

2007A – 2011B

302270633

**UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA**  
**CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y**  
**AGROPECUARIAS**



**EVALUACIÓN DE LA SUSCEPTIBILIDAD A LA**  
**PESCA Y PÉRDIDA DE HÁBITAT DE PECES**  
**ARRECIFALES DEL PACÍFICO MEXICANO**

**TESIS PROFESIONAL**  
**QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE**  
**LICENCIADO EN BIOLOGÍA**

**PRESENTA**  
**MARÍA MARTÍNEZ TORRES**  
**ZAPOPAN, JAL., JULIO DEL 2014**



## DEDICATORIA

A mis padres Narciso Martínez Rodríguez y Ma. Asunción Torres Iñiguez, porque día a día me han llevado de la mano con sus consejos, confianza y apoyo incondicional para poder lograr mis metas.

A mi hermano Julio Cesar, por el honor de crecer y aprender juntos.

*Por qué juntos son los tres pilares que sostienen mi vida y el motor con el que sigo adelante, sin ustedes simplemente estaría incompleta, los amo...*

# AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Héctor Reyes Bonilla, por el apoyo, confianza, enseñanzas, dedicación y paciencia para poder realizar esta tesis. Por darme la oportunidad de formar parte de su equipo de trabajo en su laboratorio donde he tenido la oportunidad de aprender e impulsar mi carrera profesional.

A mis sinodales Cristian, Ildefonso, Fabián y Martín, cuyos consejos, opiniones y observaciones fueron parte fundamental para la realización de esta tesis.

A mis profesores de la Universidad de Guadalajara por compartir parte de sus conocimientos y sabiduría dentro de cada salón de clases. En especial a la Dra. Alicia Loéza y al MC. Idelfonso Enciso, por su amistad y confianza, por los consejos que me impulsaron a seguir adelante con mis sueños, por la paciencia y el cariño recibido.

A mis tíos Jesús, Salome y Cecilia, por ayudarme a seguir adelante y por no dejarme renunciar a mis sueños cuando las cosas no iban bien en casa, a mis primos, Claudia, Cecilia, Erika, Manuel, Emmanuel y Roció porque siempre hemos sabido compartir las alegrías de la vida y juntos me han enseñado a valorar lo que es una gran familia.

A mí siempre e incondicional amiga Mayra Espinoza, por el placer de compartir las cosas bellas de la vida, por las risas, los llantos, por ser parte importante en este esfuerzo de querer madurar profesional y personalmente en esta vida, (algún día lo lograremos amiga!!) Gracias por ser la cómplice en mis travesuras, por apoyarme siempre y estar preséntate a cada paso de mi vida.

A Francisco Ortiz por tu apoyo, amistad, fuerza y estímulo para seguir adelante, por no dejarme caer y tener la paciencia de tolerar mis histerias en los momentos difíciles.

A mis compañeros del laboratorio de sistemas arrecifales (Champ, Omar, Dani, Alfredo, Adriana, Triana, Carolina, Pet, Rebe, Vlado, Diego, Gaby y Ary). Por el apoyo, enseñanzas,

por los momentos agradables en la sobremesa y por el simple hecho de compartir un mismo gusto por la ciencia.

Y finalmente pero no menos importantes a mis TROPICALES queridos Sarita, Magda, Viole, Paco, Chunga y David, porque nuestra amistad no solo es el gusto por el mar, sino por la fiesta jeje!! . Grandes son aquellas personas que marcan tu vida y ustedes cada uno a su manera han sabido quedarse en mi corazón, agradezco haberlos conocido y aunque poco a poco la vida nos lleva por caminos distintos sé que nuestra distancia se limita a una llamada y que contare con ustedes siempre, como ustedes lo harán conmigo, los quiero mucho!!.

## RESUMEN

México posee regiones con alta riqueza y endemismo, desafortunadamente hay evidencia de que las especies ícticas del Pacífico y el Golfo de California han sido afectadas por pesca y daños a la pérdida de hábitat, ya que dependiendo sus características biológicas y ecológicas, algunas especies son más vulnerables que otras. La utilidad de este estudio es apuntar hacia la detección de especies que puedan requerir mayor atención en su status, aún si no han sido evaluadas por las agencias de conservación nacionales e internacionales que enlistan el nivel de amenaza de las especies, como la NOM-059-ECOL y la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. El objetivo de este trabajo es evaluar la tolerancia hacia la pesca y la pérdida del hábitat de las especies ícticas de zonas arrecifales en el Golfo de California y el Pacífico Mexicano, a partir de ciertas características biológicas reconocidas como indicadores confiables de su vulnerabilidad. Se llevaron a cabo censos de la íctiofauna de cuatro regiones (Bahía de los Ángeles B.C., La Paz B.C.S, Islas Marietas Jal., y Huatulco Oax.) donde se encontró un total de 130 especies. Para cada una de las especies se determinó la susceptibilidad a la pesca (Nivel trófico, abundancia, talla máxima) y a la pérdida de hábitat (Rango de profundidad, distribución, número de hábitats). Los resultados muestran mayor tendencia de las especies a la susceptibilidad por pérdida de hábitat que por la pesca. Dentro de las familias con un nivel mayor a 0.5 de susceptibilidad por pérdida de hábitat, encontramos a Labrisomidae, Sphyraenidae y Tripterygiidae, mientras que a la susceptibilidad por pesca fueron Sphyrnidae, Ginglymostomatidae y Dasyatidae. Además, se analizó que región de estudio es la más susceptible a la pesca y pérdida de hábitat, y se encontró una diferencia significativa siendo Bahía de los Ángeles (B.C.) y Huatulco (Oax.) los

más afectados, probablemente por la distribución limitada, especialización trófica y baja abundancia de las especies.

# EVALUACIÓN DE LA SUSCEPTIBILIDAD A LA PESCA Y PÉRDIDA DE HÁBITAT DE PECES ARRECIFALES DEL PACÍFICO MEXICANO

## ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN .....	1
2. ANTECEDENTES .....	5
3. JUSTIFICACIÓN .....	10
4. OBJETIVOS .....	11
4.1 Objetivo general .....	11
4.2 Objetivos particulares .....	11
5. ÁREA DE ESTUDIO .....	12
6. MATERIALES Y MÉTODOS .....	14
6.1 Trabajo en campo .....	14
6.2 Análisis de datos .....	15
6.3 Análisis estadísticos .....	18
7. RESULTADOS .....	19
7.1 Susceptibilidad a la pesca y pérdida de hábitat de las especies .....	19
7.2 Susceptibilidad a la pesca por especie .....	21
7.3 Susceptibilidad a la pérdida de hábitat por especie .....	22
7.4 Susceptibilidad de los peces a la pesca y pérdida de hábitat por familia .....	23
7.5 Susceptibilidad de las familias de peces a la pesca .....	31
7.6 Susceptibilidad de las familias de peces a la pérdida de hábitat .....	32
7.7 Análisis comparativos entre la susceptibilidad de las especies comerciales y no comerciales .....	33
7.8 Comparativo entre la susceptibilidad de los peces territorialistas y no territorialistas .....	35
7.9 Análisis comparativo entre la susceptibilidad de las especies de peces por sitio .....	37
8. DISCUSIÓN .....	39
8.1 Métodos que evaluaron la susceptibilidad de la ictiofauna a la pesca y pérdida del hábitat .....	39
8.2 Confiabilidad de los criterios biológicos aplicados .....	44
9. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS .....	47
9.1 Susceptibilidad a la pesca y pérdida de hábitat de las especies .....	47

9.2 Susceptibilidad de las familias .....	51
9.3 Análisis comparativos entre la susceptibilidad de las especies comerciales- no comerciales y territoriales-no territoriales.....	53
10. LITERATURA CITADA .....	56

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Localización de los sitios considerados para el estudio.....	13
<b>Figura 2.</b> Método de censos versátil.....	14
<b>Figura 3.</b> Ejemplo de la división de categorías en nivel alto, medio y bajo de susceptibilidad (tomado de Hockey y Curtis, 2008).....	17
<b>Figura 4.</b> Valores de susceptibilidad al riesgo de extinción de las especies, según los índices de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y a la pesca.....	20
<b>Figura 5.</b> Representación de las 20 especies de peces más susceptibles a la pesca.....	21
<b>Figura 6.</b> Representación de las 20 especies de peces más susceptibles a la pérdida de hábitat.....	22
<b>Figura 7.</b> Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para las familia.....	23
<b>Figura 8.</b> Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Carangidae.....	24
<b>Figura 9.</b> Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Haemulidae. ....	25
<b>Figura 10.</b> Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Labridae.....	26
<b>Figura 11.</b> Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Lutjanidae.....	27
<b>Figura 12.</b> Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Pomacentridae.....	28
<b>Figura 13.</b> Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Serranidae.....	29
<b>Figura 14.</b> Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Tetraodontidae. ....	30
<b>Figura 15.</b> Susceptibilidad de las familias de peces a la pesca.....	31
<b>Figura 16.</b> Susceptibilidad de las familias de peces a la pérdida de hábitat.....	32
<b>Figura 17.</b> Comparación de susceptibilidad a la pesca entre las especies comerciales y no comerciales.....	33
<b>Figura 18.</b> Comparación de susceptibilidad a la pérdida de hábitat de las especies comerciales y no comerciales.. ....	34
<b>Figura 19.</b> Comparación de susceptibilidad a la pesca de las especies territorialistas y no territorialistas. ....	35
<b>Figura 20.</b> Comparación de susceptibilidad a la pérdida de hábitat de las especies territorialistas y no territorialistas. ....	36

<b>Figura 21.</b> Susceptibilidad de las especies de peces a la pesca por sitios.....	37
<b>Figura 22.</b> Susceptibilidad de las especies de peces a la pérdida de hábitat por sitios. .....	38

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Resumen de los criterios de la UICN para la inclusión en una categoría de amenaza (Vulnerable, En Peligro o En Peligro Crítico).....	40
<b>Tabla 2.</b> Resumen de los criterios de CITES para la inclusión de especies comercialmente importantes.....	41
<b>Tabla 3.</b> Resumen de los criterios de NOM para la inclusión de especies en una categoría de amenaza.....	42
<b>ANEXO 1</b> .....	64
<b>ANEXO 2</b> .....	68

## 1. INTRODUCCIÓN

Los peces son el grupo de vertebrados más antiguo que existe y su número de especies es extenso. En la actualidad podemos encontrar alrededor de 28,000 taxones descritos (Nelson, 2006), pertenecientes a 515 familias; de las cuales solo unas 17,000 pertenecen al ámbito marino (Eschmeyer *et al.*, 2010).

La plasticidad en las características biológicas de este grupo de vertebrados, patentes en su diversidad de formas y funciones, los han llevado a sobrevivir exitosamente a lo largo de la historia evolutiva. La tolerancia de las especies puede ser grande y ello les permite soportar cambios en la temperatura, pH, salinidad del agua entre otros factores (Moyle y Cech, 2000). Debido a lo anterior, los peces marinos ocupan una gran diversidad de hábitats en los océanos, desde zonas someras hasta áreas abisales. La mayor diversidad en el grupo se encuentra presente en aguas tropicales, donde los individuos se resguardan, reproducen y alimentan especialmente en los arrecifes coralinos y rocosos, los cuales son considerados sistemas biológicos importantes por su alta productividad (López-Gómez y Aguilar-Perera, 2010).

En México existen alrededor de 1,400 especies de peces marinos en el litoral del Océano Pacífico, que representan un recurso importante para múltiples pesquerías ribereñas, artesanales e industriales dependiendo de su uso y comercialización (Viana, 2009). La captura genera ingresos a amplios sectores de la población y ofrece un aporte relevante a la economía del país (Gutiérrez, 2005). No obstante, la actividad pesquera ha llegado a representar una amenaza importante para la conservación de los peces marinos (Pauly *et al.*, 2002; Cheung, 2005; Reynolds *et al.*, 2005; Cheung, 2007), al no ser extraídos solo las especies de interés comercial (Cheung, 2005), si no que el

manejo deficiente y la incorrecta selección de artes de pesca ocasiona daños asociados a la pesca incidental de especies que tienden a tener poco o ningún uso aprovechable por el hombre; siendo así, parte de los desechos de las embarcaciones pesqueras (García, 2003). Además, dan lugar a un efecto de reducción de tamaño poblacional de las especies, volviéndolas susceptibles y provocando eventualmente un colapso en las poblaciones y por consecuencia en las pesquerías (Somma, 2003), lo que origina un interés para su conservación (Dulvy *et al.*, 2003; Sadovy y Cheung, 2003; Cheung, 2007).

En México se reconocen tres zonas de arrecifes coralinos: La costa del Pacífico, las costas de Veracruz y Campeche en el Golfo de México y la costa este de la Península de Yucatán (Spalding *et al.*, 2001). Los arrecifes de coral son las comunidades más diversas y productivas de los mares, pero también las más vulnerables a las actividades antropogénicas que se llevan a cabo en el lugar, llegando a tener fuertes impactos en los ecosistemas. Tal es el caso de las artes de pesca que barren y destruyen el lecho marino (Spalding *et al.*, 2001), la construcción de infraestructura y la extracción de material de construcción como arena y piedra caliza (Groom *et al.*, 2006). Además, se incluyen las actividades recreativas por parte del turismo como el buceo (Dearden *et al.*, 2006), que promueven el pisoteo o colecta de ejemplares o partes del coral, lo que daña la cubierta de los arrecifes y a sus especies asociadas, actividad que a un mediano o largo plazo puede causar la muerte de los corales y de toda su fauna asociada (Carricart-Ganivet y Horta-Puga, 1993).

Los daños hacia las especies dependen de la interacción entre las amenazas extrínsecas y la capacidad intrínseca de las poblaciones para responder a estas amenazas. Debido a esto, se esperaría que los impactos sean mayores en las especies

que tienen baja capacidad de dispersión y tamaño corporal pequeño, al ser los más asociados a los arrecifes, creando como impulso, el descenso de los ecosistemas de arrecifes (Reynolds *et al.*, 2005).

La susceptibilidad de un pez a la pérdida de hábitat y a la pesca está en parte determinada por su propia biología. Por ejemplo, una especie que alcance la talla máxima normalmente presentará madurez tardía (Reynolds, 2005), característica que va ligada a una baja tasa de crecimiento; por lo tanto, este tipo de organismos tiende a ser más susceptibles a la pesca ya que sus poblaciones toman mucho tiempo para recuperarse de un impacto (Jennings *et al.*, 1999). Otro ejemplo es que algunas especies tienen la capacidad de modificar sus hábitos y cambiar de residencia (por ejemplo, de un arrecife coralino a uno rocoso) y esa plasticidad les otorga un seguro en contra de la modificación física de los ecosistemas marinos (Cárdenas, 2010). En resumen, es factible emplear las características de vida de los peces para tener una idea general de su resistencia a perturbaciones inducidas por el hombre.

Dentro de las características empleadas en el presente trabajo, las más importantes son: el nivel trófico, en el cual las especies carnívoras tienden a ser más grandes de tamaño y con poblaciones relativamente bajas, por lo que no toleran una excesiva explotación (Reid *et al.*, 2005); la talla máxima que es relacionada con la tasa de crecimiento, mortalidad, maduración y longevidad, además de estar ligada a la masa corporal de la especie (Cailliet y Goldman, 2004); la abundancia que es el número de individuos determina la estructuración y diversidad de las comunidades, y afecta características como el éxito reproductivo y el reclutamiento (Gladstone, 2007); el ámbito de distribución geográfico y batimétrico, en los cuales las especies más ampliamente dispersas tendrán menos probabilidades de sufrir daños en un alto

porcentaje de sus poblaciones y la profundidad actúa como un sistema de defensa ya que disminuye la probabilidad de ser extraída por las redes de pesca (Ceballos *et al.*, 2009; Nelson *et al.*, 2009); y finalmente, el número de hábitats en los que se presenta la especie, donde el nivel de especialización de las especies en cada característica biológica es un atributo que señala claramente el nivel de riesgo de amenaza de la especie hacia las perturbaciones (Hockey y Curtis, 2009). Estas características ya antes descritas por diferentes investigadores interesados en la conservación, son indicadores confiables que serán parte importante para evaluar el nivel de riesgo de cada especie en este trabajo.

Debido a la relevancia económica de los peces, en México se han creado normas nacionales para resguardar aquellas especies en riesgo como la NOM-ECOL-059 (SEMARNAT, 2010) y la situación de las especies está siendo revisada por organizaciones internacionales como la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Torres-Orozco, 2011). En ambos casos se han establecido métodos y categorías para determinar el grado de amenaza de las especies. Sin embargo, las evaluaciones aplicadas toman tiempo y representan un gasto económico considerable para reunir a los expertos y en ocasiones se pide información biológica que aún no está disponible debido a que no sido generada (Guijt *et al.*, 2001). Considerando esta situación y buscando una forma de apoyar el desarrollo de estrategias de conservación de las especies de peces del Pacífico mexicano, en este trabajo se empleará un método que sea útil para una fácil y eficiente predicción de amenaza de las especies ícticas, basado en las características biológicas de las especies.

## 2. ANTECEDENTES

Históricamente se ha reconocido la importancia ecológica de los peces y la función que desempeñan dentro de los ecosistemas (Petchey y Gaston, 2002). De igual forma, hay bastante información sobre la composición de las comunidades ícticas y su estructura comunitaria, lo que demuestra que la íctiofauna responde a la diversidad de hábitats que utilizan (Sale, 1991; Aburto y Balart, 2001).

Por lo tanto, la amenaza a estas especies está muy presente al no tenerse un control sobre las áreas de pesca, que en muchas ocasiones llegan a ser sobreexplotadas (FAO, 2002). Debido a esto, actualmente encontramos organismos o agencias nacionales e internacionales, que evalúan el nivel de riesgo de extinción de las especies, designando criterios según el nivel de amenaza que presentan. En México este papel lo cumple la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL, publicada por primera vez en 1994, la cual se enfoca a proteger las especies silvestres, estableciendo cuatro categorías de riesgo: peligro de extinción, amenazada, rara y sujeta a protección especial. La NOM es una herramienta base para la protección de las especies y su hábitat, al promover acciones en su defensa, aunque la evaluación de cuáles especies eran admitidas en esta norma no era muy clara y faltaba objetividad en la asignación de categorías (SEMARNAT, 2002). Debido a esto, la versión 2002 de esta norma presenta cambios en las categorías de riesgo, quedando entonces como probablemente extinta en el medio silvestre, en peligro de extinción, amenazada y sujeta a protección especial (SEMARNAT, 2002). Además, a partir de ese mismo año se emplea el “Método de Evaluación de Riesgo” (MER), con el cual se califica de forma cuantitativa si una especie debe o no pertenecer a la lista. Aún con las mejoras, el proceso es lento y la

siguiente versión de la NOM (la actual en operación) tardó ocho años en ser publicada (SEMARNAT, 2010).

En el ámbito internacional, en 1948 se fundó la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), la cual tiene como meta implementar, influir o ayudar a la sociedad a conservar los recursos naturales. Para ello la organización establece nueve criterios de riesgo para las especies en los que se presentan: No evaluado (Not evaluated), Datos deficientes (Data deficient), Preocupación Menor (Least Concern), Casi Amenazado (Near Threatened), Vulnerable (Vulnerable), En Peligro (Endangered), Críticamente Amenazado (Critically Endangered), Extinto en estado Silvestre (Extinct in the wild) y Extinto (Extinct) (UICN, 2012). A partir de 1995 la agencia ha estado evaluando el riesgo de extinción de las especies de peces con ayuda de un método que integra la historia de vida y características ecológicas de los peces marinos para estimar su vulnerabilidad a diversos factores (incluyendo la pesca y la pérdida de hábitat como los más importantes). Esta metodología sirve para poder comparar la relación entre las características biológicas y la vulnerabilidad de los peces y para tener una regla común para comparar el estatus de distintas especies. Esto permite utilizar el sistema como herramienta de apoyo en la gestión de la pesca y de la planificación de la conservación marina (Cheung *et al.*, 2005).

En el 2005 Cheung *et al.* desarrollaron un sistema para evaluar la vulnerabilidad de extinción de peces marinos basado en la historia de vida y características ecológicas refiriéndose a los niveles de extinción: (1) muy alto, (2) alto, (3) moderado y (4) bajo. Con esto, el sistema estima el grado de vulnerabilidad intrínseca para cada taxón en las cuatro categorías.

Por otro lado, Reynolds *et al.* (2005) realizaron un estudio donde evaluaron las interacciones de amenaza extrínsecas hacia los peces marinos y como las intrínsecas respondían a estas amenazas, basados en análisis comparativos de otros estudios donde se evalúan las características biológicas de otros taxones y como estas se relacionan con la vulnerabilidad. Evaluaron las características biológicas de los peces y como estas reaccionan a los impactos marinos, sugiriendo que la talla máxima del cuerpo y la madurez son los mejores predictores de vulnerabilidad a la pesca y que los peces marinos no son diferentes de otros taxones, en la manera en la que estos responden a las interacciones entre las amenazas extrínsecas y los rasgos de vida intrínsecos. Con ello deducen que las características biológicas podrían ser de apoyo para incorporarlos a los criterios de evaluación o de selección preliminar para evaluar las especies de peces marinos.

