



Universidad de Carabobo
Facultad Experimental de Ciencias y Tecnología
Departamento de Biología



Estatus poblacional del pez león *Pterois volitans* en algunos arrecifes coralinos, manglares y praderas de fanerógamas del Parque Nacional Morrocoy.

Por:

Nashira Figueroa.

PROYECTO DE GRADO
Presentado ante la Universidad de Carabobo
como requisito para optar al título de
Licenciado en Biología

Octubre , 2013



Universidad de Carabobo
Facultad Experimental de Ciencias y Tecnología
Departamento de Biología



Estatus poblacional del pez león *Pterois volitans* en algunos arrecifes coralinos, manglares y praderas de fanerógamas del Parque Nacional Morrocoy.

Por:

Nashira Figueroa.

Realizado bajo la tutoría de:

Dr. José Gregorio Rodríguez

PROYECTO DE GRADO
Presentado ante la Universidad de Carabobo
como requisito para optar al título de
Licenciado en Biología

Naguanagua, Octubre , 2013

ÍNDICE

RESUMEN.....	v
DEDICATORIA.....	vi
AGRADECIMIENTOS.....	vii
I. INTRODUCCIÓN.....	8
II. OBJETIVOS.....	18
III. METODOLOGÍA.....	19
III.1 Área y periodo de estudio.....	19
III.2 Mediciones de densidad.....	21
III.3 Colecta y análisis de los especímenes.....	21
III.4 Análisis del contenido estomacal.....	22
III.5 Análisis de datos.....	23
Densidad poblacional.....	23
Biomentría, microhabitats y actividad de <i>P. volitans</i>	23
Composición de la dieta.....	24
IV. RESULTADOS.....	26
IV.1 Densidad poblacional de <i>P. volitans</i>	26
IV. 2 Densidad poblacional de los posibles depredadores y/o competidores de <i>P. volitans</i>	27
IV.3 Estructura poblacional de <i>P. volitans</i>	28
IV.4 Microhábitats y actividad de <i>P. volitans</i>	31
IV.5 Composición de la dieta de <i>P. volitans</i>	33
IV.6 Composición de la dieta de <i>P. volitans</i> por clase de talla.....	36
V. DISCUSIÓN.....	39
V.1 Densidad poblacional de <i>P. volitans</i>	39
V. 2 Densidad poblacional de los posibles depredadores y/o competidores de <i>P. volitans</i>	42

V.3 Estructura poblacional de <i>P. volitans</i>	43
V.4 Microhábitats y actividad de <i>P. volitans</i>	46
V.5 Composición de la dieta de <i>P. volitans</i>	48
V.6 Composición de la dieta de <i>P. volitans</i> por clase de talla.....	50
VI. Conclusiones.....	52
VII. Referencias bibliográficas.....	54
VII. Apéndice.....	61

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa del Parque Nacional Morrocoy con las localidades de estudio.....	20
Figura 2. Densidades promedios de <i>P. volitans</i> en las tres localidades arrecifales y en los tres estratos de profundidad estudiados.....	27
Figura 3. Histograma de frecuencias de la longitud total de los ejemplares de <i>P. volitans</i>	28
Figura 4. Regresion lineal para la estimacion de la relacion entre la longitud y el peso de <i>P. volitans</i> .($a=e^{6,9128}=0.001$; $b=3,77$).....	29
Figura 5. Diagrama de caja de la longitud total de <i>P. volitans</i> en las diferentes localidades (a) y en los estratos de profundidad (b).....	30
Figura 6. Densidad promedio en las diferentes clases tallas por estrato de profundidad.....	30
Figura 7. Porcentaje de peces en estado activo e inactivo durante las horas del día.....	32
Figura 8. Porcentaje de peces que se encontraban activos e inactivos en cada clase de talla.....	32
Figura 9. Fotos de las familias de peces encontradas y algunos de sus caracteres diagnósticos.....	34
Figura 10. Fotos de algunos grupos de crustáceos encontrados.....	34
Figura 11. Frecuencia de aparición (a) y frecuencia numérica (b) de peces y crustáceos en el contenido estomacal de las diferentes clases de talla <i>P. volitans</i>	37
Figura 12. Composición por peso de los peces y crustáceos en el contenido estomacal de las diferentes clases de talla <i>P. volitans</i>	37
Figura 13. Índice de importancia relativa de los peces y crustáceos en la dieta de las diferentes clases de tallas de <i>P. volitans</i>	38

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Número de transectas realizada y número de peces colectados por salida.....	20
Tabla 2. Número de peces colectados, área muestreada y densidad promedio de <i>P. volitans</i> por localidad...	26
Tabla 3. Densidad poblacional de los posibles depredadores y/o competidores de <i>P. volitans</i> en las 3 localidades arrecifales.....	28
Tabla 4. Microhábitats de los diferentes especímenes de <i>P. volitans</i> al encontrarse activos e inactivos.....	31
Tabla 5. Rpleción estomacal de los ejemplares de <i>P. volitans</i>	33
Tabla 6. Composición de la dieta de <i>P. volitans</i> en los arrecifes del Parque Nacional Morrocoy.....	35
Tabla 7. Índices de importancia relativa de los diferentes ítems alimentarios del <i>P. volitans</i>	36

