *S. mokarran*. Sugiriendo una asociación estrecha entre ambas metodologías, indicando una posible dependencia mutua. Confirmando aún más porque actualmente es sumamente importante la implementación de ambas en casos de decomiso en Colombia, ya que esta confirmación puede determinar el curso de acción a seguir, es decir, si se procede a incautar o a permitir el paso fronterizo.

- Se sugiere el uso de herramientas visuales y genéticas para la identificación inmediata de especies de tiburones comercializados ilegalmente. Así, se sugiere el uso de estas herramientas: guías visuales de caracteres morfológicos y la comprobación molecular de ADNmt como herramientas útiles para identificar especies susceptibles, vulnerables y críticas, para plantear planes de conservación.

7. Bibliografía

1. **Abercrombie, D. L., & Hernández, S. (2017).** Identifying shark fins: implementing and enforcing CITES. *Abercrombie & Fish. Suffolk County, NY: Marine Biological Consulting*. Págs (1 -20). DOI: 10.13140/RG.2.2.20532.78720
2. **Aisyah, S., Santia, N., Supratman, O., Syarif, A. F., & Anggraeni, A. (2021).** DNA Barcoding and CITES-Listed Wedgefish (Rhynchobatidae, Rhinidae) from South Bangka, Indonesia. *Jurnal Kelautan Tropis*, 24(2), Págs (232-236). DOI: 10.14710/jkt. v24i2.10454
3. **Alexandre de-Franco, B., Fernandes Mendonça, F., Oliveira, C. & Foresti, F. (2012).** Illegal trade of the guitarfish *Rhinobatos horkelii* on the coasts of central and southern Brazil: genetic identification to aid conservation. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. Págs 22, 272–276
4. **Almerón-Souza, F., Sperb, C., Castilho, C. L., Figueiredo, P. I., Gonçalves, L. T., Machado, R., & Fagundes, N. J. (2018).** Molecular identification of shark meat from local markets in Southern Brazil based on DNA barcoding: evidence for mislabeling and trade of endangered species. *Frontiers in Genetics*. Vol 9, 138; Págs12. DOI: 10.3389/fgene.2018.00138
5. **Amaral, C. R. L., Silva, D., Amorim, A., & de Carvalho, E. F. (2017).** Shark finning and the molecular identification of shark species: review and perspectives. *Journal of Oceanography and Marine Research*, vol 5.
6. **Appleyard, S. A., White, W. T., Vieira, S., & Sabub, B. (2018).** Artisanal shark fishing in Milne Bay Province, Papua New Guinea: biomass estimation from genetically identified shark and ray fins. *Scientific reports*, 8(1), Págs (1-12). DOI: 10.1038/s41598-018-25101-8
7. **Alvarenga, M., Solé-Cava, A. M., & Henning, F. (2021).** What's in a name? Phylogenetic species identification reveals extensive trade of endangered guitarfishes and sharks. *Biological Conservation*, 257, 109119.
8. **Aroca, A. K., Tavera, J., & Torres, Y. (2022).** Molecular and morphological evaluation of the bonnethead shark complex *Sphyrna tiburo* (Carcharhiniformes: Sphyrnidae). *Environmental Biology of Fishes*, 105(11), 1643-1658.
9. **Asbury, T. A., Bennett, R., Price, A. S., da Silva, C., Bürgener, M., Klein, J. D., ... & Bester-van der Merwe, A. E. (2021).** Application of DNA mini barcoding reveals illegal trade in endangered shark products in southern Africa. *African Journal of Marine Science*, 43(4), 511-520.