Considerando el tiempo que se toman las evaluaciones anteriores, se han buscado alternativas para llamar la atención sobre el estado de las especies que puedan estar en malas condiciones, pero aún no han sido evaluadas o detectadas. Morato y Cheung (2006), pusieron a prueba la hipótesis de que los peces, según sus características, suelen tener una alta vulnerabilidad a la explotación. Basándose en el análisis de las características del ciclo de vida se generó un algoritmo lógico basado en longevidad ( $T_{Máx}$ ), edad de maduración ( $T_m$ ), longitud asintótica ( $L_{\infty}$ ), fecundidad ( $Fec$ ), la fase de crecimiento según el modelo de von-Bertalanffy ( $K$ ) y la tasa de mortalidad natural ( $M$ ). En este trabajo se comparan los peces que habitaban en montes submarinos con los de zonas de arrecife y determinaron que las especies presentes o agregadas a los montes submarinos tienen mayor vulnerabilidad intrínseca. Finalmente, determinaron que ciertas características biológicas conducen a las

especies a presentar una mayor vulnerabilidad, ejemplo de ello es cuando los peces presentan una maduración sexual lenta y estas especies no alcanzan a reponer su población ante la presión pesquera.

Posteriormente, Cheung *et al.* (2007) presentaron otro trabajo en el que su objetivo era poner a prueba dos hipótesis: (1) evaluar la condición de los peces en diversos hábitats y confirmar si los residentes en arrecifes de coral y en los montes submarinos eran más susceptibles al daño humano. Para ello emplearon análisis de regresión y demostraron que las especies endémicas tienen una alta probabilidad de ser amenazadas, sobre todo si este atributo es combinado con otros como tamaño pequeño del cuerpo; y (2) determinar si los cambios en especies de captura estuvieron relacionados con la vulnerabilidad intrínseca de los taxones explotados; en este caso, encontraron que el tamaño corporal, el nivel trófico, la capacidad de cambiar de sexo, el grupo taxonómico y las especies de rango restringido son buenos predictores de la vulnerabilidades especies.

Sadovy *et al.* (2011) realizaron un trabajo en el cual expresaban su preocupación sobre los meros (Serranidae), dando a conocer la importancia de este recurso y lo poco vigilado que está. Los autores demostraron que ciertas áreas del mundo contienen un número desproporcionado de especies amenazadas y solicitaron acciones y restricciones basadas en estudios anteriores. Además, examinaron las tendencias en el tamaño del cuerpo y las características biológicas de las especies en relación al estado de conservación entre los grupos, demostraron entonces que el riesgo de extinción en meros se debe principalmente a la presión pesquera. En el mismo año, Graham *et al.* (2011) realizaron un estudio sobre la vulnerabilidad de las poblaciones de peces marinos, buscando denotar la probabilidad de declinar como efecto del cambio global.

Ellos usaron 134 especies de los arrecifes de coral del Pacífico para determinar la vulnerabilidad local y global a la degradación del hábitat provocada por el cambio climático. Probaron que las especies de cuerpo pequeño y los peces de bajo nivel trófico son altamente vulnerables a la sobreexplotación y a las perturbaciones de cambio climático. Por otro lado, una de las conclusiones a las que llegaron fue que los peces involucrados en el mantenimiento de las funciones clave de los ecosistemas están en mayor riesgo a la pesca que a las perturbaciones climáticas.

Recientemente, Bender *et al.* (2013) examinaron las relaciones entre el estado de conservación y las características ecológicas de las especies de peces arrecifales, utilizando pruebas binomiales y una regresión logística. Esto sirvió para determinar si las características biológicas difieren entre las especies amenazadas y las no amenazadas; y que la combinación de rasgos ejerce mayor influencia en la amenaza de la especie, basados en las especies de peces presentes en las listas de conservación locales para Brasil y las internacionales, los resultados indicaron que el tamaño del cuerpo y la categoría trófica son buenos predictores de la vulnerabilidad de una especie a la extinción.

Finalmente, Hockey y Curtis (2008) desarrollaron dos modelos para una evaluación rápida de la susceptibilidad de especies a la pérdida de hábitat. Ellos se basaron en un índice del tamaño del área de distribución, además de incorporar otro indicador de la masa corporal y un tercer marcador que combina la especialización de hábitat con la alimentación. Los modelos fueron aplicados para especies de aves y los resultados fueron comparados con el estatus de amenaza global de UICN de cada especie obteniendo una precisión promedio del 80%, mientras que las especies en peligro y peligro crítico se determinaron con una precisión del 100%. Esto permitió

identificar las especies no enlistadas como amenazadas actualmente la UICN. Esta técnica fue seleccionada para aplicarse en el presente trabajo, pero en el contexto de la ictiofauna arrecifal del Pacífico mexicano.

### **3. JUSTIFICACIÓN**

Este estudio trata de apuntar hacia la detección de especies de peces arrecifales que puedan requerir mayor atención para su conservación, aún si no han sido evaluadas por las agencias de conservación nacionales e internacionales que enlistan el nivel de amenaza de las especies.

Se han realizado investigaciones para identificar los indicadores de la pérdida de hábitat en especies de vertebrados terrestres (Hockey y Curtis, 2008), pero a la fecha solo encontramos estudios para predecir la vulnerabilidad de los peces marinos de otros países. En la región del Pacífico mexicano se han registrado alrededor de 1,100 especies (Fuentes, 2010), no obstante solo 16 de ellas se encuentran citadas en la Norma Oficial Mexicana en las categorías de Peligro de Extinción, Amenazadas y Bajo Protección Especial (SEMARNAT 2010). La cifra cambia a 94 en el caso de especies de peces marinos incluidos en la Lista Roja de IUCN. No obstante, la escasez de datos sobre la población combinado con la amenazas a los ecosistemas marinos destacan la necesidad de evaluar y predecir la vulnerabilidad de los peces. Es claro que la dificultad de asignar el estatus de las especies representa una inversión y toma tiempo, y en el caso de la biología de la conservación, el principio cardinal es que la investigación debe hacerse con los medios disponibles ya que es una “disciplina de emergencia” (Dulvy *et al.*, 2003; Cheung *et al.*, 2005; Graham *et al.*, 2011). Tomando en cuenta esta filosofía, el trabajo que se desarrolla contribuye a evidenciar con un método sencillo donde se

evaluará el nivel relativo de la susceptibilidad a la pesca y pérdida de hábitat de los peces arrecifales de occidente de México, a partir de ciertas características biológicas de fácil obtención, que son reconocidas como indicadores confiables de su vulnerabilidad.

## **4. OBJETIVOS**

### **4.1 Objetivo general**

- Evaluar la tolerancia hacia la pesca y la pérdida del hábitat de la ictiofauna arrecifal en el Golfo de California y el Pacífico mexicano, a partir de ciertas características biológicas reconocidas como indicadores confiables de su vulnerabilidad.

### **4.2 Objetivos particulares**

- 1) Evaluar la susceptibilidad a la pérdida de hábitat y a la presión de pesca de especies de peces arrecifales, considerando criterios biológicos y geográficos.
- 2) Identificar qué familias son potencialmente más propensas a la pérdida de hábitat o a la pesca.
- 3) Determinar si hay diferencia en los niveles de susceptibilidad entre de peces comerciales y no comerciales; y entre peces territoriales y no territoriales.
- 4) Identificar la región del Pacífico mexicano que posiblemente es más susceptible al esfuerzo de pesca y la pérdida de hábitat, con base al tipo de especies presentes.

## 5. ÁREA DE ESTUDIO

El Pacífico mexicano cuenta con 7,146 km de longitud en la zona costera, con una batimetría mayor a 6,000 m en las zonas más profundas (Espinoza, 2004). En la región subtropical del Pacífico mexicano encontramos el Golfo de California con alrededor de 1,500 km de largo, ubicado al noroeste y delimitado por la península de Baja California, y los estados de Sonora, Sinaloa y Nayarit (Jonhson y Ledesma-Vázquez, 2009). Su importancia es aludida a la gran diversidad, riqueza y endemismo de las especies que presenta (SEMARNAT, 2012).

Con el fin de tener mayor representatividad del Pacífico mexicano, se eligieron cuatro sitios: Bahía de los Ángeles (Baja California), Bahía de La Paz (Baja California Sur), Islas Marietas (Nayarit) y Huatulco (Oaxaca), debido a que la riqueza de especies de peces fue bien representada en cada uno de ellos (Fig. 1).

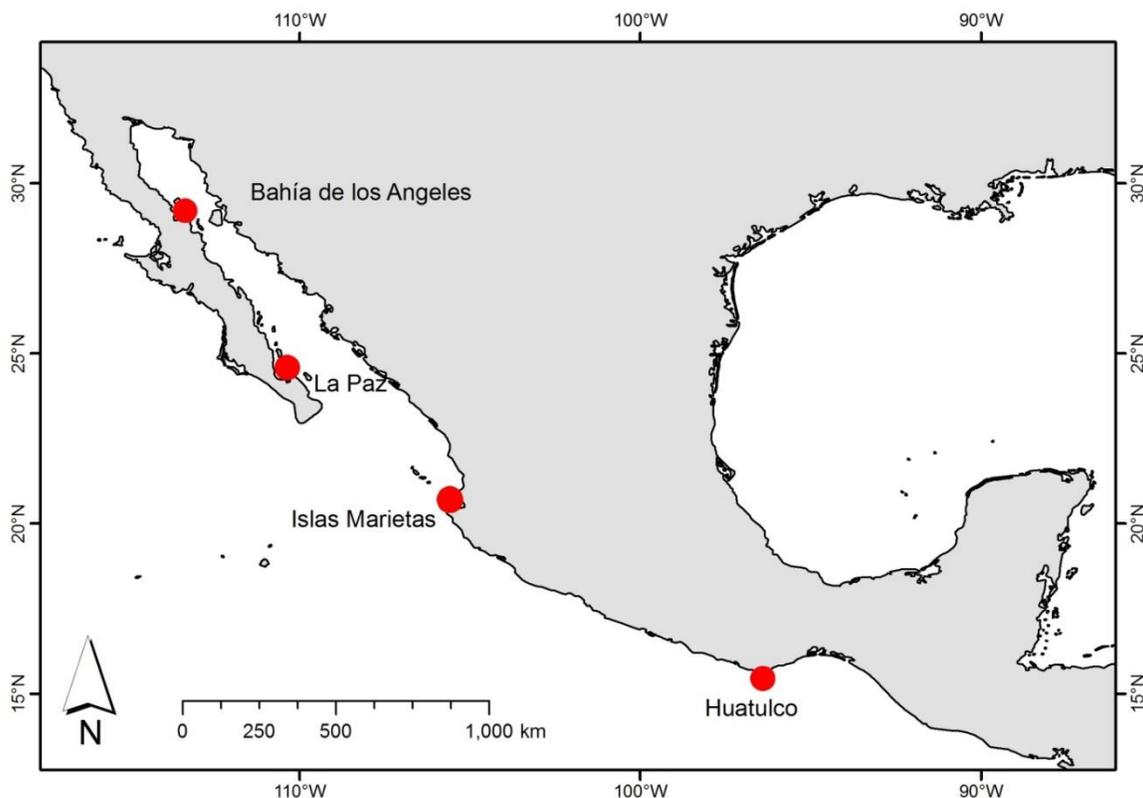
Bahía de los Ángeles se caracteriza por corrientes de mareas fuertes que generan mezcla intensa, lo que provoca constantes surgencias y una alta productividad primaria (Delgado-Argote, 2008). Este sitio presenta temperaturas que oscilan de 14 a 28°C y salinidades alrededor de 35 ppm (Bertsch, 2008).

Bahía de La Paz se ubica en el sureste de la península de Baja California y presenta una profundidad máxima de 400 m; con ecosistemas arenosos, rocosos, coralinos y de manglares (Urbán-Ramírez y Ramírez-Rodríguez, 1997). La temperatura superficial oscila anualmente de 19.5 a 25.5°C. Se presentan mareas con una bajamar máxima de 1.04 m y una pleamar de 1.33 m, con una amplitud de 2.62 m (Abítia-Cárdenas *et al.*, 1994).

Las Islas Marietas se encuentran ubicadas en la zona de transición entre Jalisco y Nayarit, en una zona de confluencia de 3 masas de agua: la Corriente de California, la

Corriente Costera de Costa Rica y la masa de agua del Golfo de California (Cupul-Magaña, 2000). Presentan especies del centro y sur del Pacífico. La región cuenta con una temperatura anual máxima de 26 °C y una salinidad moderada por el incremento en el aporte de agua dulce por parte de ríos, arroyos y durante la temporada de lluvia.

Huatulco se caracteriza por abarcar una franja con zonas rocosas de baja profundidad llamadas “morros” o “bajos”, con una profundidad máxima de 200 m. Presenta corrientes débiles, variables y ocasionalmente frías debido a las surgencias que se producen en el Golfo de Tehuantepec por los vientos tehanos; que en el invierno tienen una dirección hacia el sureste y en el verano hacia el noreste (Zamorano y Leyte-Morales, 2005). La temperatura superficial es de 28°C y presenta pocas variaciones de salinidad encontrándose de 33 a 34 ups (Acevedo y Turok, 2000).

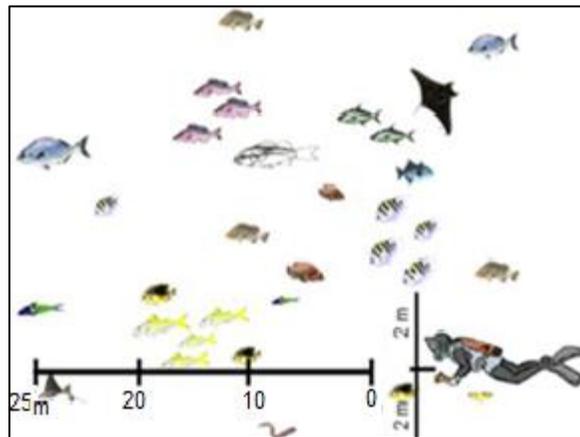


**Figura 1.** Localización de los sitios considerados para el estudio.

## 6. MATERIALES Y MÉTODOS

### 6.1 Trabajo en campo

La base de datos obtenidos para este estudio se generó durante monitoreos realizados en 4 sitios del Pacífico mexicano y el Golfo de California durante el año 2010, donde se realizaron censos visuales en cada localidad para obtener la abundancia de cada especie. Los peces fueron contados en transectos de 25 m de largo y 4 m de ancho, repartidos entre los 3 y 20 m de profundidad (Fig. 2). Para la identificación de las especies se utilizó la guía visual de Allen y Robertson (2010). Los datos se tomaron en hojas sumergibles para su posterior registro en hojas de cálculo (EXCEL).



**Figura 2.** Método de censos versátil.

## 6.2 Análisis de datos

Con los datos de campo se realizó una lista de las especies encontradas en los cuatro sitios y se construyó una base de datos con características biológicas: Nivel trófico, talla máxima, abundancia, rango de profundidad, distribución y número de hábitats para cada taxón (Anexo 1).

Para conocer las características biológicas de las especies, se recopilaron datos provenientes de datos obtenidos en campo, de la literatura (Robertson y Allen, 2006) y de bases de datos en páginas de internet (Fishbase, 2012). Las variables biológicas a revisar fueron el nivel trófico (niveles representados con valores de 1 a 5, donde 1 es un herbívoro especialista y 5 es un carnívoro tope) (Reyes Bonilla *et al.*, 2009), longitud máxima (en cm), abundancia de la especie (número de individuos/transecto), distribución geográfica (en grados de latitud entre sus límites de ocurrencia en la costa de las Américas), distribución batimétrica (m) y número de hábitats que ocupan las especies (tomado de Robertson y Allen, 2006 y Fishbase, 2012). Estas características fueron utilizadas para generar los modelos y determinar la susceptibilidad a la pesca y a la pérdida de hábitat de las especies.

Para la generación de modelos de susceptibilidad se siguió la metodología empleada por Hockey y Curtis (2008), quienes desarrollaron dos modelos simples para la rápida predicción a la susceptibilidad de especies de aves de las Familias Accipitridae y Bucerotidae a la pérdida del hábitat. Ellos tomaron en cuenta el tamaño del área de distribución, la masa corporal y un tercer indicador que combina la especialización del hábitat con la alimentación.

En nuestro caso se dividieron los criterios en dos grupos a manera de que las características biológicas (Nivel trófico, talla, abundancia) representen al índice de

susceptibilidad a la pesca y las características de distribución (Rango de profundidad, distribución y número de hábitats) al índice de susceptibilidad a la pérdida de hábitat. Posteriormente, se clasificó cada característica a manera de estandarizar los datos en una escala de 0 (bajo riesgo) a 1 (alto riesgo), donde el valor más alto de cada criterio representó un nivel de riesgo alto. Por ejemplo, una especie con un nivel trófico de valor 4 (carnívoro), su nivel de riesgo será 1, así mismo será para cada uno de los criterios biológicos y de distribución. Esto se realizó mediante la siguiente fórmula:

$$\frac{n}{n_1} = x$$

n= Valor de cada criterio

n<sub>1</sub>= Valor mayor de cada criterio

X= Valor de riesgo estandarizado (VRE)

Una vez obtenido el nivel de riesgo se calculó el índice de susceptibilidad a la pesca y a la pérdida de hábitat; para esto se multiplicaron los valores de riesgo de los criterios para cada indicador de susceptibilidad.

$$X_1 * X_2 * X_3 = y_1$$

$$X_4 * X_5 * X_6 = y_2$$

X<sub>1</sub> = VRE de nivel trófico

X<sub>2</sub> = VRE de Talla

X<sub>3</sub> = VRE de abundancia

X<sub>4</sub> = VRE de profundidad

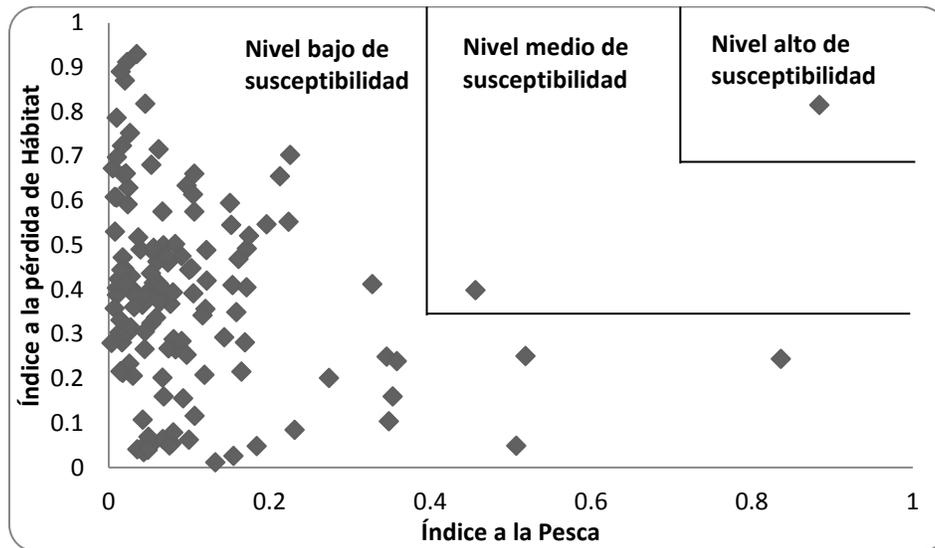
X<sub>5</sub> = VRE de distribución

X<sub>6</sub> = VRE de No de hábitat

y<sub>1</sub> = Índice de susceptibilidad a la pesca

y<sub>2</sub> = Índice de susceptibilidad a la pérdida de hábitat

Para vincular la susceptibilidad a la pérdida de hábitat y a la pesca a nivel de especie, se dividió el modelo en 3 categorías de respuesta, partiendo de los valores más altos: 1) débil, 2) intermedia y 3) alta; siendo equivalente a un riesgo de extinción bajo, medio y alto, respectivamente (Fig. 3).



**Figura 3.** Ejemplo de la división de categorías en nivel alto, medio y bajo de susceptibilidad (tomado de Hockey y Curtis, 2008).

Se determinaron las familias con mayor número de especies de peces obtenidos por cada uno de los sitios; además de elaborarse una lista de las especies de importancia comercial y no comercial, de acuerdo con los reportes de la Carta Nacional Pesquera (DOF, 2006); así como las especies de peces que son muy territoriales (aquellas con distribución restringida) y las que no son tan territoriales (aquellas que presentan amplia distribución). Finalmente, cada una se evaluó por medio del método ya antes mencionado.

