



Universidad Veracruzana

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Región Xalapa

Programa de Maestría en Biología Integrativa

Valoración del impacto económico de la interacción entre
el tursión (*Tursiops truncatus*) y la pesca artesanal agallera en
Alvarado, Ver.

Tesis para obtener el grado de Maestro en
Biología Integrativa

Presenta:

Tomás García Ontiveros

Director:

Dr. Eduardo Morteo Ortiz

Septiembre de 2022

“Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz”



Universidad Veracruzana

Instituto de Investigaciones Biológicas
Región Xalapa

Programa de Maestría en Biología Integrativa

*Valoración del impacto económico de la interacción entre el tursión
(Tursiops truncatus) y la pesca artesanal agallera en Alvarado, Ver.*

Tesis para obtener el grado de Maestro en
Biología Integrativa

Presenta:
Tomás García Ontiveros

Director:
Dr. Eduardo Morteo Ortiz

Asesores:
Dr. Christian Alejandro Delfín Alfonso
Dr. Darío Fabián Hernández González

Dedicatoria

A mi madre Gloria y mi abuela Irma por su amor incondicional y estar siempre cuando las necesito, por ser mi inspiración y fortaleza.

A mis hermanos Luis Antonio y Silvia por ser parte de parte de mi vida.

A Lucero por ser mi mejor amiga, mi cómplice, por confiar en mí y apoyarme en todo momento.

En especial a mi padre Tomás y abuelo Modesto siempre los llevo en mi corazón.



*-La felicidad de la abeja y la del delfín es existir.
La del hombre es descubrir esto y maravillarse por
ello.-*

Jacques-Yves Cousteau

Agradecimientos

Al Concejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por su apoyo económico a través de una beca de posgrado nacional con número (CVU): 1057984. Al proyecto “Ecología trófica de las interacciones entre delfines costeros (*Tursiops truncatus*) y la pesca artesanal en aguas veracruzanas” apoyado por el Fondo Sectorial de Investigación para la Educación CONACyT-Ciencia Básica 2013 (No. 221750), que permitió la realización de esta investigación.

Al posgrado de Biología Integrativa del Instituto de Investigaciones Biológicas de la Universidad Veracruzana, así como a todos los maestros que me brindaron su apoyo en mi formación profesional.

A mi comité tutorial: Dr. Eduardo Morteo Ortiz, Dr. Christian A. Delfín Alfonso y Dr. Darío Fabián Hernández González, por compartir sus conocimientos, haber depositado su confianza en mí, gracias por su ayuda y por toda la paciencia que me han tenido.

A mi comité revisor, Dr. José Luis Pérez Chacón, Dr. Luis Abarca, Dra. Isabel Hernández, Dra. Tania Romo González de la Parra y Dra. Yolanda Campos Uscanga por sus observaciones que permitieron enriquecer y mejorar esta investigación.

Al Laboratorio de Mamíferos Marinos (LabMMar) por abrirme sus puertas y facilitarme la utilización de sus instalaciones y equipo.

A mis compañeros de generación Diana, Nayeli, Daniel, Gerardo, Israel (gracias por ayudarme en los análisis de datos) y Leonardo por el tiempo compartido. Gracias a Estela por compartir momentos de aprendizaje en nuestros trabajos de investigación.

Con gratitud y cariño para mi madre, mis hermanos, mi abuela, mi novia, amigos, tíos, primos y sobrinos por alentarme a seguir adelante demostrándome su apoyo incondicional.

Índice

Dedicatoria	1
Índice	3
Resumen	3
I. Introducción	4
1.1 Descripción de la especie	6
1.1.1 Distribución y hábitats.....	7
1.1.2 Comportamiento y organización social	8
1.2 Servicios de los ecosistemas costeros	8
1.3 Generalidades de la pesca	9
1.3.1 Tipos de pesca	9
1.3.2 Pesca artesanal	9
1.3.3 Pesca artesanal en México	10
II. Descripción del problema.....	11
III. Justificación	11
IV. Antecedentes	12
4.1 Subsidios pesqueros	14
V. Hipótesis.....	15
VI. Objetivo general.....	15
VII. Objetivos particulares	15
VIII. Material y métodos	15
8.1 Área de estudio	15
8.2 Colecta de datos	17
8.3 Identificación de especies.....	18
8.4 Esfuerzo pesquero	19
8.5 Superposición de recursos.....	19
8.6 Producción pesquera.....	20
8.7 Estimación del consumo de los tursiones.....	20
8.8 Análisis de datos	22
8.9 Daños a la captura	22

8.10 Daños económicos.....	22
IX. Resultados	23
9.1 Esfuerzo de muestreo.....	23
9.2 Esfuerzo pesquero y superposición de recursos	24
9.3 Riqueza de la pesca artesanal.....	26
9.4 Biomasa	27
9.5 Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)	31
9.6 Interacciones con pesquerías	39
9.7 Consumo potencial del tursión.....	41
9.8 Daños a la captura	43
9.9 Daños económicos.....	45
X. Discusión.....	49
10.1 Esfuerzo de muestreo.....	50
10.2 Esfuerzo pesquero y superposición de recursos	50
10.3 Características de la captura.....	51
10.4 Biomasa y Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)	53
10.5 Interacción entre el tamaño de grupo de tursiones y pesquerías.....	54
10.6 Consumo potencial de los tursiones que interactúan con las pesquerías.....	55
10.7 Daños a la captura	56
10.8 Daños económicos.....	57
XI. Conclusiones.....	60
XII. Recomendaciones	60
XIII. Referencias	62
XIV. Anexo 1 Formato LaVMMar-012 llenado durante la interacción entre tursiones con la pesca artesanal agallera de Alvarado	71
Anexo 2 producción pesquera para la zona de Alvarado Ver.....	72

Índice de figuras

Figura 1. Morfología externa de <i>Tursiops truncatus</i> (tomada de Heckel et al., 2018)	7
Figura 2. Localización geográfica del área de estudio, costa de Alvarado Veracruz, México. Tomado de Chávez-Martínez (2017, p.18)	16
Figura 3. Abundancia relativa de embarcaciones pesqueras artesanales en Alvarado, Ver., registradas por día de muestreo en los años 2006 – 2010 (N=1 664).	25
Figura 4. Biomasa (kg/lance) pesquera capturada en los lances de red agallera con y sin interacción con tursiones en las aguas costeras de Alvarado, Ver. ($n= 117$ lances, M-W $p= 0.45$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.....	28
Figura 5. Especies con mayor biomasa (Kg/lance) capturada en redes agalleras por la flota pesquera artesanal en las aguas de Alvarado, Ver. entre 2010 y 2019, para lances con y sin interacción con tursiones (N= 117 lances).	29
Figura 6. Mediana (línea horizontal) de la biomasa capturada en los lances de redes agalleras por la flota pesquera artesanal, con interacción y sin interacción con tursiones por cada mes del año en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 117 lances, K-W $p= 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.....	29
Figura 9. Mediana de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en los lances de redes agalleras por la flota pesquera artesanal con interacción y sin interacción con tursiones en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 117 lances, M-W $p= 0.89$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.....	31
Figura 13. Mediana de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) para los lances con presas potenciales y no potenciales del tursión en redes agalleras de la flota pesquera artesanal en Alvarado, Ver. (N= 117 lances, M-W $p < 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.....	36
Figura 14. Mediana de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) mensual para los lances con presas potenciales y no potenciales del tursión en redes agalleras de la flota pesquera artesanal en Alvarado, Ver. (N= 117 lances, K-W $p= 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.....	36
Figura 15. Mediana de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por temporada para los lances con presas potenciales y no potenciales del tursión en redes agalleras de la flota pesquera artesanal en Alvarado, Ver. (N= 117 lances, K-W $p= 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.....	37
Figura 16. Mediana de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por periodo anual para los lances con presas potenciales y no potenciales del tursión en redes agalleras de la flota pesquera artesanal en Alvarado, Ver. (N=117 lances, K-W $p= 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.....	37
Figura 17. Promedio mensual del tamaño de grupo de tursiones en interacción con la pesquería artesanal agallera en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 54 grupos).....	40

Figura 18. Promedio por temporada climática del tamaño de grupo de tursiones en interacción con la pesquería artesanal agallera en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 54 grupos).....	40
Figura 19. Promedio anual del tamaño grupo de tursiones en interacción con la pesquería artesanal agallera en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 54 grupos).	41
Figura 20. Comparación de la biomasa mensual de presas potenciales del tursión extraída por las pesquerías artesanales (escala Y, datos CONAPESCA) y el consumo potencial mensual de <i>T. truncatus</i> (escala Z) en las aguas costeras de Alvarado, Ver.....	42
Figura 21. Comparación de la biomasa de presas potenciales del tursión extraída por las pesquerías artesanales (escala Y, datos CONAPESCA) en cada temporada y el consumo potencial mensual de <i>T. truncatus</i> (escala Z) en las aguas costeras de Alvarado, Ver.....	42
Figura 22. Comparación de la biomasa anual de presas potenciales del tursión extraída por las pesquerías artesanales (escala Y, datos CONAPESCA) y el consumo potencial mensual de <i>T. truncatus</i> (escala Z) en las aguas costeras de Alvarado, Ver.....	43
Figura 23. Estimación de la mediana del valor potencial mínimo para las pérdidas económicas mensuales por lance, causadas por la depredación de tursiones en la flota pesquera artesanal agallera de las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 54 lances).	46
Figura 24. Estimación de la mediana del valor potencial mínimo para las pérdidas económicas por lance para temporada climática, causadas por la depredación de tursiones en flota pesquera artesanal agallera de las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 54 lances).	46

Índice de tablas

Tabla I. Variables registradas en los lances con redes de enmalle (agalleras) durante el estudio de Rechimont (2015) realizados en dos comunidades pesqueras de la costa central de Veracruz. Las variables aparecen en el formato de LavMMar-012	18
Tabla II. Nombre científico y común de las especies presa del <i>Tursiops truncatus</i> en las aguas costeras de Alvarado, Ver.....	21
Tabla IV. Flota pesquera que opera en Alvarado, Ver., por mes del año	24
Tabla V. Flota pesquera que opera en Alvarado, Ver., por año de muestreo	25
Tabla VI. Nombre científico y común de las especies de peces capturadas en las costas de Alvarado	26
Tabla VIII. Prueba Dunn para CPUE de la biomasa capturada en los lances de redes agallera por la flota pesquera artesanal con y sin interacción de tursiones en aguas costeras de Alvarado por temporadas climáticas (N= 117 lances).....	35
Tabla IX. Prueba Dunn para CPUE de la biomasa capturada en los lances de redes agallera por la flota pesquera artesanal con y sin interacción de tursiones en aguas costeras de Alvarado por periodo anual (N= 117 lances)	35
Tabla XI. Prueba Dunn para CPUE de la biomasa capturada en los lances de redes agallera por la flota pesquera artesanal en presencia y ausencia de presas potenciales de los tursiones en aguas costeras de Alvarado por periodo (N= 117 lances).....	39

Tabla XII. Prueba Dunn para CPUE de la biomasa capturada en los lances de redes agallera por la flota pesquera artesanal en presencia y ausencia de presas potenciales de los tursiones en aguas costeras de Alvarado por periodo (N= 117 lances).....	39
Tabla XIII. Especies depredadas en redes agalleras durante la interacción del tursión con la pesca artesanal de Alvarado, Veracruz, entre los años 2009 – 2010, 2015 – 2016, 2017 – 2018 y 2019. * Lances en los que la depredación se determinó a través de la observación en campo de tursiones alimentándose directamente de la captura de las redes agalleras.	44
Tabla XV. Prueba Dunn para pérdida económica en los lances de redes agallera de la pesca artesanal en aguas costeras de Alvarado por temporada climática (N= 54 lances).....	49
Tabla XVI. Prueba Dunn para pérdida económica en los lances de redes agallera de la pesca artesanal en aguas costeras de Alvarado por periodo (N= 54 lances).....	49

Resumen

Las interacciones entre mamíferos marinos y la pesquería artesanal se han convertido en un problema recurrente, generando conflictos entre los pescadores y los que buscan la conservación de los mamíferos marinos. A pesar de que en México existe una fuerte tradición pesquera, la información que se tiene sobre estos conflictos es escasa. En las aguas costeras de Veracruz, las interacciones entre la pesca artesanal y los tursiones (*Tursiops truncatus*) han generado competencia por el espacio y la disponibilidad de recursos, ocasionando pérdidas económicas en la captura y en ocasiones al equipo de pesca; por otra parte, los tursiones pueden resultar heridos o muertos. El objetivo de este trabajo fue cuantificar el impacto económico, ocasionado por estas interacciones en la zona pesquera de Alvarado, Ver. Para ello, se examinaron características de las capturas pesqueras, como la biomasa, riqueza y captura por unidad de esfuerzo (CPUE), correspondientes a 117 faenas (lances de pesca) con red agallera, durante cuatro ciclos anuales (2009 – 2010, 2015 – 2016, 2017 – 2018 y 2019). Considerando todos los periodos, se encontró que los tursiones interactuaron con las redes en 46.2% de estas faenas, de las cuales solamente en 21 se observó evidencia de depredación a la pesca. No se encontraron diferencias significativas en la biomasa, ni CPUE ($p > 0.05$) entre los lances con y sin interacción con tursiones, aunque estos últimos presentaron una menor riqueza, biomasa y CPUE. Las diferencias en el CPUE entre temporadas climáticas ($p < 0.05$) se atribuyen a las variaciones ambientales y los ciclos reproductivos de los peces capturados. Los resultados mostraron que, bajo el peor escenario, los delfines sólo consumen el 2% de la biomasa extraída por la pesquería artesanal con redes agalleras. Por ello, donde se presentó depredación por tursiones, se obtuvo la pérdida económica “mínima” equivalente a \$ 390.8 pesos mexicanos por lance, mostrando una tendencia estacional; sin embargo, cabe mencionar que el daño a las redes no fue incorporado en los cálculos.

Palabras clave: CPUE, Consumo Potencial, composición de captura, pesca artesanal, artes de pesca, interacciones.

I. Introducción

Conocer la ecología de las especies ayuda a comprender el papel que desempeñan en sus interrelaciones, como las relaciones tróficas dentro de un ecosistema, así como su posible impacto sobre otras poblaciones de organismos de relevancia ecológica y económica (Bowen y Iverson, 2012). Las relaciones e interacciones entre diferentes organismos se han descrito comúnmente por las asociaciones tróficas (Sumich, 1992) y esta relación forma parte de la autoecología de las especies. En este contexto se ha observado que los mamíferos marinos tienen gran importancia a nivel ecológico y además algunas especies son consideradas especies sombrilla, generando un interés para la sociedad que permite una fácil promoción de las acciones en favor de la conservación de estas especies y su hábitat (Raga y Pantoja, 2004).

Los mamíferos marinos, especialmente los pinnípedos y pequeños cetáceos, son considerados depredadores de especial interés para el hombre, ya que comparten especies objetivo junto a la pesca comercial y artesanal, reportándose interacción entre ellos y los pescadores (Gallo, 2003; Lauriano *et al.*, 2004).

Jefferson *et al.* (1992) clasifican estas interacciones en operacionales y depredatorias, durante estas los mamíferos marinos suelen resultar dañados por la pesca incidental de las embarcaciones pesqueras, atrapando organismos que no son el objetivo de la comercialización; esta captura constituye una de las mayores amenazas para los mamíferos marinos (Placányi y Butterworth, 2009), la cual tiende a afectar en mayor grado a pequeños cetáceos debido a su amplio grado de sobreposición con las actividades humanas y que merma a sus poblaciones (Read, 2008).

Estas interacciones han ocurrido desde décadas o incluso siglos y se han incrementado en frecuencia e intensidad en los últimos años (Read *et al.*, 2006), constituyendo una problemática global debido a que ocasionan daños económicos para el sector pesquero y pueden poner en riesgo los esfuerzos de conservación de muchas poblaciones de mamíferos marinos (Fertl y Leatherwood, 1997). En las pesquerías (industriales y artesanales), esta problemática se origina en ambos sentidos, para los pescadores existe una reducción del valor comercial de la captura y los daños y/o pérdida total o parcial del equipo de pesca; mientras

que en los mamíferos marinos se debe a las heridas y muerte incidental y/o deliberada (Bearzi, 2002).

El tursión (*Tursiops truncatus*, Montagu, 1821) es considerado una de las especies de mamífero marino involucrado con mayor frecuencia en interacciones operacionales con la pesca no industrial (Lauriano *et al.*, 2004), debido a que se distribuye en zonas costeras y a que comparte presas con las pesquerías (Barros y Odell, 1990). Estas interacciones ocurren principalmente con la pesca artesanal en zonas costeras, en particular con las que usan redes de arrastre y agalleras (Bearzi, 2002; Cox *et al.*, 2004).

En las aguas costeras veracruzanas, los reportes de interacción del tursión con la pesca artesanal tienen más de dos décadas (e.g., García-Loredo, 1995), sin embargo estos reportes aún son escasos (i.e., Morteo *et al.*, 2012; Morteo y Martínez-Serrano, 2013; Chávez-Martínez, 2017; La Fauci, 2017; Rechimont *et al.*, 2018; Arias-Zapata, 2019; Morales-Rincon *et al.*, 2019), a pesar de que la especie se distribuye a lo largo de todo el litoral mexicano (Urbán y Guerrero-Ruiz, 2008) y de la importancia socioeconómica de la pesca artesanal en las costas del golfo de México y particularmente en las costas del estado de Veracruz.

Las costas de Alvarado, Ver., albergan a una población relativamente estable de tursiones (Morteo *et al.*, 2017), donde se han reportado al menos 232 individuos distintos a través de foto identificación (Morteo, 2011; Ruíz-Hernández, 2014), con un promedio de alrededor de 100 delfines presentes diariamente en la zona (Morteo *et al.*, 2017; Bolaños-Jiménez *et al.*, 2021). Se sabe que los tursiones interactúan principalmente durante las faenas de pesca que involucran el uso de redes agalleras (Morteo *et al.*, 2012), y que la frecuencia de interacción es alta (~40 – 80% de los lances) (Morales-Rincon, 2016; Chávez-Martínez, 2017; Rechimont *et al.*, 2018; Morales-Rincon *et al.*, 2019; Chávez-Martínez *et al.*, 2022), registrándose un aumento en la probabilidad de depredación cuando los valores estandarizados de captura total son elevados y están presentes algunas especies que posiblemente forman parte de su dieta (Rechimont *et al.*, 2018). Aunque esta población de tursiones ha sido objeto de diversas investigaciones enfocadas a algunos aspectos como su estructura y dinámica poblacional (Morteo, 2011), las interacciones con las pesquerías locales aún son poco conocidas (Morteo y Martínez-Serrano, 2013; Arias-Zapata, 2019; Chávez-Martínez *et al.*, 2022). Por tal razón, el presente trabajo tiene como objetivo realizar

un análisis de las interacciones entre los tursiones y la pesca artesanal en el sector de Alvarado, Veracruz, y así identificar y cuantificar los daños potenciales producidos en la actividad pesquera de la región.

1.1 Descripción de la especie

La especie *Tursiops truncatus* fue descrita por Montagu en 1821, perteneciente a la familia Delphinidae y al Suborden Odontoceti (Cetacea), donde se incluyen los cetáceos que poseen dientes (Perrin, 2020). Dependiendo de la región puede ser nombrado de diferentes formas, en México se le conoce como tursión, tonina, delfín nariz de botella o bufeo (Gallo-Reynoso y Rojas-Bracho 1985).

El cuerpo del tursión es robusto (250 a 650 kg.) y tamaño mediano (1.9 a 3.8 m), con rostro corto y bien definido que presenta una demarcación pronunciada con el melón. Posee una aleta dorsal falcada y un par de aletas pectorales largas. El patrón de coloración es generalmente gris oscuro degradándose a los costados, por lo que su vientre es más claro y en ocasiones con coloraciones rosa (Reeves *et al.*, 2002; Wells y Scott 2002; Wells y Scott, 2009). Las crías son de color gris claro a ligeramente azul (Reynolds *et al.*, 2000) en tamaño representan una longitud aproximada de una tercera parte del cuerpo de un adulto.

Los genitales se encuentran bajo pliegues de su piel, por lo que no hay dimorfismo sexual evidente, aunque en las hembras se puede determinar el sexo por los pliegues o hendiduras mamarias, así como de manera indirecta cuando se les asocia a crías (Morteo *et al.*, 2014). Se reconocen dos ecotipos: el costero y el oceánico, ambos con base en la variación de su morfología externa y craneales (Perrin *et al.*, 2011), diferencias genéticas, hematológicas, distribución geográfica, dieta y tipos de carga parasitaria (Mead y Potter 1995; Torres *et al.*, 2003; Segura-García *et al.*, 2018).

Los tursiones oceánicos, suelen ser de coloración más oscura que los delfines costeros (Wells y Scott, 2018). Los costeros generalmente forman grupos de menos de 20 individuos, a diferencia de los oceánicos que forman grupos más grandes (Díaz-Gamboa, 2003). Esta especie es considerada como depredadores topos (Leatherwood *et al.*, 1988), cuya dieta es

oportunista ya que las especies de las que se alimentan dependen del ambiente donde habitan (Vollmer y Rosel, 2013; Chávez-Martínez *et al.*, 2022). Por ejemplo, los delfines costeros se alimentan generalmente de peces, mientras que los oceánicos lo hacen de cefalópodos (Barros y Odell, 1990; Díaz-Gamboa, 2003). Su dieta está constituida principalmente por peces óseos y cefalópodos (Wells y Scott, 2002; Santos *et al.*, 2007; Niño-Torres *et al.*, 2011; Hernandez-Milian *et al.*, 2015; Laporta *et al.*, 2016).

l

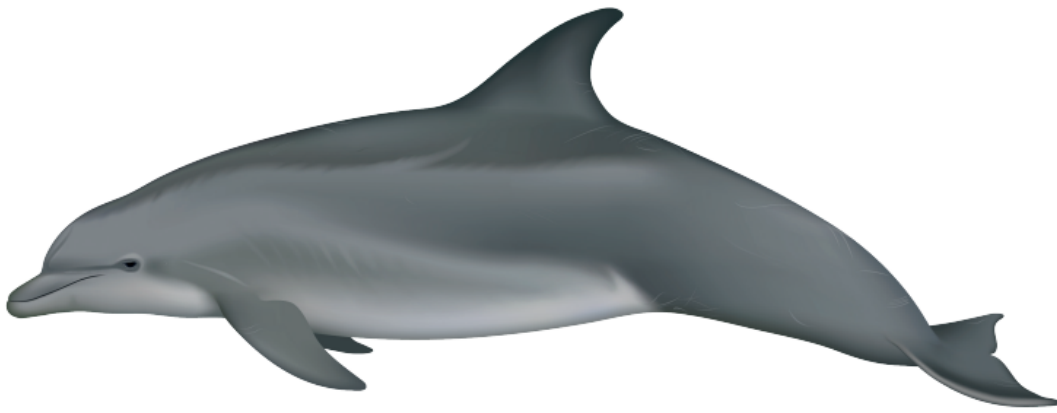


Figura 1. Morfología externa de *Tursiops truncatus* (tomada de Heckel *et al.*, 2018)

1.1.1 Distribución y hábitats

El tursión es considerado una especie cosmopolita debido a que se encuentra distribuido tanto en aguas costeras como oceánicas, de latitudes templadas y tropicales, ocupando varios tipos de hábitats, como bahías, estuarios, lagunas costeras y alrededor de islas (Reeves *et al.*, 2002; Niño-Torres *et al.*, 2011). Su distribución está influenciada directamente por las características físicas y oceanográficas del medio, prefieren las zonas de alta productividad por la presencia de una mayor diversidad y disponibilidad de alimento, así como de áreas para la reproducción y crianza (Díaz-Gamboa, 2003).

En el golfo de México, el ecotipo costero se distribuye principalmente en aguas con profundidades comúnmente menores a los 200 m (Ramírez *et al.*, 2005; Martínez-Serrano, 2011). Para la zona de Alvarado, Veracruz, Morteo (2011) reporta que el tursión se observa frecuentemente cerca de la desembocadura del sistema estuarino-lagunar de Alvarado con profundidades menores a los 20 m.

1.1.2 Comportamiento y organización social

El tursión presenta una organización social de tipo fusión-fisión, la cual consiste en la formación de grupos cuyo tamaño y composición varían principalmente al haber un intercambio continuo entre sus miembros (Connor *et al.*, 2000). La composición de los grupos tiende a modificarse en función de factores tales como la profundidad del hábitat, el sexo, edad, estado reproductivo, las relaciones parentales y su propio comportamiento (Wells y Scott, 2002; García-Vital *et al.*, 2015; La Fauci, 2017).

1.2 Servicios de los ecosistemas costeros

Los beneficios que aportan los ecosistemas son conocidos como “servicios ecosistémicos” o “contribuciones directas e indirectas de los ecosistemas al bienestar humano” (Martín-López *et al.* 2013). Según la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (Millenium Ecosystem Assessment-MA), los servicios ecosistémicos se pueden clasificar en: aprovisionamiento (alimentos, agua, madera, energía y materias primas), culturales (recreación, estéticos y espirituales), de regulación (regulación del clima, regulación de inundaciones, depuración de nutrientes y contaminantes en el aire y el agua) y de soporte (formación del suelo, playas, fotosíntesis y ciclos de nutrientes) (MEA, 2005).