10. **Barbosa-Filho, M. L., Hauser-Davis, R. A., Siciliano, S., Dias, T. L., Alves, R. R., & Costa-Neto, E. M. (2019).** Historical Shark Meat Consumption and Trade Trends in a Global Richness Hotspot. *Ethnobiology Letters*, 10(1), 97-103. URL: <https://www.jstor.org/stable/26910061>
11. **Barone, M., Mollen, F. H., Giles, J. L., Marshall, L. J., Villate-Moreno, M., Mazzoldi, C., ... & Guisande, C. (2022).** Performance of iSharkFin in the identification of wet dorsal fins from priority shark species. *Ecological Informatics*, 68, 101514.
12. **Barreto, R., Ferretti, F., Flemming, J. M., Amorim, A., Andrade, H., Worm, B., & Lessa, R. (2016).** Trends in the exploitation of South Atlantic shark populations. *Conservation biology*, 30(4), 792-804.
13. **Barreto, R. R., Bornatowski, H., Motta, F. S., Santander-Neto, J., Vianna, G. M. S., & Lessa, R. (2017).** Rethinking use and trade of pelagic sharks from Brazil. *Marine Policy*, 85, 114-122.
14. **Becerril-García, E. E., Arauz, R., Arellano-Martínez, M., Bonfil, R., Ayala-Bocos, A., Castillo-Géniz, J. L., Polo-Silva, C., ... & Godard-Codding, C. A. (2022).** Research priorities for the conservation of chondrichthyans in Latin America. *Biological Conservation*, 269, 109535.
15. **Bineesh, K. K., Gopalakrishnan, A., Akhilesh, K. V., Sajeela, K. A., Abdussamad, E. M., Pillai, N. G. K., ... & Ward, R. D. (2016).** DNA barcoding reveals species composition of sharks and rays in the Indian commercial fishery. *Mitochondrial DNA Part A*. Págs 28(4), 458-472. DOI: 10.3109/19401736.2015.1137900.
16. **Budd, A. M., Cooper, M. K., Le Port, A., Schils, T., Mills, M. S., Deinhart, M. E., ... & Strugnell, J. M. (2021).** First detection of critically endangered scalloped hammerhead sharks (*Sphyrna lewini*) in Guam, Micronesia, in five decades using environmental DNA. *Ecological Indicators*, 127, 107649.
17. **Buelvas Susa, A. L. (2022).** Posibles causas de la pesca ilegal en la Isla de Malpelo y su afectación en la supervivencia del Tiburón Martillo (*Sphyrna Lewini*).
18. **Braccini, J. M., & Waltrick, D. (2019).** Species-specific at-vessel mortality of sharks and rays captured by demersal longlines. *Marine Policy*, 99, 94-98.
19. **Caballero, M. A. A., & Moreno, L. C. G. (2017).** Mortalidad de vertebrados silvestres en dos segmentos de la carretera troncal del Caribe a su paso a través de dos ecosistemas de interés biológico en la costa Caribe Colombiana (Magdalena). In 2017.
20. **Caldas-Aristizábal, J. P. C., Castro-González, E., Puentes, V., Rueda, M., Lasso, C., Duarte, L. O., Navia, A. F., Gómez, F. Grijalba-Bendeck, M., Mejía, P., & Bessudo, S. (2010).** Plan de Acción Nacional para la conservación y manejo de tiburones, rayas y quimeras de Colombia (PAN-Tiburones Colombia). *Editorial Produmedios*, Bogotá. Págs (1- 60).
21. **Calegari, B. B., Reis, R. E., & Alho, C. S. (2019).** DNA barcode identification of shark fillet reveals fraudulent commerce in Brazil. *Canadian Society of Forensic Science Journal*, 52(2), 95-100.