### 6.3 Análisis estadísticos

Los valores obtenidos de los peces para cada índice (Nivel de susceptibilidad a la pesca y nivel de susceptibilidad a la pérdida de hábitat) se compararon con un análisis de la varianza de una vía ANOVA ( $\alpha= 0.05$ ) para detectar posibles diferencias entre los índices (Zar, 2010). En el caso de todos los ANOVAS se consideraron los supuestos de normalidad y la homocedasticidad de los datos y se aplicaron pruebas *a priori* correspondientes (Zar, 1999). La prueba *a posteriori* que se utilizó fue la de Tukey, y cuando los datos que no cumplieron con los requisitos de las pruebas *a priori* se analizaron con el equivalente estadístico no paramétrico: prueba de Kruskal-Wallis y la prueba *a posteriori* Kruskal-Wallis por parejas (Zar, 2010).

Posteriormente, con las listas de peces comerciales y no comerciales así como las territoriales y no territoriales, se desarrolló un análisis de distribución de probabilidad con la prueba T-Student (Zar, 2010) para determinar si existieron diferencias significativas entre las dos medias muestrales, considerando: a) grupo de las especies sin valor comercial y b) el grupo de las especies comerciales; a) grupo de especies territoriales y b) grupo de especies no territoriales, para cada factor de susceptibilidad (pesca y pérdida de hábitat) para cada caso se aplicó el mismo análisis para cada caso.

Finalmente, con los datos de presencia y ausencia de las especies de peces en los sitios, se calculó el nivel de riesgo para cada sitio; en este paso se multiplicó el número de individuo registrado en cada sitio por cada uno de los índices de susceptibilidad tanto de pesca como de pérdida de hábitat. Posteriormente este resultado fue promediado para dividirlo entre la riqueza total de las especies por sitio obteniendo así el nivel de riesgo para cada zona de estudio, y finalmente, se realizó un

análisis comparativo de una vía (ANOVA,  $\alpha=0.05$ ) (Zar, 2010) para saber cuál sitio fue más susceptible a la pesca, a la pérdida de hábitat y al promedio entre ambos factores.

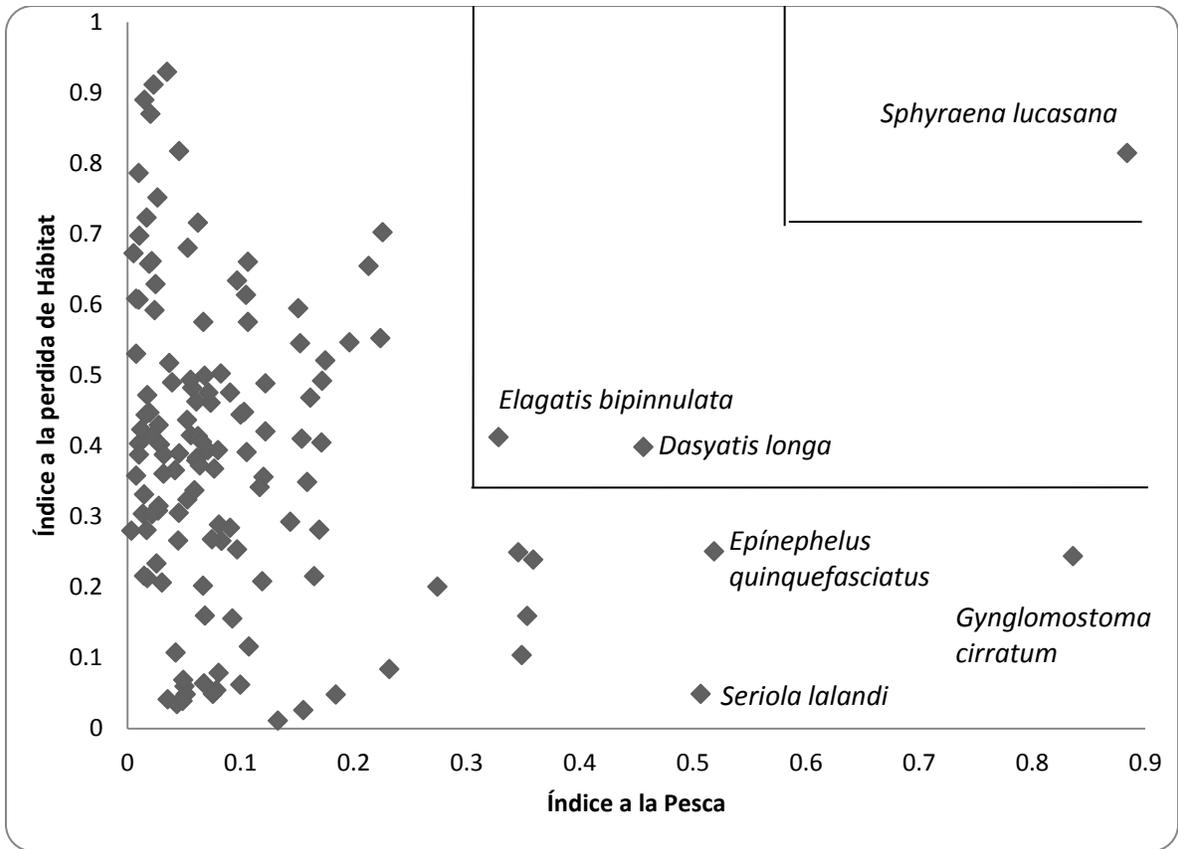
## 7. RESULTADOS

Se revisaron 130 especies de peces arrecifales del Pacífico mexicano, pertenecientes a 47 familias. Las mayores riquezas las obtuvieron la Familia Serranidae (cabrillas) con 13 especies, Pomacentridae (damiselas) y Labridae (señoritas) con 12 para cada una, Carangidae (jureles) con 10, Haemulidae (roncadores) con 7 y finalmente Lutjanidae (pargos), Scaridae (pericos) y Tetraodontidae (botetes) con cinco para cada una.

### 7.1 Susceptibilidad a la pesca y pérdida de hábitat de las especies

El resultado del riesgo de extinción de los peces, según los índices de susceptibilidad a la pesca y pérdida de hábitat, indicaron una evidente tendencia de las especies a ser potencialmente más afectadas por la pérdida del hábitat, mientras que hacia la pesca mostraron ser mucho menos frágiles. Solo cuatro especies presentaron un valor de susceptibilidad a la pesca mayor a 0.5 las cuales fueron: el mero *Epinephelus quinquefasciatus* (mero de profundidad) con 0.51, *Seriola lalandi* (jurel amarillo) con 0.50, *Ginglymostoma cirratum* (tiburón gata nodriza) con 0.83 y *Sphyraena lucasana* (barracuda) con 0.88.

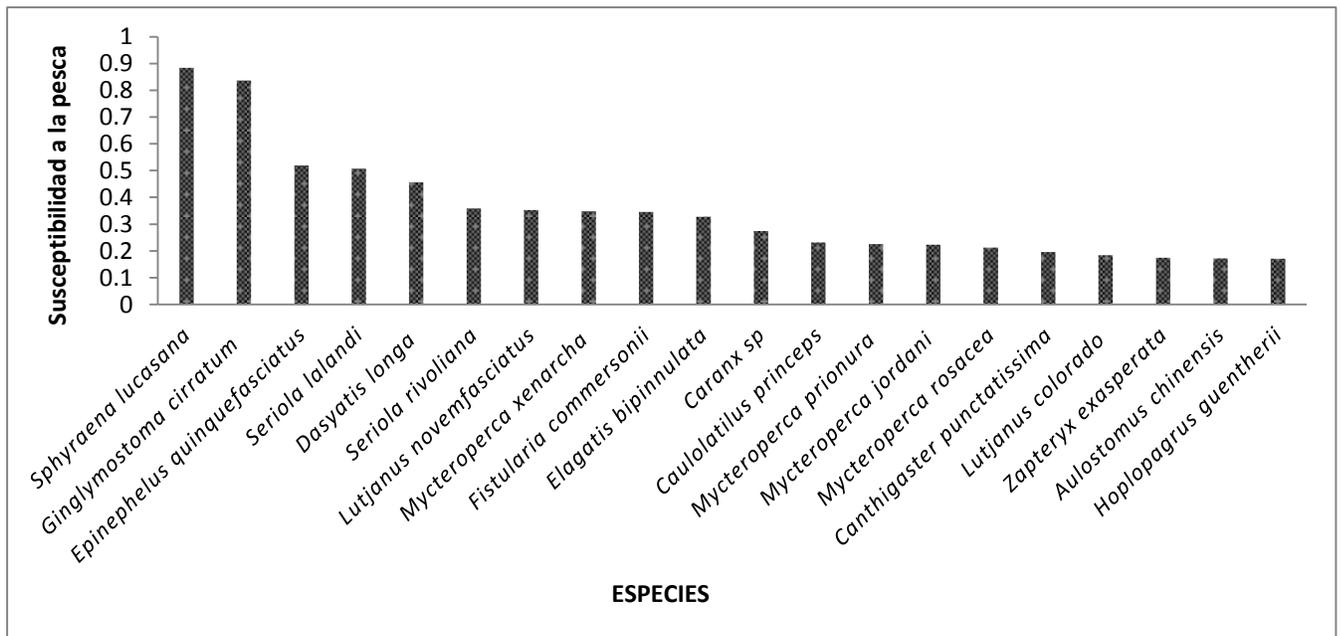
La barracuda *Sphyraena lucasana* obtuvo los valores mayores tanto para la susceptibilidad a la pesca (0.88) y como para la pérdida de hábitat (0.81), seguida del jurel *Elagatis bipinnulata* con un valor de 0.32 y 0.41, respectivamente, y la raya *Dasyatis longa* con valores de 0.45 y 0.39 (Fig. 4).



**Figura 4.** Valores de susceptibilidad al riesgo de extinción de las especies, según los índices de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y a la pesca.

## 7.2 Susceptibilidad a la pesca por especie

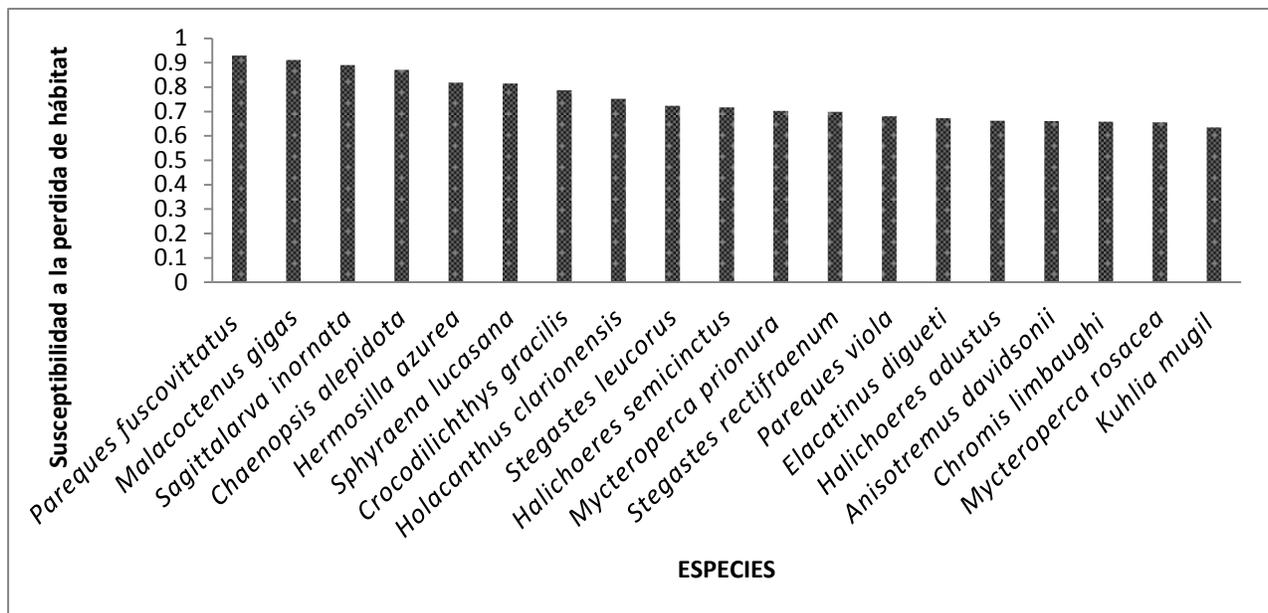
Las 20 especies de peces más susceptibles a la pesca se presentan en la figura 5, donde *Sphyraena lucasana* (barracuda) obtuvo un valor de 0.88, seguida de *Ginglymostoma cirratum* (Gato nodriza) con 0.83, *Epinephelus quinquefasciatus* (Mero de profundidad) con 0.51 y *Seriola lalandi* (Jurel) con 0.50. Las 127 especies restantes presentaron niveles de riesgo menores a 0.49.



**Figura 5.** Representación de las 20 especies de peces más susceptibles a la pesca.

### 7.3 Susceptibilidad a la pérdida de hábitat por especie

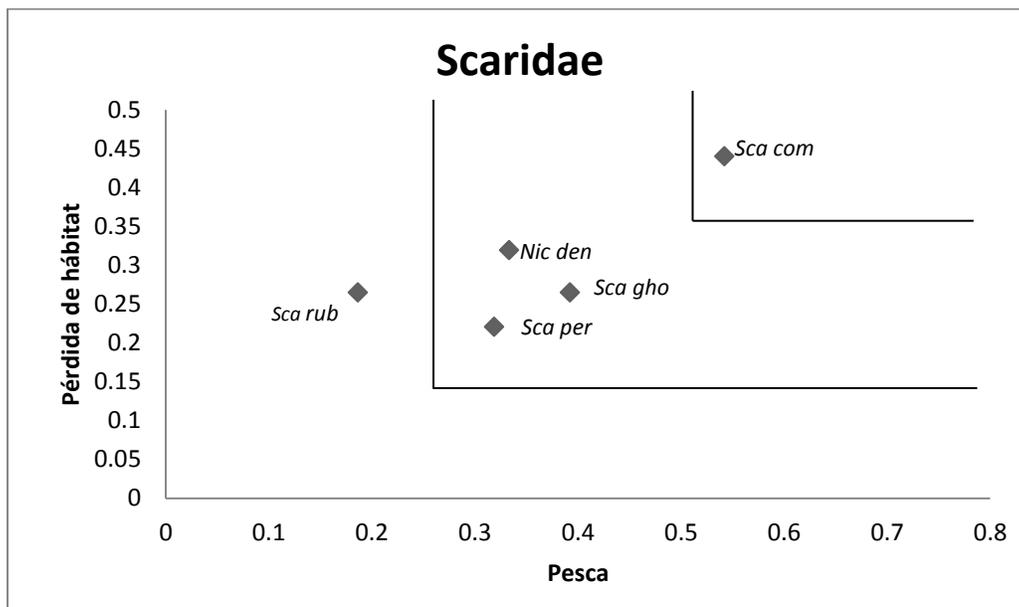
Para la susceptibilidad a la pérdida de hábitat, 34 de las 130 especies evaluadas, mostraron valores de riesgo a la pérdida de hábitat mayor a 0.5. Las principales son: *Pareques fuscovittatus* (Payasito lindo) con un nivel de 0.92, *Malaccoctenus gigas* (Trambollo veteadado) con 0.91, *Chaenopsis alepidota* (Trambollín lápiz) y *Hermosilla azurea* (Chopa bonita) con 0.86. Además, otras 27 especies se encuentran con niveles mayores a 0.50, mientras que el resto presenta baja susceptibilidad a la pérdida de hábitat (Fig. 6).



**Figura 6.** Representación de las 20 especies de peces más susceptibles a la pérdida de hábitat.

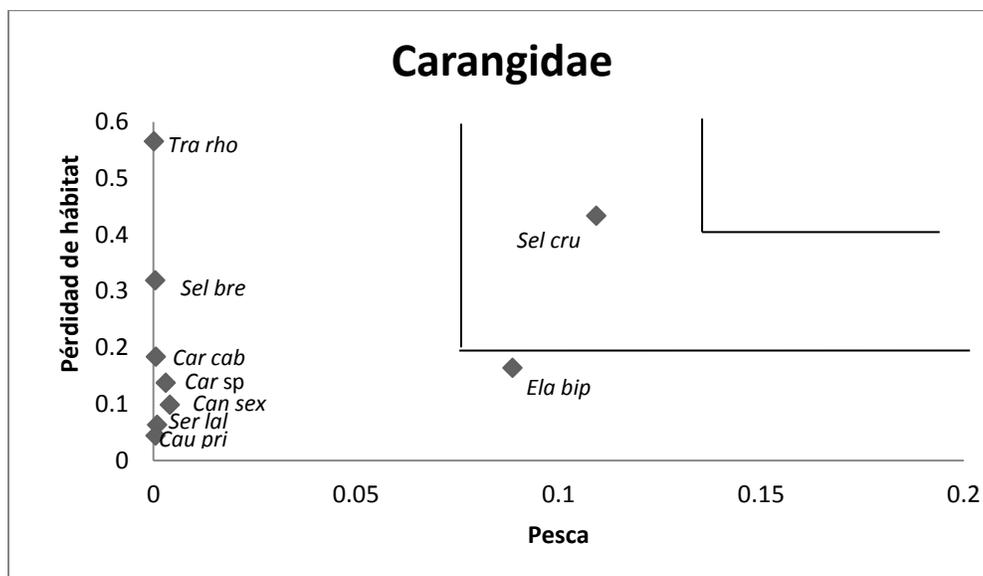
#### 7.4 Susceptibilidad de los peces a la pesca y pérdida de hábitat por familia

La Familia Scaridae (Fig. 7) representada por cinco especies, presentaron mayor susceptibilidad a la pesca que a la pérdida de hábitat. Sin embargo, los valores que obtuvieron fueron bajos (Anexo 2), a excepción de *Scarus compressus* (Loro chato) que presenta un nivel de 0.54 y 0.43 (nivel de susceptibilidad a la pesca y a la pérdida de hábitat respectivamente) considerándose dentro de las más susceptibles de acuerdo a la metodología. Dentro del nivel medio de riesgo encontramos a *Nicholsina denticulata* (Pococho de mar), *Scarus ghobban* (Loro barbazul) y *Scarus perrico* (Loro jorobado). Finalmente, la especie de menor preocupación es *Scarus rubroviolaceus* (Loro violáceo).



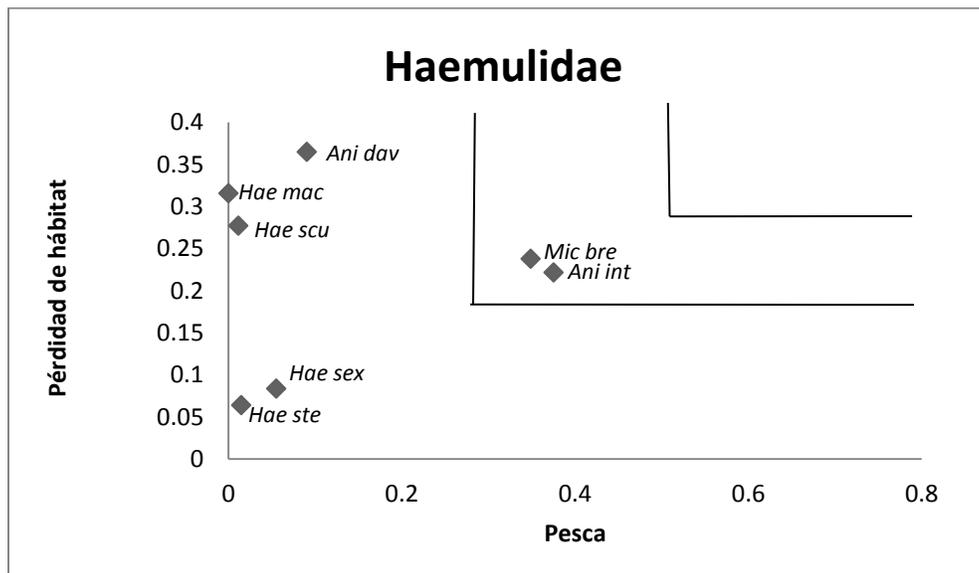
**Figura 7.** Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para las Familia Scaridae.

La Familia Carangidae (Fig. 8) incluye diez especies, aunque la mayoría tiende a ser más susceptible a la pérdida de hábitat. Estas no presentan un nivel de riesgo alto (Anexo 2), a excepción de *Trachinotus rhodopus* (Pámpano rayado) que mostró un valor de 0.56 a la susceptibilidad a la pérdida de hábitat. Finalmente, *Selar crumenophthalmus* (Jurel ojo grande) presentó un nivel de riesgo medio a la susceptibilidad.