Dentro de estos servicios ecosistémicos, en las zonas costeras se alberga alta riqueza biológica, económica y cultural, ya que son las áreas más productivas y biodiversas de los mares, los cuales proveen de bienes y servicios vitales, como los arrecifes de coral y manglares, que brindan protección en contra de la erosión, oleaje y tormentas tropicales (Díaz, 2009). Estos ecosistemas, así como las lagunas costeras, pastos marinos e incluso el océano abierto, han soportado la producción pesquera, la cual ha sido aprovechadas por las comunidades nativas mediante la pesca artesanal e industrial (Bolaños-Cubillos, 2012).

1.3 Generalidades de la pesca

Según CENDEPESCA (2006), el término pesca se define como la actividad que una persona natural o jurídica realiza para extraer, capturar o coleccionar especímenes que tienen como medio de vida el agua. Siendo una de las primeras actividades efectuadas por el hombre para su subsistencia alimentaria, económica y social; se remonta, en su forma más simple a la practicada tanto en océanos, mares y ríos (León-Valle *et al.*, 2017). La pesca a nivel mundial se ha convertido en un sector industrial alimenticio en rápido crecimiento, donde se ha tratado de aprovechar las nuevas oportunidades invirtiendo en modernas flotas pesqueras y factorías de elaboración, en respuesta a la creciente demanda internacional de pescado y productos marinos (FAO, 2014).

1.3.1 Tipos de pesca

De acuerdo con Arnason, 1998 las pesquerías mundiales se conforman por dos sectores distintos: las pesquerías artesanales son actividades pesqueras de mano de obra intensiva y baja tecnología, limitadas a mares interiores o zonas costeras. Estas son realizadas por pescadores con o sin embarcación (dependiendo del arte de pesca utilizada). En cuanto a la embarcación, esta pesquería está limitada por el tamaño de la nave, por lo regular son embarcaciones menores (<15 m de eslora) Mientras que, las pesquerías industriales, son actividades pesqueras que hacen uso intensivo de capital y alta tecnología. Por lo general, se utilizan embarcaciones de mayor tamaño (>18 m de eslora), y estos tienen mejor equipo pesquero, por lo cual pueden abarcar mayor rango de distribución, así como una mayor diversidad de productos

1.3.2 Pesca artesanal

La pesca artesanal, también conocida como pesca de pequeña escala o ribereña, se puede definir como la extracción que se realiza con medios donde prevalece el trabajo manual, utilizando o no embarcaciones de hasta 10 metros de eslora, así mismo define embarcaciones

artesanales en cuyo desplazamiento prevalece el esfuerzo manual o equipos menores (<100 hp) (FAO, 2014)

El subsector de la pesca artesanal es importante desde diferentes puntos de vista, desde lo social, económico hasta el aspecto ambiental. La mayoría de las comunidades pesqueras presentan los más bajos índices de desarrollo humano, con altas tasas de pobreza relativa, una alta vulnerabilidad a la inseguridad alimentaria y severos problemas de desnutrición (INPESCA, 2008).

Los pescadores artesanales por lo general están vinculados a la actividad por tradición o descendencia, aunque existe la posibilidad de que la desarrollen por la necesidad de adaptarse al modo de vida que exige su comunidad y los recursos que están a su alcance, ya que se considera que la pesca artesanal es prácticamente una forma de vida y cultura (Beltran, 2001). Las actividades son desarrolladas generalmente en cuerpos de agua interiores, bahías, sistemas lagunares o estuarios, así como el mar, generalmente hasta un límite de tres millas náuticas (5.6 km) desde la costa (SEMARNAP, 2010).

De acuerdo con la FAO (2005), los tipos de arte de pesca más utilizados son: redes de enmalle, atarrayas, y palangres. Sus principales recursos objetivos son: camarones costeros y su fauna acompañante (e.g., pargo, robalo, corvina y tiburón).

1.3.3 Pesca artesanal en México

México cuenta con una extensión litoral de 12 000 km y cerca de 3 millones de km² de Zona Económica Exclusiva (ZEE), de los cuales 360 000 km² son de plataforma continental (0 a 200 metros de profundidad), y es justo en esta zona donde se desarrolla la mayoría de la actividad pesquera del país (Jiménez-Esquivel *et al.*, 2018). México se encuentra en el número 16 en cuanto a la producción de pescados y mariscos a nivel mundial, y existen entre 300 y 350 mil pescadores registrados, de los cuales el 90% son pescadores artesanales (Arreguín-Sánchez, 2006).

El estado de Veracruz cuenta con una franja costera de 745 km, con 14 cuencas hidrológicas, 48 ríos, y 1 166 km de estuarios. En los 27 municipios costeros, un tercio de su población se dedica a la pesca o a la acuicultura (Ortiz-Lozano, 2010). La flota pesquera está integrada por más 16 mil unidades, de las cuales 126 son embarcaciones mayores (61

camaroneras, 45 de escama y 20 atuneras), mientras que el resto está dedicada a la pesca ribereña con embarcaciones menores (Duarte, 2011).

Veracruz cuenta con 2 680 m de atraques pesqueros, de los cuales los principales son: Alvarado y Tamiahua, (1 023 y 995 m, respectivamente), seguidos de Coatzacoalcos, Nautla, Playón de Hornos, Tecolutla y Tuxpan. Hasta el año 2010, solamente el 22% de los pescadores registrados, contaban con permisos o concesiones de explotación pesquera, mientras que el resto eran pescadores libres (Duarte, 2011).

II. Descripción del problema

La zona de Alvarado, Ver., tiene una histórica tradición pesquera, siendo el sustento económico de más de 500 familias de pescadores artesanales (Morteo, 2011). La presencia de los tursiones (conocidos como “toninas” por los pobladores locales) en esta zona y la interacción de estos con la pesca ha generado que los consideren como una amenaza, adjudicándoles la culpabilidad a los tursiones cuando no se obtiene la pesca esperada (Arias-Zapata, 2019), desencadenando comportamientos y acciones agresivas contra ellos (Rechimont *et al.*, 2018). Morteo y Martínez-Serrano (2013), realizaron una evaluación preliminar sobre esta situación y encontraron discrepancias severas entre la pérdida monetaria percibida y calculada; sin embargo, aún no existe una evaluación precisa y actual sobre el impacto económico de dicha interacción.

III. Justificación

El tursión es una de las especies de delfines más estudiadas en el mundo (Wells y Scott, 2002) y la más reportada en interacciones operacionales con las pesquerías artesanales en distintas zonas geográficas (Lauriano *et al.*, 2004; Loch *et al.*, 2009). En el municipio de Alvarado, Ver., se centra la mayor actividad pesquera de la región (86% de las capturas, según Jiménez-Badillo *et al.*, 2006), y aunque las interacciones con delfines son un gran conflicto para los pescadores (generando daños considerables a los equipos de pesca y pérdidas en los peces comerciales) (Morteo *et al.*, 2012; Loch *et al.*, 2009; Rocklin *et al.* 2009), hasta hace un par

de décadas, se dieron los primeros reportes formales sobre el tema. Si bien la competencia biológica entre las pesquerías artesanales y el tursión podría poner en riesgo la conservación de la especie (Rossman *et al.*, 2015), la percepción de dicho conflicto podría potencializarse si esta situación amenaza el sustento económico de los pescadores.

IV. Antecedentes

Los primeros estudios sobre pesquerías y mamíferos marinos datan de 1970, cuando nace la intención de evaluar el papel que desarrollan en sus ecosistemas (Bowen, 1997). Desde entonces se han registrado en la mayoría de las áreas de pesca definidas por la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación), está la clasifica en dos las formas en las que interactúan los mamíferos marinos con los pescadores 1) Operacionales (captura incidental) o 2) Biológicas (competencia por especies objetivo) (Northridge, 1985).

Las interacciones entre los mamíferos marinos y la pesca, iniciaron cuando el hombre comenzó aprovechar los recursos del mar, entre los ejemplos más claros se encuentran los lobos marinos sudamericanos (*Otaria flavescens*), que han causado daños a las redes de enmalle costeras en Uruguay (Vaz-Ferreira, 1976), así como los tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) y los delfines rosados (*Inia geoffrensis*), que presentan cicatrices en las aletas dorsales por arpones y machetazos debido al conflicto con las actividades pesqueras (Loch *et al.*, 2009)

En el mar Mediterráneo, se han realizado estudios de las interacciones entre el tursión y las pesquerías artesanales (Lauriano *et al.* 2004; Rocklin *et al.* 2009) donde se encontró que los delfines muestran una fuerte preferencia por ciertas presas como el salmonete de roca (*Mullus surmuletus*) y la breca (*Pagellus erythrinus*), por el contrario, se observó que el cabracho (*Scorpaena scrofa*) fue una de las especies que se reportó como más abundante en las redes que no fueron depredadas. Sin embargo, los autores indicaron que el daño económico es mínimo y que sólo afectó considerablemente la pesca estacional del salmonete de roca (*Mullus surmuletus*) y del peto (*Symphodus tinca*).

Esta interacción (tursión-faenas pesqueras) también ha sido registrada en algunos estados de Estados Unidos, Guayana Francesa y Colombia en el Atlántico Oeste Central, (Northridge, 1991). Se ha reportado que el tursión interactúa frecuentemente con la pesquería

de arrastre del camarón (Fertl, 1994), siendo la principal causa de muerte la captura incidental en redes camaroneras y agalleras (Northridge, 1991).

En México, las interacciones entre mamíferos marinos y la pesca artesanal, así como los conflictos que ocasionan, han sido poco estudiados. Los reportes más frecuentes ocurren en el norte del país, donde el lobo marino de california (*Zalophus californianus californianus*), es considerado como una amenaza para los pescadores de la zona atribuyéndoles hasta el 58% de sus pérdidas de captura diaria (Fleischer y Cervantes-Fonseca 1990; Auriolles *et al.*, 2003). La información sobre la interacción de los tursiones con las pesquerías del Golfo de México data de los años 90', donde se consideraba como una especie en riesgo debido a la actividad pesquera (Vidal *et al.*, 1994).

En el golfo de México se han identificado 59 especies de peces consideradas como presas potenciales para el tursión (Barros y Odell, 1990; Olivares-Rodríguez, 2017), de las cuales, para Alvarado, Ver., se reportaron 13 especies de importancia comercial que forman parte de su dieta (Rechimont *et al.*, 2018; Chávez-Martínez *et al.*, 2022).

En las costas de Alvarado, Ver., se ha reportado que los tursiones se alimentan de la fauna de acompañamiento del camarón (García-Loredo, 1995), causando daño al equipo y afectando las capturas (Chávez, 2017; Rechimont *et al.*, 2018; Morales-Rincón *et al.*, 2019).

Estudios recientes sobre interacciones entre tursiones y pesquerías ponen de manifiesto el conflicto que existe entre ambos (Morteo *et al.*, 2017; Rechimont *et al.*, 2018; Arias-Zapata, 2019), donde se ha reportado a través de encuestas que los pescadores locales les atribuyen una pérdida económica entre \$ 400 a \$ 1000 por navegación (Morteo y Martínez-Serrano, 2013) por lo que están dispuestos a dañar a los tursiones ya que los consideran como una plaga (Morteo *et al.*, 2012; Arias-Zapata, 2019). Además, se ha observado que los tursiones han modificado sus agrupaciones, conducta (García-Vital *et al.*, 2015) y estrategias dirigidas hacia la depredación de las artes de pesca (Morales-Rincón *et al.*, 2019), por lo que pueden ser consideradas adaptaciones locales (Hurtado-Mejorada, 2021). Sin embargo, aún se desconoce su impacto y la forma en la que estas interacciones ocurren en la población de tursiones, y especialmente en qué proporción ocurren en el transcurso de sus distintas etapas de vida (i.e., en la transición de jóvenes a adultos).

4.1 Subsidios pesqueros

La industria pesquera a nivel mundial recibe subsidios o apoyos de fondos públicos, de instituciones gubernamentales especializadas en actividades de diferentes giros, enfocadas en mejorar el trabajo de los pescadores, el bienestar de sus familias, así como para incrementar la seguridad alimentaria para millones de personas en el mundo. En México, los subsidios provienen principalmente de instituciones públicas como la CONAPESCA (Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca), FIRA (Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura), SADER (Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural), entre otros, los cuales determinan sus requisitos, así como los objetivos tanto generales como específicos en cada uno de los programas.

Entre 2007 y 2012, el programa de Diesel marino había entregado 3 784 millones de pesos mexicanos en forma de subsidio para el consumo de 3 mil millones de litros de Diesel marino (Sexto informe de Labores, SAGARPA, 2012).

Además, durante el mismo periodo (2007 – 2012), la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) erogó 853 millones de pesos mexicanos para incentivar el consumo de 467 millones de litros de gasolina en el sector ribereño con lo que se apoyó a un promedio de 19 mil pescadores al año (Sexto informe de Labores, SAGARPA, 2012).

El presupuesto de la CONAPESCA, para 2011 fue de 3 200 millones de pesos mexicanos, de los cuales 2 358 millones se destinaron a transferencias y subsidios (Informe de rendición de cuentas de la administración pública federal 2006 – 2012, CONAPESCA). Lo anterior implica que siete de cada diez pesos destinados a la pesca en México se entregan en forma de subsidios.

En 2011, 740 millones de pesos mexicanos se destinaron al programa de Diesel marino, 163 millones a gasolina ribereña (Informe de rendición de cuentas de la administración pública federal 2006 – 2012, CONAPESCA).

En 2011, los cinco estados costeros del Noroeste (Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit) recibieron el 73% del presupuesto en Diesel marino y el 45% del de gasolina ribereña (con base en las fichas por entidad federativa del Anuario Estadístico de Pesca y Acuacultura, 2012).

V. Hipótesis

Se sabe que los tursiones en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz, interactúan con mayor frecuencia con la pesca artesanal agallera, principalmente cuando la captura involucra a especies de su preferencia (e.g., *Scomberomorus maculatus*). Por tal motivo, este tipo de interacciones podrían disminuir sustancialmente las ganancias económicas de los pescadores locales.

VI. Objetivo general

- Valorar el impacto económico producido por las interacciones entre el tursión y la pesca artesanal Agallera en Alvarado Veracruz

VII. Objetivos particulares

- Evaluar la producción pesquera de las presas del tursión con valor comercial.
- Estimar el daño en la actividad pesquera por la depredación por tursiones en distintas etapas de desarrollo (adultos y jóvenes).
- Valorar el impacto económico de las interacciones entre los tursiones en distintas etapas de desarrollo y la pesca artesanal Agallera.

VIII. Material y métodos

8.1 Área de estudio

La zona costera de Alvarado, Veracruz, se localiza en el sureste del golfo de México (GM) (Figura 2), dentro de la llanura de Sotavento delimitada por los paralelos 18°42' y 18°51'N y los meridianos 95°39' y 95°51'O (INEGI, 1995). El puerto de Alvarado se encuentra influenciado uno de los ríos más caudalosos del GM, el río Papaloapan el cual aporta un promedio de 40 millones de m³ de agua continental; además de ríos menores que alimentan al Papaloapan como el río Blanco, Acula y Camarón y todos ellos son tributarios del

complejo lagunar de Alvarado, que a su vez está constituido de Norte a Sur por las lagunas Camaronera, Buen País, Alvarado y Tlalixcoyan (Morán-Silva *et al.*, 2005). La variación de salinidad del agua está relacionada principalmente con las descargas de estos ríos y las lagunas como resultado de la disolución entre las aguas marinas y continentales, así como los altos aportes fluviales que traen consigo una gran cantidad de nutrientes (Hunt, 2006), hacen que estas aguas sean altamente productivas (Adey, 2000), soportando una gran diversidad de especies, desde pequeños productores hasta los grandes depredadores (López, *et al.*, 2011).

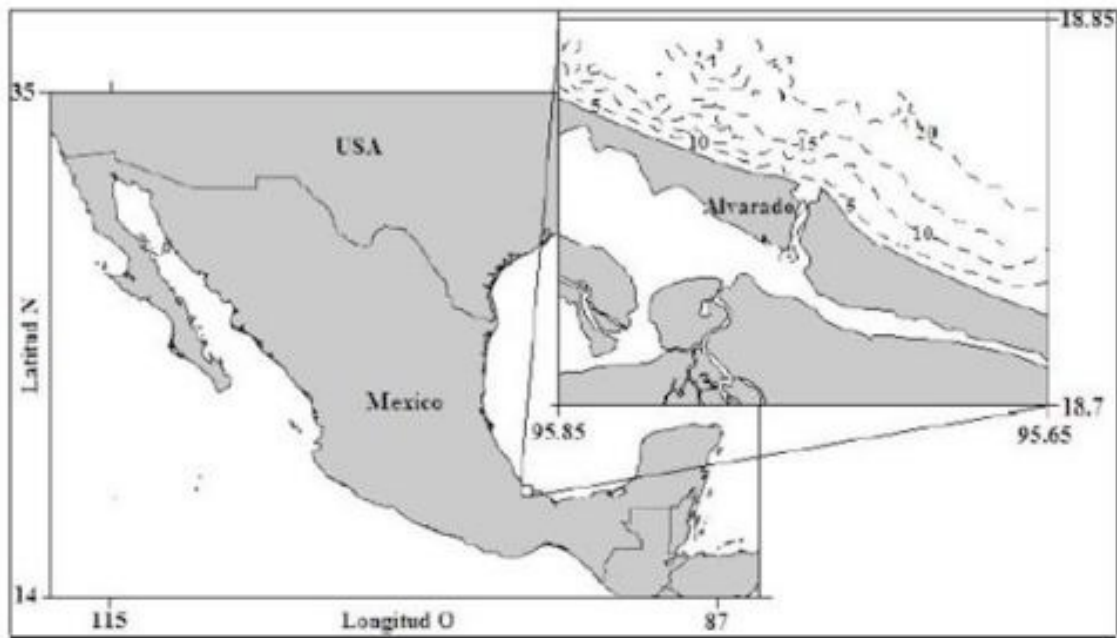


Figura 2. Localización geográfica del área de estudio, costa de Alvarado Veracruz, México. Tomado de Chávez-Martínez (2017, p.18)

La región presenta una estacionalidad climática conformada por tres temporadas denominadas: “Secas” en los meses de marzo a junio, “Lluvias” en los meses de julio a octubre y “Nortes” entre los meses de noviembre a febrero (Morteo, 2011). Durante estas temporadas hay variación en el aporte de agua dulce, temperatura, salinidad y concentración de nutrientes en el sistema estuarino-lagunar de Alvarado y la costa adyacente (Morán-Silva *et al.*, 2005).

En las aguas costeras de Alvarado la población de tursiones es abierta (Morteo *et al.*, 2017), con una comunidad núcleo de individuos residentes que en ocasiones recibe una afluencia de individuos de aguas vecinas (Bolaños-Jiménez *et al.*, 2021); dicha población

núcleo se encuentra segregada sexualmente (Morteo *et al.*, 2014). Además, se ha observado que existe una evasión recíproca entre los tursiones y las pesquerías en esta zona (Morteo *et al.*, 2012; La Fauci, 2017).

La pesca en la zona se realiza en embarcaciones de 7 m de eslora con motor fuera de borda, y aunque no existen datos sobre el tráfico marítimo, se estima que en un mismo día podrían estar circulando alrededor de 70 embarcaciones (Morteo *et al.*, 2012). Las artes de pesca empleadas dependen de las especies objetivo y pueden ser redes (e.g., agallera, de cerco, charanguera, carnadera, atarraya y cedazo), líneas (cordel, anzuelo, palangre, cimbra, rosario, currícan), de golpeo (arpón, fisga o chuzo) o buceo (gancho, colecta manual) (Jiménez- Badillo y Castro-Gaspar, 2007). Y se considera que de las 90 especies de peces óseos que se capturan en la zona, sólo 11 son de valor comercial: peto (*Scomberomorus cavalla*), medregal (*Seriola zonata*), sardina (*Harengula jaguana*), rubia (*Ocyurus chrysurus*), chopá (*Kyphosus incisor*, *Kyphosus sectator*), lisa (*Mugil cephalus*), bonito (*Euthynnus alletteratus*), cubera (*Lutjanus cyanopterus*), jurel blanco (*Caranx latus*) y jurel amarillo (*Caranx hippos*) (Jiménez-Badillo *et al.*, 2006; Jiménez- Badillo y Castro-Gaspar, 2007).

8.2 Colecta de datos

Se recopilaron datos durante las operaciones normales de la flota artesanal (muestreos realizados durante el periodo agosto 2009 a mayo de 2010 por Rechimont, 2015; durante noviembre de 2015 a septiembre de 2016 por Chávez-Martínez, 2017; y entre 2017 – 2019 realizados por personal del LabMMar), donde se realizaron navegaciones en embarcaciones pesqueras tipo panga (≈ 7 m de eslora) con motores fuera de borda (40 a 60 hp) y bajo condiciones de mar menores a Beaufort 3 (velocidad del viento $< 15 \text{ m h}^{-1}$) (Chávez-Martínez, 2017; Rechimont *et al.*, 2018; Chávez-Martínez *et al.*, 2022). La distancia cubierta y el tipo de artes de pesca que se utilizaron en cada lance fue decisión de los pescadores por lo que la tripulación de investigación actuó solo como observadores, donde cada lance se consideró como un experimento independiente (Lauriano, 2004; Chávez-Martínez, 2017; Rechimont *et al.*, 2018).

Se colectaron datos previos al lance como el tamaño de malla, la longitud neta y el calado de la red. Cuando se detectó interacción con tursiones, definida como la observación simultánea de estos y redes agalleras dentro de un radio de 200 m (Morteo *et al.*, 2012; Morales-Rincón *et al.*, 2019) se documentó el tamaño de grupos, la presencia o ausencia de depredación, los daños a los artes de pesca y la duración de los eventos (Chávez-Martínez, 2017).

Se recopilaron los siguientes datos al momento del levantamiento de las redes: tiempo de armado y arrastre neto, especies capturadas, peso total de especies individuales, daño morfológico al pez (fotografías), ubicación geográfica con GPS (Garmin®) en coordenadas métricas UTM WGS84 y la profundidad en la zona donde se realizó el lance de la red (Tabla I).

Tabla I. Variables registradas en los lances con redes de enmalle (agalleras) durante el estudio de Rechimont (2015) realizados en dos comunidades pesqueras de la costa central de Veracruz. Las variables aparecen en el formato de LavMMar-012

Interacción	Variables operacionales	Variables ambientales
1. Duración	1. Esfuerzo de pesca	1. Estado del mar (escala Beaufort)
2. No. de tursiones involucrados	2. Luz de malla	
3. Depredación y tipo de daño a los peces:	3. Longitud y altura de la red	
a) Sólo queda cabeza		
b) Sólo queda cola		
c) 1 o más partes removidas		
d) Sólo quedan fragmentos		
e) Sólo queda piel y/o huesos		
4. Daño al equipo de pesca	4. Composición de captura (riqueza de especies)	
	5. Peso total de captura	
	6. Posición geográfica (Garmin GPS)	
	7. Profundidad (m)	
	8. Número de embarcaciones	

8.3 Identificación de especies

Con base en el estudio de Chávez-Martínez (2017), los peces colectados se identificaron hasta el nivel de especie, para conocer qué especies se encontraban en los lances y cuáles fueron de interés para los tursiones. Se realizó una revisión taxonómica de los peces, tomando

en cuenta sus características morfológicas en el “Catálogo de especies y artes de pesca del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano” (Jiménez-Badillo y Castro Gaspar, 2007), así como la base de datos de acceso libre “FishBase” y el sistema integrado de revisión taxonómica “ITIS” (Rechimont, 2015). Posteriormente, con base en la literatura y en la evidencia de daño en los peces capturados en los lances, se discriminaron las presas potenciales y no potenciales del tursión. Para determinar qué especies conforman la dieta de los tursiones en la zona costera de Alvarado, se revisó la base de datos elaborada por Mora-Manzano (2018) para comparar qué especies ícticas presentes en la zona de estudio, coinciden con las registradas como alimento del tursión en literatura publicada de artículos científicos de diferentes partes del mundo.

8.4 Esfuerzo pesquero

Se monitoreó la flota pesquera local en los sitios de amarre y desembarque en el área de estudio, por meses y años (2006 – 2010). El estado de actividad de cada embarcación se registró visualmente todos los meses durante todo el año y se calculó la abundancia relativa dividiendo el número de embarcaciones observadas entre el número de días por cada mes y año de muestreo.

8.5 Superposición de recursos

Se utilizó el índice de superposición de nichos de Pianka (1973) (ecuación 1), para evaluar la similitud de la composición de la biomasa entre las presas de los tursiones y las capturas pesqueras.

$$\alpha = \frac{\sum_i P_{ij} \cdot P_{ik}}{\sqrt{\sum_i (P_{ij})^2 \cdot \sum_i (P_{ik})^2}} \dots\dots\dots \text{Ecuación 1}$$

Dónde:

P_{ij} = Porcentaje de presa i del depredador j

P_{ik} = Porcentaje de presa i del depredador k

El índice varía entre 0 y 1, y la similitud es mayor cuanto más se acerca el índice a 1

8.6 Producción pesquera

Se utilizó la ecuación propuesta por Burke (2004) (ecuación 2) que estima la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y la biomasa capturada, utilizando como métricas el peso (kg) de lo capturado, el tiempo de inmersión (h) y los metros de red empleados. Esta se multiplicó por el número promedio de días de pesca durante cada temporada para obtener una medida estandarizada de la producción total y por especie para cada día, y posteriormente, se multiplicó por el esfuerzo pesquero registrado a lo largo del tiempo (Morteo *et al.*, 2012; Hurtado-Mejorada, 2021) para obtener datos por mes, temporada y año de pesca. Debido a la variación en la longitud de este arte de pesca, la CPUE se estandarizó para cada 1000 m de longitud de red.

$$CPUE = \frac{C}{ST} \cdot NL \dots\dots\dots\text{Ecuación 2}$$

Dónde:

CPUE= captura por unidad de esfuerzo (Kg⁻¹ h⁻¹)

C= captura (kg)

ST= tiempo que permanece la red en el agua (horas)

NL=longitud de la red (m).