22. **Cárdenas, H. (27 de septiembre 2023).** Miambiente decomisó al menos 602 aletas de tiburón en operativo realizado en el área protegida Cordillera de Coiba. La Prensa. <https://www.prensa.com/sociedad/miambiente-decomiso-al-menos-602-aletas-de-tiburon-en-operativo-realizado-en-el-area-protegida-cordillera-de-coiba/>
23. **Castellanos-Betancourt, J. C., Ramírez-Santiago, C. E., & Castillo-Géniz, J. L. (2013).** Catálogo de aletas, tronchos y cabezas de tiburones en el Pacífico Mexicano. INAPESCA. Primera edición. Distrito Federal, México.
24. **Castro, J. I., Sato, K., & Bodine, A. B. (2016).** A novel mode of embryonic nutrition in the tiger shark, *Galeocerdo cuvier*. *Marine Biology Research*, 12(2), 200-205.
25. **Cardenosa, D., Quinlan, J., Shea, K. H., & Chapman, D. D. (2018).** Multiplex real-time PCR assay to detect illegal trade of CITES-listed shark species. *Scientific reports*. 8(1), Págs (1-10). DOI: 10.1038/s41598-018-34663-6
26. **Cardenosa, D., Fields, A. T., Babcock, E., Shea, S. K., Feldheim, K. A., Kraft, D. W., ... & Chapman, D. D. (2021).** Indo-Pacific origins of silky shark fins in major shark fin markets highlights supply chains and management bodies key for conservation. *Conservation letters*, 14(3), e12780.
27. **Cardenosa, D., Robles, Y. L., Ussa, D. A., del Valle, C. M., Caballero, S., & Chapman, D. D. (2023).** Pre-export shark fin processing to conceal CITES-listed species: a case-study from a shark fin seizure in Colombia. *Animal Conservation*.
28. **Comizzoli, P., Brown, J. L., & Holt, W. V. (Eds.). (2019).** Reproductive sciences in animal conservation. *Springer*.
29. **Chiriboga Paredes, Y. T. (2018).** Ecología espacial y conservación de tiburones neonatos y juveniles punta negra (*Carcharhinus limbatus*) en la Isla San Cristóbal–Reserva Marina de las Galápagos (Bachelor's thesis, Quito).
30. **Clarke, S. C., Harley, S. J., Hoyle, S. D., & Rice, J. S. (2013).** Population trends in Pacific Oceanic sharks and the utility of regulations on shark finning. *Conservation Biology*, Págs 27(1), 197-209. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2012.01943.x
31. **Cruz, V. P. D., Adachi, A. M. C. D. L., Ribeiro, G. D. S., Oliveira, P. H. D., Oliveira, C. D., Oriano Junior, R., ... & Foresti, F. (2021).** A shot in the dark for conservation: Evidence of illegal commerce in endemic and threatened species of elasmobranch at a public fish market in southern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(7), 1650-1659.
32. **Da Silva Ferrette, Bruno Lópes, Rodrigo Rodrigues Domingues, Luis Henrique Fregadolli Ussami, Letícia Moraes, Carolina de Oliveira Magalhães, Alberto Ferreira de Amorim, Alexandre Wagner Silva Hilsdorf, Claudio Oliveira, Fausto Foresti, and Fernando Fernandes Mendonça. (2019).** "DNA-based species identification of shark finning seizures in Southwest Atlantic: implications for wildlife trade surveillance and law enforcement." *Biodiversity and Conservation*. 28, no. 14, Págs (4007-402). DOI: 10.1007/s10531-019-01862-0
33. **Daza, L. A. (2018).** Uso del gen citocromo oxidasa I (COI) y código de barras en estudios de genética y biología molecular para la identificación de especies animales. *Repositorio*

- UNAD. Págs (8-23). Tomado de: <https://repository.unad.edu.co/handle/10596/21038>
34. **de Oliveira-Junior, W. M., Spaet, J. L. Y., de Souza Rosa, R., & Santos, B. A. (2022).** First record of the critically endangered great hammerhead shark (*Sphyrna mokarran*) in its natural habitat in the coast of Paraíba, Northeastern Brazil.
35. **Domingues, R. R., Bunholi, I. V., Pinhal, D., Antunes, A., & Mendonça, F. F. (2021).** From molecule to conservation: DNA-based methods to overcome frontiers in the shark and ray fin trade. *Conservation Genetics Resources*, Págs (1-17). DOI: 10.1007/s12686-021-01194-8
36. **Ducatez, S. (2019).** Which sharks attract research? Analyses of the distribution of research effort in sharks reveal significant non-random knowledge biases. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29(2), Págs (357-362).
37. **Dulvy, N. K., Pacoureau, N., Rigby, C. L., Pollom, R. A., Jabado, R. W., Ebert, D. A., ... & Simpfendorfer, C. A. (2021).** Overfishing drives over one-third of all sharks and rays toward a global extinction crisis. *Current Biology*, Págs 31(21), 4773-4787. DOI: 10.1016/j.cub.2021.08.062
38. **Ebert, D. A., & Mostarda, E. (2016).** Guía para la identificación de peces cartilaginosos de aguas profundas del Océano Pacífico Sudoriental. *FAO, Roma*. Págs (6 -53).
39. **Ebersole, J. A., Cicimurri, D. J., & Stringer, G. L. (2019).** Taxonomy and biostratigraphy of the elasmobranchs and bony fishes (Chondrichthyes and Osteichthyes) of the lower-to-middle Eocene (Ypresian to Bartonian) Claiborne Group in Alabama, USA, including an analysis of otoliths. *European Journal of Taxonomy*, (585).
40. **Facey, D. E., Bowen, B. W., Collette, B. B., & Helfman, G. S. (2022).** The Diversity of Fishes: Biology, Evolution and Ecology. John Wiley & Sons.
41. **Feitosa, L. M., Martins, A. P. B., Giarrizzo, T., Macedo, W., Monteiro, I. L., Gemaque, R., ... & Carvalho-Costa, L. F. (2018).** DNA-based identification reveals illegal trade of threatened shark species in a global elasmobranch conservation hotspot. *Scientific reports*, 8(1), Págs (1-11). DOI: 10.1038/s41598-018-21683-5
42. **Fernández Domínguez, E. (2005).** Polimorfismos de DNA mitocondrial en poblaciones antiguas de la cuenca mediterránea. Universitat de Barcelona.
43. **Francis, M. P., Lyon, W. S., Clarke, S. C., Finucci, B., Hutchinson, M. R., Campana, S. E., ... & Smith, N. (2023).** Post-release survival of shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) and silky (*Carcharhinus falciformis*) sharks released from pelagic tuna longlines in the Pacific Ocean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 33(4), 366-378.
44. **García, C. R. (2020).** Resolución 305 de 2019: Análisis de la Controversia generada por la cuota global de pesca de aleta de tiburón establecida para el año 2020 en Colombia. *Universidad Santiago de Cali*. Pág. (1-9). Tomado de: <https://repository.usc.edu.co/handle/20.500.12421/3284>
45. **Giraldo Marroquín, N. (2020).** La bioética como espacio de reflexión para la relación interespecífica de los seres humanos con el tiburón *Carcharhinus falciformis*-Estudio de caso.
46. **Haque, A. B., Das, S. A., & Biswas, A. R. (2019).** DNA analysis of elasmobranch products