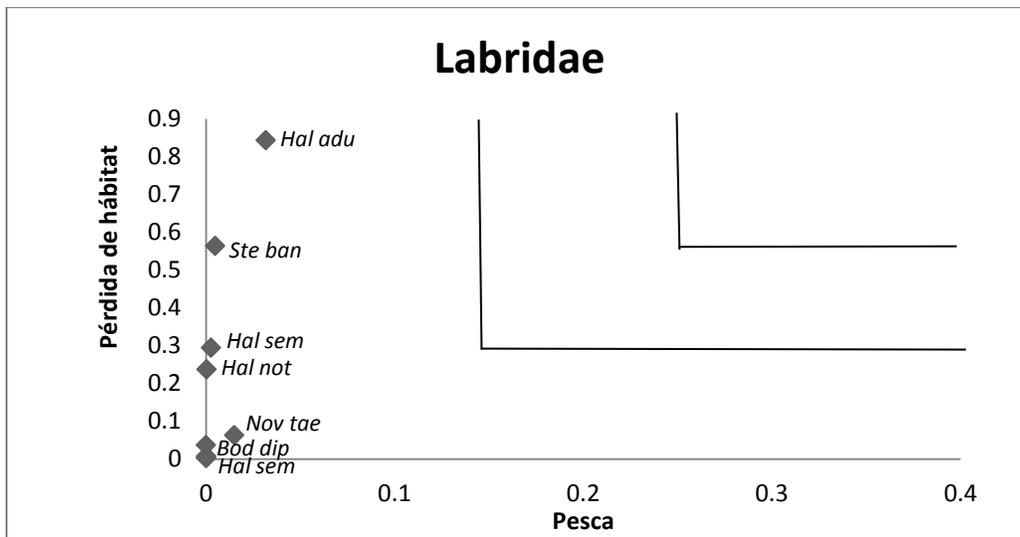
**Figura 8.** Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Carangidae.

La Familia Haemulidae (Fig. 9) comprendió de siete especies, tienden a ser más susceptibles a la pérdida de hábitat que a la pesca. Dentro de las especies con susceptibilidad a la pesca están *Anisotremus interruptus* (Burro ronco) y *Microlepidotus brevipinnis* (Ronco bronceado), las cuales también se encuentran dentro de un nivel medio de riesgo a la susceptibilidad (Anexo 2).



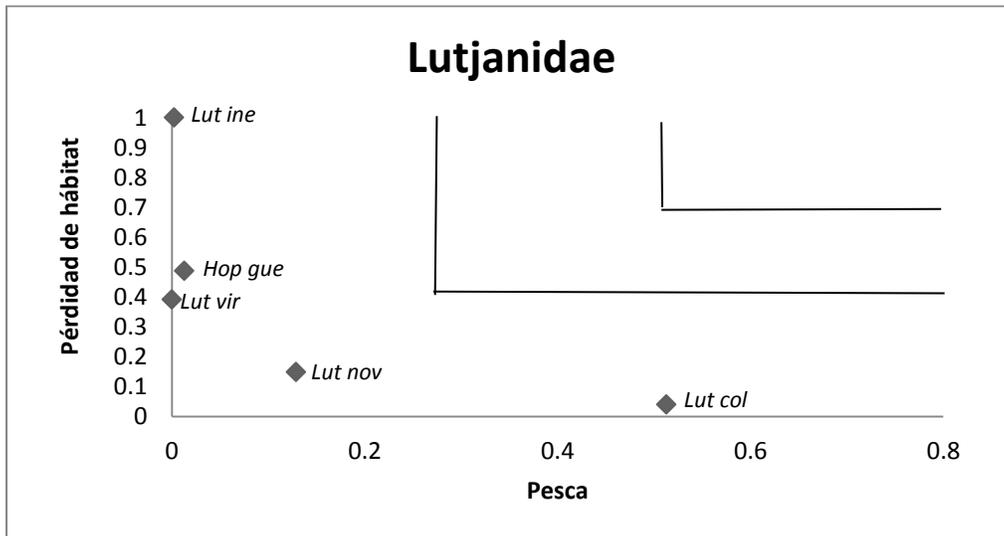
**Figura 9.** Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Haemulidae.

La Familia Labridae (Fig. 10) fue representada por nueve especies, siendo *Halichoeres adustus* (Señorita negra), *Halichoeres insularis* (Señorita rayada) y *Stethojulis bandanensis* (Vieja pintada) las especies que presentaron mayor susceptibilidad a la pérdida de hábitat (Anexo 2). Por otro lado, de acuerdo al modelo de Hockey y Curtis (2008) dentro de esta familia no hay especies que se vean afectadas o sufran un riesgo de extinción.



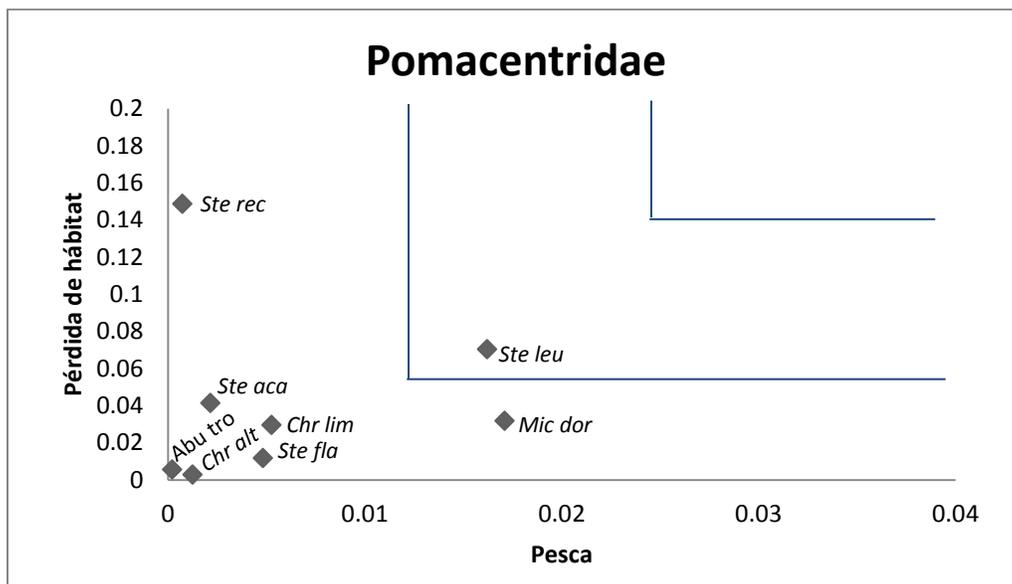
**Figura 10.** Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Labridae.

La Familia Lutjanidae (Fig. 11) incluye cinco especies, donde *Lutjanus inermis* (Pargo rabiribia) se encontró como la especie más susceptible a la pérdida de hábitat. Por otro lado, *Lutjanus colorado* (Pargo colorado) tuvo mayor susceptibilidad a la pérdida de pesca (Anexo 2). No se presentaron especies en alto riesgo para esta familia.



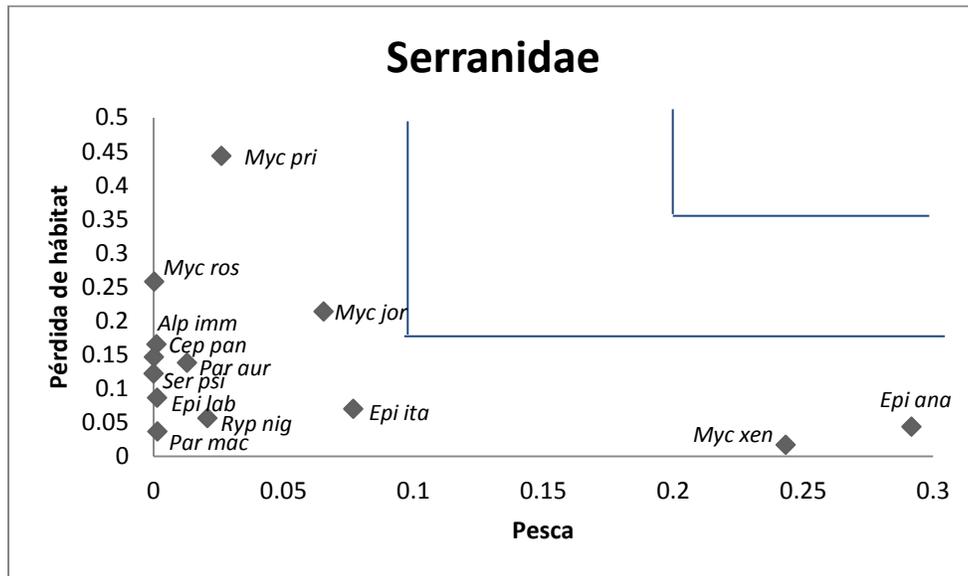
**Figura 11.** Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Lutjanidae.

La Familia Pomacentridae (Fig. 12) reúne 12 especies. Algunas especies tienden a ser susceptibles a la pérdida de hábitat como a la pesca, entre ellas encontramos a *Stegastes rectifraenum* (Damisela de Cortés) con mayor susceptibilidad a la pérdida de hábitat, mientras que *Microspathodon dorsalis* (Damisela gigante) es mayormente susceptible a la pesca (Anexo 2). De acuerdo al modelo que se utilizó *Stegastes leucorus* (Damisela cola blanca) presento un nivel de riesgo medio; sin embargo, no se encontraron especies dentro del nivel de alta susceptibilidad.



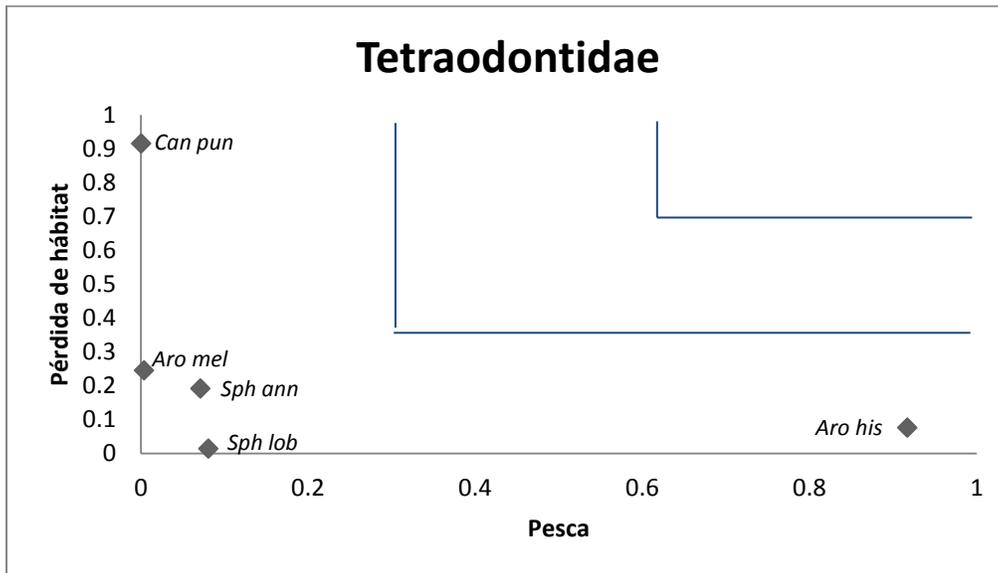
**Figura 12.** Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Pomacentridae.

La Familia Serranidae consto de 13 especies. Las especies de esta familia presentaron un nivel bajo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat (0.5) (Fig. 13). Entre las especies más susceptibles a la pérdida de hábitat se encontró a *Mycteroperca prionura* (Cabrilla chirruda), mientras que a la pesca son *Epinephelus analogus* (Mero punteado) y *Mycteroperca xenarcha* (Garropa pintada) (Anexo 2).



**Figura 13.** Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Serranidae.

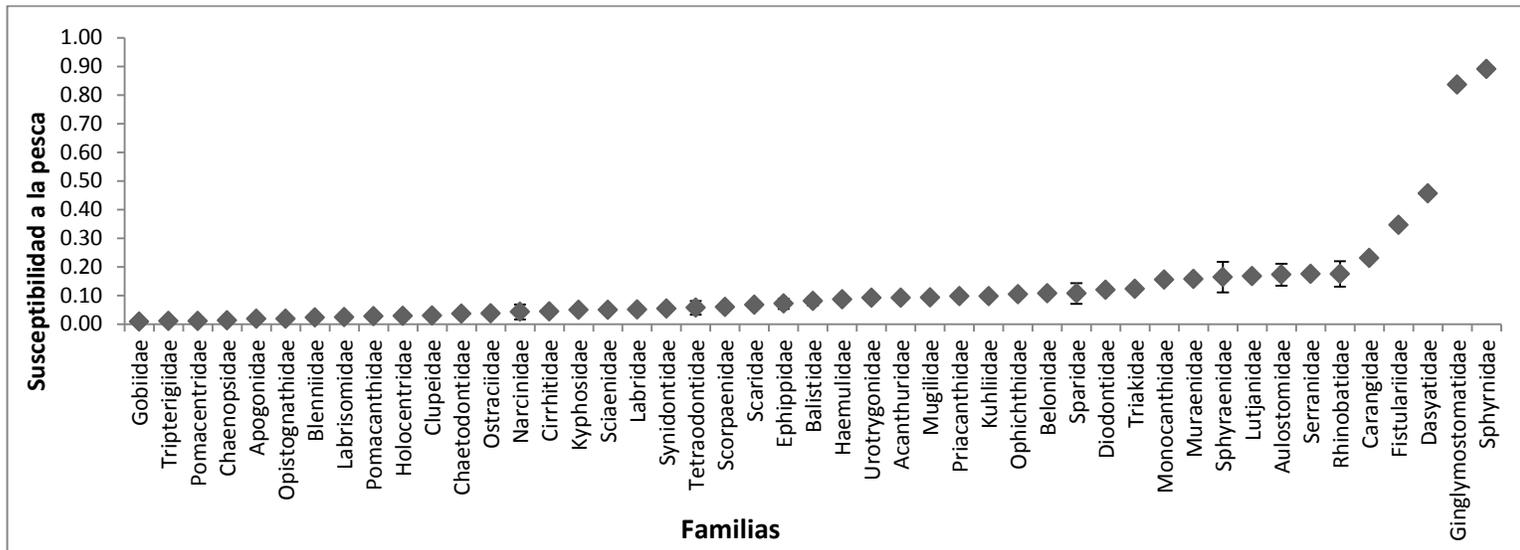
La Familia Tetraodontidae (Fig.14) incluyo cinco especies. Aunque no presenta especies de alto riesgo a la pérdida de extinción, si mostro especies con alta susceptibilidad a la pérdida de hábitat y a la pesca (Anexo 2). En la primera encontramos a *Canthigaster punctatissima* (Tamboril bonito) y en la segunda a *Arothron hispidus* (Tamboril verde), colocándolas dentro de las especies más susceptibles.



**Figura 14.** Modelo de susceptibilidad a la pérdida de hábitat y la pesca para la Familia Tetraodontidae.

## 7.5 Susceptibilidad de las familias de peces a la pesca

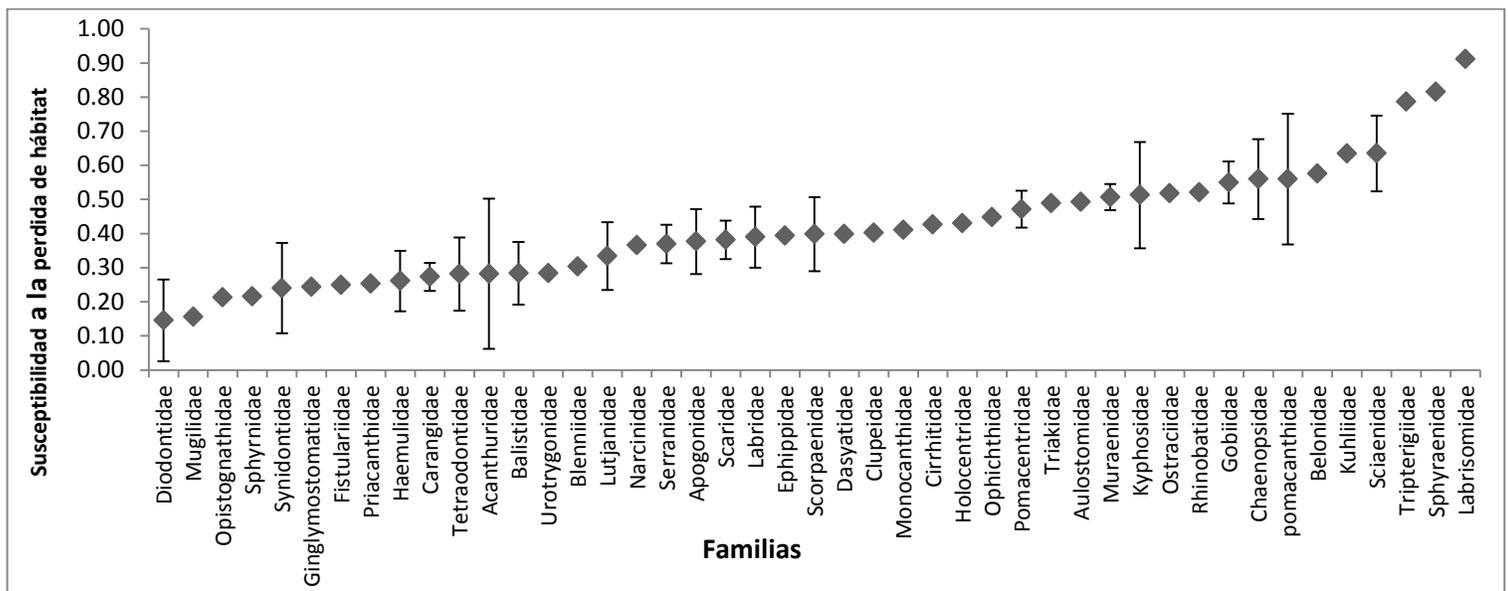
Los valores del índice de susceptibilidad de las familias para la pesca observados fueron de  $0.1053 \pm 0.0119$  (promedio  $\pm$  error típico; se presentaran con este formato en toda la sección). Tal y como se observa en la Fig. 15 la Familia Sphyrnidae fue la que demostró ser más susceptible con un valor de 0.89, seguida de la Familia Ginglymostomatidae con un valor de susceptibilidad de 0.83. Como los datos no mostraron homogeneidad de varianza y el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis indicó diferencia significativa entre la susceptibilidad de las familias ( $H_{(46,130)} = 97.468$ ,  $p < 0.05$ ). Se formaron dos grupos donde las familias de mayor tamaño (Sphyrnidae y Ginglymostomatidae) se agruparon con mayor susceptibilidad ( $>0.7$ ) y el resto de las especies con una susceptibilidad menor a 0.5.



**Figura 15.** Susceptibilidad de las familias de peces a la pesca.

## 7.6 Susceptibilidad de las familias de peces a la pérdida de hábitat

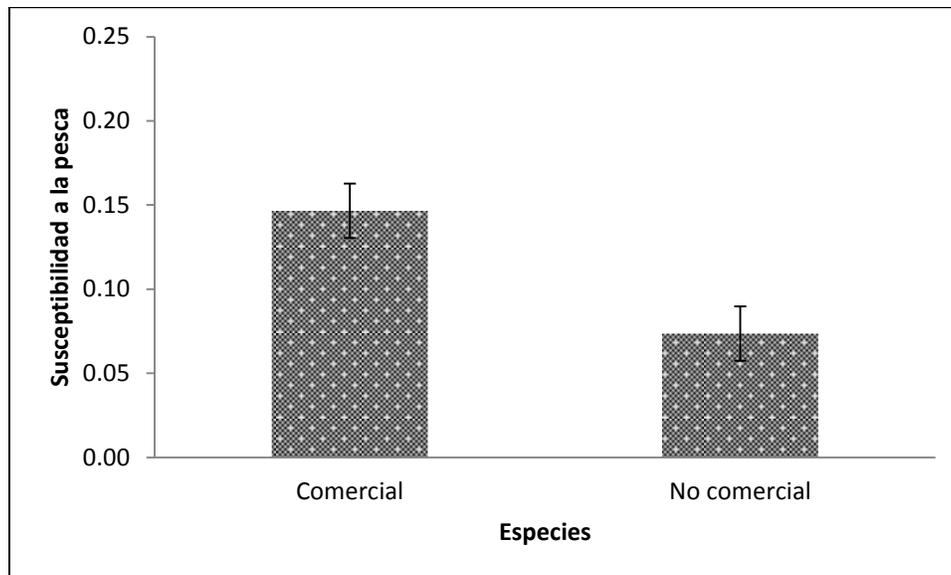
Los valores del índice de susceptibilidad de las familias para la pérdida de hábitat observados fueron de  $0.40 \pm 0.01$ . Tal y como se muestra en la fig. 16, los valores de las familias fueron relativamente homogéneos, al presentarse la mayoría de las familias susceptibles a la pérdida de hábitat. Sin embargo, las familias de mayor susceptibilidad fueron Labrisomidae con un valor promedio de 0.91, Sphyraenidae con un valor promedio de 0.81 y Tripterygiidae con 0.78. El análisis de varianza no mostró diferencias significativas ( $F_{(46.84)} = 1.208$ ,  $P = 0.224$ ). Observándose una mayor susceptibilidad de las familias a la pérdida de hábitat que a la pesca.