8.7 Estimación del consumo de los tursiones

A través de amplios estudios sobre el consumo de alimento de mamíferos marinos en cautiverio (Kastelein *et al.*, 2002) y en vida libre (Rossman *et al.*, 2015), se tomó en cuenta que los tursiones consumen diariamente cerca del 5% de su peso corporal (Barros y Odell, 1990). Se obtuvo una masa corporal promedio de 200 kg y 130 kg para los tursiones (adultos y jóvenes, respectivamente) y un consumo de alimento promedio diario de 12.5 kg y 6.8 kg por cada tursión (adulto y joven, respectivamente) (Bearzi *et al.*, 2010).

Se estimó el tamaño de grupo promedio que interactúan con las artes de pesca (Morales-Rincón, 2016) y el consumo total de la población de tursiones que se encuentran en la zona diariamente, y del consumo de los individuos que interactúan con la pesca (García-Hernández, 2022).

Para estimar el consumo de alimento por mes (CPM) se utilizó la tasa de consumo de alimento (Aurioles-Gamboa, 2003), así como el número de tursiones estimados por día para la zona (Morteo et al., 2017; Bolaños et al., 2022), a través de la ecuación 3:

$$CPM = ID \times 20 \times TPi \dots\dots\dots Ecuación 3$$

Donde:

CPM= Consumo de alimento promedio mensual

ID = Tasa de ingestión diaria

20= Número promedio de días por mes

TPi= Tamaño del grupo que interactúa con los lances de pesca

Con base en los estudios de Chávez-Martínez (2017) y Mora-Manzano (2018), se identificaron 16 especies en la zona de estudio, que forman parte de la dieta de *Tursiops truncatus* en Alvarado, Ver. (Tabla II).

Tabla II. Nombre científico y común de las especies presa del <i>Tursiops truncatus</i> en las aguas costeras de Alvarado, Ver.		
Familia	Nombre científico	Nombre común
Ariidae	<i>Ariopsis felix</i>	Bagre
Arridae	<i>Bagre marinus</i>	Banderita
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Casabe
Carangidae	<i>Caranx hipos</i>	Jurel
Carangidae	<i>Oligoplites saurus</i>	Quebra cuchillo
Carangidae	<i>Caranx crysos</i>	Cojinuda
Clupeidae	<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardina
Elopidae	<i>Elops saurus</i>	Mascabil
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i>	Ronco
Lutjanidae	<i>Lutjanus synagris</i>	Villajaiba
Penaeidae	<i>Farfantepenaeus aztecus</i> y/o <i>Litopenaeus setiferus</i>	Camarón
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Anchoa
Sciaenidae	<i>Larimus fasciatus</i>	Cabezón
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i>	Ratón
Sciaenidae	<i>Cynoscion arenarius</i>	Trucha
Scombridae	<i>Scomberomorus maculatus</i>	Sierra
Scombridae	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Peto
Stromateidae	<i>Prepilus paru</i>	Palometa
Synodontidae	<i>Synodus foertens</i>	Chile

8.8 Análisis de datos

Se verificó que los datos pesqueros cumplieran con los supuestos de normalidad realizando una prueba Shapiro-Wilks; estos fueron representados mediante estadísticos descriptivos acordes y analizados con pruebas paramétricas o no, según el caso.

8.9 Daños a la captura

Para evaluar el daño a la captura, se analizó cada espécimen capturado en presencia de interacción con tursiones y se clasificó de acuerdo con el daño morfológico que presentó la captura, de acuerdo con las siguientes categorías: *a)* Cabeza, cuando solo quede la cabeza o se retire el cuerpo a nivel de las branquias, *b)* Cola, solo queda la cola, *c)* Mordida, cuando el pez muestre una o más partes eliminadas, *d)* Fragmento, solo quedan partes del pez, y *e)* Vestigial, cuando el cuerpo quede vacío con solo la piel y los huesos restantes (Lauriano y Di Muccio, 2002; Chávez-Martínez, 2017).

Además, se evaluó la frecuencia de cada tipo de daño de manera general y por especie, buscando diferencias temporales (mes, temporada y año) y taxonómicas (i.e., por tipo de presa) mediante pruebas no paramétricas.

8.10 Daños económicos

Para evaluar el valor económico de cada especie capturada se obtuvo el valor del pescado vendido (pesos mexicanos kg^{-1}) de acuerdo con su fecha de captura, mediante datos proporcionados por INAPESCA (Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura) y se multiplicó por la captura mensual, por temporada y por año. Finalmente, con los datos de la CPUE se utilizó el enfoque propuesto por (Lauriano *et al.*, 2004) para estimar la pérdida económica “mínima” *per se* en total y para cada especie, tomando como base un mes de trabajo para faenas de pesca (i.e., en promedio 20 días efectivos de pesca) a través de la ecuación 4.

$$ED = L \cdot l \cdot f \cdot d \cdot pags \dots\dots\dots \text{Ecuación 4}$$

Dónde:

ED = Pérdida económica (en pesos mexicanos) de cada embarcación

L = Pérdida promedio de captura de la red (kg m^{-1})

l = Longitud neta promedio diaria (m) utilizada por los pescadores

f = Frecuencia de las interacciones con los tursiones

d = Período promedio de captura (días)

$pags$ = Precio de comercialización (pesos mexicanos kg^{-1}) de la captura.

Los datos se compararon por especie, año y temporada, para determinar diferencias en el daño económico potencial a través de comparaciones múltiples mediante pruebas no paramétricas.

IX. Resultados

9.1 Esfuerzo de muestreo

Se realizaron 48 navegaciones (durante cuatro días al mes), con una duración promedio de 7 horas por navegación. En total representan 330.66 horas de esfuerzo durante siete años, de agosto de 2009 a mayo de 2010, de noviembre de 2015 a septiembre de 2016, de enero de 2017 a julio de 2018 y de marzo a agosto de 2019 y en las temporadas climáticas de secas (marzo-junio), lluvias (julio-octubre) y nortes (noviembre-febrero).

En las navegaciones se registraron 190 faenas de pesca, de las cuales 117 (62%) involucraron el uso de red agallera; donde en 54 (46% del total) se observó interacción con el tursión y en 21 (17% del total) se pudo observar depredación a la pesca (Tabla III).

Tabla III. Esfuerzo de muestreo realizado durante las temporadas climáticas de secas, lluvias y nortes de 2009-2010, 2015-2016, 2017-2018, 2019 en las costas de Alvarado, Veracruz. (NAV son las Navegaciones, LRA son los lances con red agallera, LRA-I son los lances con red agallera y con interacción, LRD son los lances de red agallera con depredación)

Periodo	Temporada	NAV	Faenas	LRA	LRA-I	LRD
2009 – 2010	Secas	4	8	4	4	2
	Lluvias	6	20	14	8	4
	Nortes	6	18	13	11	3
2015 – 2016	Secas	4	24	15	2	1
	Lluvias	4	22	16	8	5
	Nortes	7	26	9	1	1
2017 – 2018	Secas	4	25	13	7	2
	Lluvias	5	14	11	4	2
	Nortes	5	26	16	5	0
2019 – 2019	Secas	1	2	2	2	1
	Lluvias	2	5	4	2	0
	Nortes	0	0	0	0	0
Total		48	190	117	54	21

9.2 Esfuerzo pesquero y superposición de recursos

El tráfico de embarcaciones en las aguas costeras de Alvarado fue de 2 218 embarcaciones de las cuales 1 664 fueron pesqueras (75%), siendo los más abundantes. Para cada mes de muestreo se contabilizaron entre 52 y 340 embarcaciones (Tabla IV), lo que resultó en una abundancia relativa de entre 5 y 30 embarcaciones por día en cada mes de muestreo (Fig. 3), habiendo mayor actividad pesquera durante la temporada de Lluvias (julio-agosto). La abundancia relativa se promedió para los siguientes años (2015 – 2019) resultando en 19.37 embarcaciones por día (Tabla V).

Tabla III. Flota pesquera que opera en Alvarado, Ver., por mes del año

Mes	Embarcaciones	Navegaciones	Abundancia relativa embarcaciones (emb/día)
Ene	52	4	13.00
Feb	134	6	22.33
Mar	91	7	13.00
Abr	50	5	10.00
May	59	8	7.38
Jun	56	9	6.22
Jul	340	12	28.33

Ago	222	9	24.67
Sep	251	8	31.38
Oct	249	8	31.13
Nov	60	3	20.00
Dic	100	4	25.00
Total	1664	83	19.37

Tabla IV. Flota pesquera que opera en Alvarado, Ver., por año de muestreo

Año	Embarcaciones	Navegaciones	Abundancia relativa embarcaciones (emb/día)
2006	743	20	37.15
2007	266	18	14.78
2008	201	10	20.10
2009	235	20	11.75
2010	219	15	14.60
Total	1664	83	19.68

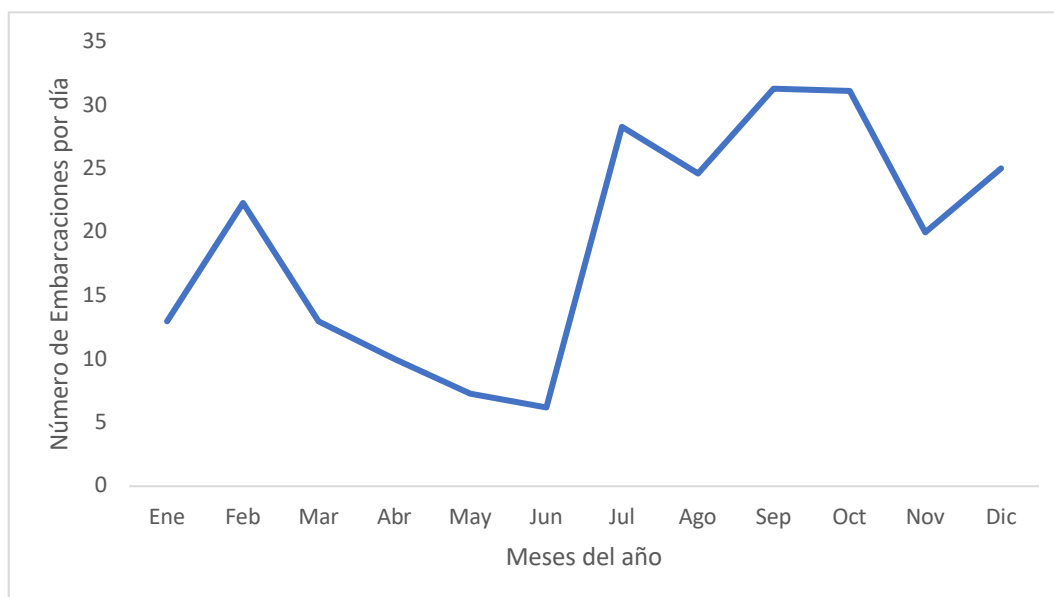


Figura 3. Abundancia relativa de embarcaciones pesqueras artesanales en Alvarado, Ver., registradas por día de muestreo en los años 2006 – 2010 (N=1 664).

El índice de Pianka mostró una probable similitud en la composición de la biomasa entre la dieta del tursi3n y las capturas de la pesca artesanal en el 3rea de estudio, con una superposici3n del 90%.

9.3 Riqueza de la pesca artesanal

En los lances analizados se capturaron un total de 50 especies de 28 familias que incluyen peces 3seos (familias: Ariidae, Balistidae, Carangidae, Clupeidae, Elopidae, Engraulidae, Gerreidae, Haemulidae, Lutjanidae, Paralichthyidae, Pomatomidae, Sciaenidae, Scombridae, Synodontidae y Triglidae) y cartilagosos (tiburones y rayas), as3 como crust3ceos (camarones y jaibas), de los cuales el 44% son de importancia comercial en Alvarado, Ver. (Tabla VI).

Tabla V. Nombre cient3fico y com3n de las especies de peces capturadas en las costas de Alvarado		
Familia	Nombre cient3fico	Nombre com3n
Ariidae	<i>Ariopsis felix</i>	Bagre
	<i>Bagre marinus</i>	Banderita
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>	Cochino
Belonidae	<i>Strongylura notata</i>	Picoaguja
Carangidae	<i>Caranx crysos</i>	Cojinuda
	<i>Caranx hipos</i>	Jurel
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Casabe
	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	Jurelito chato/Chicharra
	<i>Oligoplites saurus</i>	Quiebra cuchillo
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	Salmonete
	<i>Selene brownii</i>	Jorobado
	<i>Selene vomer</i>	Gallito
	<i>Trachinotus carolinus</i>	P3mpano
Carcharhinidae	Caz3n	Caz3n
	Tibur3n	Tibur3n
Clupeidae	<i>Jenkinsia lamprotaenia</i>	Manjua
	<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardina
Elopidae	<i>Elops saurus</i>	Mascabil
Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i>	Burrita/Anchoveta
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i>	Mojarra blanca
	<i>Eucinostomus argenteus</i>	Mojarra plateada

Gymnurydae	Raya	Raya
Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i>	Burriquete/Burro
	<i>Conodon nobilis</i>	Ronco
	<i>Haemulon aurolineatum</i>	Charchis
Kyphosidae	<i>Lobotes surinamensis</i>	Chopa
Labridae	<i>Lacholaimus maximus</i>	Perro
Lutjanidae	<i>Lutjanus campechanus</i>	Huachinango
	<i>Lutjanus synagris</i>	Villajaiba
Mullidae	<i>Upeneus parvus</i>	Chivo
Paralichthyidae	<i>Citharichthys abbotti</i>	San Pedro
	Lenguado	Lenguado
Penaeidae	<i>Farfantepenaeus aztecus</i> y/o <i>Litopenaeus setiferus</i>	Camarón
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Anchoa
Portunidae	Jaiba	Jaiba
Rachycentridae	Bacalao	Bacalao
Sciaenidae	<i>Cynoscion arenarius</i>	Trucha
	<i>Larimus fasciatus</i>	Cabezón
	<i>Menticirrhus littoralis</i>	Ratón
	<i>Umbrina coroides</i>	Doradilla
Scombridae	<i>Auxis thazard</i>	Bonito
	<i>Euthynnus alletteratus</i>	Bonito
	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Peto
	<i>Scomberomorus maculatus</i>	Sierra
Sphyraenidae	<i>Sphyramena guachancho</i>	Tolele
Sphyrnidae	<i>Sphyrna lewini</i>	Martillo
Stromateidae	<i>Prepilus paru</i>	Palometa
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i>	Chile
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Conejo
Triglidae	<i>Prionotus rubio</i>	Mariposa

9.4 Biomasa

Se obtuvo en total una biomasa de 1 602.07 kg (1.602 t) con respecto a los 117 lances con red agallera durante los muestreos, de los cuales 418.78 kg (0.418 t) ($\bar{x}= 6.04 \pm 9.71$) pertenecen a los lances donde no hubo interacción y 1 183.28 kg (1.183 t) ($\bar{x}= 20.89 \pm 76.94$) a los lances donde hubo interacción con el tursi3n. Al comparar la biomasa capturada por tipo de lance (con interacci3n y sin interacci3n) no se encontraron diferencias significativas (M-W, $W= 1564.5$, $p= 0.45$) (Fig. 4).

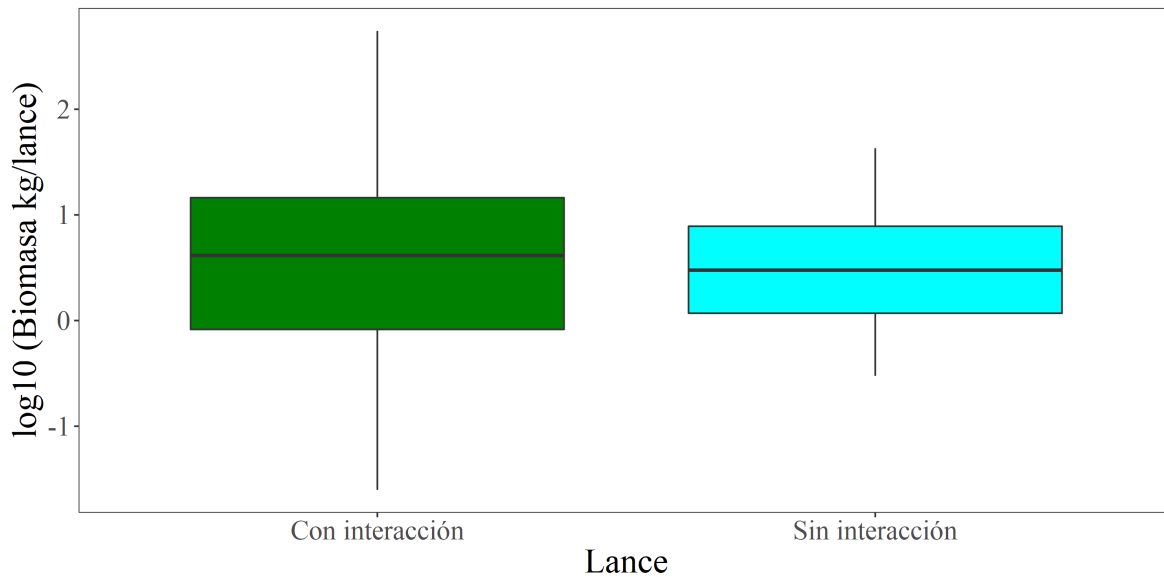


Figura 4. Biomasa (kg/lance) pesquera capturada en los lances de red agallera con y sin interacción con tursiones en las aguas costeras de Alvarado, Ver. ($n= 117$ lances, M-W $p= 0.45$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.

Las cinco especies con mayor biomasa capturada fueron *C. nobilis* *S. cavalla* *S. maculatus* *C. hippos* y *E. alletteratus*, las cuales representaron el 91% de la biomasa total capturada (Fig. 5), siendo el jurel, la sierra y el peto parte de la dieta del tursión. En este caso sí se encontraron diferencias significativas para la biomasa capturada entre los lances con y sin interacción con tursiones por meses del año (K-W: $\chi^2=22.7$, $gl= 11$, $p= 0.001$), significativas para las temporadas climáticas (K-W: $\chi^2= 7.7$, $gl= 2$, $p= 0.02$), y altamente significativas los periodos anuales (K-W: $\chi^2 = 22.7$, $gl= 3$, $p < 0.001$) (Figs. 6-8, respectivamente).

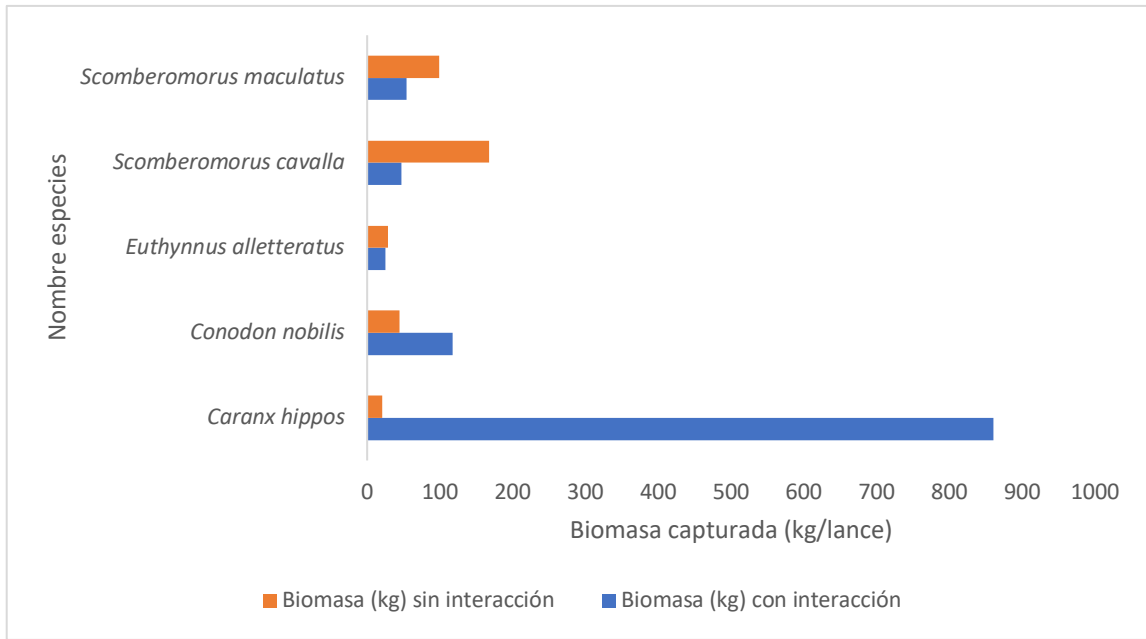


Figura 5. Especies con mayor biomasa (Kg/lance) capturada en redes agalleras por la flota pesquera artesanal en las aguas de Alvarado, Ver. entre 2010 y 2019, para lances con y sin interacción con tursiones (N= 117 lances).

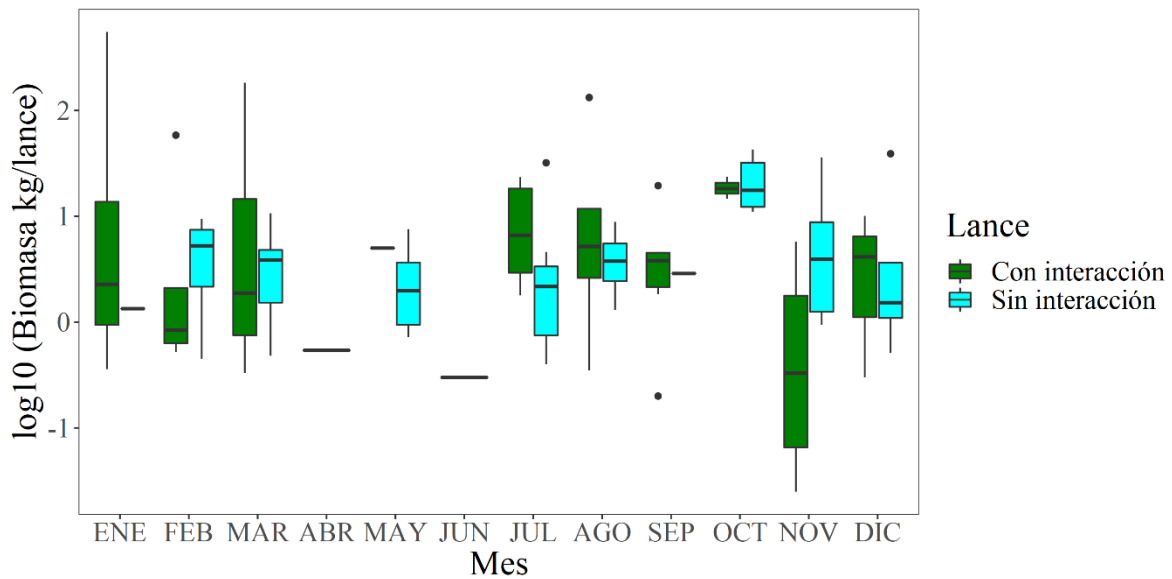


Figura 6. Mediana (línea horizontal) de la biomasa capturada en los lances de redes agalleras por la flota pesquera artesanal, con interacción y sin interacción con tursiones por cada mes del año en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 117 lances, K-W $p= 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.

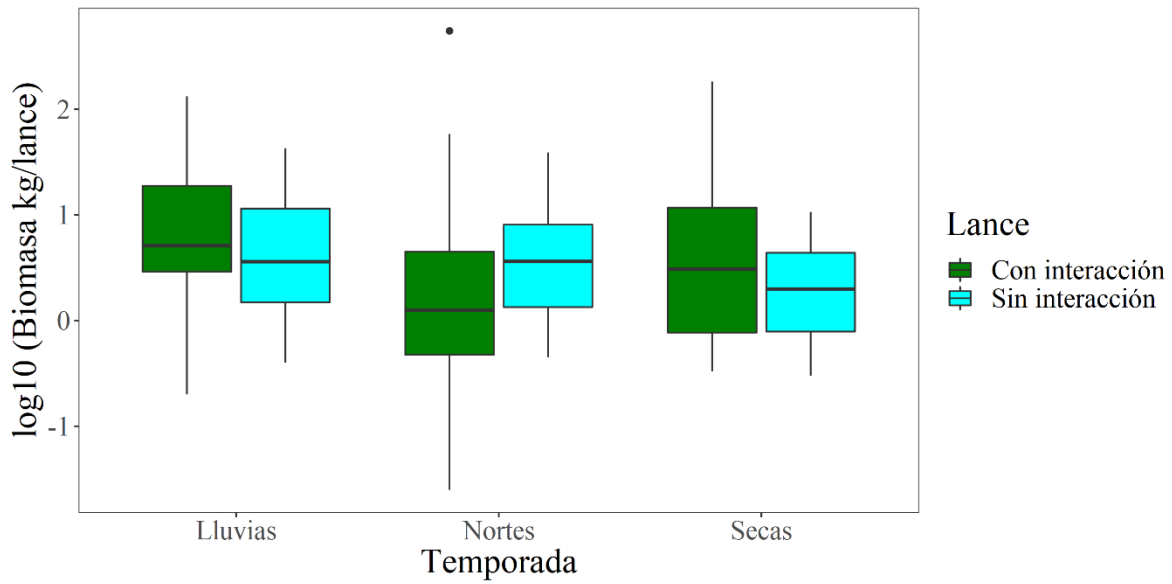


Figura 7. Mediana de la biomasa capturada en los lances de redes agalleras por la flota pesquera artesanal, con interacción y sin interacción con tursiones por cada temporada climática en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 117 lances, K-W $p= 0.02$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.