- originating from Bangladesh reveals unregulated elasmobranch fishery and trade on species of global conservation concern. *PloS one*, 14(9), Págs (1-7), e0222273.
47. **Hellberg, R. S., Isaacs, R. B., & Hernández, E. L. (2019).** Identification of shark species in commercial products using DNA barcoding. *Fisheries research*, 210, Págs (81-88). DOI: 10.1016/j.fishres.2018.10.010
 48. **Hernández, S., Heidemeyer, M., Abercrombie, D. (2018).** Guía de identificación de aletas de tiburones en el Perú. *Oceana Lima*. Págs (7-40).
 49. **HERNÁNDEZ, S. (2021).** De Oceanografía y algo más.
 50. **Hobbs, C. A., Potts, R. W., Walsh, M. B., Usher, J., & Griffiths, A. M. (2019).** Using DNA barcoding to investigate patterns of species utilisation in UK shark products reveals threatened species on sale. *Scientific Reports*, 9(1), Págs (1-10).
 51. **Holmes, B. H., Steinke, D., & Ward, R. D. (2009).** Identification of shark and ray fins using DNA barcoding. *Fisheries Research*, 95(2-3), 280-288.
 52. **Hyde, J. R., Lynn, E., Humphreys Jr, R., Musyl, M., West, A. P., & Vetter, R. (2005).** Shipboard identification of fish eggs and larvae by multiplex PCR, and description of fertilized eggs of blue marlin, shortbill spearfish, and wahoo. *Marine Ecology Progress Series*, 286, Págs (269-277). DOI: 10.3354/meps286269
 53. **Ivanova, N. V., Zemlak, T. S., Hanner, R. H., & Hebert, P. D. (2007).** Universal primer cocktails for fish DNA barcoding. *Molecular Ecology Notes*. Págs 7(4), 544-548. DOI: 10.1111/j.1471-8286.2007. 01748.x
 54. **Jaramillo Torres, A. P. (2022).** Estudio de las pesquerías de dos especies de tiburón martillo *Sphyrna zygaena* y *Sphyrna lewini* mediante los desembarques obtenidos durante el periodo 2007-2019 en los principales puertos pesqueros de la provincia de Manabí, Ecuador (Bachelor's thesis, Quito: UCE).
 55. **Kolmann, M. A., Elbassiouny, A. A., Liverpool, E. A., & Lovejoy, N. R. (2017).** DNA barcoding reveals the diversity of sharks in Guyana coastal markets. *Neotropical Ichthyology*, 15, Págs (1-8). DOI: 10.1590/1982-0224-20170097
 56. **MacKeracher, T., Diedrich, A., & Simpfendorfer, C. A. (2019).** Sharks, rays and marine protected areas: A critical evaluation of current perspectives. *Fish and Fisheries*, 20(2), 255-267.
 57. **Marchetti, P., Mottola, A., Piredda, R., Ciccicarese, G., & Di Pinto, A. (2020).** Determining the authenticity of shark meat products by DNA sequencing. *Foods*, 9(9), Págs (1-16), 1194.
 58. **Marino, I. A. M., Finotto, L., Colloca, F., Di Lorenzo, M., Gristina, M., Farrell, E. D., ... & Mazzoldi, C. (2018).** Resolving the ambiguities in the identification of two smooth-hound sharks (*Mustelus mustelus* and *Mustelus punctulatus*) using genetics and morphology. *Marine Biodiversity*, Págs 48(3), 1551-1562. DOI: 10.1007/s12526-017-0701-8
 59. **Martins, A. P. B., Feitosa, L. M., Lessa, R. P., Almeida, Z. S., Heupel, M., Silva, W. M., ... & Nunes, J. L. S. (2018).** Analysis of the supply chain and conservation status of sharks (Elasmobranchii: Superorder Selachimorpha) based on fisher knowledge. *PloS one*,

13(3), e0193969.