**Figura 16.** Susceptibilidad de las familias de peces a la pérdida de hábitat.

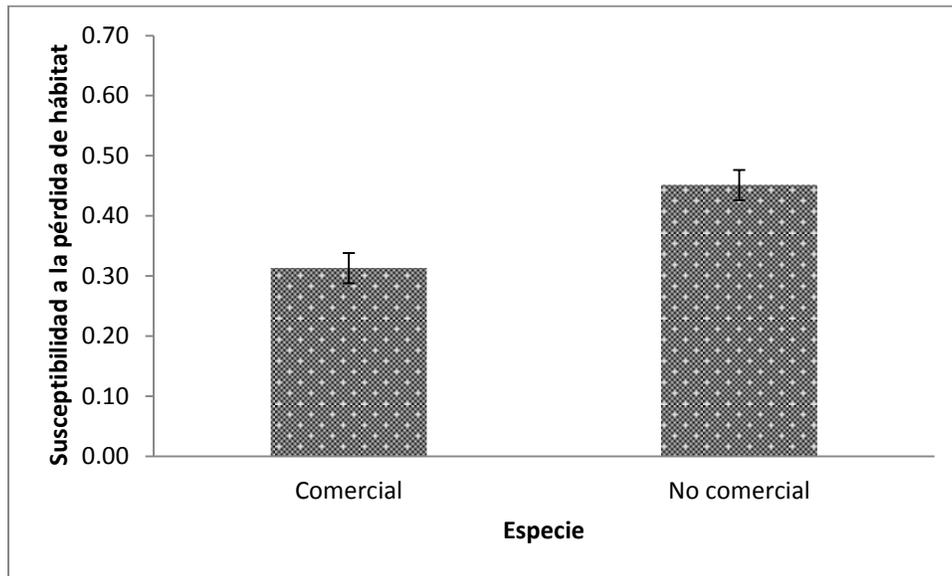
## 7.7 Análisis comparativos entre la susceptibilidad de las especies comerciales y no comerciales

El valor de la susceptibilidad de las especies comerciales a la pesca fue mayor ( $0.14 \pm 0.1617$ ) que las no comerciales ( $0.07 \pm 0.1619$ ). La prueba estadística t para dos muestras mostró que hay diferencia significativa en cuanto a la susceptibilidad de las especies comerciales y no comerciales ( $t_{129} = 3.1364$ ,  $P = 0.002$ ) (Fig.17).



**Figura 17.** Comparación de susceptibilidad a la pesca entre las especies comerciales y no comerciales.

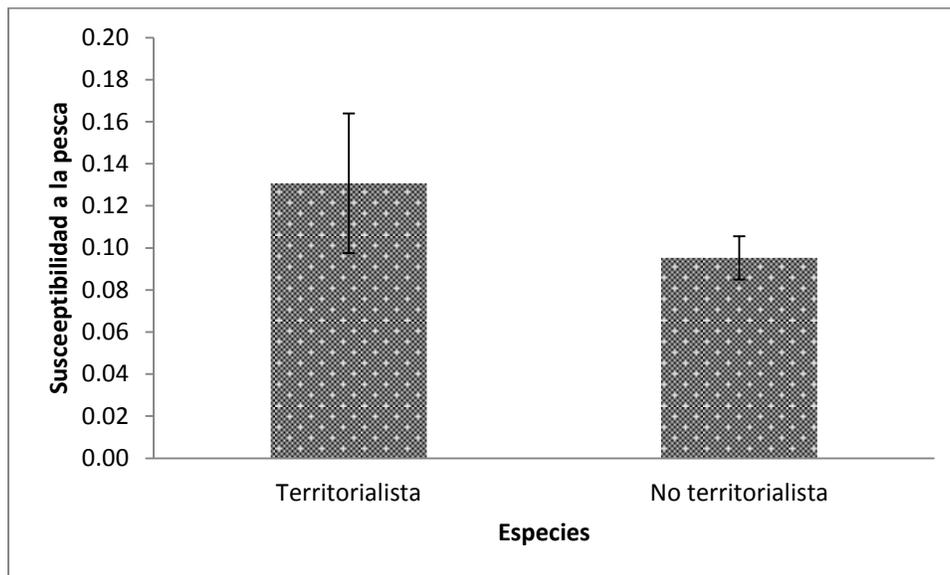
Por otra parte, la prueba t mostró diferencias significativas en cuanto a la susceptibilidad de pérdida de hábitat entre las especies comerciales y no comerciales ( $t_{129} = -3.8436$ ,  $P = 0.0001$ ), donde las especies no comerciales fueron mayormente afectadas por las perturbaciones del hábitat ( $0.45 \pm 0.024$ ) que las comerciales ( $0.31 \pm 0.002$ ) (Fig. 18).



**Figura 18.** Comparación de susceptibilidad a la pérdida de hábitat de las especies comerciales y no comerciales.

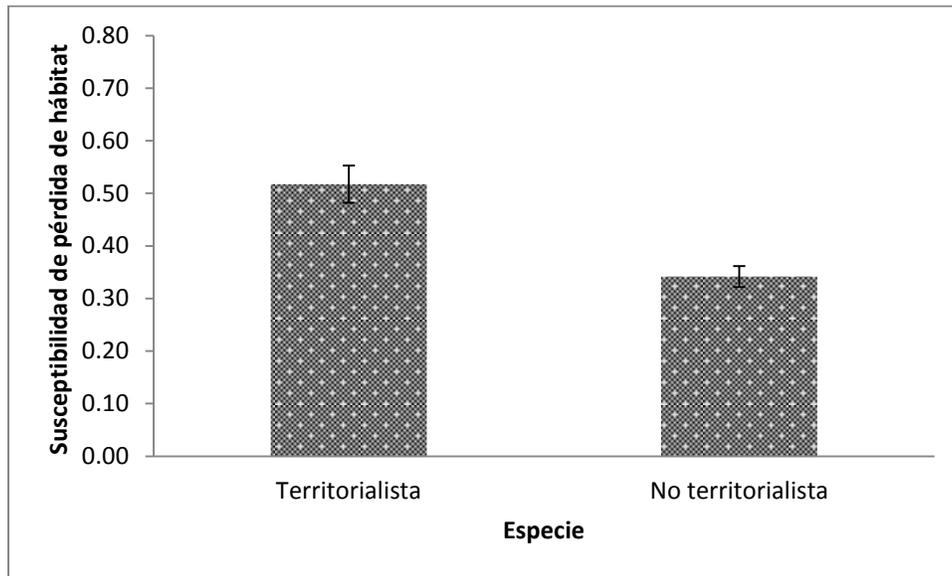
## 7.8 Comparativo entre la susceptibilidad de los peces territorialistas y no territorialistas

Las especies territorialistas presentaron valores promedio mayores de susceptibilidad a la pesca ( $0.13 \pm 0.03$ ) que las especies no territorialistas ( $0.09 \pm 0.01$ ). La prueba estadística t mostró que no hay una diferencia significativa dentro de los grupos ( $t_{129} = 1.3403$ ,  $P = 0.1824$ ) (Fig. 19).



**Figura 19.** Comparación de susceptibilidad a la pesca de las especies territorialistas y no territorialistas.

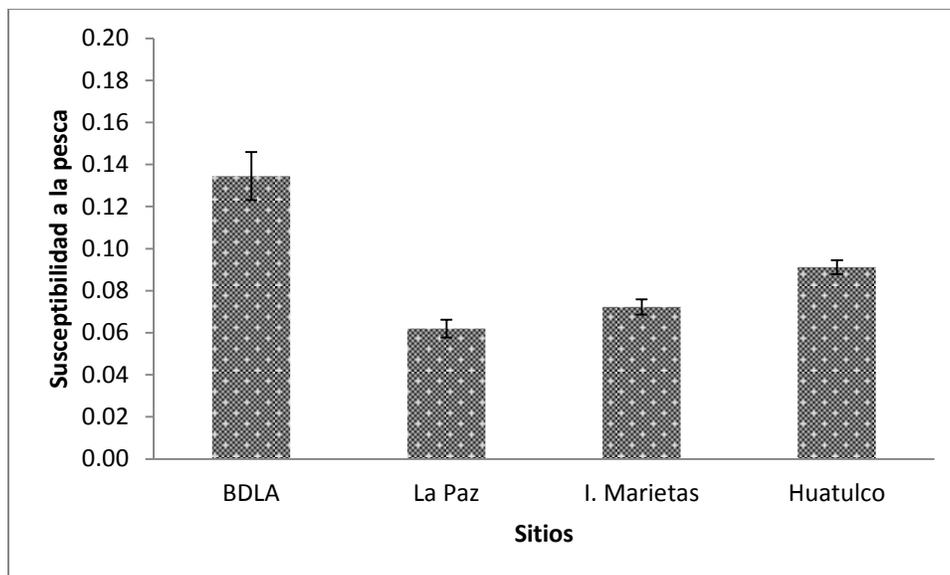
Finalmente, en cuanto a la susceptibilidad de pérdida de hábitat para las especies territorialista y no territorialistas, las primeras muestran mayor susceptibilidad ( $0.51 \pm 0.03$ ), mientras que las no territorialistas resultaron con un valor menor ( $0.34 \pm 0.02$ ). La prueba estadística t para dos muestras, mostro que si hay diferencia significativa dentro de la susceptibilidad a la pérdida de hábitat de ambos factores ( $t_{129} = 4.525$ ,  $P < 0.05$ ), (Fig. 20).



**Figura 20.** Comparación de susceptibilidad a la pérdida de hábitat de las especies territorialistas y no territorialistas.

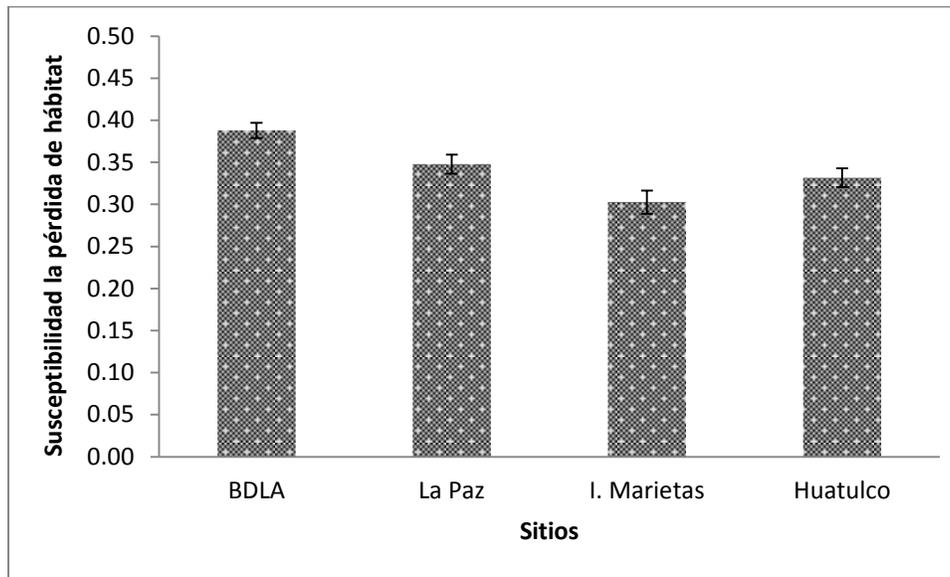
## 7.9 Análisis comparativo entre la susceptibilidad de las especies de peces por sitio

El valor promedio de la susceptibilidad de las especies a la pesca observado para los sitios fue de  $0.09 \pm 0.01$ . Bahía de los Ángeles fue la localidad con el valor más alto ( $0.13 \pm 0.01$ ), mientras que La Paz fue menor ( $0.06 \pm 0.004$ ). Los datos no mostraron homogeneidad de varianza y el análisis de Kruskal-Wallis indicó diferencias significativas en la abundancia por localidad ( $H_{(3,289)} = 28.0218, P < 0.05$ ). Del cual se formaron dos grupos (Grupo A: Bahía de los Ángeles y Grupo B: La Paz, Islas Marietas y Huatulco) (Fig. 21).



**Figura 21.** Susceptibilidad de las especies de peces a la pesca por sitios.

El valor promedio de la susceptibilidad de las especies de peces a la pérdida de hábitat por sitios fue de  $0.35 \pm 0.005$ . Bahía de los Ángeles presentó la mayor susceptibilidad para la pérdida de hábitat con un valor de  $0.38 (\pm 0.009)$ , mientras que las Islas Marietas tuvo la menor susceptibilidad con un valor de  $0.30 (\pm 0.01)$ . El análisis de varianza mostró diferencias significativas en la susceptibilidad al hábitat de las especies por sitios ( $F_{(3,285)} = 9.4800, P = 0.00001$ ). La prueba *a posteriori* mostró que Bahía de los Ángeles es diferente a Islas Marietas y Huatulco, mientras que cuenta con cierta similitud con La Paz (Fig. 22).



**Figura 22.** Susceptibilidad de las especies de peces a la pérdida de hábitat por sitios.

BDLA = Bahía de los Ángeles.

## **8. DISCUSIÓN**

Esta sección se divide en tres apartados: 1) Método usado para evaluar respuestas de los peces a las perturbaciones, 2) Confiabilidad de los criterios biológicos aplicados; y 3) Análisis de resultados.

### **8.1 Métodos que evaluaron la susceptibilidad de la ictiofauna a la pesca y pérdida del hábitat**

En relación con los métodos previamente utilizados en la literatura para conocer el nivel de susceptibilidad de las especies de peces hacia los riesgos de extinción inducidos antropogénicamente, estos han sido aplicados por agencias cuyo propósito es determinar los taxa que se encuentran en peligro, para posteriormente brindarles algún tipo de protección ante las diferentes perturbaciones que enfrentan. Entre las agencias internacionales se encuentran la IUCN y el CITES; mientras que a nivel nacional el responsable es la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) la cual es responsable de la NOM-059-SEMARNAT-2010. Cada una de las instituciones mencionadas tienen metodologías propias para evaluar el riesgo de extinción y amenaza hacia las especies terrestres y acuáticas; y por ello los criterios aplicados son distintos para cada una. Por ejemplo, la IUCN se preocupa por las especies a nivel mundial, dando prioridad a aquellas que tienen mayor vulnerabilidad.

Para evaluar a estas especies la IUCN utiliza cinco criterios que se basan principalmente en factores biológicos (Tabla 1). Sin embargo, la IUCN deja afuera de sus listas a muchas especies por la falta de conocimiento sobre sus características de vida. Además, existe una imposibilidad práctica para que los expertos puedan hacer una evaluación general de la fauna del planeta.

**Tabla 1** Resumen de los criterios de la UICN para la inclusión en una categoría de amenaza (Vulnerable, En Peligro o En Peligro Crítico).

Criterio A	Reducción de la población: Tamaño de la población ha sido observada, estimada, inferida o ha disminuido en un considerable proporción (mínimo 30%) en los últimos tres generaciones.
Criterio B	Distribución geográfica: Especie que tiene un rango pequeño (máximo 20,000 km <sup>2</sup> ) y de que sea (I) severamente fragmentado, (II) que experimentan disminución de la superficie o el número de individuos maduros por rango, o (III) está experimentando extremas fluctuaciones en el número de individuos maduros.
Criterio C	Tamaño pequeño, población y declinación: El número de individuos maduros es pequeño (máximo 10 000) y una disminución continua (mínimo 10%) que se espera en los próximos tres generaciones o (I) una disminución continua del número de los individuos maduros en cada subpoblación, (II) extremas fluctuaciones en el número de individuos maduros.
Criterio D	Población muy pequeña o restringida: Número de individuos maduros es <1,000 o el área en el que se encuentran es <20 km <sup>2</sup> o ≤ 5 ubicaciones.
Criterio E	Análisis cuantitativo: El análisis de la población cuantitativo indica que la probabilidad de extinción en estado silvestre debe ser ≥ 10% en los próximos 100 años.

Por otro lado, CITES se encarga de especies que son comercialmente importantes, así como de controlar su tráfico internacional. Para ello utiliza los Apéndices I y II, donde se incluyen las especies en peligro de extinción, y el Apéndice III que abarca las especies que están protegidas al menos en un país. De las especies protegidas por CITES en México solo se encuentran seis dentro del apéndice II, de las

cuales tres son tiburones y tres caballitos de mar. Esta agencia incluye cuatro criterios en su evaluación (Tabla 2).

**Tabla 2.** Resumen de los criterios de CITES para la inclusión de especies comercialmente importantes.

Criterio A	La población silvestre es pequeña y presenta al menos una de las características siguientes: una disminución deducida o prevista del número de individuos o de la superficie del hábitat.
Criterio B	La población silvestre tiene un área de distribución restringida y presenta al menos una fragmentación o se encuentra en muy pocos lugares, una alta vulnerabilidad a causa de la biología o comportamiento de la especie.
Criterio C	Una disminución del número de ejemplares en la naturaleza donde se encuentra, ya sea comprobado que existe en la actualidad o ha existido en el pasado, deducido o previsto.
Criterio D	Permite que las especies que no cumplen los Criterios A-C puedan quedar incluidas, no obstante, en el Apéndice I de acuerdo con el Artículo II.

Por ultimo en México, SEMARNAT es la agencia gubernamental encargada de listar las especies nacionales bajo alguna categoría dentro de la Norma Oficial Mexicana sobre protección de especies amenazadas de flora y fauna. Esta agencia aplica el Método de Evaluación de Riesgo (MER), unificando los criterios de decisión sobre las categorías de conservación determinadas para las especies. El MER utiliza cuatro criterios (Tabla 3). Con ello evalúan las categorías de riesgo que son: Probablemente extinto en el medio silvestre (E), En peligro de extinción (P), Amenazada (A) y Sujeta a Protección Especial (PR).

**Tabla 3.** Resumen de los criterios de NOM para la inclusión de especies en una categoría de amenaza.

A) Amplitud de la distribución geográfica del taxón exclusivamente en México.
B) Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón.
C) Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón.
D) Impacto de la actividad humana sobre el taxón.

Actualmente es desconocido el estado de conservación para la mayoría de peces marinos en México debido a la dificultad de obtención de datos biológicos finos. Para ejemplificar en el caso de la Norma Oficial Mexicana, los peces marinos son un grupo que ha sido poco atendido debido a la falta de información, haciéndose referencia sólo a 17 especies (Torres y Pérez, 2011).

Debido a la diferencia en los criterios de evaluación citados, hay fuertes incongruencias entre los contenidos de las listas y eso explica porque algunas de las especies presentes en la NOM no se encuentren en las listas de IUCN o en CITES y viceversa. Además, las especies no tienen la misma categoría de riesgo según las diferentes organizaciones. Un caso ejemplar es la especie *Opistognathus rosenblatti* (Bocón de puntos azules) que se encuentra bajo Protección Especial en la NOM, mientras que para la IUCN se considera una especie de preocupación menor y CITES ni siquiera la menciona, aun cuando es un pez de gran relevancia para la acuariofilia (Piña *et al.*, 2005). Esta diferencia de categorías para una misma especie ya se había detectado en Brasil, donde especies de peces marinos mencionadas en la lista local y nacional Brasileña (Ministerio de medio ambiente) no coinciden con las de la mundial

Lista Roja de IUCN (Bender *et al.*, 2013). Dado que el estatus asignado a las especies evaluadas puede diferir notablemente según organizaciones nacionales e internacionales, debido a las diferencias en los criterios que son considerados importantes para asignar el estatus de las especies, la solución empleada por científicos interesados en la conservación de estas taxa, ha sido aplicar varias formas simultáneas de evaluación (Torres y Pérez, 2011) o generar nuevos procedimientos para ofrecer mayor orden en las asignaturas de conservación para cada especie.

A partir de lo anterior, investigadores interesados en analizar el estatus de riesgo de las especies, reconociendo lo tardado y costoso que son las evaluaciones de las agencias citadas, buscaron crear métodos propios; que además pudieran apoyar los esfuerzos de conservación (Reyes-Bonilla *com. pers.*).

Se ha determinado en trabajos anteriores algunas características como la talla, abundancia, rango de profundidad, entre otras como indicadores de vida confiables para la evaluación de riesgo de las especies con resultados rápidos y efectivos. Basado en esto se puede decir que este trabajo dio los resultados esperados, ya que presentó resultados confiables puesto que se utilizaron características ya antes empleadas y consideradas importantes para determinar la respuesta de los peces a las perturbaciones del hábitat y pesca. Además de incluir factores que son buenos predictores a la susceptibilidad se pueden hacer comparaciones con trabajos ya realizados y que servirían como predictores para determinar la cantidad de especies amenazadas; y con esto, posteriormente se podría determinar las especies bajo alguna categoría de conservación para evitar que sigan siendo explotadas.