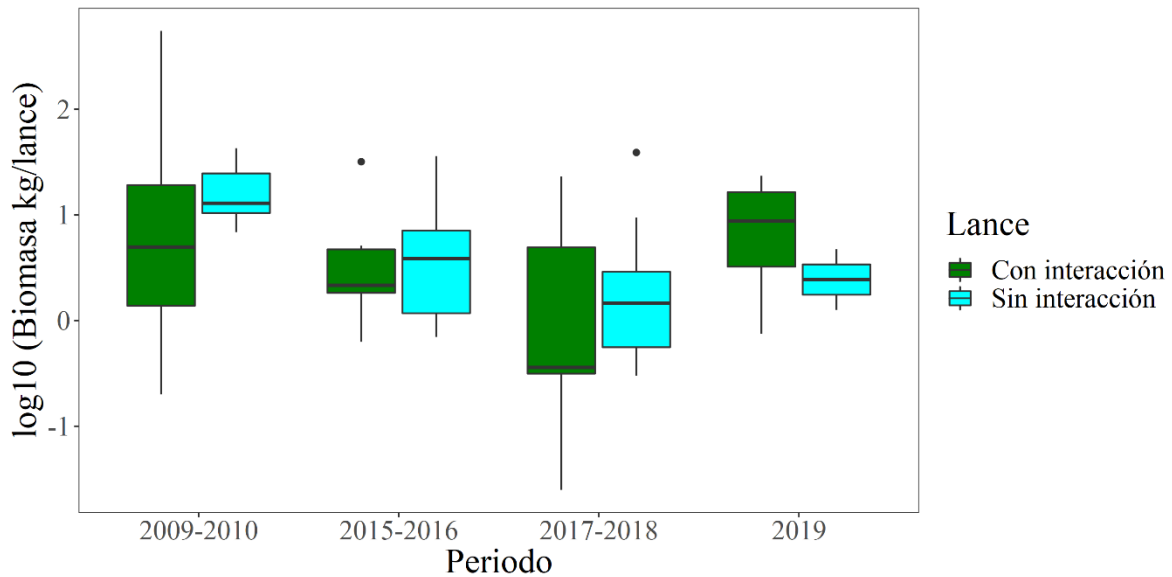


Figura 8. Mediana de la biomasa capturada en los lances de redes agalleras por la flota pesquera artesanal, con interacción y sin interacción con tursiones por cada año de muestreo en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 117 lances, K-W $p= 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.

9.5 Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

Con respecto a la captura total por unidad de esfuerzo (CPUE), se obtuvo que en los lances con interacción hubo una mayor captura con $4\ 178.72\ \text{kg}^{-1}\ \text{h}^{-1}$, en comparación con los $3\ 053.61\ \text{kg}^{-1}\ \text{h}^{-1}$ de los lances sin interacción. Sin embargo, la prueba de Mann-Whitney no mostró diferencias significativas entre los lances (con interacción y sin interacción) ($W= 1\ 248, p= 0.89$) (Fig. 9).

Se encontraron diferencias significativas para la CPUE entre los meses (K-W: $\chi^2= 23.06, \text{gl}= 11, p= 0.01$), las temporadas climáticas (K-W: $\chi^2= 17.7, \text{gl}= 2, p < 0.001$), y los periodos anuales (K-W: $\chi^2= 9.4, \text{gl}= 3, p= 0.02$) (Figs. 10-12, respectivamente). La prueba *post hoc* de Dunn, indicó que hubo valores más altos para los meses enero-marzo, mayo-julio y septiembre-noviembre (Tabla VII), así como para la temporada de Lluvias con respecto a las demás (Tabla VIII), y para el periodo 2009 – 2010 en relación con el periodo 2017 – 2018 (Tabla IX).

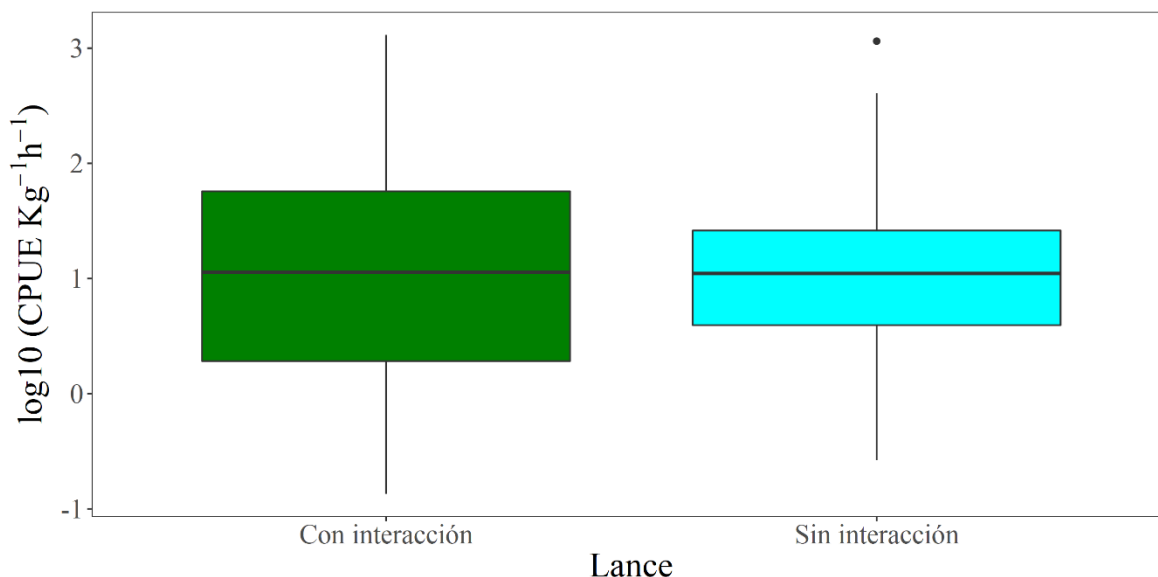


Figura 7. Mediana de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en los lances de redes agalleras por la flota pesquera artesanal con interacción y sin interacción con tursiones en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 117 lances, M-W $p= 0.89$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.

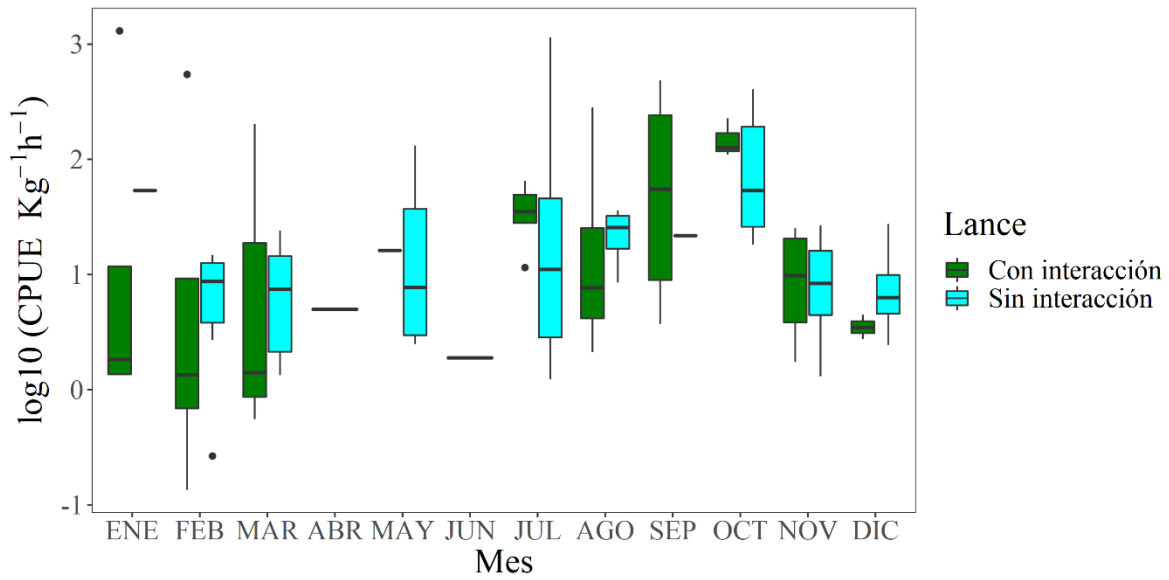


Figura 10. Mediana de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en los lances de redes agalleras por la flota pesquera artesanal con interacción y sin interacción con tursiones en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 117 lances, K-W $p= 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.

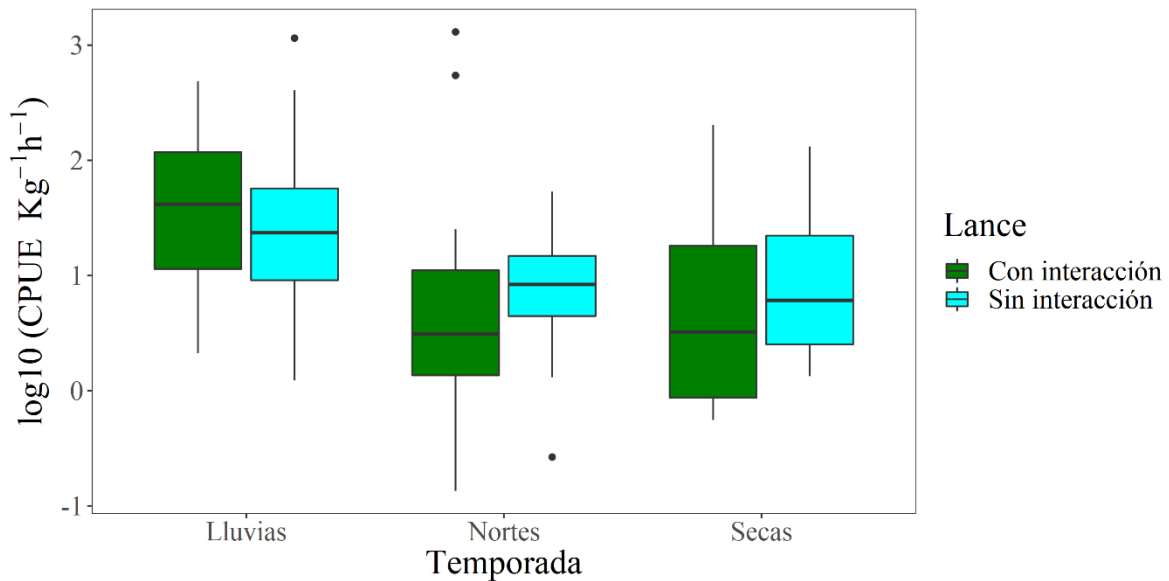


Figura 11. Mediana de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por temporada para los lances de redes agalleras por la flota pesquera artesanal, con interacción y sin interacción con tursiones en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 117 lances, K-W $p= 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.

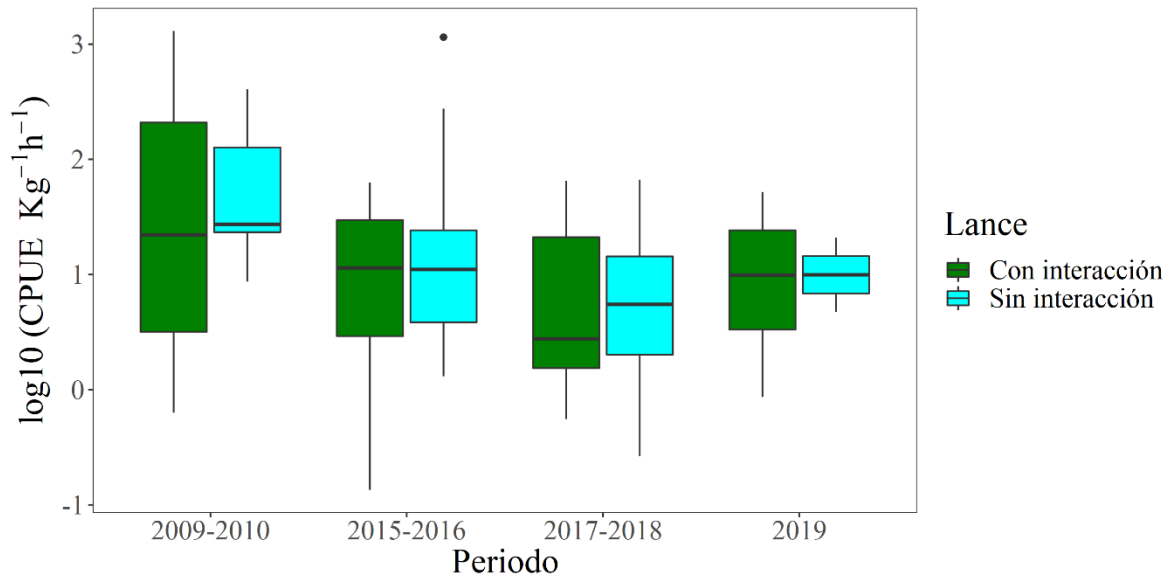


Figura 12. Mediana de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por periodo anual para los lances de redes agalleras por la flota pesquera artesanal, con interacción y sin interacción con tursiones en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 117 lances, K-W $p= 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.

Tabla VII. Prueba Dunn para CPUE de la biomasa capturada en los lances de redes agallera por la flota pesquera artesanal con y sin interacción de tursiones en aguas costeras de Alvarado por meses (N= 117 lances).

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov
Feb	0.5334										
	0.5937										
Mar	0.5619	0.0103									
	0.5742	0.9917									
Abr	-0.3205	-0.0645	-0.0613								
	0.7485	0.9485	0.9511								
May	-0.3967	-1.1176	-1.1872	-0.5443							
	0.6915	0.2637	0.2351	0.5862							
Jun	1.4596	1.2271	-1.2444	0.7103	-1.8308						
	0.1444	0.2198	0.2133	0.4775	0.0671						
Jul	-0.3163	-1.2108	1.3299	-0.4971	-0.1626	1.8599					
	0.7517	0.226	0.1835	0.6191	0.8708	0.0629					
Ago	0.7297	1.5335	1.6256	-0.7233	0.3796	2.0709	0.6163				
	0.4655	0.1251	0.104	0.4695	0.7042	0.0384*	0.5377				
Sep	-0.8962	-1.7415	-1.8448	-0.8128	-0.5694	-2.1911	-0.8432	-0.1898			
	0.3701	0.0816	0.0651	0.4163	0.569	0.0285*	0.3991	0.8494			
Oct	-2.2064	-3.4348	-3.6446	-1.5007	-2.0672	-3.1364	-2.6721	-1.6765	1.4812		
	0.0274*	0.0006*	0.0003*	0.1334	0.0387*	0.0017*	0.0075*	0.0936	0.1385		
Nov	0.1077	-0.5676	-0.6191	-0.2837	0.6295	-1.5331	0.6031	1.052	-1.2632	-2.9689	
	0.9142	0.5703	0.5358	0.7766	0.529	0.1252	0.5464	0.2928	0.2065	0.0030*	
Dic	-0.4685	0.0201	0.0299	-0.0718	-0.9671	1.1809	-0.9849	1.3339	-1.5173	-2.9864	-0.4642
	0.6394	0.9839	0.9761	0.9427	0.3335	0.2376	0.3247	0.1822	0.1292	0.0028*	0.6425

Tabla VI. Prueba Dunn para CPUE de la biomasa capturada en los lances de redes agallera por la flota pesquera artesanal con y sin interacción de tursiones en aguas costeras de Alvarado por temporadas climáticas (N= 117 lances)

	Lluvias	Nortes
Nortes	2.8520	
	0.0043*	
Secas	4.0382	1.2254
	0.0001*	0.2204

Tabla VII. Prueba Dunn para CPUE de la biomasa capturada en los lances de redes agallera por la flota pesquera artesanal con y sin interacción de tursiones en aguas costeras de Alvarado por periodo anual (N= 117 lances)

	2009-2010	2015-2016	2017-2018
2015 – 2016	1.6085		
	0.1077		
2017 – 2018	3.0557	1.5548	
	0.0022*	0.12	
2019	1.2364	0.3358	-0.5157
	0.2163	0.737	0.606

El análisis de los lances en presencia y ausencia de presas potenciales de *T. truncatus* para todo el periodo de estudio (2009 – 2019) mostró diferencias significativas (M-W: $W= 230.5$, $p < 0.001$) (Fig. 13). También se observaron diferencias significativas entre meses (K-W: $\chi^2= 27.8$, $gl= 11$, $p= 0.003$), temporadas climáticas (K-W: $\chi^2= 17.7$, $gl= 2$, $p < 0.001$), y periodos anuales (K-W: $\chi^2= 13.9$, $gl= 3$, $p= 0.002$) (Fig. 14-16, respectivamente). La prueba *post hoc* de Dunn, indicó que valores más altos entre los meses marzo-junio y agosto-octubre (Tabla X), para la temporada de Lluvia con respecto al resto (Tabla XI) y para el periodo 2009 – 2010 con relación al 2015 – 2016 y 2017 – 2018 (Tabla XII).

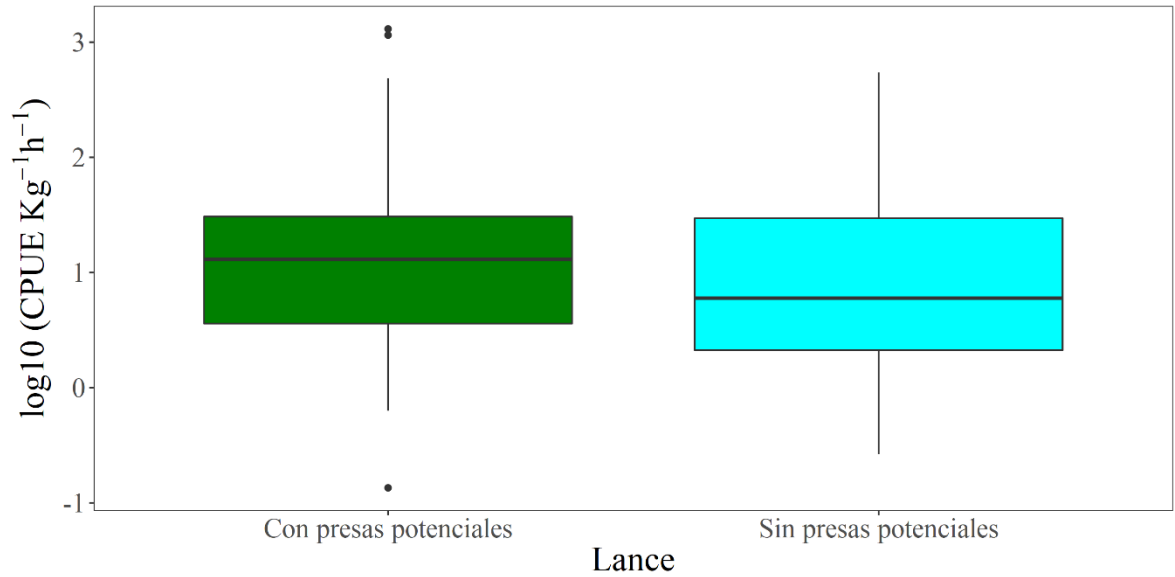


Figura 8. Mediana de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) para los lances con presas potenciales y no potenciales del tursi3n en redes agalleras de la flota pesquera artesanal en Alvarado, Ver. (N= 117 lances, M-W $p < 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las l3neas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.

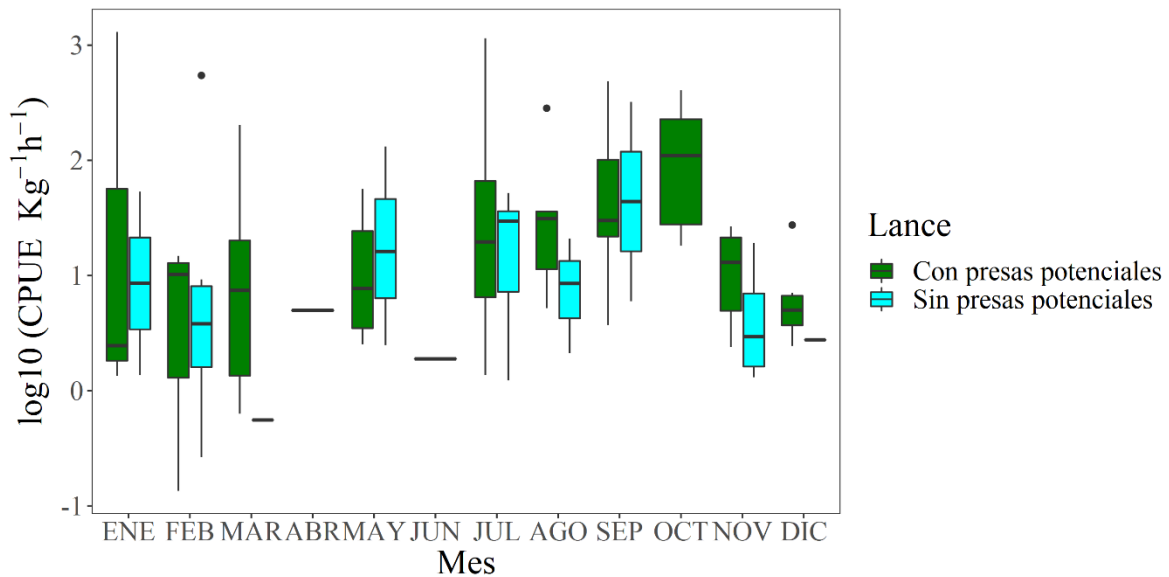


Figura 9. Mediana de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) mensual para los lances con presas potenciales y no potenciales del tursi3n en redes agalleras de la flota pesquera artesanal en Alvarado, Ver. (N= 117 lances, K-W $p = 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las l3neas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.

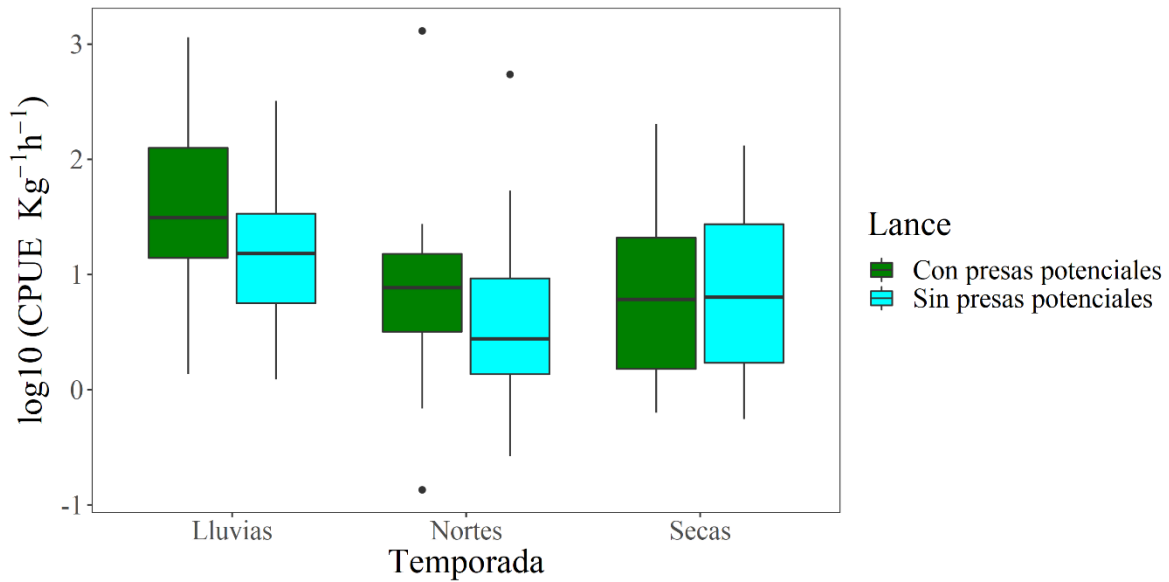


Figura 10. Mediana de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por temporada para los lances con presas potenciales y no potenciales del tursión en redes agalleras de la flota pesquera artesanal en Alvarado, Ver. (N= 117 lances, K-W $p= 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.