60. **Mejía-Falla, P.A., Navia, A.F. and Salcedo-Reyes, J.C. (2019).** Checklist of marine elasmobranchs of Colombia. *Universitas Scientiarum*, 24(1), Págs (164-199). DOI: 10.11144/javeriana.sc24-1.come
61. **Meiklejohn, K. A., Burnham-Curtis, M. K., Straughan, D. J., Giles, J., & Moore, M. K. (2021).** Current methods, future directions, and considerations of DNA-based taxonomic identification in wildlife forensics. *Forensic Science International: Animals and Environments*, 1, 100030.
62. **Navia, A, F., P.A. Mejia-Flla y J.A. Caicedo. (2007).** Guía para la identificación de especies de tiburones y rayas comercializadas en el Pacífico colombiano. *Fundación SQUALUS*. Págs (1-37).
63. **Nelson, J. S., Grande, T. C., & Wilson, M. V. H. (2016).** *Fishes of the World*. John Wiley & Sons, P. vi, 19(20), 23-752.
64. **Pacoureau, N., Rigby, C. L., Kyne, P. M., Sherley, R. B., Winker, H., Carlson, J. K., ... & Dulvy, N. K. (2021).** Half a century of global decline in oceanic sharks and rays. *Nature*, Págs 589(7843), 567-571.
65. **Partin, T. G., Gonzalez, A. J., & Burnham-Curtis, M. K. (2022).** Sharks on a plane: Large shark fin seizure shines light on shark exploitation. *Forensic Science International: Animals and Environments*, 2, 100055.
66. **Pérez-Quiñonez, C. I., Quiñonez-Velázquez, C., & García-Rodríguez, F. J. (2020).** A simple method for the genetic identification of commercially important species in the *Opisthonema* genus Gill, 1861 in the southern Gulf of California. *Ciencias marinas*, 46(3), Págs (145-154). DOI: 10.7773/cm. v46i3.3059
67. **Perozo-Díaz, I., Rojas-Cañizales, D., Espinoza-Rodríguez, N., & Barrios-Garrido, H. (2019).** Tráfico ilegal de fauna silvestre en las principales carreteras del noroccidente de Venezuela. *Ciencia*, 27(1), 14-23.
68. **Pincinato, R. B. M., Gasalla, M. A., Garlock, T., & Anderson, J. L. (2022).** Market incentives for shark fisheries. *Marine Policy*, 139, 105031.
69. **Porcher, I. F., & Darvell, B. W. (2022).** Shark fishing vs. conservation: Analysis and synthesis. *Sustainability*, 14(15), 9548.
70. **Puentes, V., Navia, A. F., Mejía Falla, P. A., Caldas, J. P., Diazgranados, M. C., & Zapata Padilla, L. A. (2009).** Avances en el conocimiento de tiburones, rayas y quimeras de Colombia. *Fundación SQUALUS*. Págs (1-18)
71. **Puentes, V., Mejía-Falla, P. A., Ramirez, J. G., Manjarrés-Martínez, L. M., Rguez-Baron, J. M., Zapata, L. A., ... & Navia, A. F. (2022).** Sharks and marine batoids management in Colombia: Policy instruments, management duty and implications for their populations and stakeholders. *Marine Policy*, 145, 105264.
72. **Queiroz, N., Humphries, N. E., Couto, A., Vedor, M., Da Costa, I., Sequeira, A. M., Sousa, L. L. et al. (2019).** Global spatial risk assessment of sharks under the footprint of fisheries. *Nature*, 572(7770), Págs (461-466). DOI: 10.1038/s41586-019-1444-4
73. **Sáez, S., Lamilla, J., & Pequeño, G. (2012).** Claves taxonómicas, basadas en la