## 8.2 Confiabilidad de los criterios biológicos aplicados

Los trabajos realizados para detectar la vulnerabilidad de las especies usan distintos modelos (Reynolds *et al.*, 2005; Cheung *et al.*, 2005; Sadovy *et al.*, 2011; Grham *et al.*, 2011; Bender *et al.*, 2012; Dulvi *et al.*, 2014). Cada uno de estos modelos utilizan distintas variables biológicas para sus evaluaciones. Estas variables (talla, longevidad, edad de maduración sexual, distribución geográfica o endemismo, asociación al hábitat, tasas de crecimiento y mortalidad, amplitud de la dieta y abundancia local) han demostrado ser claves para la supervivencia de las especies (Jennings *et al.*, 1998; Reynolds *et al.*, 2011). En este trabajo se utilizaron como variables para evaluar la susceptibilidad de los peces de arrecife la talla, el nivel trófico, la abundancia, su distribución, profundidad y el número de hábitats que ocupan. Esta selección de variables fue debido a que la talla máxima de un organismo o especie se relaciona con las tasas de mortalidad, madurez sexual y longevidad de manera positiva, y con la de crecimiento de forma negativa; es decir, los peces que presentan tallas corporales pequeñas normalmente tienen rápido crecimiento y maduran a edades cortas, lo que respectivamente las hace tener menor vulnerabilidad individual a efectos de depredación y competencia; además, la población puede recuperarse eficientemente si sufre daños (Cheung *et al.*, 2007; Peterson y Levitan, 2001; Sadovy, 2011). En el Pacífico mexicano tal es el caso de *Chromis atrilobata* (Castañuela conguita), la cual presenta una biología que le permite tener un rápido crecimiento y rápida maduración sexual, como resultado no parece ser susceptible a las amenazas, por lo que tiene la oportunidad de aumentar sus poblaciones. Al contrario, los peces con características de crecimiento lento, maduración tardía, tiempos de generación largos (estrategia tipo K) y que normalmente alcanzan tallas grandes, son vulnerables al presentar un atractivo

para la pesca (Jennings *et al.*, 1999a). Además, en el caso de una perturbación sus poblaciones toman mucho tiempo en regresar a sus niveles originales (Cailliet *et al.*, 2005). Tal es el caso de los tiburones que al representar un recurso pesquero en todo el mundo, se ha demostrado que sus poblaciones no toleran una pesca inmoderada, debido al crecimiento lento, períodos prolongados para alcanzar la madurez sexual, así como el hecho de que las hembras tengan pocas crías que nacen después de varios meses de gestación (Cailliet *et al.*, 2005).

Por otra parte, las especies con rangos de distribución geográfica limitados, son vulnerables a la extinción, pues sus números poblacionales suelen ser reducidos. Además, esa condición les ofrece baja variabilidad genética y por ende una limitada respuesta potencial ante un cambio de las condiciones naturales (Powles *et al.*, 2000; Reynolds *et al.*, 2005). Algo similar ocurre con los taxa que tienen asociaciones fuertes a un solo tipo de hábitat. Un ejemplo claro son las especies asociadas a zonas de arrecife que suelen depender de la presencia de corales o estructuras rocosas como refugio, lo que los hace muy vulnerables a los impactos directos e indirectos sobre el hábitat; esto a diferencia de los peces de estuario que tienen mecanismos de adaptación a los pronunciados cambios fisicoquímicos que se dan en estos ambientes, haciéndolos más tolerantes (Blaber, 2000; Roessig *et al.*, 2004).

Relacionado con la distribución de las especies se encuentra la abundancia, la cual está ligada a las tasas de captura. Por ello, las especies que se presentan en mayor abundancia presentan niveles bajos de susceptibilidad y viceversa (Pechmann, 2003). Un ejemplo de ello es la especie *Stegastes rectifraenum*, la cual es identificada como una de las más abundantes en la Península de Baja California y el Golfo de

California (Thomson *et al.*, 1987), por lo que hoy en día no existen acciones para su conservación (Allen *et al.*, 2010).

La profundidad en la que se encuentran los peces es un indicador importante de su vulnerabilidad, puesto que aquellas especies presentes en zonas más someras son mayormente susceptibles a la degradación del hábitat, al estar más expuestas a las destrucciones y desarrollos. Ejemplo de ello son las especies crípticas que habitan en arrecifes poco profundos y cuya talla no es mayor a 10 cm (Allen y Robertson, 2010). Así mismo para los condriictios (Tiburones y Rayas) aumenta su susceptibilidad a la pesca por su gran tamaño y su alta presencia en aguas poco profundas (García *et al.*, 2008; Dulvy *et al.*, 2014). Es importante anotar que los peces bentónicos, disminuyen su vulnerabilidad a un 10.3%, por cada 50 m de profundidad a la que se presenten debido a que son menos propensos a los daños del hábitat y a la extracción por la pesca (Dulvy *et al.*, 2014).

Finalmente, se sabe que los peces que presentan una mayor adaptabilidad trófica tienen mayores posibilidades de sobrevivir en casos de perturbaciones, ya que estas características los llevan a tener un mayor rango para la explotación de recursos alimenticios (Gerking, 1996). Por ejemplo, *Abudefduf troschelii* (Pintaño amarillo), que al ser un pez omnívoro puede alimentarse de plancton, invertebrados bentónicos o algas y tener una mayor distribución sin limitarse por el alimento en otros sitios. Por otro lado, la alimentación especializada hace a algunas especies más vulnerables, al no disponer de alimento permanentemente o en abundancia (Dulvy y Col, 2003; Sadovy, 2005; Gerking, 1994). Por ejemplo, *Scarus perrico* (Loro jorobado) que se alimenta de algas adheridas a las rocas, limita su distribución a los arrecifes rocosos (Allen *et al.*, 2012).

## 9. ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

### 9.1 Susceptibilidad a la pesca y pérdida de hábitat de las especies

Con esta evaluación se determinó que las especies con mayor potencial de ser afectadas por la pesca fueron: *Sphyraena lucasana* (Barracuda), *Ginglymostoma cirratum* (Tiburón gata nodriza), *Epinephelus quinquefasciatus* (Mero) y *Seriola lalandi* (Jurel amarillo).

La barracuda *Sphyraena lucasana* es una especie pelágica que se encuentra en profundidades de hasta 25 m, se conoce por tener un área de distribución restringida del Pacífico oriental tropical por lo que es objeto de amenazas como la pesca (Robertson *et al.*, 2010). Dentro de este estudio solo fue observada en Bahía de los Ángeles, donde la pesca deportiva es una de las principales actividades económicas locales, siendo una de las especies de interés. Debido a esto y a la baja abundancia con la que se presentó en los censos realizados, se consideró que esta especie está dentro de las más susceptibles en el Pacífico mexicano.

El tiburón *Ginglymostoma cirratum* fue la segunda especie más susceptible que se determinó en la evaluación. Este tiburón se encuentra en aguas tropicales del Golfo de California y desde el sur de Baja California hasta Perú. Se le encuentra cerca de arrecifes tanto coralinos como rocosos, a profundidades de 1 a 130 m (Robertson y Allen, 2010); y se conoce como un depredador oportunista bentónico. Los individuos adultos alcanzan su madurez sexual entre los 210 a 231 cm de longitud (Rosa *et al.*, 2006). Las evaluaciones indican que las principales amenazas a las que está expuesto son la captura incidental y deliberada en la pesca e indirectamente los impactos antropogénicos en las zonas costeras (Rosa *et al.*, 2006). Este tiburón tiene fuerte

fidelidad a su hábitat y eso lo hace vulnerable a la sobreexplotación, así como a la disminución y fragmentación de sus zonas de residencia (Compagno, 2001). A partir de la información presentada puede comprobarse su gran susceptibilidad a la captura dentro de los sitios de estudio. Durante el trabajo de campo solo fue vista en Bahía de los Ángeles y presentó una baja abundancia, lo que hace pensar que se han reducido sus poblaciones. Actualmente *G. cirratum* se encuentra clasificada como Datos Insuficientes en las listas de la UICN y no está listada en la NOM. Probablemente la falta de observaciones biológicas de la especie no permite que cumpla con todos los criterios de las agencias para declararla como una especie en peligro, pero no obstante a ello es posible que no tolere mucho esfuerzo pesquero.

Existe muy poca información sobre la biología de *Ephinephelus quinquefasciatus* ya que anteriormente se consideraba como *E. itajara*, especie que habita solo en el Atlántico (Koenig *et al.*, 2010; Craig *et al.*, 2009). Por ello, actualmente se le ha clasificado como “con datos insuficientes” para la IUCN (Erisman *et al.*, 2011). Entre la información disponible para *E. quinquefasciatus* se sabe que los juveniles habitan en bahías, lagunas y estuarios, mientras que los adultos se localizan en los arrecifes mar adentro donde viven relativamente aislados, aunque forman asociaciones reproductivas. En los datos de campo, este pez fue poco abundante y solo fue observado en Huatulco en sitios de arrecife que se utiliza como zona de refugio (Pacheco-Ruiz *et al.*, 1992). Sin embargo, de acuerdo a los datos obtenidos para este trabajo consideramos que es una especie que se encuentra en peligro por presentar talla grande y encontrarse en los primeros 99 m de profundidad. Debido a esto varios autores coinciden que la principal amenaza para *E. quinquefasciatus* es la presión pesquera, la cual ha tenido un rápido crecimiento en la captura entre 1960 y 1980,

según los datos dados por los desembarques anuales y la captura por unidad de esfuerzo (Sala *et al.*, 2004).

Finalmente, *Seriola lalandi* es caracterizada por ser una especie pelágica, se reúne en grandes cardúmenes cuando es juvenil y a medida que envejece, los individuos se van volviendo más solitarios. La especie tiene una amplia distribución en aguas templadas del Pacífico, Atlántico e Índico; se asocia a arrecifes rocosos, zonas pelágicas, muy cerca del fondo y su rango de profundidad es hasta los 300 m (Allen y Robertson, 2010). En momentos de actividad el pez caza a media agua o en la superficie, lo que atrae a embarcaciones pesqueras con fines comerciales y de pesca deportiva. Esta especie es de gran relevancia económica, en México la captura alcanza la cifra de 2,000 toneladas, de las cuales Baja California Sur y Baja California aportaron el 64% (Rodríguez-de la Cruz *et al.*, 1994). No hay restricción pesquera alguna, la especie es extraída con palangres, red de media agua y red agallera de fondo durante todo el año (Rodríguez *et al.*, 1994). En nuestro estudio *S. lalandi* sólo se observó en arrecifes de Bahía de los Ángeles con abundancias altas y amplia distribución geográfica. Así mismo, es una especie que presenta una talla atractiva para la pesca, por lo cual presentó un valor alta de susceptibilidad a la pesca. A pesar de esto, el CITES no la considera dentro de sus especies de riesgo de importancia comercial, ni la encontramos en las listas de riesgo de la UICN ni NOM. No obstante, el riesgo por ser una especie que se extrae sin restricción alguna, la lleva a ser muy susceptible y en un futuro posiblemente una especie en peligro.

Por otra parte, según el método empleado en esta tesis, las especies de mayor susceptibilidad a la pérdida de hábitat son *Pareques fuscovittatus* (payasito lindo),

*Malacoctenus gigas* (trambollo veteadado), *Chaenopsis alepidota* (trambollin lapíz), y *Hermosilla azurea* (chopa).

*Pareques fuscovittatus* se encuentra a lo largo del Pacífico Oriental asociado a arrecifes y fondos suaves, donde encuentran refugio, protección contra los depredadores y competidores, con amplia disponibilidad de recursos (Safriel y Eliahu, 1991). Los individuos son carnívoros y alcanzan longitudes de 20 cm (Robertson y Allen, 2010). Dentro de los monitoreos del estudio se observó sólo en Bahía de los Ángeles, en la zona de arrecife. De acuerdo a la biología obtenida de la especie, presenta bajas abundancias y tamaño pequeño; además, se encuentra fuertemente asociado a los arrecifes que utiliza como zonas de protección y alimentación. La UICN la considerada en el estatus de preocupación menor (Chao y Espinosa, 2010).

El trambollo *Malacoctenus gigas* resultó la segunda especie más susceptible a la pérdida del hábitat. Generalmente habita arrecifes poco profundos o entre las algas y no alcanza tallas mayores a 13 cm. Se alimenta principalmente de pequeños invertebrados (Hastings, 2010) y se distribuye en el Pacífico centro-oriental. Solo fue observado en Bahía de los Ángeles e Islas Marietas con una baja abundancia. Se puede considerar que al presentarse asociada a arrecifes poco profundos, esta especie se encuentra restringida al Golfo de California y por lo tanto, es más susceptible a los daños del hábitat. La UICN la considera como una especie cuyo riesgo es de preocupación menor, mientras que en la NOM no se encuentra listada.

*Chaenopsis alepidota* es una especie endémica del Golfo de California. Habita tubos de poliquetos y anélidos, en fondos de arena y piedra a profundidades no mayores de 25 m y alcanza tallas máximas de 11 cm (Allen y Robertson, 1994). Su dieta consta principalmente de pequeños peces óseos, crustáceos y zooplancton

(Bessudo *et al.*, 2010; Robertson y Allen, 2010). Solo se encontró en Bahía de los Ángeles, presentó una abundancia baja y al tener un hábitat muy especializado se puede inferir su alto valor de susceptibilidad a la pérdida de hábitat. Finalmente, al no haber indicaciones sobre la dinámica de sus poblaciones y que no se conocen amenazas importantes para la especie, la UICN la clasifica con la categoría de preocupación menor.

Por último, la chopa *Hermosilla azurea* es una especie demersal que se encuentra en un rango de profundidad de 15 m, alrededor de los arrecifes de coral y alcanza una talla máxima de 45 cm (Allen y Robertson, 1994). Es una especie omnívora que se alimenta principalmente de algas bentónicas. Se distribuye al norte del Pacífico y en el Golfo de California (Robertson y Allen, 2010). Se observó solo en Bahía de los Ángeles con una abundancia baja. Se encuentra evaluada por la UICN bajo el criterio de Preocupación menor (Robertson y Allen, 2010). Sin embargo, en este trabajo esta especie presentó una susceptibilidad alta, la cual podría ser explicada por la asociación que tiene con el arrecife al encontrar ahí, su principal alimento, lo que provoca una susceptibilidad a los cambios, que el arrecife pueda sufrir por pérdida de hábitat.

## **9.2 Susceptibilidad de las familias**

Según los resultados del estudio las cuatro familias que se encuentran dentro de las más susceptibles a la pesca son Sphyrnidae, Ginglymostomatidae, Dasyatidae y Fistulariidae. En el caso de las dos primeras familias de condriictios, su biología es muy similar ya que habitan en zonas profundas hasta los 130 a 275 m, además presentan una maduración y reproducción lenta con períodos de gestación largos (Cortés, 2000). Dentro de sus amenazas es sabido que los condriictios de aguas profundas, debido a su

lento crecimiento y productividad baja, son intrínsecamente más sensibles a la sobrepesca (García *et al.*, 2008). Un problema particular es el comercio de aletas (“finning o aleteo”) e interés comercial que radica en la venta y consumo de su carne. La Organización de Alimentos y Agricultura de las Naciones Unidas (FAO), informó que los desembarques de tiburones y rayas aumentaron de forma constante a un punto máximo en el año 2003 (Carbonell *et al.*, 2003). De esta manera, es probable que actualmente este volumen sea 3-4 veces mayor que el reportado en ese año (Clarke *et al.*, 2006; Worm *et al.*, 2013).

Con respecto a la Familia Dasyatidae, son especies que habitan fondos suaves asociados a arrecifes, hasta una profundidad de 100 m. Se alimentan principalmente de peces, crustáceos, gusanos y gasterópodos; y se caracterizan por tener tallas máximas de 257 cm (Robertson y Allen, 2010). Las especies de esta familia presentan protuberancias en la cola que al enredarse en las redes de enmalle generan su captura de manera incidental (Wheeler, 1985). Además, la baja fecundidad de las especies que pertenecen a esta familia sugiere que son altamente susceptibles a la pesca (Smith, 2006).

Finalmente, la Familia Fistulariidae, se encuentra en zonas costeras o muy cercanas a los arrecifes de coral, donde se alimentan de pequeños peces, crustáceos, entre otros invertebrados (Robertson y Allen, 2010). En esta evaluación solo se registró la especie *Fistularia commersonii*, la cual fue registrada en los cuatro sitios. En los censos realizados no presentó una alta abundancia, aunado a que su talla alcanza medidas de 160 cm, se considera pudo ser la razón por la cual se presenta dentro de las principales familias más susceptibles a la pesca.

Por otro lado, las familias que presentaron mayor susceptibilidad a la pérdida de hábitat fueron Labrisomidae, Tripterygiidae, Holocentridae y Sphyraenidae. Las tres primeras se caracterizan por presentar especies territoriales asociadas a arrecifes donde se refugian en pequeñas cuevas, grietas o entre las rocas y siempre cerca de la superficie (Morato *et al.*, 2006). Esto pone en dificultades a dichas familias ya que pueden verse afectadas de forma inmediata por contaminación, fenómenos naturales o modificación del fondo por desarrollos humanos. Es importante señalar que varias especies de estas familias no se encuentran evaluadas por ninguna agencia de conservación (Guimarães y Bacellar, 2002; Allen y Robertson, 2010). Según los resultados, se esperaría que por la talla, su baja abundancia y las zonas en las que habitan, se vean amenazadas por la pérdida de hábitat. Finalmente, la Familia Sphyraenidae se encuentra en zonas tropicales y subtropicales, por lo que generalmente prefiere las zonas profundas, aunque en ocasiones pueden ser vistas alrededor de los arrecifes, alimentándose principalmente de peces (Robertson *et al.*, 2010). Durante el trabajo en campo las barracudas se registraron solo en Bahía de los Ángeles, con niveles bajos de abundancia. Actualmente, la mayoría de las especies de Sphyraenidae no se encuentran evaluadas ante las agencias de conservación y se encuentran bajo la categoría de datos insuficientes para la IUCN.

### **9.3 Análisis comparativos entre la susceptibilidad de las especies comerciales-no comerciales y territoriales-no territoriales**

Las diferencias encontradas en la susceptibilidad de las especies comerciales y no comerciales, es debido a que la mayoría de las especies comerciales presentan características atractivas a la pesca como tallas medianas y grandes, que se ven

ligados a un nivel trófico alto (omnívoro o carnívoro), algunas de estas especies se encuentran en grandes cardúmenes, lo que llama la atención de pescadores. Estas características pueden ser factores importantes para la susceptibilidad de estas especies a la pesca (Jennings *et al.*, 1999a; Sala *et al.*, 2004). A pesar de lo anterior, la Carta Nacional Pesquera permite el aprovechamiento de especies de interés comercial con cierto ordenamiento, no obstante la extracción excesiva de pesca y la sobre capitalización siguen siendo puntos importantes a tratar en la actualidad (Agüero, 2007).

En el caso de las especies territorialitas y no territorialitas resultaron no tener diferencia significativa, presentaron valores relativamente bajos a la susceptibilidad a la pesca. Sin embargo, las especies territorialistas mostraron mayor susceptibilidad a la pesca, posiblemente esto es por su mayor fidelidad al hábitat. En cambio se obtuvo una diferencia significativa para el índice de la susceptibilidad a la pérdida de hábitat, donde se muestra una mayor susceptibilidad en las especies territorialistas. Este resultado se debe a que la mayoría de estas especies están asociadas a un bajo rango latitudinal (endémica) y se presentan en un menor número de hábitats, los cuales les provee de protección y alimento, pero a la vez se ven mayor mente afectadas por perturbaciones al hábitat (Torres-Orozco y Pérez-Hernández, 2009).

Finalmente, los análisis para detectar posibles diferencias entre los cuatro sitios de acuerdo a los índices de susceptibilidad a la pesca indican que Bahía de los Ángeles es mayormente susceptible al resto de los sitios (La Paz, Islas Marietas y Huatulco), posiblemente porque este sitio presentó una mayor abundancia y riqueza en sus especies al contrario de La Paz que cuenta con un menor número de especies.

Por otro lado, el índice de susceptibilidad al hábitat nos muestra una diferencia significativa, donde Bahía de los Ángeles es diferente a Islas Marietas y Huatulco, lo que sugiere que las especies presentes en Bahía de los Ángeles se distribuyen en un menor número de hábitats. Además, se muestra un alto endemismo en las costas del Pacífico de Baja California y en la región del Golfo de California con especies como: *Chromis limbaughi* (Castañeta mexicana), *Acanthemblemaria crockeri* (túbicola cacheton), *Hermosilla azurea* (Chopa), entre otros (Robertson y Cramer, 2009). Esto nos indica que se debe tener especial cuidado en estas regiones del Pacífico mexicano.