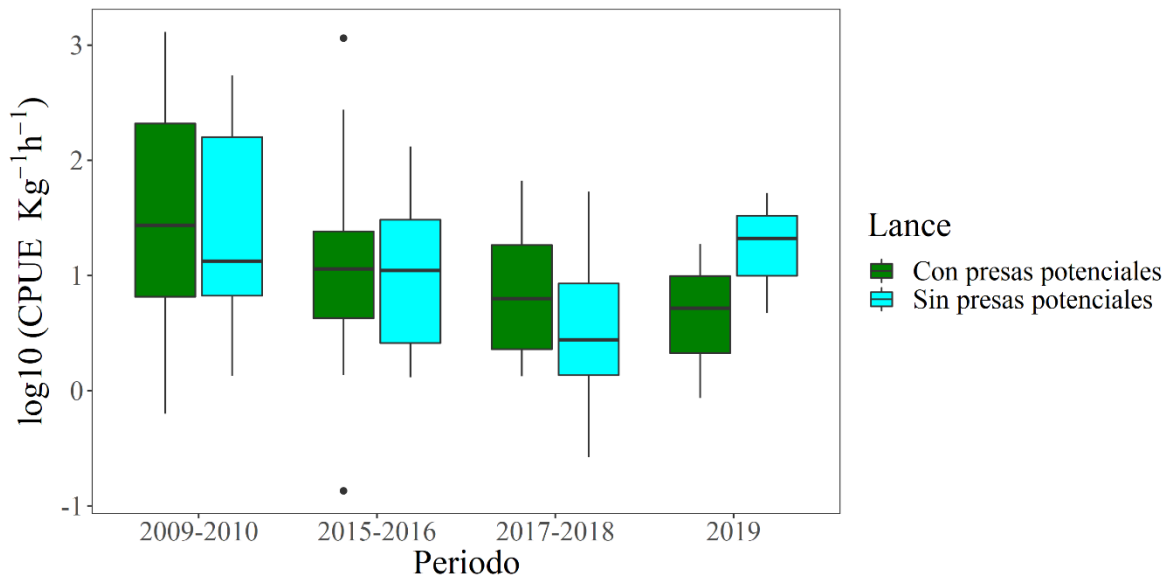


Figura 11. Mediana de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) por periodo anual para los lances con presas potenciales y no potenciales del tursión en redes agalleras de la flota pesquera artesanal en Alvarado, Ver. (N=117 lances, K-W $p= 0.001$). Las cajas representan el rango intercuartil, las líneas verticales el rango de datos y los puntos los valores extremos.

Tabla X. Prueba Dunn para CPUE de la biomasa capturada en los lances de redes agallera por la flota pesquera artesanal en presencia y ausencia de presas potenciales de los delfines en aguas costeras de Alvarado por mes (N= 117 lances)

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov
Feb	0.0073										
	0.9941										
Mar	0.0154	0.0096									
	0.9877	0.9923									
Abr	-0.8401	-0.8932	-0.9047								
	0.4009	0.3717	0.3656								
May	0.4287	0.5194	0.5469	-0.6244							
	0.6681	0.6035	0.5844	0.5323							
Jun	1.4985	1.6358	-1.6724	0.4093	-1.3239						
	0.134	0.1019	0.0944	0.6823	0.1855						
Jul	-0.8397	-1.0806	1.1874	-1.4519	1.6912	2.3428					
	0.401	0.2799	0.2351	0.1465	0.0908	0.0191*					
Ago	1.2018	1.4301	1.5159	-1.6886	1.9153	2.5238	0.6171				
	0.2294	0.1527	0.1295	0.0913	0.0555*	0.0116*	0.5372				
Sep	-1.3383	-1.5916	-1.6862	-1.7819	-2.0794	-2.6328	-0.7933	-0.14751			
	0.1808	0.1115	0.0917	0.0748	0.0376*	0.0085*	0.4275	0.8827			
Oct	-2.6728	-3.2031	-3.3986	-2.6794	-3.7367	-3.7025	-2.5357	-1.5634	1.4116		
	0.0075*	0.0014*	0.0007*	0.0074*	0.0002*	0.0002*	0.0112*	0.118	0.1581		
Nov	-0.4218	-0.5293	-0.5773	-1.1771	-1.0703	-1.9794	0.5127	0.9811	-1.1451	-2.7685	
	0.6731	0.5966	0.5637	0.2391	0.2844	0.0478*	0.6081	0.3266	0.2521	0.0056*	
Dic	0.0094	0.0188	0.0279	-0.8621	0.4626	1.5431	-0.8781	1.2439	-1.3864	-2.7849	-0.4329
	0.9924	0.985	0.9777	0.3886	0.6436	0.1228	0.3799	0.2135	0.1656	0.0054*	0.6651

Tabla VIII. Prueba Dunn para CPUE de la biomasa capturada en los lances de redes agallera por la flota pesquera artesanal en presencia y ausencia de presas potenciales de los tursiones en aguas costeras de Alvarado por periodo (N= 117 lances)

	Lluvias	Nortes
Nortes	2.8519	
	0.0043*	
Secas	4.0381	1.2253
	0.0001*	0.2204

Tabla IXII. Prueba Dunn para CPUE de la biomasa capturada en los lances de redes agallera por la flota pesquera artesanal en presencia y ausencia de presas potenciales de los tursiones en aguas costeras de Alvarado por periodo (N= 117 lances)

	2009-2010	2015-2016	2017-2018
2015-2016	2.2091		
	0-0272*		
2017-2018	3.7301	1.6277	
	0.0002*	0.1036	
2019	0.9971	-0.1914	-1.0228
	0.3187	0.8481	0.3064

9.6 Interacciones con pesquerías

En total se registraron 54 eventos de interacción de tursiones en torno a las actividades de pesca; el tamaño promedio del grupo de delfines fue de 3.4 individuos, donde los dúos fueron los más frecuentes (25%) y éste fue variable a lo largo del tiempo (Figs. 17-19).

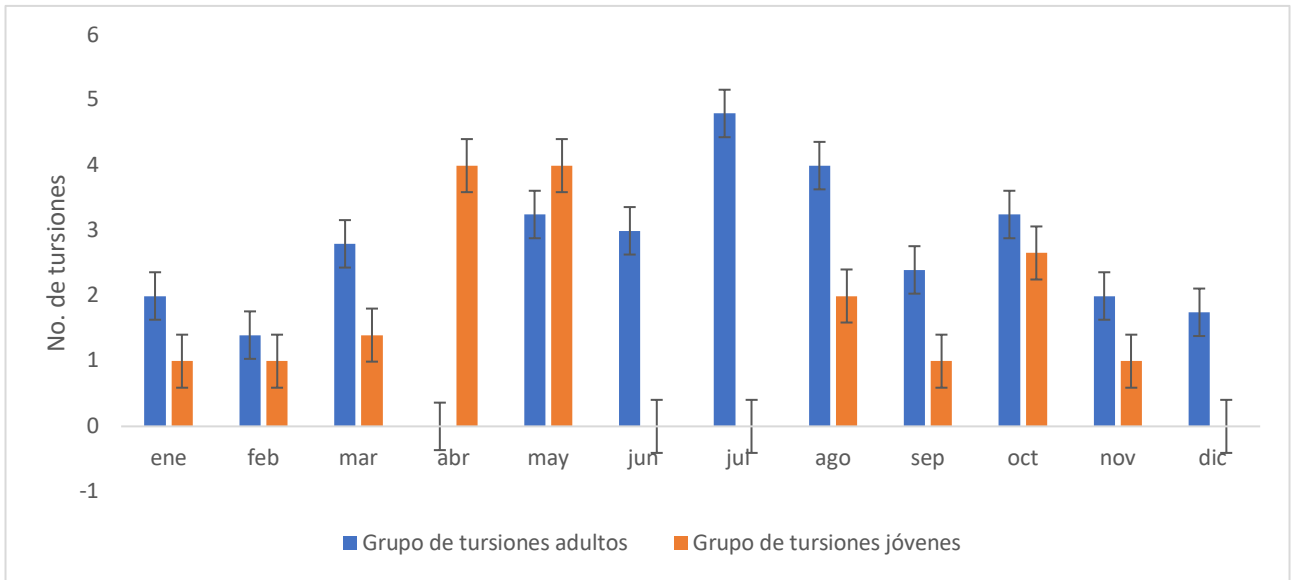


Figura 12. Promedio mensual del tamaño de grupo de tursiones en interacción con la pesquería artesanal agallera en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 54 grupos).

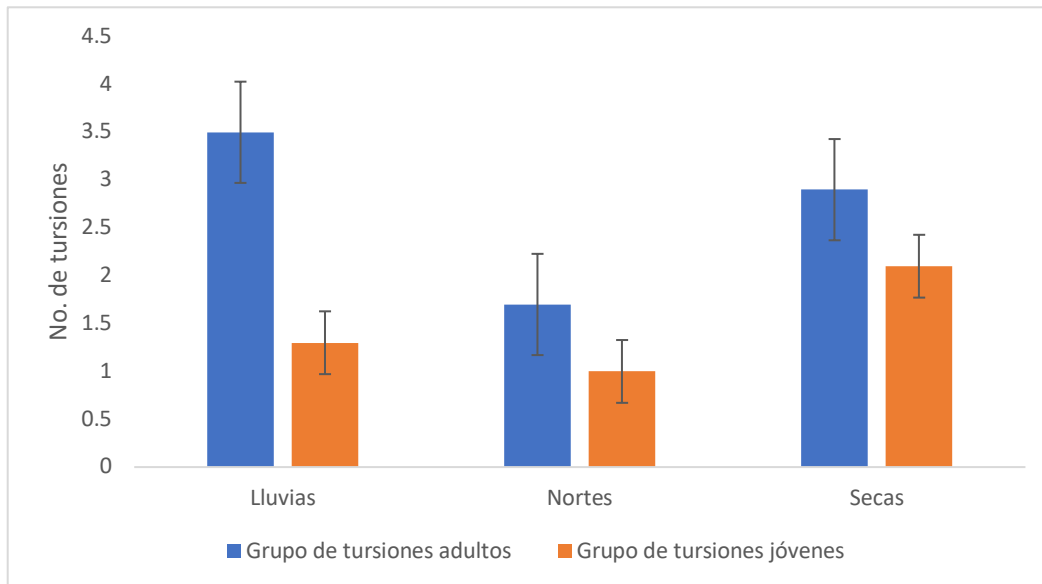


Figura 13. Promedio por temporada climática del tamaño de grupo de tursiones en interacción con la pesquería artesanal agallera en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 54 grupos).

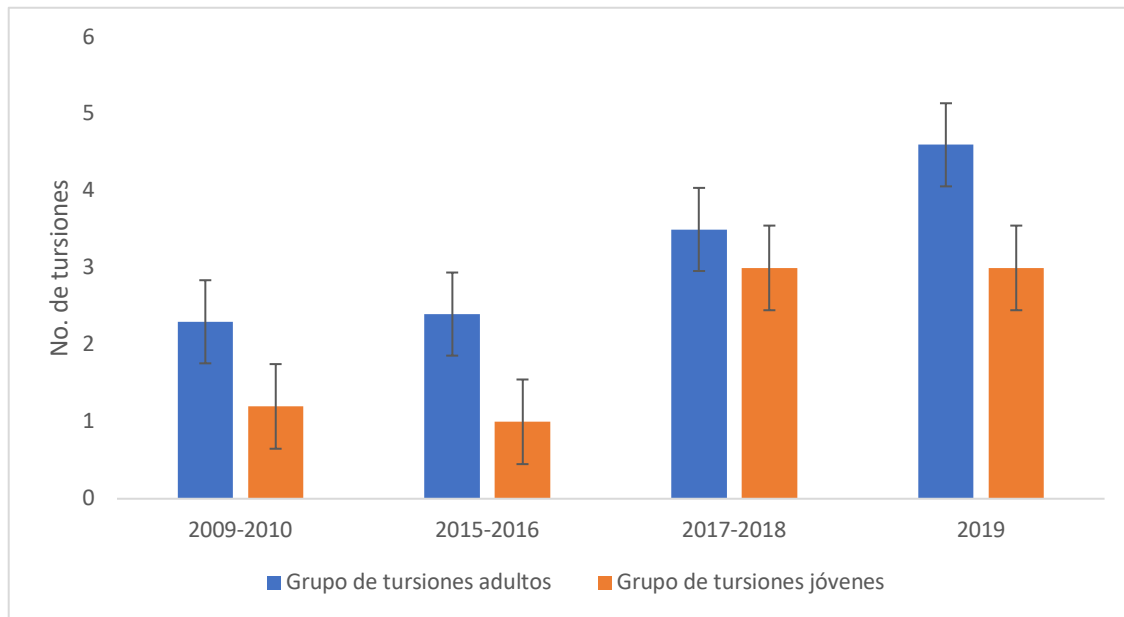


Figura 14. Promedio anual del tamaño grupo de tursiones en interacción con la pesquería artesanal agallera en las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 54 grupos).

9.7 Consumo potencial del tursión

Las clases de edad (i.e., etapa de desarrollo) de los tursiones que interactuaron con la pesca artesanal, fueron adultos y jóvenes con una tasa de consumo de biomasa total de 12.5 y 6.8 kg diarios por individuo, respectivamente. Por otra parte, la biomasa total extraída por las pesquerías locales durante el periodo de estudio, incluyendo solamente las especies que forman parte de la dieta de *T. truncatus* se estimó en 19 569.80 t. Considerando ahora, el número y la clase etaria de tursiones que interactuaron con la pesca durante todo el periodo, se estimó una biomasa consumida por los tursiones de 365.02 t, que representa sólo el 2% de la biomasa extraída por la pesquería con agallera artesanal.

Por otra parte, el consumo potencial mensual (i.e., la estimación ponderada conforme a la proporción de individuos de la población que en teoría se alimentan exclusivamente de la pesca artesanal), para los adultos tuvo un promedio de 24.05 (± 17) t y mostró un mayor consumo para los meses de julio (62.22 t), mientras que para los jóvenes fue de 6.07 (± 4.5) t y fue más alta en el mes de octubre (20.6 t). La temporada con mayor tasa de consumo potencial fue la época de Secas tanto para adultos (46.23 t) como jóvenes (9.34 t), y el periodo

anual con mayor consumo potencial fue 2017 – 2018 tanto para adultos como para jóvenes (63.0 y 29.4 t, respectivamente; Figs 20-22).

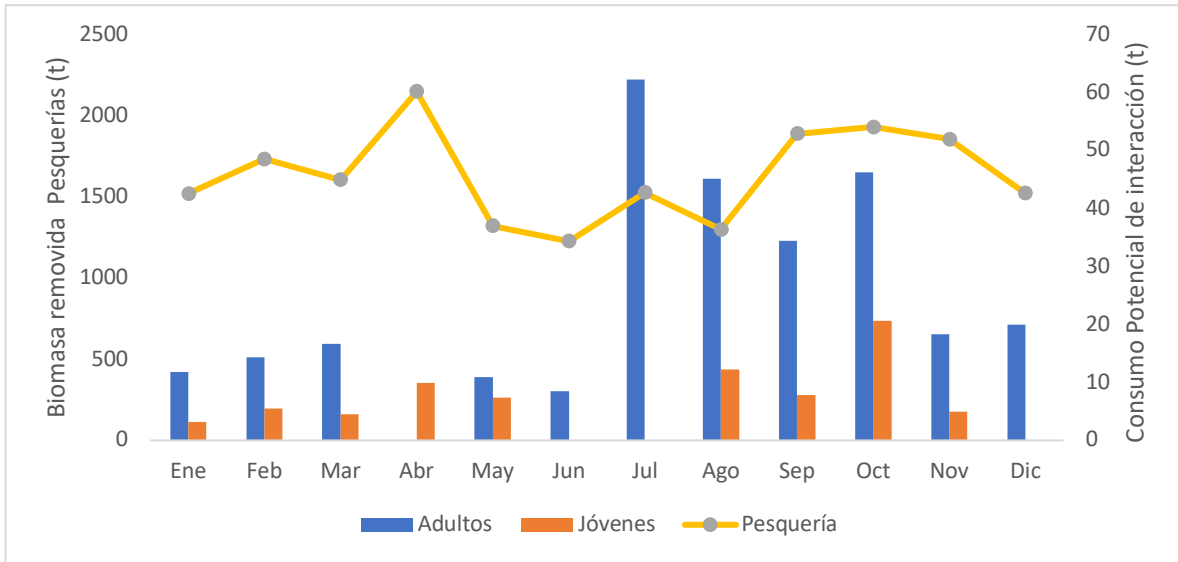


Figura 15. Comparaci3n de la biomasa mensual de presas potenciales del tursi3n extraída por las pesquerías artesanales (escala Y, datos CONAPESCA) y el consumo potencial mensual de *T. truncatus* (escala Z) en las aguas costeras de Alvarado, Ver.

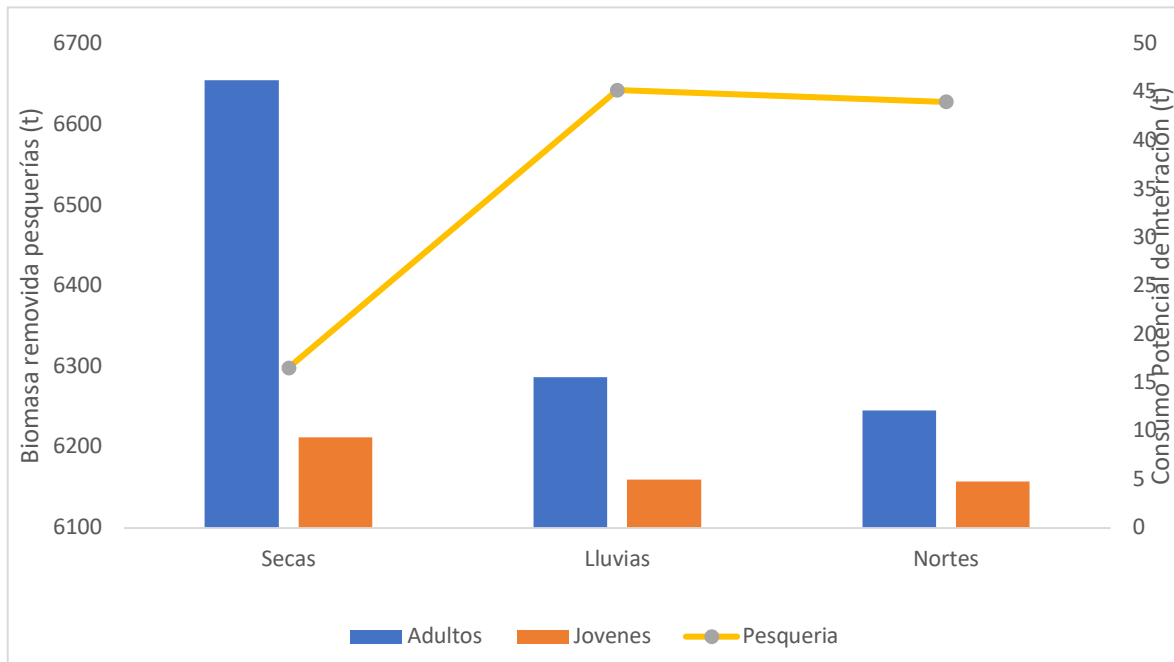


Figura 16. Comparaci3n de la biomasa de presas potenciales del tursi3n extraída por las pesquerías artesanales (escala Y, datos CONAPESCA) en cada temporada y el consumo potencial mensual de *T. truncatus* (escala Z) en las aguas costeras de Alvarado, Ver.

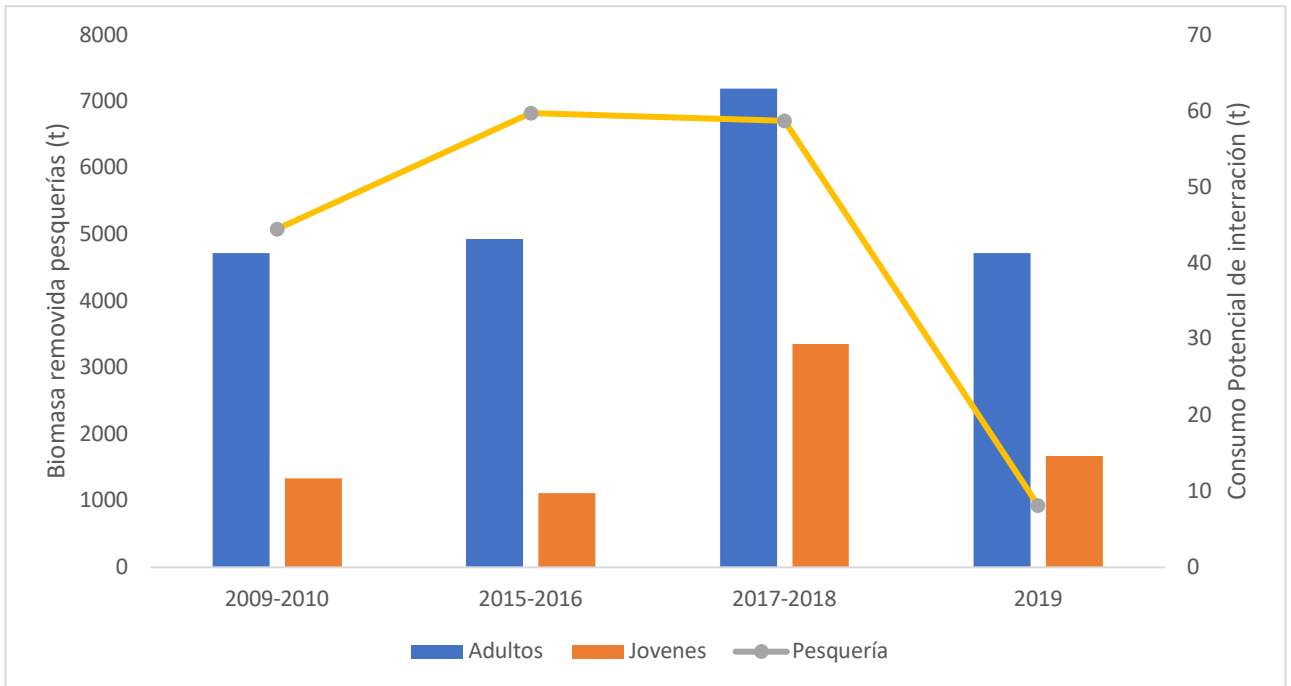


Figura 17. Comparación de la biomasa anual de presas potenciales del tursión extraída por las pesquerías artesanales (escala Y, datos CONAPESCA) y el consumo potencial mensual de *T. truncatus* (escala Z) en las aguas costeras de Alvarado, Ver.

9.8 Daños a la captura

Durante la interacción de los tursiones con las redes agalleras, se documentó la depredación en 21 lances, resultando en una tasa de depredación del 17%. Nueve (7%) pertenecieron al periodo 2009 – 2010, siete (5%) al periodo 2015 – 2016, cuatro (3%) al periodo 2017 – 2018 y uno (0.8%) al año 2019, donde la mayor frecuencia de depredación ocurrió durante la temporada de Lluvias (17 lances).

En total se registraron 35 peces de 13 especies con evidencia de depredación, de los cuales *Scomberomorus cavalla* y *Scomberomorus maculatus* fueron los más frecuentes ($n=8$, respectivamente), seguido de *Cetengraulis edentulus* ($n= 5$), *Chloroscombrus chrysurus* ($n= 4$), *Conodon nobilis* ($n= 2$). Las especies restantes (*Ariopsis felis*, *Caranx crysos*, *Caranx hipos*, *Citharichthys abbotti*, *Hemicaranx amblyrhynchus*, *Eucinostomus argenteus*,

Euthynnus alletteratus y *Portunidae* spp.) solo presentaron una evidencia de depredación (Tabla XIII), de las cuales al menos seis (*A. felis*, *C. crysos*, *C. hippos.*, *C. nobilis*, *S. cavalla*, *S. maculatus*) han sido reportados como presas del tursión.

Los registros de daño físico a los peces incluyeron los tipos *a*, *c*, *d* y *e*, donde los tipos *c* y *d* (una o más partes removidas/fragmentos), fueron la más frecuentes (85% de las especies dañadas). La categoría de daño *c* (una o más partes removidas) se observó en mayor ocasión para *S. cavalla* (*n*= 8) y *S. maculatus* (*n*= 4).

Tabla X. Especies depredadas en redes agalleras durante la interacción del tursión con la pesca artesanal de Alvarado, Veracruz, entre los años 2009 – 2010, 2015 – 2016, 2017 – 2018 y 2019. * Lances en los que la depredación se determinó a través de la observación en campo de tursiones alimentándose directamente de la captura de las redes agalleras.

Fecha	Lance	Especie	Nombre común	No. De individuo	Tipo de daño
26/08/2009	3	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Peto	3	c
13/09/2009	3	<i>Scomberomorus maculatus</i>	Sierra	1	d
	4	<i>Caranx crysos</i>	Cojinuda	1	d
22/10/2009	1	<i>Scomberomorus maculatus</i>	Sierra	1	c
24/11/2009	5	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Peto	1	c
29/01/2010	2	<i>Portunidae</i> sp.	jaiba	1	e
	3	<i>Caranx hipos</i>	Jurel	1	e
23/03/2010	2	<i>Conodon nobilis</i>	Ronco	1	a
24/03/2010	6	<i>Conodon nobilis</i>	Ronco	1	d
		<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Casabe	1	c
		<i>Scomberomorus maculatus</i>	Sierra	1	d
26/11/2015	2	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Peto	3	c
		<i>Scomberomorus maculatus</i>	sierra	3	c
12/02/2016	1	<i>Cetengraulis edentulus</i>	Burrita	5	a, c y 3d
		<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Casabe	1	c
03/07/2016	4*				
	5*				
30/08/2016	3	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Peto	1	c
		<i>Ariopsis feliz</i>	Bagre	1	c
	8	<i>Citharichthys abbotti</i>	Lenguado	1	c
24/09/2016	27	<i>Scomberomorus maculatus</i>	Sierra	1	b
12/07/2017	91	<i>Euthynnus alletteratus</i>	Bonito	1	c
30/08/2017	111	<i>Eucinostomus argenteus</i>	Mojarra	1	c
24/03/2018	591	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Casabe	1	d
	594	<i>Scomberomorus maculatus</i>	Sierra	1	d

		<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Casabe	l	d
12/03/2019	17	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	Chicharra	l	c
Total				35	

9.9 Daños económicos

En el análisis del daño económico, considerando tanto la frecuencia de las interacciones de los delfines, como las especies involucradas en la depredación, mostró que cuando los tursiones capturan peces, la pérdida económica “mínima” equivale aproximadamente \$390.80 pesos mexicanos por cada lance depredado por tursiones. Considerando esto, para el periodo de estudio el cálculo del daño efectivo por depredación para los 21 lances observados resultó en una pérdida económica total de \$8,206.80 pesos mexicanos.