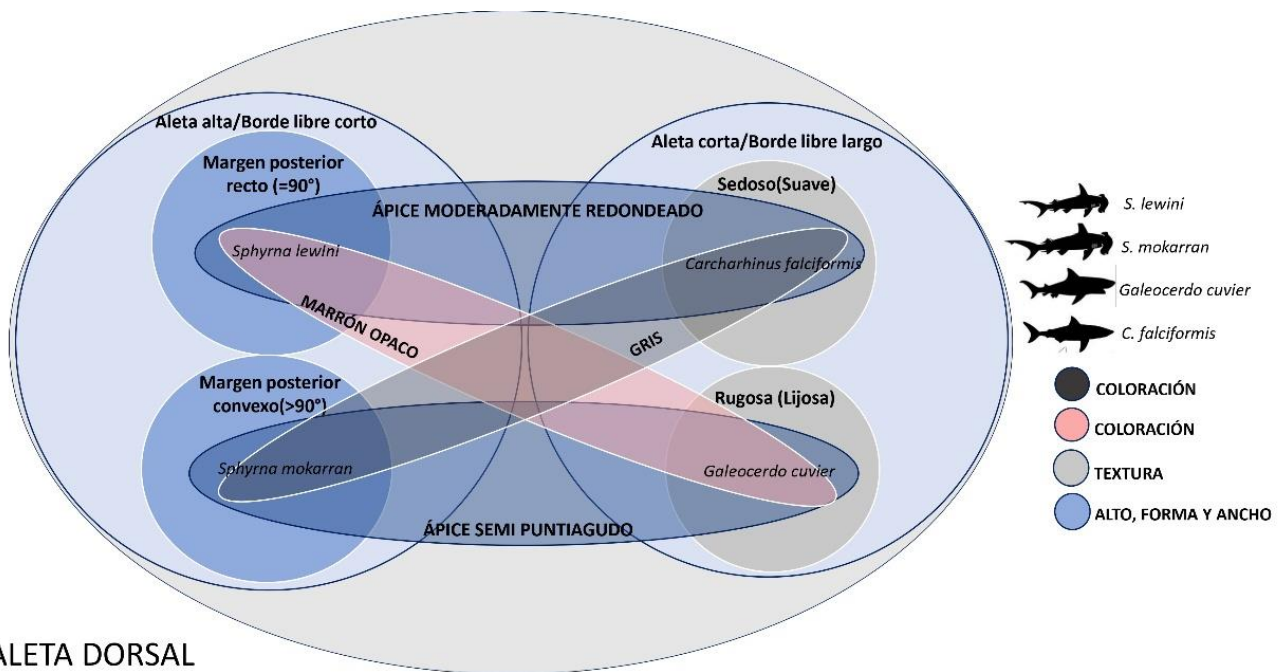
morfología de la aleta caudal, para la determinación de tiburones (Chondrichthyes; Elasmobranchii) de las costas de Chile. *Revista de biología marina y oceanografía*. Págs (245-256).

74. **Salazar Cervantes, E. (2023).** Modelo de distribución regional de alta resolución del traslape espacial entre el hábitat del tiburón sedoso (*C. falciformis*) y los barcos de pesca (Master's thesis, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, SC).
75. **Semana. (2024, 30 enero).** Entidad de Min Agricultura publicó resolución que autoriza pesca incidental de especies de tiburones y rayas marinas en peligro. Recuperado de: <https://www.semana.com/politica/articulo/entidad-adscrita-al-ministerio-de-agricultura-publico-resolucion-que-autoriza-pesca-de-especies-de-tiburones-y-rayas-marinas/202441/#:~:text=Se%20trata%20de%20la%20Resolución,pueden%20utilizarse%20como%20recursos%20pesqueros>
76. **Sembiring, A., Pertiwi, N. P. D., Mahardini, A., Wulandari, R., Kurniasih, E. M., Kuncoro, A. W., ... & Mahardika, G. N. (2015).** DNA barcoding reveals targeted fisheries for endangered sharks in Indonesia. *Fisheries Research*, 164, Págs (130-134). DOI: 10.1016/j.fishres.2014.11.003
77. **Sims, D. W., & Frost, M. T. (2019).** Trade in mislabeled endangered sharks. *Science*, 364(6442), 743-744.
78. **Scott, M., Cardona, E., Scidmore-Rossing, K., Royer, M., Stahl, J., & Hutchinson, M. (2022).** What's the catch? Examining optimal longline fishing gear configurations to minimize negative impacts on non-target species. *Marine Policy*, 143, 105186.
79. **Shea, K. H., & To, A. W. L. (2017).** From boat to bowl: Patterns and dynamics of shark fin trade in Hong Kong—Implications for monitoring and management. *Marine Policy*, 81, 330-339.
80. **Stelbrink, B., von Rintelen, T., Cliff, G., & Kriwet, J. (2010).** Molecular systematics and global phylogeography of angel sharks (genus *Squatina*). *Molecular phylogenetics and evolution*, Págs 54(2), 395-404.
81. **Tolotti, M. T., Bach, P., Hazin, F., Travassos, P. & Dagorn, L. (2015).** Vulnerability of the Oceanic Whitetip Shark to Pelagic Longline Fisheries. *PLoS ONE*. Págs 10, e0141396–17.
82. **Vannuccini, S. (1999).** Shark utilization, marketing, and trade (No. 389). Food & Agriculture Org.
83. **Villate-Moreno, M., Pollerspöck, J., Kremer-Obrock, F., & Straube, N. (2021).** Molecular analyses of confiscated shark fins reveal shortcomings of CITES implementations in Germany. *Conservation Science and Practice*, 3(6), e398.
84. **Ward, R. D., Zemlak, T. S., Innes, B. H., Last, P. R., & Hebert, P. D. (2005).** DNA barcoding Australia's fish species. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, Págs 360(1462), 1847-1857.
85. **Yang, F., Ding, F., Chen, H., He, M., Zhu, S., Ma, X... & Li, H. (2018).** DNA barcoding for the identification and authentication of animal species in traditional medicine. *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine*. Págs (1-18). DOI:

10.1155/2018/5160254

86. Yokoi, H., Ijima, H., Ohshimo, S., & Yokawa, K. (2017). Impact of biology knowledge on the conservation and management of large pelagic sharks. *Scientific reports*, 7(1), Págs (1-14). DOI: 10.1038/s41598-017-09427-3
87. Zahn, R. J., Silva, A. J., & Hellberg, R. S. (2020). Development of a DNA mini-barcoding protocol targeting COI for the identification of elasmobranch species in shark cartilage pills. *Food Control*, 109, Págs (1-5), 106918.
88. Zepeda, Y. M. P. (2018). Valoración económica del tiburón como recurso pesquero y ecoturístico en Puerto San Carlos, Baja California Sur (Doctoral dissertation, Universidad Autónoma Metropolitana).
89. Zhou, X., Booth, H., Li, M., Song, Z., MacMillan, D. C., Zhang, W., ... & Veríssimo, D. (2021). Leveraging shark-fin consumer preferences to deliver sustainable fisheries. *Conservation Letters*, 14(6), e12842.

ANEXOS



ALETA DORSAL

- Misma coloración a ambos lados
- Patrón cartilaginoso en la base, continuo y rígido

Fig. 11. Caracterización de las aletas dorsales.

ALETA PECTORAL

Lados con diferente coloración

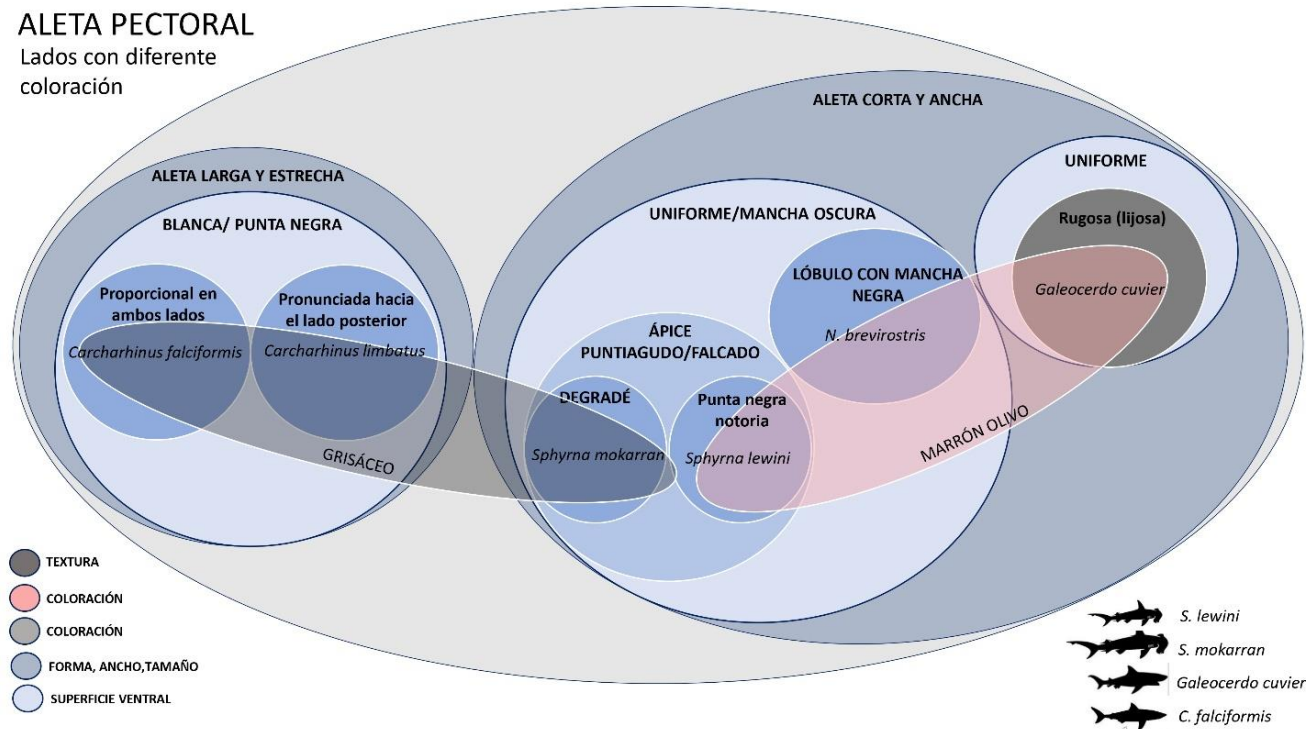


Fig. 12. Caracterización aletas pectorales.

LÓBULO INFERIOR

- Misma coloración a ambos lados
- Poca cantidad de bloques cartilagosos.
- Bloques separados

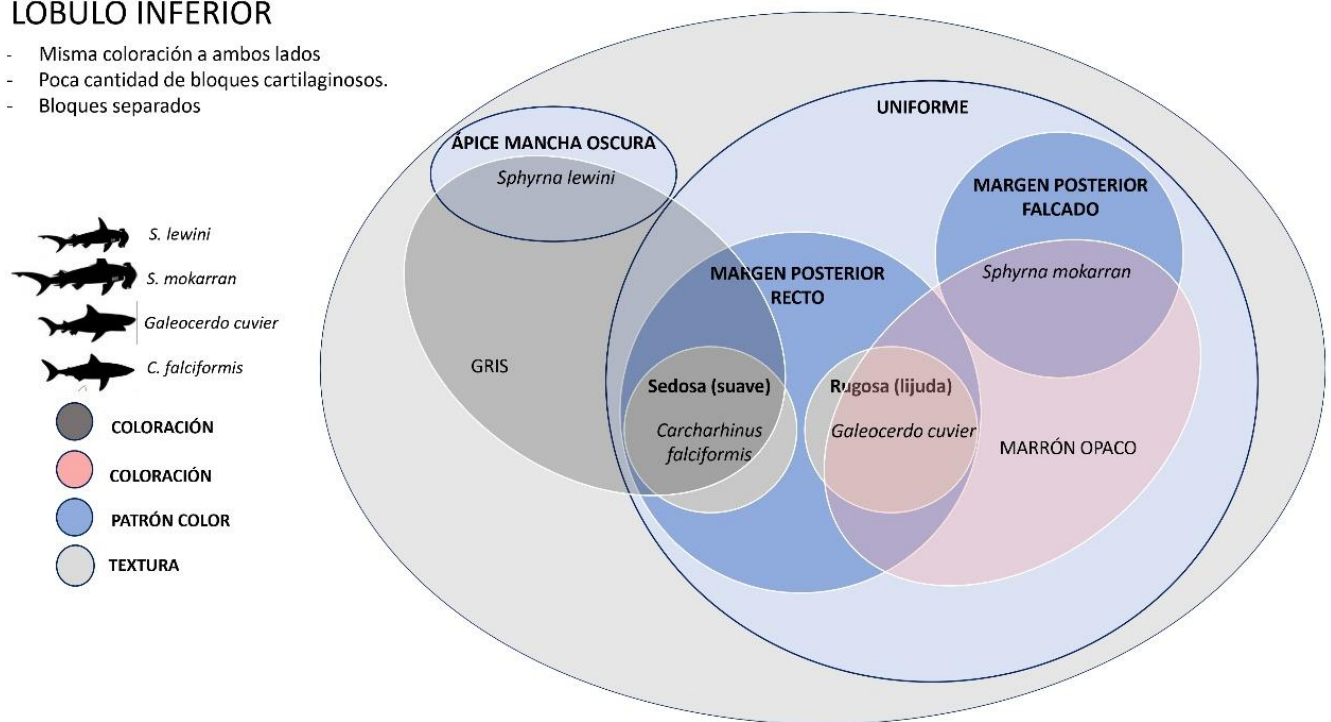


Fig. 13. Caracterización lóbulo inferior.