## 10. LITERATURA CITADA

- Aburto-Oropeza, O. & Balart E. F. 2001. Community structure of reef fish in several hábitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Marine Ecology*, 22 (4): 283-305.
- Acevedo, G. J. & Turok, M. 2000. Plan de Manejo para el aprovechamiento del caracol púrpura (*Plicopurpura pansa*) en la costa de Oaxaca, informe técnico, AMACUP-CRIP-Pátzcuaro, Michoacán, México. pp. 201.
- Agüero, M. 2007. Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe.
- Allen, G. R. & Robertson, D. R. 1994. *Fishes of the tropical eastern Pacific*. University of Hawaii Press. Hong-Kong. pp. 330.
- Allen, G., Robertson, R. & Zapata, F. 2010. *Rectifraenum Stegastes*. En: UICN 2013. Lista Roja de Especies Amenazadas. Versión 2013.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Consultado el 11 de febrero 2014.
- Allen, G., Robertson, R., Rivera, R., Edgar, G., Merlen, G., Zapata, F. & Barraza, E. 2010. *Chromis atrilobata*. En: UICN 2013. Lista Roja de Especies Amenazadas. Versión 2013.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Consultado el 07 de febrero 2014.
- Allen, G., Robertson, R., Rivera, R., Edgar, G., Merlen, G., Zapata, F., Barraza, E., Lea, B. & Rocha, L.A. 2012. *Scarus perrico*. En: UICN 2013. Lista Roja de Especies Amenazadas. Versión 2013.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Consultado el 13 de marzo 2014.
- Arbita-Cárdenas, L. A., Rodríguez-Romero, J., Galván-Magaña F., De La Cruz-Agüero, J., y Chávez-Ramos, H. 1994. Lista sistemática de la ictiofauna de Bahía de la Paz, B.C.S. México, *Ciencias Marinas*, 20(2):159-181.
- Anales del Instituto de Biología. 2004 Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 75(1): 9-97.
- Baena, M. L., Halffter, G. 2008. Extinción de especies, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México.
- Baum, J., Clarke, S., Domingo, A., Ducrocq, M., Lamonaca, A.F., Gaibor, N., Graham, R., Jorgensen, S., Kotas, J. E., Medina, E., Martínez-Ortiz, J., Monzini-Taccone di Sítizano, J., Morales, M. R., Navarro, S. S., Pérez-Jiménez, J. C., Ruiz, C., Smith, W., Valenti, S. V. & Vooren, C. M. 2007. *Sphyrna lewini*. En: UICN 2013. Lista Roja de Especies Amenazadas. Versión 2013. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Consultado el 04 de marzo 2014.
- Bell, S. S., McCoy, E. D. & Mushinsky, H. R. 1990. *Habitat Structure: the Physical Arrangement of Objects in Space*. Chapman and Hall, New York, pp. 349–369.
- Bellwood, D.R., Hughes, T. P., Folke, C. & Nystrom, M. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429 (6994): 827–833.

- Bender, M. G., Floeter, S. R., Mayer, F. P., Vila-Nova D. A., Longo, G. O. E. S., Hanazaki, N., Carvalho-Filho, A. & Ferreira, C. E. L. 2013. Biological attributes and major threats as predictors of the vulnerability of species: a case study with Brazilian reef fishes. *Oryx*, 47, pp. 259-265.
- Bessudo, S., Dominici-Arosemena, A., Espinosa, H. & Hastings, P. 2010. *Chaenopsis alepidota*. En: UICN 2013. Lista Roja de Especies Amenazadas. Versión 2013.2. < [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) >. Consultado el 26 de febrero 2014.
- Buschmann, A. & Astudillo, C. 2004. Pesca de Arrastre, arrasando la vida marina. Oceana. Santiago de Chile. pp.16.
- Blaber, S. J. M. 2000. Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation, and conservation. Blackwell Science, Oxford.
- Briggs, J. C. 1995. Global biogeography. Elsevier Science B. V., Amsterdam. pp.452
- Carbonell, A., Alemany, F., Merella, P., Quetglas, A. & Román, E. 2003. The by-catch of sharks in the western Mediterranean (Balearic Islands) trawl fishery. *Fisheries Research*, 61: 7–18.
- Cailliet, G. M., Musick, J. A., Simpfendorfer, C. A. & Stevens, J. D. 2005. Ecology and Life History.
- Cailliet, G. M. & Goldman, K. 2004. Age determination and validation in Chondrichthyan fishes. In: Biology of sharks and their relatives (eds) J. Carrier, JA Musick, and MR Heithaus. CRC Press LLC, Boca Raton, FL. Pp. 399-448.
- Cárdenas, M. J. 2010. México ante el cambio climático; Evidencias, impactos, vulnerabilidad y adaptación, Greenpeace México, México, D.F.
- Carricart-Ganivet, J. P. & Horta-Puga, G. 1993. Arrecifes de coral de México. En: Biodiversidad Marina y Costera. CONABIO-CIQRO. México. pp. 64-68.
- Ceballos, G., Díaz-Pardo, E., Espinosa, H., Flores-Villela, O., García, A., Martínez, L., Martínez-Meyer, E., Navarro, A., Ochoa, L. & Salazar, I. 2009. Zonas críticas y de alto riesgo para la conservación de la biodiversidad de México, In: *Capital natural de México*, 2: 575-600.
- Cupul-Magaña, A. L., Aranda, O. S. M., Medina-Rosas, P. & Vizcaino, V. 2000. Comunidades Coralinas de las Islas Marietas, Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. 1: 15–22.
- Chao, L. & Espinosa, H. 2010. *Fuscovittatus Pareques*. En: UICN 2013. Lista Roja de Especies amenazadas. Versión 2013.2. < [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) >. Consultado el 26 de febrero 2014.
- Cheung, W. W. L., Pitcher, T. J. & Pauly, D. 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerability of marine fishes to fishing. *Biol Conserv* 124:97–111.
- Cheung, W. W. L., Pitcher, T. J. & Pauly, D. (in press) Using an expert system to evaluate vulnerabilities and conservation risk of marine fishes from fishing. In: Lipshitz AP (ed) New research on expert system. Nova Science Publishers, New York

- Cheung, W. W. L., Watson, R., Morato, T., Pitcher, T. J., & Pauly, D. 2007. Intrinsic vulnerability in the global fish catch. *Marine Ecology Progress Series*, 333:1-12.
- Craig, M. T., Graham, R. T., Torres, R. A., Hyde, J. R., Freitas, M. O., Ferreira, B. P., Hostim-Silva, M., Gerhardinger, L. C., Bertoincini, A. A. & Robertson, D. R. 2009. How many species of goliath grouper is there Cryptic genetic divergence in a threatened marine fish and the resurrection of a geopolitical species. *Endangered Species Research*. 7:167-174.
- Dearden, P., Bennett, M., & Rollins, R. 2006. Implications for coral reef conservation of diver specialization. *Environmental Conservation*. 33: 353-363.
- Dulvy, N. K., Sadovy, Y., Reynolds, J. D. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* 4, 25–64.
- Delgado-Argote L. A. 2008. Geología. En: Danemann G, Ezcurra E (eds). Bahía de los Ángeles: Recursos Naturales y Comunidad. Instituto Nacional de Ecología (INE) / PRONATURA NOROESTE. pp.126.
- Espinoza, H. 2004. El Pacífico Mexicano, Instituto de Biología, UNAM, México.
- Eschemeyer, W. N., Fricke, R., Fong, J. D., Polack, D. 2010. Marine fish biodiversity: A history of knowledge and discovery (Pisces). *Zootaxa*. 2525: 19–50.
- FAO Documento Técnico de Pesca. No. 461. Roma, FAO. pp. 403.
- FAO The state of world fisheries and aquaculture. 2002. In FAO 2002. Rome: FAO
- Fernandez, F., Saenz, A., Lejbowicz, A., Castro, M. & Cripe, D. 2012. Plan de manejo tipo para peces de ornato, SEMARNAT, México.
- Fowler, S. L., Cavanagh, R. D., Camhi, M., Burgess, G. H., Cailliet, G. M., Fordham, S. V., Simpfendorfer, C. A. & Musick, J. A. 2005. Sharks, Rays and Chimaeras: The Status of the Chondrichthyan Fishes. Status Survey. IUCN/SSC Shark Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. pp 461.
- Fuentes-Mata, P. & Espinoza-Pérez, H. 2010. Biodiversidad de los peces Mexicanos y su aprovechamiento, México país megadiverso, México D.F.
- Friedlander, A. M. & Parrish J. D. 1998. Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 224: 1–30-
- Froese, R. & Pauly, D. 2012. FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), Consultado en febrero de 2012.
- Gaston, K. J., Blackburn, T. M. 2000. Pattern and process in macroecology. Blackwell Science, London.
- García, S. M., Zerbi, A. C., Aliaume, T., & Lasserre, G. 2003 The ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Paper Num 443. FAO. Roma.
- Gerking, S. D. 1994. Feeding ecology of fish, Academy press, San Diego, pp. 416.

- Guimarães, R. Z. P. & De Bacellar A. C. L. H. 2002. Revisión de las especies brasileñas de *Paraclinus* (Teleostei: Labrisomidae), con la descripción de dos nuevas especies y revalidación de *Paraclinus rubicundus* (Starks). *Copeia* 2: 419-427.
- Guijt, I., Moiseev A., & Prescott-Allen R. 2001. IUCN Resource Kit for Sustainability Assessment. IUCN Monitoring and Evaluation Initiative, Geneva.
- Gutiérrez, C. 2005. Pesca en América Latina: enfoque eco sistémico para la rentabilidad económica, Chile.
- Guzmán, H. M., Vega, A. 2009. Investigación científica como apoyo a la toma de decisiones, manejo y conservación. Parque Nacional Coiba, FUNDESPA, Panamá.
- Gladstone, W. 2007. Temporal patterns of spawning and hatching in a spawning aggregation of the temperate reef fish *Chromis hypsilepis* (Pomacentridae). *Mar. Biol.* 151: 1143–1152.
- Graham, N. A. J., Chabanet, P., Evans, R. D., Jennings, S., Letourneur, Y. & Macneil, M. A. 2011. Extinction vulnerability in coral reef fishes. *Ecology Letters*, 14: 341–348.
- Groom M. J., Gary, K., Meffe, & Ronald, C. 2006. Principles of Conservation Biology, 3rd Edition, ed. SINAUER, Sunderland, Massachusetts USA.
- Grove, J. S. & Lavenberg R. J. 1997. The fishes of the Galápagos Islands. Stanford University Press, Stanford. pp. 863.
- Hastings, P. 2010. *Malacoctenus gigas*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Consultado en 10 Marzo del 2014.
- Hawkins, J. P., Roberts, C. M. & Clark, V. 2000. The threatened status of restricted-range coral reef fish species. *Animal Conservation*, 3: 81-88.
- Hockey, P. A. R., Curtis, O. E. 2009. Use of basic biological information for rapid prediction of the response of species to habitat loss. *Conservation Biology* 23: 64-71.
- Hutching, J. A. 2002. *Life histories of fish. In Handbook of fish biology and fisheries Hart P.J.B, Reynolds J.D. Eds. Oxford:Blackwell. 1: 149–174.*
- Ibar, V. F. C., De la Lanza-Espino, G., Giansone, A. E., Carbajal, M. I. E., Arroyo, M. G., Ladah, L. B., & González, J. A. Z. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales en Capital natural de México. Conocimiento actual de la Biodiversidad. Conabio, Ciudad de México. I: 109-134.
- Jackson, J. B. C. 2008. Ecological extinction and evolution in the brave new ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105:11458–11465.
- Jennings, S., Greenstreet, S. P. R., Reynolds, J. D. 1999. Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology*, 68:617-627.

- Jennings, S., Pinnegar, J. K., Polunin, N. V. C. & Warr, K. J. 2001. Impacts of trawling disturbance on the trophic structure of benthic marine communities. *Marine ecology Progress in series*. 213:127-142.
- Jerrold, H. Z. 2010. Biostatistical Analysis. Prentice Hall. Englewood Cliffs, 5° edición, New Jersey.
- Johnson, M. E., S.A. Gulf of California: tracking limestone deposits on the margin of a young sea: University of Arizona Press; 26 satellite images and 2 maps. in press. pp.197.
- Julliard, R., Jiguet, F., & Couvet, D. 2003. Common birds facing global changes: what makes a species at risk *Global Change Biol.*, 10:148–154.
- Koenig, C. C., Coleman, F. C., & Kingon, K. C. 2010. Recovery of the goliath grouper (*Epinephelus itajara*) population of the Southeastern U. S. In Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute (eds) Gulf and Caribbean Fisheries Institute, c/o Harbor Branch Oceanographic Institution: United States. 62: 219-223.
- Leal, E., Contreras, F. & Oyarzún, C. 2009. Distribución, batimetría y alimentación de *Epigonus crassicaudus* (perciformes: epigonidae) en la costa de Chile, *Gayana* 73: 95-101.
- López-Gómez, M. J. & Aguilar-Perera, A. 2010. Diversidad de peces marinos en la costa norte de la Península de Yucatán, México. *Cuerpo Académico de Recursos Marinos Tropicales. Departamento de Biología Marina, Campus de Ciencias Biológicas Agropecuarias - UADY*. 3: 3-7.
- Morato, T., Cheung, W. W. L. & Pitcher, T. J. 2006. Vulnerability of seamount fish to fishing: fuzzy analysis of life history attributes. *Journal of Fish Biology*. 68: 209-221.
- Morato, T., Watson, R., Pitcher, T. J. & Pauly, D. 2006. Fishing down the deep. *Fish and Fisheries*, 7: 24–34.
- Moyle, P. B. & Cech, J. J. 2000. *Fishes an Introduction to Ichthyology*. 4th Edition. Prentice Hall. United States of America. pp. 612.
- Myers, R. A. & Worm, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*. 423: 280-283.
- Nelson, J. S. 2006. *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, New York.
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., Watson, R., Zeller, D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418:689–695.
- Paxton, J. R., Hoese, D. F., Allen, G. R. & Hanley, J. E. 1989. Petromyzontidae a Carangidae. *Zoológico Catálogo de Australia*, vol. 7. Australian Government Publishing Service, *Canberra*. pp. 665.
- Pechman, J. H. K. 2003. Natural population fluctuations and human influences: Null models and interactions. In R.D. Semlitsch (ed) *Amphibian conservation*, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. pp. 85-93.

- Petersen, C. W. & Levitan, D. R. 2001. Alee effects in exploited species In: J.D. Reynolds, G.M. Mace, K.H.Redford and J.G. Robinson (eds.). Conservation of Exploited Species. Cambridge Universit Press, Cambridge, U.K. pp. 281-300.
- Powles, H., Bradford, M. J., Bradford, R. G., Doubleday, W. G., Innes, S., & Colin, D., Levings. 2000. Assessing and protecting endangered marine species. *ICES Journal of Marine Science* 57: 669–676.
- Randall, J. E. & Randall, H. A. 1981. A revision of the labrid fish genus *Pseudojuloides*, with descriptions of five new species, *Pac. Sci.*, 35:51-74.
- Reyes-Bonilla, H. 2003. Coral reefs of the Pacific coast of México. En: Cortés J (ed), Latin America Coral Reefs. Elsevier, Amsterdam, pp. 331–350.
- Reyes-Bonilla, H., Calderón-Aguilera, L. E., Aburto-Oropeza, O., Díaz-Uribe, J. G., Pérez-España, H., Del Monte-Luna, P., Lluch-Cota, S. & López-Lemus, L. G. 2009. La disminución en el nivel trófico de las capturas de pesqueras en México, revista ciencia.
- Reynolds, J. D., Dulvy, N. K., Nicholas, B., Goodwin & Hutchings, J. A. 2005. Biology of extinction risk in marine fishes, *The Royal Society*, 272: 2337–2344.
- Robertson, R., Collette, B., Molina, & Guzmán-Mora, A. G. 2010. *Sphyræna Ensis* .En: UICN 2013. Lista Roja de Especies Amenazadas. Versión 2013.2. < [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) >. Consultado el 10 de marzo 2014.
- Robertson, R. & Allen, G. 2010. Gildi Myripristis. En: UICN 2013. Lista Roja de Especies Amenazadas. Versión 2013.2. < [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) >. Consultado el 11 de diciembre 2013.
- Robertson, D. R. & Cramer, K. L. 2009. Shore fishes and biogeographic subdivisions of the Tropical Eastern Pacific. *Marine Ecology Progress Series*, 380: 1-17.
- Rodriguez-de la Cruz, M. C., Palacios-Fest, R., Cruz-Satabalbina & Diaz- Pulido C. L. 1994. Atlas pesquero máximo, SEPESCA, INP (ed) México. pp.234.
- Roessig, J. M., Woodley, C. M., Cech, J. J., Hansen, L. J. 2004. Effects of global climate change on marine and estuarine fishes and fisheries. *Rev Fish Biol Fish* 14:251–275..
- Rosa, R. S., Castro, A. L. F., Furtado, M., Monzini, J. & Grubbs, R. D. 2006. *Ginglymostoma cirratum*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Consulted on 11 October 2013.
- Safriel, U. N. & Ben-Eliahu, M. N. 1991. The influence of habitat structure and environmental stability on the species diversity of polychaetes in vermetid reefs. In: Bell, S.S., McCoy, E.D., Mushinsky, H.R. (Eds.) Habitat Structure - The Physical Arrangement of Objects in Space. London: Chapman and Hall, pp. 349-369.
- Sala, E., Aburto-Oropeza, O., Reza, M., Paredes, G. & Lopez-Lemus, L. G. 2004. Fishing down coastal food webs in the Gulf of California. *Fish and Fisheries*. 29:19–25.

- Smith, W. D. 2006. *Dasyatis longa*. En: UICN 2013. Lista Roja de Especies Amenazadas. Versión 2013.2. < [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) >. Consultado el 05 de marzo 2014.
- Sadovy, Y., Cheung, W. L. 2003. Near extinction of a highly fecund fish: the one that nearly got away. *Fish and Fisheries* 4:86–99.
- Santos, T., Tellería, J. L. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. En: Ecosistemas. [www.revistaecosistemas.net/articulo](http://www.revistaecosistemas.net/articulo). Consultado en Febrero del 2014.
- Sale, P. F. 1991. The ecology of fishes on coral reef. Academic Press. San Diego. pp.754
- SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. Protección Ambiental -Especies nativas de México de flora y fauna silvestres -Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo.
- Somma, A. 2003. Consecuencias ambientales y costos económicos del agotamiento de los océanos del mundo. *Perspectivas económicas* 8:16-19.
- Suzán, G., Marcé, E., Giermakowski, J. T., Armién, B., Pascale, J., Mills, J., Ceballos, G., Gómez, A., Aguirre, A. A., Salazar-Bravo, J., Armién, A., Parmenter, R., Yates, T. 2008. The effect of habitat fragmentation and species diversity loss on hantavirus prevalence in Panamá. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F., México. 1149: 80-3.
- Spalding, M. D., Ravilious, C. & Green, E. P. 2001. World Atlas of Coral Reefs. WCMC-UNEP. University of California Press. Berkeley. USA.
- Jennings, S. & Blanchard J. L. 2004. Fish abundance with no fishing: predictions based on macroecological theory, *journal of animal ecology*, 73:632–642.
- Sadovy, Y. & Cheung, W. W. L. 2003. Near extinction of a highly fecund fish: the one that nearly got away. *Fish and Fisheries*. 4: 86-99.
- Suzán, G., Marcé, E., Giermakowski, J. T., Armién, B., Pascale, J., Mills, J., Ceballos, G., Gómez, A., Aguirre, A. A., Salazar-Bravo, J., Armién, A., Parmenter. R. & Yates, T. 2008. The effect of habitat fragmentation and species diversity loss on hantavirus prevalence in Panamá. Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F., México. 1149:80-3.
- Somma, A. 2003. Consecuencias ambientales y costos económicos del agotamiento de los océanos del mundo. *Perspectivas económicas* 8:16-19.
- Sadovy-Mitcheson, Y., Craig, M. T., Bertoni, A. A., Carpenter, K. E., Cheung, W. W. L., Choat, J. H., Cornish, A. S., Fennessy, S. T., Ferreira, B. P., Heemstra, P. C., Liu, M., Myers, R., Pollard, D., Rhodes, K. L., Rocha, L. A., Russell, B. C., Samoilys, M. A. & Sanciangco, J. 2013, Fishing groupers towards extinction: a global assessment of threats and extinction risks in a billion dollar fishery. *Fish and Fisheries*. 14: 119–136.