Al extrapolar este valor considerando el promedio del número de embarcaciones que diariamente operan en el área de estudio cada día del año ($n= 19.4$), durante las faenas regulares (20 días del mes) de la pesca artesanal, se obtuvo una pérdida mínima estimada de \$158,965.70 pesos mexicanos por año. Dado que el valor de las especies presas del tursión, considerando la captura total de la flota pesquera artesanal en Alvarado para el periodo de estudio se estimó en \$543,397,417.00 pesos mexicanos, la pérdida mínima calculada por la depredación por tursiones se encuentra en el orden del 0.02%.

En general, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas en la pérdida económica potencial mínimo por periodo anual (K-W: $\chi^2= 5.05$, $gl= 3$, $p= 0.1$), o temporadas climáticas (K-W: $\chi^2= 5.05$, $gl= 3$, $p= 0.1$), pero sí se encontró entre los meses del año (K-W: $\chi^2= 21.2$, $gl= 11$, $p= 0.03$) (Figs. 23-25). Sin embargo, la prueba *post hoc* de Dunn, indicó valores de pérdida más altos para los meses de marzo, agosto y octubre (Tabla XIV), para la temporada de Lluvias en comparación con la de Nortes (Tabla XV), así como para el periodo 2009 – 2010 en relación con el 2017 – 2018 (Tabla XVI).

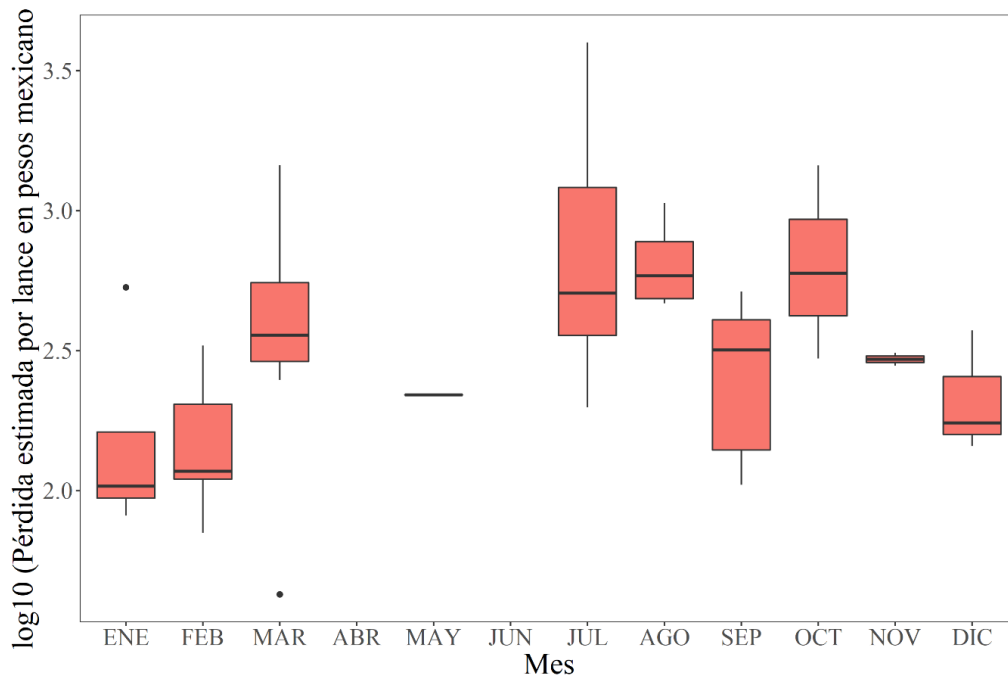


Figura 18. Estimación de la mediana del valor potencial mínimo para las pérdidas económicas mensuales por lance, causadas por la depredación de tursiones en la flota pesquera artesanal agallera de las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 54 lances).

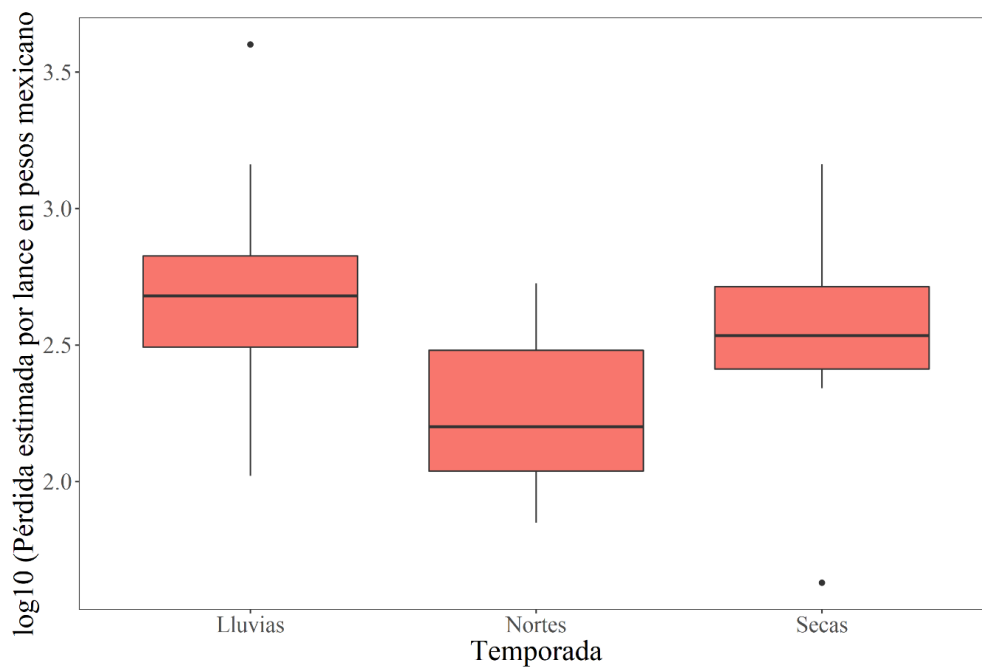


Figura 19. Estimación de la mediana del valor potencial mínimo para las pérdidas económicas por lance para temporada climática, causadas por la depredación de tursiones en flota pesquera artesanal agallera de las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 54 lances).

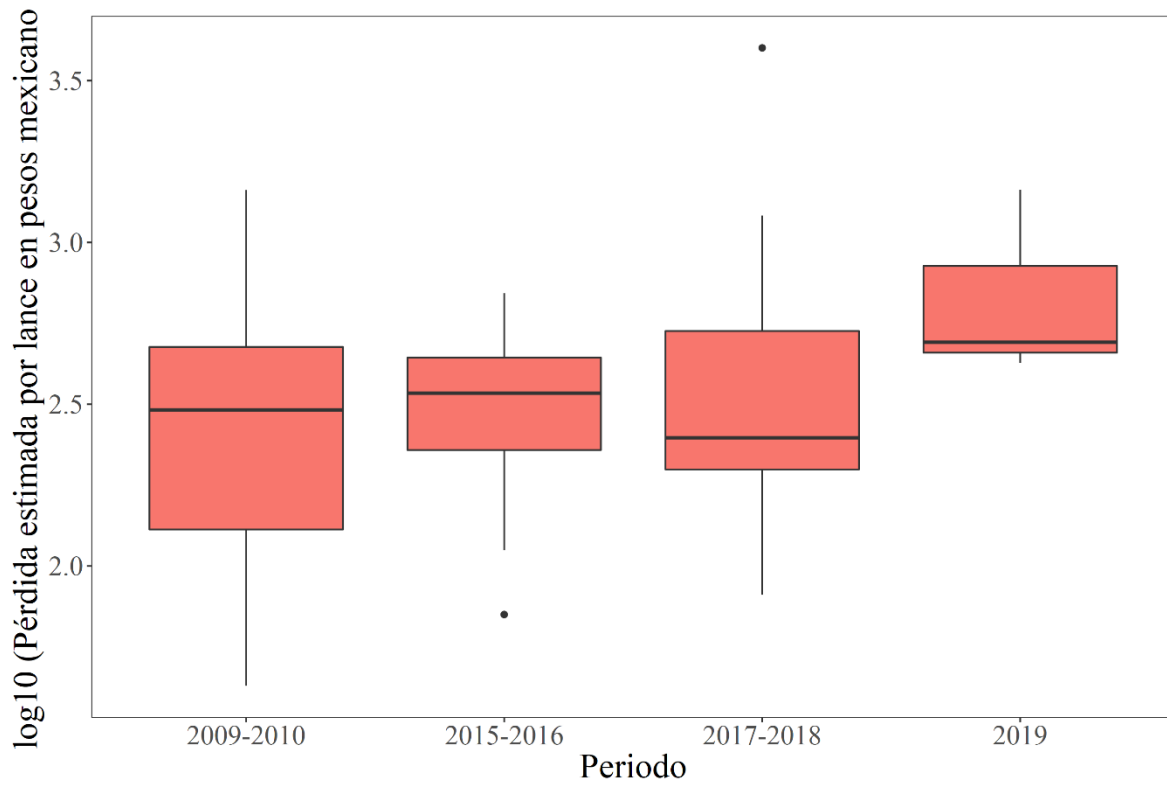


Figura 25. Estimación de la mediana del valor potencial mínimo para las pérdidas económicas anuales por lance, causadas por la depredación de tursiones en la flota pesquera artesanal agallera de las aguas costeras de Alvarado, Ver. (N= 54 lances).

Tabla XIV. Prueba Dunn para pérdida económica en los lances de redes agallera de la pesca artesanal en aguas costeras de Alvarado por meses (N= 54 lances)

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov
Feb	0.0872										
	0.9305										
Mar	-1.389	-1.6014									
	0.1648	0.1093									
Abr	-0.9598	-0.9262	-1.8099								
	0.3371	0.3543	0.0703								
May	1.08079	1.05199	2.6607	-0.2763							
	0.2798	0.2928	0.0078*	0.7823							
Jun	0.9598	0.9262	-1.8099	0	-0.2763						
	0.3371	0.3543	0.0703	1	0.7823						
Jul	-0.531	-0.6731	-1.0485	-1.3184	1.779	1.31841					
	0.5954	0.5009	0.2944	0.1874	0.0752	0.1874					
Ago	2.0006	2.1961	0.9651	-2.2251	3.0814	2.2251	1.779				
	0.0454*	0.0281*	0.3345	0.0261*	0.0021*	0.0261*	0.0752				
Sep	-0.4076	-0.5363	1.1492	-1.2428	-1.6269	-1.2428	0.1346	1.8493			
	0.6835	0.5917	0.2504	0.2139	0.1037	0.2139	0.8929	0.0644			
Oct	-1.6889	-1.8465	-0.6829	-2.0465	-2.6896	-2.0465	-1.4251	0.1632	1.4991		
	0.0912	0.0648	0.4946	0.0407*	0.0072*	0.0407*	0.1541	0.8703	0.1339		
Nov	0.4369	0.3732	1.9031	-0.6835	-0.6438	-0.6835	1.0355	2.4375	-0.9005	-2.0934	
	0.6622	0.7089	0.057*	0.4943	0.5197	0.4943	0.3004	0.0148*	0.3678	0.0363*	
Dic	0.3548	0.4512	-0.8455	-1.1641	1.3554	1.1641	-0.0801	1.4973	0.0224	-1.2479	0.7593
	0.7227	0.6518	0.3978	0.2444	0.1753	0.2444	0.9362	0.1343	0.9821	0.212	0.4477

Tabla XI. Prueba Dunn para pérdida económica en los lances de redes agallera de la pesca artesanal en aguas costeras de Alvarado por temporada climática (N= 54 lances)

	Lluvias	Nortes
Nortes	2.0616	
	0.0392*	
Secas	1.4297	-0.5527
	0.1528	0.5805

Tabla XIII. Prueba Dunn para pérdida económica en los lances de redes agallera de la pesca artesanal en aguas costeras de Alvarado por periodo (N= 54 lances)

	2009-2010	2015-2016	2017-2018
2015-2016	1.1128		
	0.2658		
2017-2018	1.9638	0.5981	
	0.0496*	0.5497	
2019	-0.4133	-1.0886	-1.5561
	0.6793	0.2763	0.1197

X. Discusión

La presión pesquera excesiva, la disminución mundial de las poblaciones de peces, así como la pérdida de la biodiversidad marina, son una preocupación creciente a nivel mundial (Jackson *et al.*, 2001; Worm *et al.*, 2006). Dado que la interacción y la competencia entre delfines costeros y la pesca artesanal son muy comunes a nivel mundial (Brotons *et al.*, 2008), la identificación del impacto económico producido es importante, y este estudio representa un primer intento formal para una porción de la zona costera de Veracruz. La valuación de la competencia e impacto económico del delfín *T. truncatus* en relación con la pesquería artesanal de Alvarado, se obtuvo mediante un análisis cuantitativo, estandarizado y considerando la mejor información disponible para el área de estudio. Lo anterior abarcó la extracción de biomasa y la CPUE, la superposición de los recursos dietéticos por la

competencia entre especies y la pérdida económica potencial mínima que esta interacción ocasiona, mediante datos obtenidos en un periodo de siete años. Si bien estos resultados pueden ser perfectibles, representan una base y referencia para futuros estudios al respecto.

10.1 Esfuerzo de muestreo

Las condiciones climáticas forzaron un muestreo significativamente menor en esta investigación ($N= 117$), comparado con otros estudios que han obtenido resultados significativos con mayor esfuerzo de muestreo (e.g., Brotons *et al.* 2008: $N= 1\ 040$; Rocklin *et al.* 2009: $N= 614$ y Pennino *et al.*, 2014: $N= 354$). Sin embargo, el periodo de este estudio fue relativamente largo (i.e., siete años, con un vacío de información entre 2011 – 2014) y se considera suficiente para caracterizar el esfuerzo pesquero y detectar diferencias significativas en algunos casos (Rechimont, 2015), en relación con estos mismos estudios (i.e., todos tuvieron un periodo de tres años).

A través de este análisis, la pesquería en Alvarado mostró un comportamiento heterogéneo (i.e., los primeros periodos presentaron mayor similitud que los finales) y estas variaciones se consideran características de las condiciones locales en las flotas artesanales, por lo que los resultados son comparables con los trabajos de Rechimont *et al.* (2018), Chávez-Martínez *et al.* (2022) y García-Hernández (2022) en la misma zona de estudio.

10.2 Esfuerzo pesquero y superposición de recursos

La mayoría de las pesquerías costeras en la costa central de Veracruz son inespecíficas, no están reguladas y se practican generalmente para el auto sustento (Jiménez-Badillo y Gaspar-Castro, 2007); por tal motivo, la mayoría de las embarcaciones trabajan con diferentes artes de pesca y se dirigen a diferentes especies durante todo el año.

Las aguas costeras de Alvarado fueron mayormente frecuentadas por embarcaciones de pesca artesanal, especialmente las que pescan con redes agalleras. Durante los meses de julio a octubre se presentó el mayor número de embarcaciones activas (Fig. 2), lo que sugiere que la temporada de Lluvias y el inicio de la temporada de Norte, donde el tráfico es denso y más regular, provee mayores oportunidades de pesca, esto debido posiblemente a una mayor productividad del ecosistema o mayor disponibilidad de los recursos (Morteo *et al.*, 2012; Rechimont *et al.*, 2018; Morales-Rincón *et al.*, 2019).

En Alvarado, existe competencia entre los tursiones y las embarcaciones pesqueras, tanto en la detección, como en el consumo de presas, especialmente con las embarcaciones que utilizan redes agalleras (Morteo *et al.* 2012). Estos delfines suelen cambiar su comportamiento en presencia de embarcaciones, pero sin alejarse de su zona de alimentación, lo que indica cierta tolerancia o al menos habituación a la pesca artesanal (Morales-Rincón, 2017; Morales-Rincón *et al.*, 2019); sin embargo, a largo plazo se ha detectado una evasión recíproca, por lo que sus encuentros se pueden considerar esporádicos y/o fortuitos (Morteo *et al.*, 2012; Morteo *et al.*, 2017; Morales-Rincón *et al.*, 2019).

El tursión mostró una alta superposición con respecto a las pesquerías, lo que indica que existe una competencia con las redes agalleras en el área de estudio. Esta condición se debe a sus preferencias dietéticas representadas principalmente por especies de la familia Ariidae, Carangidae y Clupeidae (especies de valor comercial en Alvarado) (Mora-Manzano, 2018; Rechimont *et al.* 2018; Chávez-Martínez *et al.*, 2022). Un patrón similar ha sido observado en el mar Jónico oriental (Bearzi *et al.* 2010), el Golfo de Taranto (Ricci *et al.* 2020) y el mar de Tracia (Milani y Vella, 2019). Sin embargo, cabe señalar que el índice de superposición se basa en el porcentaje supuesto de presas en la dieta de los delfines y en el porcentaje observado de varias especies de peces en los lances de las pesquerías. Esto implica que de las cantidades absolutas de eliminación de biomasa pueden ser distintas, por lo que el grado de importancia relativa de cada especie puede variar tanto para la pesca artesanal, como para la dieta de los delfines.

10.3 Características de la captura

La fauna acuática de Alvarado consiste en especies dulceacuícolas, eurihalinas y estenohalinas que habitan de manera estacional o permanente en la zona (Cruz-Escalona, 2005; Morteo *et al.*, 2012; Mora-Manzano, 2018; Chávez-Martínez *et al.*, 2022). De acuerdo con Potter *et al.* (2001), la presencia de estas especies depende de dos factores: la variación interanual de los patrones de salinidad y de cómo se correlacionan sus ciclos reproductivos con las concentraciones de salinidad óptimas.

El sistema Lagunar de Alvarado ha pasado por diferentes eventos que han influenciado su dinámica hidrológica y la composición de la riqueza y diversidad de especies a través del tiempo. Por ejemplo, cambios en la temperatura superficial del mar que están

directamente relacionados con el crecimiento del fitoplancton (base de la trama alimenticia), aunado a otros factores tanto físicos (luz, salinidad, corrientes), como biológicos (interacciones entre especies), y químicos (disponibilidad de nutrientes y acidificación del mar) (Aguilar-Chacón, 2015). Aunado a esto, a nivel mundial la mayoría de las pesquerías están en estado de sobreexplotación de los recursos o cerca de ello (Cisneros-Mata *et al.*, 2004).

A pesar del continuo deterioro que ha sufrido la zona costera de Alvarado como consecuencia del incremento de las actividades humanas, se encontró un total de 50 especies pertenecientes a 28 familias en el área de estudio. Dicha riqueza es comparable a la reportada para otros sistemas estuarino-lagunares del golfo de México (Pérez-Hernández y Torres-Orozco, 2000). Sin embargo, Cruz-Escalona (2005) ha reportado la presencia de más de 200 especies ícticas en el sistema lagunar de Alvarado (contemplando las especies de las aguas interiores de la laguna de Alvarado). Por otra parte, el número de especies de peces capturadas depende de las diferencias entre las zonas de pesca, y el tamaño de malla de la red empleada (22.5 – 30 mm) (Lauriano *et al.*, 2004; Pennino *et al.*, 2014; Pardalou y Tsikliras, 2020).

Las especies capturadas por la pesca artesanal estuvieron presentes durante todo el estudio, aunque en diferentes proporciones (García-Hernández, 2022). La riqueza de especies ícticas capturadas se debe a la alta productividad y los procesos oceanográficos físicos del sistema lagunar, capaces de mantener una producción plantónica relativamente constante (Aguilar-Chacón, 2015), y que permite el incremento de alimento disponible provocando la afluencia de diversos organismos y el intercambio de energía hacia los niveles tróficos superiores.

En este estudio los tursiones interactuaron con redes agalleras cuando las capturas estaban dominadas por ciertas especies como: el jurel, sierra y ronco (García-Hernández, 2022), aunque de manera no significativa (Fig. 5). Esto ha sido común en algunas zonas como el mar Mediterráneo, donde la interacción de tursiones está ligada a la riqueza (Rocklin *et al.*, 2009) o a la diversidad de especies en los lances (Lauriano *et al.* 2004), aunque con resultados contradictorios, mostrando una reducción en la diversidad de especies en los lances que ocurre interacción con tursiones (Chávez-Martínez *et al.*, 2022). Por tal motivo las interacciones entre los tursiones y las actividades pesqueras deben estudiarse con base en

las características específicas de cada hábitat, incluyendo las técnicas empleadas en la actividad pesquera (Rechimont, 2015; Morales-Rincón, 2017) y la dinámica poblacional de los delfines (Bolaños-Jiménez *et al.*, 2021).

10.4 Biomasa y Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)

Los datos de biomasa y CPUE obtenidos en este trabajo son consistentes con lo reportado en estudios previos para la zona de estudio (Chávez-Martínez, 2017; Rechimont *et al.*, 2018; Chávez-Martínez, 2022; García-Hernández, 2022). Aunque se observaron diferencias cualitativas y cuantitativas en la composición de las capturas en los lances con y sin interacciones con el tursión, la biomasa total capturada no mostró diferencias. Esto puede deberse tanto a la variabilidad natural del ecosistema (*e.g.*, la disponibilidad y captura de los recursos pesqueros), como a aquellas inherentes a las características de la actividad pesquera (*e.g.*, cambios en las áreas de pesca, las técnicas empleadas, la experiencia y la habilidad del pescador, etc.) (Gassman y López-Rojas, 2015; Chávez-Martínez *et al.*, 2022; García-Hernández, 2022).

De acuerdo con Bowen y Siniff (1999), el comportamiento alimentario de *T. truncatus* en las artes de pesca depende de muchos factores, siendo la abundancia de especies disponibles en las redes uno de los más importantes. Las especies que constituían la mayor parte de la captura pesquera en este estudio (*C. hipos*, *C. nobilis*, *S. cavalla*, *S. maculatus*, *E. alleteratus*) son muy abundantes en el golfo de México y prefieren las aguas cálidas, por lo que suelen utilizar el sistema lagunar como una zona de reproducción (Cruz-Escalona, 2005; Aguilar-Chacón, 2015; Mora-Manzano, 2018).

La interacción de tursiones con la pesca se asoció con valores altos de CPUE, como fue reportado en las Azores (Silva *et al.* 2002) y en Córrega (Rocklin *et al.* 2009). Esto podría explicarse considerando que los delfines solo interactúan en las redes en las que las capturas son altas, sino que también pueden llevar a los peces hacia las redes, aumentando la CPUE. En contraste, otros estudios han encontrado asociación negativa entre las interacciones de delfines y la CPUE, como Laurino *et al.* (2004) en Asinara (noroeste de Cerdeña) y Peninno *et al.* (2014) en el archipiélago de La Maddalena (Italia). Los autores sugirieron que esto corresponde al efecto de depredación, lo que reduce la CPUE, o bien a que los tursiones

ahuyentan a los peces de las redes. Sin embargo, Torres (2007) sugiere que esta especie podrían estar asociados con otros depredadores que consumen las capturas.

Los lances con presas potenciales mostraron mayor CPUE, lo que podría estar reflejando la naturaleza oportunista en la alimentación de los tursiones. Esto se explica mediante una cierta selección de los elementos “preferidos” o “evitados”, que puede corresponder con el nivel trófico de la presa y posibles variaciones estacionales asociadas con su valor nutricional (Chávez-Martínez *et al.*, 2022).

De igual forma, la relación entre los tursiones y sus presas puede ser indirecta; por ejemplo, la disponibilidad de los peces puede depender de las condiciones ambientales (Pardo-Rueda, 2009), donde las variaciones estacionales (temporadas climáticas), influyen en la composición cuantitativa del CPUE y biomasa, produciendo mayor biomasa durante la temporada de Lluvias ($1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) (Tenorio-Fernández *et al.*, 2019). Esto se debe al incremento de nutrientes por las descargas de ríos (Moran-Silva *et al.* 2005), lo que facilita la abundancia y disponibilidad de alimentos (Parraga *et al.* 2010).

10.5 Interacción entre el tamaño de grupo de tursiones y pesquerías

La formación de los grupos de tursiones está determinada por la edad, el sexo, los patrones jerárquicos, las señales ambientales (depredadores y disponibilidad de alimento) y el mismo comportamiento de los individuos (Connor *et al.*, 2001; García-Vital *et al.*, 2015). Se ha documentado que el tamaño de grupo en los tursiones costeros suele variar entre 5 y 15 individuos (Morteo, 2011).

En otras regiones, donde la competencia entre humanos y delfines por los peces no es tan notable, los tamaños de los grupos de delfines observados alrededor de las actividades de pesca están relacionados principalmente con la biomasa de presas capturas en el arte de pesca (Lauriano *et al.*, 2004; Brotons *et al.*, 2008; Rocklin *et al.*, 2009).

Sin embargo, Morales-Rincón *et al.* (2019), encontró que en las aguas costeras de Alvarado los tursiones que interactúan con la pesca conviven en grupos más pequeños (<5 individuos), como ocurrió en esta investigación, donde el tamaño de grupo promedio fue de 3.4 tursiones. Esto puede deberse a que, dada la disponibilidad de presas, los tursiones no necesitan formar grupos grandes para alimentarse (Chávez-Martínez *et al.*, 2022). Sin

embargo, también puede corresponder a una estrategia para reducir la detectabilidad por parte de los pescadores, lo que disminuye las posibilidades de resultados negativos para los tursiones (García-Vital et al., 2015). Hurtado-Mejorada (2021), encontró que los tursiones cambian su comportamiento acústico durante la interacción con la pesquería artesanal en la zona de estudio; por otra parte, Morales-Rincón *et al.* (2019), observaron que los tursiones reducen su tiempo en superficie en presencia de pesquerías. Esto se ha interpretado como una respuesta adaptativa a la presión que durante décadas los pescadores han ejercido sobre la población de tursiones, incluyendo represalias violentas a individuos que interactúan con las artes de pesca (Del Castillo- Olvera, 2010; Rechimont *et al.*, 2018). Esto explica por qué tanto Morteo *et al.* (2017), como Bolaños-Jiménez *et al.* (2021) encontraron que los residentes locales tienen una menor tendencia a interactuar con las pesquerías artesanales que los nuevos tursiones que llegan a la zona.

De acuerdo con García-Aguilar (2020) y Morantes-Castellanos (2022), durante los últimos años los tursiones han sufrido una disminución de su hábitat, aumentando su densidad hacia la boca de la laguna, que también es una zona importante para la flota pesquera artesanal (Morteo et al., 2012). Por ello, si la interacción de tursiones con las pesquerías incrementa, a la larga puede ocasionar un mayor número de animales especializados en depredar redes a través del aprendizaje social (Whitehead *et al.*, 2004), lo que podría causar mayores daños en las redes e incremento represalias hacia los tursiones.

10.6 Consumo potencial de los tursiones que interactúan con las pesquerías

La comunidad de tursiones que habita las aguas costeras de Alvarado parece permanecer en una especie de equilibrio dinámico, y que posiblemente se encuentra cerca de su capacidad de carga (Bolaños-Jiménez *et al.*, 2021), con un tamaño poblacional de alrededor de 120 tursiones (Morteo *et al.*, 2017). Por lo anterior, de acuerdo con la estimación de García-Hernández (2022), para sostener esta población, los tursiones requieren consumir una biomasa íctica de aproximadamente de 40 toneladas al mes. Ahora, dado que el consumo potencial mensual de los tursiones que interactúan con la pesca artesanal fue de aproximadamente 30 t, esto implica que aproximadamente dos terceras partes de la alimentación de estos organismos provendría de la depredación de las redes, pero esto

constituye únicamente el 2% de la biomasa íctica extraída por la pesquería artesanal local. Estos datos apoyan la importante relación entre la pesca artesanal y la alimentación de los tursiones y explican tanto las tasas de interacción (Rechimont *et al.*, 2018; Chávez-Martínez *et al.*, 2022), como el desarrollo de estrategias para aprovechar las capturas de manera oportunista (García-Vital *et al.*, 2015; Morales-Rincón *et al.*, 2019; Hurtado-Mejorada, 2021).

En cuanto a las variaciones observadas en la biomasa potencial removida por parte de los tursiones, estas se asocian con los cambios estacionales en las condiciones ambientales, que modifican los niveles de nutrientes y tienen un efecto en cascada a lo largo de la trama trófica del área de estudio (Cruz-Escalona, 2005; Zepeda-Borja *et al.*, 2022). Por ejemplo, una menor concentración de nutrientes durante los meses de secas trae como consecuencia disminución de la abundancia de presas (Brotons *et al.*, 2008). Por otra parte, el aumento de biomasa removida en algunos periodos (*i.e.*, 2017 – 2018) por los tursiones, puede explicarse por una reducción de las poblaciones de peces ya sea por las condiciones climáticas, los ciclos reproductivos de las especies parte de su dieta (Chávez-Martínez *et al.*, 2022) o por la sobreexplotación pesquera (Whitehead *et al.* 2004; García-Aguilar, 2020; Morantes-Castellanos, 2022).

10.7 Daños a la captura

La tasa de depredación observada (17%) fue menor a la reportada en esta área de estudio por Rechimont *et al.* (2018), pero similar a las reportadas por Chavéz-Martínéz (2017) y García-Hernández (2022), así como en otras zonas de pesca del Mediterráneo (12,4%: Lauriano *et al.*, 2004; 13%: Brotons *et al.*, 2008; 10%: Rocklin *et al.*, 2009). Esta diferencia no necesariamente implica una menor frecuencia de interacción con la pesca, ya que se atribuye a cuestiones logísticas como la extensión de la zona bajo estudio, el tamaño de muestra, así como el tipo y características de las artes empleadas (Chavéz-Martínéz *et al.*, 2022).

Por otra parte, se observaron diferencias en el presente estudio respecto el número de especies depredadas en los lances ($N= 13$), comparado con estudios de otras regiones ($N= 14$: Lauriano *et al.* 2004; $N= 23$; Rocklin *et al.* 2009); sin embargo, este valor no es comparable dadas las diferencias en la biodiversidad entre los ecosistemas, así como la logística mencionada previamente. Cabe destacar que, solo el 60% de las especies depredadas

han sido documentadas como parte de la dieta del tursión en otras zonas geográficas (Barros y Odell, 1990; Wells y Scott, 2002), de las cuales cinco constituyeron gran parte de la biomasa total capturada (*C. nobilis*, *S. cavalla*, *S. maculatus*, *C. hipos* y *E. alletteratus*), siendo *Caranx hippos* la especie con mayor biomasa y CPUE en los lances con interacción del tursión. Esto reafirma la naturaleza oportunista de esta especie (Chávez-Martínez *et al.*, 2022), y su alimentación sobre especies migratorias (Richards, 2006) en las aguas de Alvarado, que particularmente se presentan durante su etapa de reproducción (Dzul, 2014).

Es importante considerar que la evidencia de depredación en 35 peces de 13 especies distintas debe considerarse como una estimación mínima, debido al sesgo de supervivencia; esto es porque los conteos solo pueden reflejar la incapacidad de los depredadores para eliminar con éxito todo el pescado del arte de pesca (Chávez-Martínez *et al.* 2022). Esto se muestra con la evaluación detallada de los daños a los peces, donde las categorías “c” y “d” (una o más partes removidas/fragmentos), comúnmente muestran un mayor número de registros, y esto se asocia con la estrategia de alimentación de los tursiones jóvenes con menor habilidad para explotar la captura de manera efectiva (Laurino *et al.*, 2004); por el contrario, el tipo de daño donde sólo queda la cabeza se asocia con la alimentación de tursiones adultos.

De acuerdo con Harwood (1992), cuando en las redes se dispone de una gran cantidad de presas, los mamíferos marinos tienen la capacidad de seleccionar la porción más nutritiva de la presa. Por tal motivo, una red agallera puede representar un “supermercado” para los tursiones, lo que permite una selección del “mejor bocado” (Lauriano *et al.*, 2004). Sin embargo, esto no siempre es el caso dado que los tursiones pueden utilizar las redes como una barrera para detener a las presas que huyen (como ocurre con las orcas) (Similä y Ugarte, 1993), haciendo una captura aleatoria y apresurada (Chávez-Martínez *et al.*, 2022).

10.8 Daños económicos

El valor de la biomasa consumida por el tursión en las aguas costeras de Alvarado fue intermedio en comparación con el mar Jónico oriental y el Golfo de Tarento (89.8 y 7 219 t, respectivamente) (Bearzi *et al.* 2010; Ricci *et al.* 2020). Esta diferencia se podría deber a la extensión de las áreas de estudio (costas de Alvarado 62 km², Mar de Jónico oriental 1 100

km², y Golfo de Tarento 7 745 km²) y a los valores de abundancia estimada para cada población de tursiones.

Sin embargo, es importante mencionar que el consumo diario medio calculado para los tursiones del área de estudio (12.5 y 6.8 kg para tursiones adultos y jóvenes, respectivamente) es superior a lo reportado por Bearzi *et al.* (2010) y Ricci *et al.* (2020) (6.1 kg día⁻¹ y 5.4 kg día⁻¹, respectivamente), ya que, a diferencia de estos estudios, para la población de Alvarado se consideró que se alimentaban exclusivamente de las capturas de la pesca artesanal local. Si bien, este dato se encuentra entonces sobreestimado, tiene el propósito de proveer el panorama más exigente basado en la percepción de los pescadores locales (Arias-Zapata, 2019; Morteo *et al.*, 2022), mostrando así el escenario menos favorable para su economía.

La depredación de las pesquerías por parte de los mamíferos marinos es una preocupación económica en todo el mundo, y los estudios sobre el daño causados por los delfines deben proporcionar información sobre las pérdidas económicas en el contexto socioeconómico apropiado, al tiempo que investigan los parámetros de la población de tursiones, como sus movimientos y comportamiento (Brotons *et al.*, 2008).

De acuerdo con los datos de CONAPESCA (2009 – 2019), la producción total de ingresos por pesca en Alvarado se mantuvo constante durante gran parte del periodo de estudio (*i.e.*, 2009 – 2018; Anexo 2), pero tuvo un decremento de 11 500 toneladas en 2019, con una pérdida de más de 150 millones de pesos mexicanos.

Tomando como referencia los valores de CPUE obtenidos en la zona de Alvarado (Rechimont, 2015; Chávez-Martínez, 2017; Garcia-Hernández, 2022), se exhibe un problema socioeconómico para el sector pesquero, en el que la pesca ya no genera el rendimiento de años pasados. Esta situación ha sido reportada por pescadores en diversas ocasiones a través de encuestas (Arias-Zapata, 2019; Morteo *et al.*, 2022) y se ha observado de manera indirecta en la condición corporal de los tursiones, la cual ha empeorado conforme transcurre el tiempo (Ronzón-Contreras, 2018).

De acuerdo con los datos proporcionados por la FAO (2010) los pescadores de la región de Veracruz y Tamaulipas reciben un ingreso bruto semanal de entre \$ 500 y \$ 1000 pesos mexicanos. Jiménez-Badillo (2007) reportó que una embarcación puede estar constituida entre uno a diez pescadores, teniendo un gasto de insumos por viaje de pesca

entre \$ 270 a \$ 604 (incluye, gasolina, aceite, hielo, almuerzo y en casos particulares la carga de oxígeno para bucear), teniendo una ganancia diaria por pescador entre \$ 26 y \$ 400 (en promedio \$ 150 diarios).

En términos del daño económico, Morteo y Martínez-Serrano (2013), realizaron un análisis preliminar, en el que el 58% de los pescadores de Alvarado consideró perder cantidades diariamente entre \$ 400 a \$1,000 pesos mexicanos y años más tarde Arias-Zapata (2019) documentó que el 55% de ellos estimaron perder cantidades por encima de los \$1,600 pesos mexicanos. Sin embargo, de acuerdo con los datos de esta investigación, la pérdida económica estimada por día para cada embarcación fue variable a lo largo del tiempo, donde la media para todo el periodo resultó en \$390.80 pesos mexicanos por lance, y considerando que realizan entre 2 y 3 lances por día, esto se traduce en una pérdida de entre \$ 780 - \$ 1,170 pesos mexicanos por día.

Aunque la percepción del daño por parte de los pescadores está sobreestimada hasta en un 37% (Díaz, 2009; Arias-Zapata, 2019; Morteo *et al.*, 2022), no se encuentra lejos del valor calculado en este trabajo, y esto puede deberse a las variaciones temporales en esta actividad. Por ejemplo, los daños económicos, fueron significativamente mayores para el periodo de 2019 (\$592.00 pesos mexicanos por lance), y esto puede explicarse por un posible efecto de la sobrepesca en Alvarado, creando una mayor competencia por los peces restantes, así como mayor frecuencia de interacción con los tursiones (Snape *et al.*, 2018). Este efecto también fue consistente durante la temporada de lluvias (\$597.00 pesos mexicanos), cuando se presenta la mayor abundancia de peces presas del tursión, siendo la temporada de reproducción de muchas especies de peces que habitan o migran hacia la zona de estudio (Moran-Silva *et al.* 2005).

Por otra parte, se observó que, a diferencia de otros estudios (*i.e.*, islas Cerdeña-Asinara, e islas Mallorca-Baleares) (Lauriano *et al.* 2004; Gazo *et al.*, 2008), los cambios en la composición de especies en los eventos de depredación por parte de los tursiones no alteran significativamente la rentabilidad de las capturas para los pescadores (*i.e.*, la pérdida estimada en dichos estudios fue de \$ 23,279.49 y \$ 21,924.18, respectivamente).

Finalmente, aunque la pérdida económica estimada puede considerarse menor y con un efecto estacional, también deben considerarse los daños ocasionados a las redes durante

la depredación, provocando que sea imposible volver a operarlas correctamente en las próximas temporadas de pesca, lo que acorta su vida total esperada, y aumenta los costos por reparación que provocan pérdidas por tiempo y mano de obra (Bearzi *et al.*, 2008). Estos factores no fueron estimados en el presente trabajo y pueden también representar un fuerte factor psicológico en la percepción de los pescadores hacia su interacción con los delfines (Lauriano *et al.* 2004; Rocklin *et al.*, 2009).

XI. Conclusiones

- La captura (biomasa y CPUE) de la pesca artesanal agallera fue relativamente variable, lo cual se atribuye a factores ambientales especialmente durante la temporada de Lluvias.
- Se encontró alta sobreposición (90%) entre la dieta de los delfines y la actividad pesquera artesanal, aunque sólo el 34% de las 50 especies de peces capturadas son económicamente importantes (*e.g.*, Carangidae, Clupeidae, Elopidae, Lutjanidae).
- Aunque los lances con mayor biomasa parecen producir mayor frecuencia de interacción, los datos no muestran variaciones en la CPUE por efecto de la depredación por los tursiones.
- La estimación del daño y la pérdida económica resultaron bajos y con un fuerte efecto estacional (principalmente en la temporada de Lluvias), a pesar del uso de supuestos para modelar escenarios con impactos más negativos hacia la actividad pesquera.
- Aunque es necesaria una estimación integral del costo total de la depredación de los tursiones en la pesquería, las cifras representan una estimación inicial como base para futuros estudios que permitan a los administradores y legisladores considerar el problema desde un punto de vista cuantitativo.

XII. Recomendaciones

- Es necesario continuar los estudios sobre la interacción de tursiones con pesquerías tanto en las aguas costeras de Alvarado, como en otras regiones, con fines comparativos.

- Es importante establecer acciones con pescadores de la región, a través de programas de concientización, que permitan resaltar la importancia de los tursiones en los ecosistemas marinos.
- Las alternativas de desarrollo comunitario pueden proveer mejores opciones para la economía de los pescadores y población de la región.
- La estimación del daño económico puede mejorar considerando los daños a los artes de pesca y la consiguiente reducción de la capacidad de captura.
- Dado lo anterior, es posible plantear un programa de compensación por daños ocasionados por depredadores (tursiones) con fondos públicos y/o privados.

XIII. Referencias

- Aguilar-Chacón, A. P. (2015). Caracterización ecológica y variabilidad temporal de las agrupaciones de peces litorales del área costera adyacente de la plataforma continental, en la playa de las Barrancas, Alvarado, Veracruz. Tesis de Maestría y Pesquería de la Universidad Veracruzana, Boca del Río, Ver. México. 76.
- Aurioles-Gamboa, D. (2003). Interaction between the California sea lion and the artisanal fishery in La Paz Bay, Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*, 29(3), 357–370. <https://doi.org/10.7773/cm.v29i3.151>
- Arias-Zapata, A. (2019). Percepción de pescadores artesanales ante la interacción con delfines costeros (*Tursiops truncatus*) [Licenciatura]. UNIVERSIDAD VERACRUZANA.
- Arnason R. 1998. Pesca: Perfil General. Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo. Cuarta Edición. Organización Internacional del Trabajo. Madrid.
- Arreguín Sánchez, Francisco. (2006). “Pesquerías de México”. En Pesca, acuicultura e investigación en México. Comisión de Pesca y Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable, 384. México: Cámara de Diputados.
- Adey, W. H. (2000). Coral Reef Ecosystems and Human Health: Biodiversity Counts! *Ecosystem Health*, 6(4), 227–236. <https://doi.org/10.1046/j.1526-0992.2000.006004227.x>
- Aurioles-Gamboa, D. (2003). Interaction between the California sea lion and the artisanal fishery in La Paz Bay, Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*, 29(3), 357–370. <https://doi.org/10.7773/cm.v29i3.151>
- Barros, N. B. and Odell, D. K. (1990). Food habits of bottlenose dolphins in the southeastern United States. The bottlenose dolphin, 653, 309-328.
- Bearzi, G. (2002). Interactions between cetaceans and fisheries in the Mediterranean Sea. En: G. Notarbartolo di Sciara (Ed.). *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and Conservation Strategies*. ACCOBAMS Secretariat. Monaco. (pp. 78-97).
- Bearzi G, Fortuna CM, Reeves RR. (2008). Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* 39: 92–123.
- Bearzi, G., Agazzi, S., Gonzalvo, J., Bonizzoni, S., Costa, M., y Petroselli, A. (2010). Biomass removal by dolphins and fisheries in a Mediterranean Sea coastal area: Do dolphins have an ecological impact on fisheries? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(5), 549–559. <https://doi.org/10.1002/aqc.1123>
- Beltrán C. 2001. Promoción de la Pesca Costera: Aspectos socioeconómicos y técnicos de la pesca artesanal en El Salvador, Costa Rica, Panamá, Ecuador y Colombia. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, FAO Circular de Pesca. Roma.
- Bolaños-Cubillos NW. 2012. Informe de comisión al consejo directivo de CORALINA. Participación en la parte colombiana de la Global Reef Expedition, desarrollada en Serranilla, Bajo Alicia y Bajo Nuevo, Reserva de Biosfera Seaflower, Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina – Colombia (con tránsito por Jamaica). Corporación para el desarrollo sostenible del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina –CORALINA. San Andrés, 5 pp.
- Bolaños-Jiménez, J., Morteo, E., Delfín-Alfonso, C., Fruet, P. F., Secchi, E. R., y Bello-Pineda, J. (2021). Population dynamics reveal a core community of the common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in open waters of the south-Western Gulf of Mexico. *Front. Mar. Sci.* 8. doi: 10.3389/fmars.2021.753484
- Bowen, W. (1997). Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 158, 267–274. <https://doi.org/10.3354/meps158267>.
- Bowen, W. D., y Siniff, D. B. (1999). Distribution, population biology and feeding ecology of marine mammals. In *Biology of Marine Mammals*, pp. 423–484. Ed. by J. E. Reynolds, III, and S. A. Rommel. Smithsonian Institution Press, Washington. 578 pp.
- Bowen, W. D., y Iverson, S. J. (2012). Methods of estimating marine mammal diets: A review of validation experiments and sources of bias and uncertainty. *Marine Mammal Science*, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2012.00604.x>

- Brotons JM, Grau AM, Rendell L. (2008). Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science* 24: 112–127.
- Burke, E. K. (2004). The effect of acoustic deterrent devices on bottlenose dolphin depredation in the Spanish mackerel gillnet fishery. 39.
- Buscaino, G., Buffa, G., Sarà, G., Bellante, A., Tonello, A. J., Hardt, F. A. S., Cremer, M. J., Bonanno, A., Cuttitta, A., y Mazzola, S. (2009). Pinger affects fish catch efficiency and damage to bottom gill nets related to bottlenose dolphins. *Fisheries Science*, 75(3), 537–544. <https://doi.org/10.1007/s12562-009-0059-3>
- CENDEPESCA. 2006. Estadísticas pesqueras y acuícolas. Centro de Desarrollo de la Pesca y Acuicultura. Ministerio del Medio Ambiente y Recursos naturales. Vol 33.
- CONAPESCA (Comision Nacional de Acuicultura y Pesca). Informe de rendición de cuentas 2006-2012.
- CONAPESCA (Comision Nacional de Acuicultura y Pesca). Producción pesquera <http://www.conapesca.gob.mx>. Recuperado el 10 de enero 2022
- Chávez-Martínez K. (2017). Interacción entre el tursión (*Tursiops truncatus*) y la pesca artesanal de Alvarado, Percepción de la interacción tursiones-pesca artesanal 29 Veracruz, en función de la captura, calidad nutricional y composición isotópica de la comunidad de peces. Tesis de Maestría. Posgrado en Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, Baja California, México. 76 pp.
- Chávez-Martínez K, Morteo E, Hernández-Candelario I, Herzka S.Z y Delfin-Alfonso C.A (2022) Opportunistic gillnet depredation by common bottlenose dolphins in the southwestern Gulf of Mexico: Testing the relationship with ecological, trophic, and nutritional characteristics of their prey.
- Cisneros-Mata, M.A., Ezcurra, E., Mizcurra, M. y Velarde, E., (2004). Ecología de aves marinas, anomalías de El Niño y predicción de las pesquerías de sardina en el Golfo de California. *Aplicaciones ecológicas por la sociedad ecológica de América*, 14(2): 607-615.
- Connor, R. C., Wells, R., Mann, J. and A., Read. (2000). The bottlenose dolphin: social relationships in a fission-fusion society. En: J. Mann, R. Connor, P. Tyack y H. Whitehead (Ed.). *Cetacean Societies: Field studies of whales and dolphins*. University of Chicago Press. Chicago. (pp. 91-126).
- Connor R, Heithaus M and Barre L (2001) Complex social structure, alliance stability and mating access in a bottlenose dolphin 'super-alliance'. *Proceedings Biological Sciences/The Royal Society* 268, 263–267.
- Cox, T. M., Read, A. J., Swanner, D., Urian, K., y Waples, D. (2004). Behavioral responses of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to gillnets and acoustic alarms. *Biological Conservation*, 115(2), 203–212. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00108-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00108-3)
- Cruz-Escalona V.H. 2005. Interdependencia ecotrófica entre la laguna de Alvarado, Veracruz y la plataforma continental adyacente. Instituto Politécnico, Nacional. Tesis de Doctorado. México. 136p.
- Díaz Gamboa, R. (2003). Diferenciación entre tursiones *Tursiops truncatus* costeros y oceánicos en el golfo de california por medio de isótopos estables de carbono y nitrógeno [Maestría]. Instituto Politécnico Nacional Centro Interdisciplinario De Ciencias Marinas.
- Díaz, M. L. M. (2009). Propuesta metodológica para valorar el impacto de las actividades económicas en áreas costeras. *Iberoamericana de Economía Ecológica*, 11, 29–38.
- Duarte O., J. 2011-2016 Plano Veracruzano. Capitulo IV. Economía fuerte para el Progreso de la Gente. IV.2.1 Situación actual. Pag.156.
- Dzul, M. F. G. (2014). Captura de *Scomberomorus cavalla* y *S. maculatus* (Perciformes: Scombridae) y su relación con la temperatura superficial del mar (1998-2009) en el litoral veracruzano, Golfo de México. Tesis de Maestría. Universidad Veracruzana.
- Elizondo, C. E. A. (2017). Interacción de mamíferos marinos con los pescadores del Puerto de La Libertad, El Salvador. 81.
- Espino, G.D., Ruiz, A., Fuentes, P., Camacho, V., Blanco, M., Zamorano, P., López, A., Robles, E., Ortiz, M., Penié, I., y Arroyo, R. (2014). Propuesta metodológica para la valoración económica en sistemas costeros de México.
- FAO. (2005). Resumen informativo sobre la pesca por países. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación.
- FAO. (2010). Estudio social de la pesca en México: diagnóstico sobre la problemática social de los pescadores, su entorno y su visión sobre las posibles soluciones a los problemas que afectan la pesca. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, 30
- FAO (2014). “El Estado mundial de la pesca y acuicultura”. Roma, Italia, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

- Fertl, D. C. (1994). Occurrence, movements and behavior of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in association with the shrimp fishery of Galveston Bay, Texas. Doctoral dissertation. Texas A&M University. 116
- Fertl, D., y Leatherwood, S. (1997). Cetacean Interactions with Trawls: A Preliminary Review. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 22, 219–248. <https://doi.org/10.2960/J.v22.a17>
- Figueroa, D. M. O. (s/f). Interacción entre el tursión (*Tursiops truncatus*) y la pesca artesanal de Alvarado, Veracruz, en función de la captura, calidad nutricional y composición isotópica de la comunidad de peces.
- Fleischer, L. A. y Cervantes-Fonseca, F (1990). Abundancia de lobos marinos (*Zalophus californianus*) en la región de Guaymas, Sonora, México y su impacto en la pesca ribereña. En: SEPESCA (Ed.). Estudios sobre el lobo marino en el noroeste de México. (pp. 41-59). Secretaria de Pesca.
- Gallo J., y L. Rojas Bracho. (1985). Nombres científicos y comunes de los mamíferos marinos de México. *Anales del Instituto de Biología UNAM Serie Zoológica* 56:1043-1056.
- Gallo J. (2003). Mortandad de mamíferos marinos en el área de Guaymas debido a la interacción con las pesquerías. Centro de investigación en alimentación y desarrollo. México.
- García-Aguilar P. (2020). Uso de hábitat del tursión (*Tursiops truncatus*) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. [Licenciatura]. UNIVERSIDAD VERACRUZANA.
- García-Hernández E. (2022). Riqueza y biomasa íctica consumida por tursiones (*Tursiops truncatus*) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. [Licenciatura]. UNIVERSIDAD VERACRUZANA.
- García-Loredo, R. (1995). Presencia de la Tonina, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), en la Zona de pesca de camarón de Alvarado, Ver, México (CETACEA: DELPHINIDAE). Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- García-Vital, M., Morteo, E., Martínez-Serrano, I., Delgado-Estrella, A., y Bazúa-Durán, C. (2015). Inter-individual association levels correlate to behavioral diversity in coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Southwestern Gulf of Mexico. *Therya*, 6(2), 337–350. <https://doi.org/10.12933/therya-15-270>
- Gassman, J., y López-Rojas, H. (2015). Variación de la abundancia de los recursos pesqueros en el parque nacional Laguna de Tacarigua, Venezuela. *Acta Biol. Venez.* 35, 11–25 http://saber.ucv.ve/ojs/index.php/revista_abv/article/view/10307.
- Gazo, M., Gonzalvo, J., y Aguilar, A. (2008). Pingers as deterrents of bottlenose dolphins interacting with trammel nets. *Fisheries Research*, 92(1), 70–75. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.12.016>
- Gönener, S., y Ozdemir, S. (2012). Investigation of the Interaction Between Bottom Gillnet Fishery (Sinop, Black Sea) and Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in Terms of Economy. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12(1). https://doi.org/10.4194/1303-2712-v12_1_14
- Guzmán Amaya, P., Fuentes Castellanos, D. F., Mexico, Comisión de Pesca, y Centro de Estudios para Desarrollo Rural Sostenible y la Soberanía Alimentaria (Mexico). (2006). Pesca, acuicultura e investigación en México. Comisión de Pesca: CEDRSSA, Centro de Estudios para Desarrollo Rural Sostenible y la Soberanía Alimentaria.
- Harwood, J. 1992. Assessing the competitive effects of marine mammal predation of commercial fisheries. *S. Afr. J. mar. Sci.* 12:689-93.
- Heckel, G., M.G. Ruiz Mar, Y. Schramm y U. Gorter, 2018. Atlas de Distribución y Abundancia de Mamíferos Marinos en México. Universidad Autónoma de Campeche. . 186 p.
- Hernández, I. A. R. (2014). Desplazamiento de toninas (*Tursiops truncatus*) en la costa central de Veracruz, México [Licenciatura]. UNIVERSIDAD VERACRUZANA.
- Hernández-Milian, G., Berrow, S., Santos, M. B., Reid, D., y Rogan, E. (2015). Insights into the Trophic Ecology of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in Irish Waters. *Aquatic Mammals*, 41(2), 226–239. <https://doi.org/10.1578/AM.41.2.2015.226>
- Hurtado-Mejorada, O. (2021). “Actividad vocal y contexto conductual de tursiones que interactúan con la pesca artesanal en Alvarado, Veracruz, México,” (Veracruz, México: Universidad Veracruzana).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (1995). Estadísticas históricas de México Tomo I. México.
- INPESCA (Instituto Nicaragüense de la pesca y la Acuicultura). (2008). Estrategia para el desarrollo sostenible de la pesca artesanal, la seguridad alimentaria y la reducción de la pobreza de las familias vinculadas 2008-2015.

- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes J. A., (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629–638.
- Jefferson T., Würsig B. and Fertl D. 1992. Cetacean detection and responses to fishing gear. Marine Mammal Sensory Systems, New York.
- Jiménez-Badillo, M. L., Vargas-Hernandez, J.M., Cortes- Salinas, J.C. y Flores- Pineda, P. (2006). Catálogo de especies y artes de pesca artesanal del parque nacional sistema Arrecifal veracruzano. Universidad veracruzana. Primera edición. 189 pp.
- Jiménez-Badillo, M. L. (2007). Pesca Artesanal en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México. 39: 221-240.
- Jiménez, B. M. L., y Castro-Gaspar L. G. (2007). Pesca artesanal en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, México. 221-240 p. In: Granados, A., Abarca L.G. y J.M. Vargas (Eds.). La investigación científica en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Universidad Autónoma de Campeche. 304 p.
- Jiménez-Badillo M. L. (2008). Management challenges of small-scale fishing communities in a protected reef system of Veracruz, Gulf of Mexico. *Fisheries Management and Ecology*. 15: 19-26
- Jiménez Esquivel, V., López-Sagástegui, C., Cota Nieto, J. J., y Mascareñas Osorio, I. (2018). Comunidades costeras del noroeste mexicano haciendo ciencia. *Relaciones Estudios de Historia y Sociedad*, 39(153), 129. <https://doi.org/10.24901/rehs.v39i153.393>
- Kastelein, R. A., Vaughan, N., Walton, S., y Wiepkema, P. R. (2002). Food intake and body measurements of Atlantic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in captivity. *Marine Environmental Research*, 53(2), 199–218. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(01\)00123-4](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(01)00123-4)
- La Fauci D. 2017. Segregazione spaziale per classe d'età del delfino *Tursiops truncatus* Montagü, 1821 della costa centrale di Veracruz, Messico. Tesis de Maestría. Dipartimento Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università Politecnica delle Marche. Ancona, Italia. 43 pp.
- Laporta, P., Fruet, P. F., Flores, P. A., y Loureiro, J. D. (2016). Report of the Working Group on the Biology and Ecology of *Tursiops truncatus* in the Southwest Atlantic Ocean. 9.
- Lauriano, G., Fortuna, C. M., y Moltedo, G. (2004). Interactions between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara Island National Park (Sardinia): Assessment of catch damage and economic loss. 10.
- Lauriano, G. y Di Muccio, S. (2002). Check list of fish damage caught in bottom trammel nets in the Asinara Island National Park (north western Sardinia). *Biol. Mar. Medit.* 9:679-82.
- León-Valle W., Nuñez-Guale L. V., y Cedeño J. (2017). La pesca Artesanal un legado del saber ancestral, provincia de Santa Elena. *Revista de Investigaciones Sociales*. 13:51-63.
- Letherwood S., R.R. Reeves, F. W. Perrin y E.W. Evans. (1988). Ballenas, delfines y marsopas del Pacífico nororiental y de las aguas árticas adyacentes. Comisión Internacional del Atún Tropical, 245 pp.
- Loch, C., Marmontel, M., y Simões-Lopes, P. C. (2009). Conflicts with fisheries and intentional killing of freshwater dolphins (Cetacea: Odontoceti) in the Western Brazilian Amazon. *Biodiversity and Conservation*, 18(14), 3979–3988. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9693-4>
- López, J., Martínez, M., Hespe, P., Hernández, J., Vásquez, M., Gómez, L., Méndez, A., Jiménez, O. y Gachuz, S. (2011). Atlas de las costas de Veracruz manglares y dunas. Instituto de Ecología, 249 p.
- Maccarrone, V., Buffa, G., Di Stefano, V., Filiciotto, F., Mazzola, S., y Buscaino, G. (2014). Economic Assessment of Dolphin Depredation Damages and Pinger Use in Artisanal Fisheries in the Archipelago of Egadi Islands (Sicily). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 14(1). https://doi.org/10.4194/1303-2712-v14_1_19
- Martín-López B, González J. A, Vilarly S. 2013. Guía docente: Ciencias de la sostenibilidad. Universidad del Magdalena, el Instituto Humboldt, Universidad Autónoma de Madrid y el Programa de Cooperación Inter-universitaria UAM-Grupo Santander con América Latina. 145 pp.
- Martínez-Serrano, I. 2011. Ámbito hogareño y composición grupal de toninas *Tursiops truncatus* en la zona norte-centro de Veracruz, México. Tesis de Doctorado. Instituto de Neuroetología. Universidad Veracruzana. 181 pp.
- Mehsen, M., Secchi, E. R., Fruet, P. and Di Tullio, J. (2005). Diet of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. Paper SC/57/SM09 presented to the International Whaling Commission Scientific Committee.
- Maravilla, M. (2005). Reducción del impacto entre lobos marinos y redes agalleras en la Bahía de la Paz B. C. S., México: Hacia el desarrollo sustentable de las pesquerías.

- MEA-Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington. 155 pp.
- Milani C., Vella A. (2019). "Interactions between fisheries and cetaceans in the Thracian Sea (Greece) and management proposals", *Fish Manag Ecol*, 2019, 26. 10.1111/fme.12370.
- Mead, J. G., y Potter, C. W. (1995). Recognizing two populations of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) off the atlantic coast of north america morphologic and ecologic considerations. 14.
- Mora-Manzano, M. (2018). Análisis de la riqueza y diversidad de la dieta del tursión, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), con base en literatura publicada. Tesis de Licenciatura. Universidad de Guadalajara. Zapopan, Jalisco. 52.
- Morales-Rincón, N. (2016). Comportamiento de tursiones (*Tursiops truncatus*) en la interacción con la pesca artesanal en la costa central de Veracruz, México. Tesis de Maestría Universidad Veracruzana.
- Morales-Rincon N, Morteo E, Delfin-Alfonso CA (2019). Influence of artisanal fisheries on the behaviour and social structure of *Tursiops truncatus* in the South-western Gulf of Mexico. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 1–9.
- Moran-Silva, A., Martínez Franco, L. A., Chavez-Lopez, R., Franco-Lopez, J., Bedia-Sanchez, C. M., Espinosa, F. C., Mendieta, F. G., Brown-Peterson, N. J., y Peterson, M. S. (2005). Seasonal and Spatial Patterns in Salinity, Nutrients, and Chlorophyll α in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 17. <https://doi.org/10.18785/gcr.1701.14>
- Morantes-Castellanos A. R. (2022). Densidad poblacional del delfín nariz de botella *Tursiops truncatus* en la costa de Alvarado, Veracruz, México. [Licenciatura]. Pontificia Universidad Javeriana, Cali.
- Morteo E. (2011) Social ecology of dolphins (*Tursiops truncatus*) in the coastal waters of Alvarado, Veracruz, México (Doctoral thesis). Universidad Veracruzana, Veracruz, Mexico.
- Morteo, E., Rocha-Olivares, A., Arceo-Briseño, P., y Abarca-Arenas, L. (2012). Spatial analyses of bottlenose dolphin–fisheries interactions reveal human avoidance off a productive lagoon in the western Gulf of Mexico. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92, 1893–1900.
- Morteo, E., Martínez-Serrano, I., (2013). Real and perceived impacts of coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) on artisanal fisheries in the southwestern Gulf of Mexico. Págs. 150-151. 20a Conferencia Biental sobre Biología de Mamíferos Marinos. The Society for Marine Mammalogy. 9 al 13 de diciembre. Dunedin, Otago, Nueva Zelanda. DOI: 10.13140/RG.2.1.2848.2003
- Morteo, E., Rocha-Olivares, A., and Abarca-Arenas, L. G. (2014). Sexual segregation in coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the southwestern Gulf of Mexico. *Aquat. Mamm.* 40, 375–385. doi:10.1578/AM.40.4.2014.375
- Morteo, E., Rocha-Olivares, A., y Abarca-Arenas, L. G. (2017). Abundance, Residency, and Potential Hazards for Coastal Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) Off a Productive Lagoon in the Gulf of Mexico. *Aquatic Mammals*, 43(3), 308–319. <https://doi.org/10.1578/AM.43.3.2017.308>
- Morteo, E., Rocha-Olivares, A., Arceo-Briseño, P., y Abarca-Arenas, L. G. (2012). Spatial analyses of bottlenose dolphin–fisheries interactions reveal human avoidance off a productive lagoon in the western Gulf of Mexico. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(8), 1893–1900. <https://doi.org/10.1017/S0025315411000488>
- Morteo E., y Hernández-Candelario Isabel. (2007). Resultados Preliminares Sobre la Relación entre Delfines *Tursiops truncatus*, Embarcaciones y Artes de Pesca en el Sistema Arrecifal Veracruzano. <https://doi.org/10.13140/2.1.1672.8003>
- Morteo-Ortiz E., González-Zamora A. (2022). Zonas prioritarias de conservación: Un enfoque biogeográfico de micromamíferos en Veracruz. Págs. 299-339. En: Ramírez-Salazar M. y Silva-López G. (Eds.). *Geografía y Conservación: Conceptos e Investigaciones*. Universidad Veracruzana. ISBN 978-607-502-997-9. DOI: 10.25009/uv.2729.1629
- Mosquera-Guerra, F., Parra, C., Trujillo, F., Jiménez-Ortega, A. M., y Mantilla-Meluk, H. (2015). Valoración estacional de las amenazas contra la conservación de *Inia geoffrensis humboldtiana* (Cetartiodactyla Iniidae) en la cuenca del Río Meta, Colombia. *Therya*, 6(2), 371–388. <https://doi.org/10.12933/therya-15-248>
- Niño Torres, C. A., Urbán Ramírez, J., Vidal, O., y Gorter, U. (2011). Mamíferos marinos del Golfo de California: Guía ilustrada (1. ed).
- Northridge S. (1985). Estudio Mundial de las interacciones entre los mamíferos marinos y la pesca. FAO. Documento Técnico de Pesca. Roma: (251) 234p.

- Northridge, S. P. (1991). An updated world review of interactions between marine mammals and fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 251, Suppl. 1. FAO. Rome.
- Northridge, S.P. and Hofman, J.R. (1999). Marine mammal interactions with fisheries. In: J.R. Twiss and R.R. Reeves (eds.), Conservation and Management of Marine Mammals. Smithsonian Inst. Press, Washington, DC, pp. 99-119.
- Olivares-Rodríguez, E.A. (2017). Ontogenia alimentaria del tursiÓN *Tursiops truncatus* en la Península de Yucatán, México. Tesis de Maestría, en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos. Instituto Politécnico Nacional. México, La Paz, B. C. S., México. 58
- Ortiz-Lozano, L. D. Arceo-Briseño, P., Granados-Barba, A., Salas-Monreal, D., Jiménez-Badillo, M. L. (2010). Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz. Zona Costera; Enrique Florescano, Juan Ortíz Escamilla, coordinadores. México: Gobierno del Estado de Veracruz: Comisión del Estado de Veracruz para la Conmemoración de la Independencia Nacional y la Revolución Mexicana: Universidad Veracruzana. v. I, p. 123-146.
- Pardalou, A., and Tsikliras, A.C. (2020). Factors influencing dolphin depredation in coastal fisheries of the northern Aegean Sea: Implications on defining mitigation measures. Mar. Mamm. Sci. 36, 1126–1149. doi: 10.1111/mms.12702
- Párraga, D. P., Cubillos, L. A. y Correa-Ramirez, M. A. 2010. Variaciones espacio-temporales de la captura por unidad de esfuerzo en la pesquería artesanal costera del pargo rayado *Lutjanus synagris*, en el Caribe colombiano y su relación con variables ambientales. Revista de biología marina y oceanografía, 45(1), 77-88.
- Pennino, M. G., Rotta, A., Pierce G. J. y Bedillo, J. (2014). Interaction between bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) and trammel nets in the Archipelago de la Maddalena, Italy. Hydrobiologia. 747. 10.1007/s10750-014-2127-7.
- Pérez Hernández M. A., Torres Orozco, R. B. (2000). “Evaluación de la riqueza de especies de peces en las lagunas costeras mexicanas: Estudio de un caso en el Golfo de México”, Hidrobiológica 10(2), 74-83 pp.
- Perrin W. F., Thieleking J. L., Walker W. A., Archer F. I., y Robertson K. M. (2011). Common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in California waters: Cranial differentiation of coastal and offshore ecotypes. Marine Mammals Science. 27(4): 769–792; DOI: 10.1111/j.1748-7692.2010.00442.x
- Perrin, WF (2020). Base de datos mundial de cetáceos. Consultado en <http://www.marinespecies.org/cetacea> el 2020-06-09.
- Pianka E. R. (1973). The structure of lizard communities. Annual Review of Ecology and Systematics 4: 53–74.
- Plançayí, É. y Butterworth D. (2009). Competition with fisheries. Second Edition. California (Ca): Encyclopedia of Marine Mammals.
- Pardo Rueda, M. A. (2009). Condiciones fisicoquímicas y biológicas que modulan la abundancia de cetáceos sobre Cuenca Alfonso, Golfo de California. Tesis de Doctorado, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, B. C. S., México. 101.
- Potter I. C., Bird, D. J., Claridge, P. N., Clarke, K. R., Hyndes, G. A., Newton, L. C. (2001) “Fish Fauna of the Severn Estuary. Are there long-term changes in abundance and species composition and are the recruitment patterns of the main marine species correlated?” Journal of Experimental Marine Biology and Ecology (258), 15 – 37 pp.
- Pritchard, D. (1994). King, *Scomberomorus cavalla*, and spanish, *Scomberomorus maculatus*, mackerel migration and stock assessment study in the southern Gulf of Mexico. Final Report to the National Oceanic and Atmospheric Administration pursuant to NOAA. Award No. NA37FF0056-01
- Raga, J., y Pantoja, J. (2004). Proyecto mediterráneo. Zonas de especial interés para la conservación de los cetáceos en el Mediterráneo español. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Ramírez, M. C. O. (2003). Evaluación de las interacciones de delfines de río *Inia geoffrensis* y *Sotalia fluviatilis* con pesquerías en el río Amazonas. 138.
- Ramírez, R. T., Morteo, E. y Portilla, O. E. 2005. Basic aspect on the biology of the bottlenose Dolphin, *Tursiops truncatus*, in the Coast of Nautla, Veracruz. En: 16th Biennial Conference on Marine Mammal Biology, San Diego, CA, EEUU, 12-16 de diciembre. p. 230.
- Read, A. J. (2008). The looming crisis: Interactions between marine mammals and fisheries. Journal of Mammalogy, 89(3), 541–548. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-S-315R.1.1>
- Read, A. J., Drinker, P., and Northridge, S. (2006). Bycatch of Marine Mammals in U. S. and Global Fisheries. Conservation Biology 20:163–169.

- Reeves, R. R., Stewart B. S., Clapham P. J., Powell J. A. and Folkens P. A. 2002. Guide to Marine Mammals of the world. Chanticleer Press. Edition. New York. 527 pp.
- Rechimont, M. (2015). Evaluación de la depredación del delfín costero (*Tursiops truncatus*) sobre la pesquería artesanal en la costa central de Veracruz. Tesis de maestría. Instituto de Ecología, 59 p.
- Rechimont, M., Lara-Dominguez, A., Morteo, E., Martínez-Serrano, I., Equihua, M. (2018). Depredation by Coastal Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Southwestern Gulf of Mexico in Relation to Fishing Techniques. *Aquatic Mammals*, 366-378.
- Reynolds, J., E. R., Wells y S. D. Eide. (2000). The bottlenose dolphin. *Biology and Conservation*. University Press Florida. 12-17 p.
- Ricci, P., Ingrosso, M., Carlucci, R., Fanizza, C., Maglietta, R., Santacesaria, F. C., et al. (2020). "Quantifying the Dolphins-Fishery Competition in the Gulf of Taranto (Northern Ionian Sea, Central Mediterranean Sea)," in *MetroSea 2020 - TC19 International Workshop on Metrology for the Sea* (Naples, Italy), pp.94–99.
- Richards, W. J. (2006). Early stages of Atlantic fishes: an identification guide for the Western Central North Atlantic. Boca Raton, CRC Press.
- Rocklin, D., Santoni, M.-C., Culioli, J.-M., Tomasini, J.-A., Pelletier, D., y Mouillot, D. (2009). Changes in the catch composition of artisanal fisheries attributable to dolphin depredation in a Mediterranean marine reserve. *ICES Journal of Marine Science*, 66(4), 699–707. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp036>
- Ronzón-Contreras, F. (2018). Variación temporal en la condición corporal del tursión (*Tursiops truncatus*) de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.
- Rossmann, S., Berens McCabe, E., Barros, N. B., Gandhi, H., Ostrom, P. H., Stricker, C. A., y Wells, R. S. (2015). Foraging habits in a generalist predator: Sex and age influence habitat selection and resource use among bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Marine Mammal Science*, 31(1), 155–168. <https://doi.org/10.1111/mms.12143>
- Ruiz-Hernández, I. A. 2014. Desplazamientos de toninas (*Tursiops truncatus*) en la costa central de Veracruz, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana. 60 pp.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación Subsecretaría de Alimentación y Competitividad. (2012). Segundo Informe de labores (pp. 1-176)- México D.F.
- Santos, M. B., Fernández, R., López, A., Martínez, J. A., y Pierce, G. J. (2007). Variability in the diet of bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Galician waters, north-western Spain, 1990–2005. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87(1), 231–241. <https://doi.org/10.1017/S0025315407055233>
- Segura-García, I., Rojo-Arreola, L., Rocha-Olivares, A. (2018). Procesos Ecoevolutivos que Generan Diversidad entre Delfines Nariz de Botella, *Tursiops truncatus*, Poblaciones de Baja California, México. *Evol Biol* 45, 223–236. <https://doi.org/10.1007/s11692-018-9445-z>
- SEMARNAP (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca), (2010). Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca.
- Similä, T. y Ugarte, F. (1993). Surface and underwater observations of cooperatively feeding killer whales in northern Norway. *Can. J. Zool.* 71:1,494-9.
- Snape, R.T.E., Broderick, A.C., Çiçek, B.A. (2018). Conflict between Dolphins and a Data-Scarce Fishery of the European Union. *Hum Ecol* 46, 423–433. <https://doi.org/10.1007/s10745-018-9989-7>
- Sumich J. L. (1992). An Introduction to the Biology of Marine Life. 5th Edition. Wm. C. Brown Publishers. 499 p.
- Tenorio-Fernandez, L., Zavala-Hidalgo, J., & Olvera-Prado, E. R. (2019). Seasonal variations of river and tidal flow interactions in a tropical estuarine system. *Continental Shelf Research*, 188, 103965.
- Torres, L. G., Rosel, P. E., D'Agrosa, C., y Read, A. J. (2003). Improving management of overlapping bottlenose dolphin ecotypes through spatial analysis and genetics. *Marine Mammal Science*, 19(3), 502–514. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2003.tb01317.x>
- Torres, L. G., (2007). Top predator distribution and foraging ecology in Florida Bay. PhD thesis. Duke University, Durham NC.
- Turriago, C. S. B. (2001). Aspectos socioeconómicos y técnicos de la pesca artesanal en el Salvador, Costa Rica, Panamá, Ecuador Y Colombia. 957, 79.
- Universitat Politècnica de València, E. (2014). Estudio y valoración de daños de la interacción entre cetáceos y pesquerías artesanales. *Ingeniería del agua*, 18(1), ix. <https://doi.org/10.4995/ia.2014.3293>

- Urbán, R. J. y Guerrero-Ruiz, M. (2008). Ficha técnica de *Tursiops truncatus*. En: Urbán R., J. (Comp.). Conocimiento biológico de las especies de mamíferos marinos, incluidas en la Norma Oficial Mexicana-059-SEMARNAT-2001. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. CK009. México.
- Vaz-Ferreira, R. 1976. *Otaria flavescens* (Shaw) Southern sea lion. Advisory Committee on Marine Resources Research. Scientific Consultation on Marine Mammals: Bergen, Norway. 20 pp
- Vega López, E., y Gallardo López, M. A. (1999). Economía ambiental: Lecciones de América Latina. Salud Pública de México, 41, S161–S161. <https://doi.org/10.1590/S0036-36341999000800017>
- Vidal, O. (1994). Cetaceans and gillnet fisheries in Mexico, Central America and the Wider Caribbean: A preliminary review. 13.
- Vollmer, N. L., y Rosel, P. (2013). A Review of Common Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus truncatus*) in the Northern Gulf of Mexico: Population Biology, Potential Threats, and Management. Southeastern Naturalist. <https://doi.org/10.1656/058.012.m601>
- Wells, R. y Scott, M. (2002). Bottlenose dolphins. *Tursiops truncatus* and *T. aduncus*. En: Perrin, W., B. Würsig y J. Thewissen (Ed.). Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press. San Diego, CA. (pp. 122-128).
- Wells, R. S., y Scott, M. D. (2009). Common Bottlenose Dolphin. En Encyclopedia of Marine Mammals (pp. 249–255). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373553-9.00062-6>.
- Wells R. S., y Scott M. D. (2018). Bottlenose Dolphin, *Tursiops truncatus*, common bottlenose dolphin. Editor(s): Bernd Würsig, J.G.M. Thewissen, Kit M. Kovacs, Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition), Academic Press
- Whitehead, H., L. Rendell, R.W. Osborne And B.Wu" RSIG. (2004). Culture and conservation of non-humans with reference to whales and dolphins: Review and new directions. Biological Conservation 120:427–437.
- Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C, Halpern BS, Jackson JBC, Lotze HK, Micheli F, Palumbi SR (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. Science 314: 787-790.
- Zepeda-Borja, k. M., Morteo, E., Guzón-Zatarain, O., Pérez-España, H., Delfín-Alfonso, C. H. y Bello-Pineda, J. (2022). Interannual shifts in sea Surface temperatura and chlorophyl drive the relative abundance and groups size of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* on the Southeast Gulf of California. Latin American Journal of Aquatic Mammals 17(1), 35-42. Doi: <https://doi.org/10.5597/lajam00278>

Anexo 2 producción pesquera para la zona de Alvarado Ver.

Producción pesquera para la zona de Alvarado Ver. Datos obtenidos de CONAPESCA		
Año	Pesca (biomasa Kg en toneladas)	Valor (\$)
2009	10494.6	\$ 189,745,424.92
2010	9484.2	\$ 166,558,570.75
2015	11507.7	\$ 230,383,776.79
2016	16520.5	\$ 366,927,672.39
2017	17214.5	\$ 436,652,410.92
2018	14555.1	\$ 415,184,653.70
2019	3054.7	\$ 141,614,681.00

“Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz”

www.uv.mx