- Spalding, M. D., Ravilious, C. & Green, E. P. 2001. *World Atlas of Coral Reefs*. WCMC-UNEP. University of California Press. Berkeley. USA.
- Torres-Orozco, B., Roberto, E. & Pérez-Hernández M. A. 2011. Los peces de México: una riqueza amenazada "Revista Digital Universitaria [en línea]. <<http://www.revista.unam.mx/vol.12/num1/art06/index.html>>Vol. 12, No.1 Consultado 2 de enero de 2011.
- Urbán–Ramírez, J., Ramírez–Rodríguez, M., 1997. La Bahía de La Paz, Investigación y Conservación. Universidad Autónoma de Baja California Sur, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, IPN, SCRIPPS Institution of Oceanography. pp. 345.
- Viana, M. T. 2009. La ictiología marina en México, La enciclopedia de las ciencias y la tecnología en México, México.
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Croppe, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Hassan, R., Kasperson, R., Leeman, R., May, R. M., McMichael, T., Pingali, P., Samper, C., Scholes, R., Watson, R. T., Zakri, A. H., Shidong, Z., Ash, N. J., Bennett, E., Kumar, P., Lee, M. J., Raudsepp-Hearne, C., Simons, H., Thonell, J., & Zurek, M. B. 2005. Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Informe de síntesis, millenniumassessment.org. pp. 6-19.
- Wilkinson, C. 2004. Status of the coral reefs of the world report: 2004, Australian Institute of Marine Science.
- Wheeler, A. 1985. The world encyclopedia of fishes. London: Macdonald.
- Zamorano, P., & Leyte–Morales G. E. 2005. Cambios en la diversidad de equinodermos asociados al arrecife coralino de La Entrega, Oaxaca, México. *Ciencia y Mar* 9:19–28.
- Zar, J. H. 2010. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Englewood Cliffs. New Jersey. pp. 672.

## ANEXO 1

Espece	Familia	Nivel trófico	Talla máx (cm)	Promedio de abundancia	Rango de profundidad	Distribución	No. de hábitats
<i>Abudefduf troschelii</i>	Pomacentridae	2.95	23	7.51739	15	45	2
<i>Acanthemblemaria crockeri</i>	Chaenopsidae	3.4	6	1.62422	59	7	3
<i>Acanthemblemaria macrospilus</i>	Chaenopsidae	3.4	6	0.03416	14	13	5
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	Acanthuridae	2.87	70	0.8006	99	28	8
<i>Alphestes immaculatus</i>	Serranidae	3.5	30	0.1627	29	43	2
<i>Aluterus scriptus</i>	Monocanthidae	2.76	110	0.0037	120	28	2
<i>Anisotremus davidsonii</i>	Haemulidae	3.54	60	0.4006	56	12	2
<i>Anisotremus interruptus</i>	Haemulidae	3.5	90	0.2267	27	41	2
<i>Apogon pacificus</i>	Apogonidae	3.4	10	0.7080	59	45	2
<i>Apogon retrosella</i>	Apogonidae	3.5	10	0.2484	59	28	2
<i>Arothron hispidus</i>	Tetraodontidae	3.1	50	0.0037	89	34	8
<i>Arothron meleagris</i>	Tetraodontidae	3.38	40	0.1416	34	28	2
<i>Aulostomus chinensis</i>	Aulostomidae	4.24	80	0.0409	117	27	1
<i>Balistes polylepis</i>	Balistidae	3.34	80	0.7316	509	60	8
<i>Bodianus diplotaenia</i>	Labridae	3.44	76	3.6496	70	51	2
<i>Calamus brachysomus</i>	Sparidae	3.52	61	0.5850	77	45	6
<i>Canthigaster punctatissima</i>	Tetraodontidae	3.01	9	0.9950	18	31	1
<i>Caranx caballus</i>	Carangidae	4.05	70	0.3149	97	44	1
<i>Caranx sexfasciatus</i>	Carangidae	4.5	120	0.0055	95	37	3
<i>Caranx sp</i>	Carangidae	3.8	120	0.0068	40	30	6
<i>Caulolatilus princeps</i>	Carangidae	3.9	102	0.0173	147	61	2
<i>Cephalopholis panamensis</i>	Serranidae	4.08	30	0.4254	74	35	2
<i>Chaenopsis alepidota</i>	Chaenopsidae	3.66	11	0.0018	25	7	1
<i>Chaetodon humeralis</i>	Chaetodontidae	2.72	26	0.1869	52	45	8
<i>Chromis alta</i>	Pomacentridae	3.4	15	0.3093	199	45	1
<i>Chromis atrilobata</i>	Pomacentridae	3.4	13	30.4416	79	44	2
<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	Cirrhitidae	4.01	10	1.3105	38	32	2
<i>Cirrhitus rivulatus</i>	Cirrhitidae	4.02	60	0.1229	29	35	2
<i>Coryphopterus urospilus</i>	Cirrhitidae	3.15	8	1.2354	38	34	2
<i>Crocodilichthys gracilis</i>	Tripterygiidae	2.72	8.3	4.4751	1	8	2
<i>Dasyatis longa</i>	Dasyatidae	3.5	257	0.0366	100	31	2
<i>Diodon holocanthus</i>	Diodontidae	3.3	50	0.2204	99	40	3

Espece	Familia	Nivel trófico	Talla máx (cm)	Promedio de abundancia	Rango profundidad	Distribución	Núm hábitats
<i>Diplobatis ommata</i>	Narcinidae	3.32	25	0.0086	94	35	2
<i>Echidna nebulosa</i>	Muraenidae	3.98	80	0.0049	29	31	2
<i>Elacatinus digueti</i>	Gobiidae	3.36	3.2	0.0701	29	14	2
<i>Elacatinus puncticulatus</i>	Gobiidae	3.54	4.6	1.8074	20	32	1
<i>Elagatis bipinnulata</i>	Carangidae	3.59	180	0.0049	150	30	1
<i>Epinephelus analogus</i>	Serranidae	3.84	87	0.0018	107	42	2
<i>Epinephelus labriformis</i>	Serranidae	4	60	0.4111	49	39	2
<i>Epinephelus quinquefasciatus</i>	Serranidae	4.09	250	0.0260	99	36	4
<i>Fistularia commersonii</i>	Fistulariidae	4.26	160	0.0378	130	34	4
<i>Ginglymostoma cirratum</i>	Ginglymostomatidae	3.83	430	0.0012	130	50	1
<i>Gymnothorax panamensis</i>	Muraenidae	4.01	75	0.0018	19	31	1
<i>Haemulon maculicauda</i>	Haemulidae	4.2	30	7.5465	32	35	8
<i>Haemulon scudderii</i>	Haemulidae	4.2	35	3.3987	29	33	8
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	Haemulidae	4.2	48	0.7819	29	33	2
<i>Haemulon steindachneri</i>	Haemulidae	3.5	30	1.2149	74	39	8
<i>Halichoeres adustus</i>	Labridae	3.37	12.5	0.0037	5	26	1
<i>Halichoeres dispilus</i>	Labridae	3.85	25	3.7527	74	50	8
<i>Halichoeres insularis</i>	Labridae	3.26	8	0.1074	15	1	1
<i>Halichoeres nicholsi</i>	Labridae	4	38	0.7478	82	38	8
<i>Halichoeres semicinctus</i>	Labridae	3.26	38	0.2472	39	9	2
<i>Harengula thrissina</i>	Clupeidae	3.1	18.4	0.0006	9	42	1
<i>Hermosilla azurea</i>	Kyphosidae	2	45	0.0111	15	12	1
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	Priacanthidae	3.75	51	0.0012	295	32	1
<i>Holacanthus clarionensis</i>	Pomacanthidae	2.64	20	0.2565	30	19	1
<i>Hoplopagrus guentherii</i>	Lutjanidae	3.68	92	0.0913	47	35	2
<i>Iniistius pavo</i>	Labridae	3.54	41	0.0012	95	31	1
<i>Kuhlia mugil</i>	Kuhliidae	3.83	50	0.0459	26	26	1
<i>Kyphosus analogus</i>	Kyphosidae	2	45	0.2950	20	45	2
<i>Kyphosus elegans</i>	Kyphosidae	2.94	38	0.3074	20	36	2
<i>Kyphosus lutescens</i>	Kyphosidae	2	40	0.0124	20	1	1
<i>Lutjanus colorado</i>	Lutjanidae	3.39	107	0.0012	90	38	8

Espece	Familia	Nivel trófico	Talla máx (cm)	Promedio de abundancia	Rango profundidad	Distribución	Núm hábitats
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	Lutjanidae	4.1	170	0.0391	58	37	6
<i>Lutjanus viridis</i>	Lutjanidae	4.16	30	3.4478	60	27	2
<i>Lythrypnus dalli</i>	Gobiidae	3.21	6.4	0.5937	74	39	1
<i>Lythrypnus pulchellus</i>	Gobiidae	3.33	4.5	0.0378	68	23	1
<i>Malacoctenus gigas</i>	Labrisomidae	3.5	13	0.0099	4	7	1
<i>Melichthys niger</i>	Balistidae	2.4	50	0.0049	75	35	2
<i>Microlepidotus brevipinnis</i>	Haemulidae	3.47	38	0.0062	25	31	6
<i>Microspathodon bairdii</i>	Pomacentridae	2.52	31	0.0956	9	31	2
<i>Microspathodon dorsalis</i>	Pomacentridae	2.1	31	0.8316	24	38	2
<i>Mugil curema</i>	Mugilidae	2.01	91	0.0434	25	54	4
<i>Muraena lentiginosa</i>	Muraenidae	3.94	61	0.0385	20	35	1
<i>Mycteroperca jordani</i>	Serranidae	4.5	98	0.0167	48	14	3
<i>Mycteroperca prionura</i>	Serranidae	4.45	100	0.0298	40	10	2
<i>Mycteroperca xenarcha</i>	Serranidae	4.58	150	0.0018	69	50	6
<i>Myripristis gildi</i>	Holocentridae	3.49	25	0.0037	45	1	1
<i>Myripristis leiognathus</i>	Holocentridae	3.1	18	0.7236	32	34	2
<i>Nicholsina denticulata</i>	Scaridae	2	30	0.0857	9	47	4
<i>Novaculichthys taeniourus</i>	Labridae	3.25	30	0.0074	27	30	8
<i>Odontoscion xanthops</i>	Sciaenidae	3.67	30	0.0024	27	29	2
<i>Opistognathus rosenblatti</i>	Opistognathidae	3.45	10	0.0142	20	9	7
<i>Ostracion meleagris</i>	Ostraciidae	2.91	25	0.0329	27	27	2
<i>Oxycirrhites typus</i>	Cirrhitidae	3.3	13	0.0031	95	30	2
<i>Paralabrax auroguttatus</i>	Serranidae	4.2	71	0.1204	181	11	1
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	Serranidae	4.2	38	0.2080	59	21	8
<i>Parapsettus panamensis</i>	Ephippidae	3.5	40	0.0031	17	38	2
<i>Pareques fuscovittatus</i>	Sciaenidae	3.46	20	0.1192	30	6	1
<i>Pareques sp</i>	Sciaenidae	3.5	30	0.3043	32	38	1
<i>Pareques viola</i>	Sciaenidae	3.5	30	0.0223	32	13	2
<i>Phaenomonas pinnata</i>	Ophichthidae	3.76	54	0.0062	49	31	2
<i>Plagiotremus azaleus</i>	Blenniidae	4.42	10.2	1.7788	23	45	2
<i>Platybelone argalus</i>	Belonidae	4.2	50	0.0006	5	30	1

Espece	Familia	Nivel trófico	Talla máx (cm)	Promedio de abundancia	Rango profundidad	Distribución	Núm hábitats
<i>Pontinus vaughani</i>	Scorpaenidae	3.63	57	0.0559	117	19	1
<i>Prionurus laticlavus</i>	Acanthuridae	2.72	60	0.0534	30	28	2
<i>Protemblemaria bicirrus</i>	Chaenopsidae	3.35	4.5	0.0807	15	41	2
<i>Rypticus nigripinnis</i>	Serranidae	3.86	35	0.0031	70	36	6
<i>Scarus compressus</i>	Scaridae	2	60	0.0565	22	32	2
<i>Scarus ghobban</i>	Scaridae	2	90	0.1944	34	30	2
<i>Sarus rubroviolaceus</i>	Scaridae	2	71	0.2391	34	30	2
<i>Scorpaena histrio</i>	Scorpaenidae	3.69	24	0.0006	155	44	1
<i>Scorpaenodes xyris</i>	Scorpaenidae	3.65	15	0.2099	49	46	1
<i>Selar crumenophthalmus</i>	Carangidae	4.1	30	0.0012	70	37	1
<i>Selene brevoortii</i>	Carangidae	3.76	42	0.0155	49	40	1
<i>Seriola lalandi</i>	Carangidae	4.07	250	0.6701	300	69	1
<i>Seriola rivoliana</i>	Carangidae	4.5	157	0.0012	247	39	2
<i>Serranus psittacinus</i>	Serranidae	3.58	18	0.9807	58	38	2
<i>Sphoeroides annulatus</i>	Tetraodontidae	3.07	48	0.0813	104	47	1
<i>Sphoeroides lobatus</i>	Tetraodontidae	3.2	30	0.0049	106	43	8
<i>Sphyraena lucasana</i>	Sphyraenidae	4.28	76	0.2732	25	11	1
<i>Sphyrna lewini</i>	Sphyrnidae	4.08	430	0	275	37	2
<i>Stegastes acapulcoensis</i>	Pomacentridae	2	18	4.3608	15	34	2
<i>Stegastes baldwini</i>	Pomacentridae	2.2	13	0.0248	30	1	1
<i>Stegastes flavilatus</i>	Pomacentridae	2	15	1.3602	37	42	2
<i>Stegastes leucorus</i>	Pomacentridae	2	17	0.6677	18	11	2
<i>Stegastes rectifraenum</i>	Pomacentridae	2	13	7.3670	12	14	2
<i>Stethojulis bandanensis</i>	Labridae	3.16	15	0.0173	15	28	1
<i>Sufflamen verres</i>	Balistidae	3.27	40	0.2403	32	36	2
<i>Synodus lacertinus</i>	Synodontidae	4.2	20	0.0397	155	42	6
<i>Synodus sechurae</i>	Synodontidae	4.2	30	0.0043	87	35	2
<i>Thalassoma lucasanum</i>	Labridae	3.45	15	15.9341	64	43	4
<i>Trachinotus rhodopus</i>	Carangidae	4	61	2.0391	30	45	1
<i>Urolophus halleri</i>	Urotrygonidae	3.2	56	0.0354	89	43	2
<i>Xanthichthys mento</i>	Balistidae	4	30	1.0217	100	37	2
<i>Zapteryx exasperata</i>	Rhinobatidae	3.55	97	0.0018	200	11	1

## ANEXO 2

Espece	Familia	Índice de susc. a la Pesca	Índice de susc. a la pérdida hábitat
<i>Nicholsina denticulata</i>	Scaridae	0.333333333	0.319148936
<i>Scarus compressus</i>	Scaridae	0.541991341	0.439924906
<i>Scarus ghobban</i>	Scaridae	0.392207792	0.264705882
<i>Scarus perrico</i>	Scaridae	0.318614718	0.220275344
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	Scaridae	0.186464646	0.264705882

Espece	Familia	Índice de susc. a la Pesca	Índice de susc. a la pérdida hábitat
<i>Caranx caballus</i>	Carangidae	0.000614072	0.183574879
<i>Caranx sexfasciatus</i>	Carangidae	0.004093817	0.098228663
<i>Caranx sp</i>	Carangidae	0.003086608	0.137222222
<i>Caulolatilus princeps</i>	Carangidae	0.000969357	0.062560386
<i>Elagatis bipinnulata</i>	Carangidae	0.088705696	0.163333333
<i>Selar crumenophthalmus</i>	Carangidae	0.109333333	0.433188406
<i>Selene brevoortii</i>	Carangidae	0.000470334	0.31884058
<i>Seriola lalandi</i>	Carangidae	0.000550987	0.043478261
<i>Seriola rivoliana</i>	Carangidae	0.206400244	0.043478261
<i>Trachinotus rhodopus</i>	Carangidae	0.000132128	0.565217391

Espece	Familia	Índice de susc. a la Pesca	Índice de susc. a la pérdida hábitat
<i>Anisotremus davidsonii</i>	Haemulidae	0.09045973	0.364864865
<i>Anisotremus interruptus</i>	Haemulidae	0.375308642	0.221489782
<i>Haemulon maculicauda</i>	Haemulidae	0.000274348	0.315425181
<i>Haemulon scudderi</i>	Haemulidae	0.01168267	0.276862228
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	Haemulidae	0.055264746	0.083635465
<i>Haemulon steindachneri</i>	Haemulidae	0.014746228	0.063859591
<i>Microlepidotus brevipinnis</i>	Haemulidae	0.348835979	0.237804878

Especie	Familia	Índice de susc. a la Pesca	Índice de susc. a la pérdida hábitat
<i>Bodianus diplotaenia</i>	Labridae	0.000201138	0.001547988
<i>Halichoeres adustus</i>	Labridae	0.031738984	0.843137255
<i>Halichoeres dispilus</i>	Labridae	2.46832E-05	0.003482972
<i>Halichoeres nicholsi</i>	Labridae	0.000233882	0.006965944
<i>Halichoeres notospilus</i>	Labridae	0.000328583	0.236945304
<i>Halichoeres semicinctus</i>	Labridae	0.002748012	0.294117647
<i>Iniistius pavo</i>	Labridae	0.477434211	0.031991744
<i>Novaculichthys taeniourus</i>	Labridae	0.015052285	0.062745098

Especie	Familia	Índice de susc. a la Pesca	Índice de susc. a la pérdida hábitat
<i>Hoplopagrus guentherii</i>	Lutjanidae	0.012677672	0.486842105
<i>Lutjanus colorado</i>	Lutjanidae	0.512910068	0.039473684
<i>Lutjanus inermis</i>	Lutjanidae	0.002151265	1
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	Lutjanidae	0.128723342	0.148391813
<i>Lutjanus viridis</i>	Lutjanidae	6.35815E-05	0.391666667

Especie	Familia	Índice de susc. a la Pesca	Índice de susc. a la pérdida hábitat
<i>Abudefduf declivifrons</i>	Pomacentridae	0.069954229	0.377777778
<i>Abudefduf troschelii</i>	Pomacentridae	0.001254088	0.002735902
<i>Chromis alta</i>	Pomacentridae	0.042976067	0.000558347
<i>Chromis atrilobata</i>	Pomacentridae	0.000212197	0.005527638
<i>Chromis limbaughi</i>	Pomacentridae	0.005264124	0.029480737
<i>Microspathodon bairdii</i>	Pomacentridae	0.11347829	0.136739252
<i>Microspathodon dorsalis</i>	Pomacentridae	0.017111285	0.031825796
<i>Stegastes acapulcoensis</i>	Pomacentridae	0.002151738	0.0413177
<i>Stegastes baldwini</i>	Pomacentridae	0.168235294	0.090452261
<i>Stegastes flavilatus</i>	Pomacentridae	0.004821247	0.011725293
<i>Stegastes leucurus</i>	Pomacentridae	0.016212687	0.070351759
<i>Stegastes rectifraenum</i>	Pomacentridae	0.000736449	0.14852038

<b>Especie</b>	<b>Familia</b>	<b>Índice de susc. a la Pesca</b>	<b>Índice de susc. a la pérdida hábitat</b>
<i>Alphesthes immaculatus</i>	Serranidae	0.001130682	0.165
<i>Cephalopholis panamensis</i>	Serranidae	0.000137297	0.146187845
<i>Epinephelus analogus</i>	Serranidae	0.291772926	0.043093923
<i>Epinephelus quinquefasciatus</i>	Serranidae	0.076845463	0.06961326
<i>Epinephelus labriformis</i>	Serranidae	0.001453735	0.085856354
<i>Mycteroperca jordani</i>	Serranidae	0.06549478	0.213314917
<i>Mycteroperca prionura</i>	Serranidae	0.026156005	0.443370166
<i>Mycteroperca rosacea</i>	Serranidae	0.000302861	0.257569061
<i>Mycteroperca xenarcha</i>	Serranidae	0.243359877	0.016298343
<i>Paralabrax auroguttatus</i>	Serranidae	0.01297835	0.137790055
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	Serranidae	0.001503808	0.03621547
<i>Rypticus nigripinnis</i>	Serranidae	0.020761371	0.056077348
<i>Serranus psittasinus</i>	Serranidae	4.33697E-05	0.121823204

<b>Especie</b>	<b>Familia</b>	<b>Índice de susc. a la Pesca</b>	<b>Índice de susc. a la pérdida hábitat</b>
<i>Arothron hispidus</i>	Tetraodontidae	0.917159763	0.075923324
<i>Arothron meleagris</i>	Tetraodontidae	0.003995006	0.245283019
<i>Canthigaster punctatissima</i>	Tetraodontidae	0.000600359	0.914893617
<i>Sphoeroides annulatus</i>	Tetraodontidae	0.071301997	0.191087916
<i>Sphoeroides lobatus</i>	Tetraodontidae	0.080845688	0.014000401