INDICE DE ANEXOS

Anexo 1 . Densidad de <i>P. volitans</i> /P. miles en diferentes áreas en su intervalo de distribución natural y áreas invadidas.....	61
Anexo 2. Comparación de la composición de la dieta del pez león con los datos reportados en Chichiriviche, las Bahamas y Bonaire.....	62
Anexo 3. Comparación de las familias de peces más importantes según el IIR con los datos reportados en Chichiriviche de la Costa, Las Bahamas y Bonaire.	62

DEDICATORIAS

A Dios, que es mi mayor fuente de inspiración para luchar por la naturaleza.

A mi familia, porque gracias a su apoyo y amor incondicional he podido realizar este nuevo logro tan importante en mi vida.

A Tomas porque más que apoyo ha sido un impulso para continuar este camino.

AGRADECIMIENTOS

A dios por darme la oportunidad de ser partícipe de un mundo desconocido para muchos, poniendo en mi camino un gran interés en la vida marina para ser de apoyo a la protección y conservación de estos ecosistemas. Gracias por ser mi protección y guía bajo el mar.

A mi familia por su ayuda a lo largo de la carrera. Gracias mamá por tu amor, trabajo y sacrificio en todos estos años. Gracias Tía por tu amor, apoyo y atención incondicional. Por ustedes he logrado llegar hasta aquí y convertirme en lo que soy.

A tomás por estar a mi lado en cada momento durante todos estos años de carrera, haciendo hasta lo imposible para hacerme feliz. Gracias por estar allí siempre, en los buenos momentos y en los no tan buenos. Gracias por tus consejos, y por todas las veces que me levantaste el ánimo. Este proyecto no hubiese sido posible sin ti.

A mis amigos, en especial Jessika, David, Anny, Oriana, Hendry, y Carmen, por su apoyo, compañía y todos los bellos momentos que compartimos. Ustedes han hecho fácil lo difícil.

A Gabriela Romero por su admirable actitud positiva y entusiasta que me impulsan a seguir luchando por mis metas. Gracias por tu cariño y tus buenos consejos.

A mi tu tutor Gregorio Rodríguez por su paciencia, dedicación y por brindarme la oportunidad de trabajar con este proyecto. Ha sido un privilegio poder contar con su guía y ayuda.

A los que son y fueron mis jurados Mario Palacios, Adriana López y Estrella Villamizar por corregir y nutrir con sus conocimientos este proyecto.

Al BioMac por abrirme las puertas y permitirme el uso de las instalaciones para el desarrollo de este trabajo. Gracias Dilcia por tus atenciones en el trabajo de campo y laboratorio. No hay mejor técnico que tú, siempre tan pendiente de todo.

A Lisett y Adriana con quienes compartí las primeras salidas de campo, sus experiencias fueron un aporte clave para el desarrollo de las mismas.

A Antonio y Hector por su responsable labor y su disposición de ayudar. Antonio, extrañarás el pan con nuggets.

A Wilmer Rojas por dedicar su tiempo en ayudarme con la identificación de los crustáceos.

A los técnicos de laboratorio del departamento de biología, en especial a Dayana, Ana Karina, Lili y Liaska por mantenerse siempre a la orden y proveerme de todo lo necesario.

A Fudena por abrirme las puertas en el campo. Samuel gracias por tu atención y hospitalidad. A todo el departamento de biología, profesores y estudiantes que formaron parte de mi proceso de formación académica. Gracias a todas estas personas que de una manera u otra han sido claves en mi vida profesional.

Estatus poblacional del pez león (*Pterois volitans*) en arrecifes coralinos, manglares y praderas de fanerógamas del Parque Nacional Morrocoy, Venezuela.

Figueroa, Nashira

RESUMEN

La invasión del pez león (*Pterois volitans*) en la costa Atlántica de los Estados Unidos y del Mar Caribe representa una seria amenaza a la biodiversidad y al equilibrio ecológico de muchos ecosistemas. En el año 2010 esta especie fue reportada por primera vez en las costas Venezolanas donde aún no se conoce el estado de dicha población. Por lo tanto, el objetivo del presente estudio es conocer el estatus poblacional de esta especie en algunos arrecifes coralinos, manglares y praderas de fanerógamas del Parque Nacional Morrocoy (P.N.M.), mediante la determinación de la densidad, estructura poblacional y los hábitos alimentarios de dicha especie. Se trabajaron 6 localidades de dicho parque (Playa Mero, Pescadores, Cayo Sombrero, Caño león, Las luisas y Tumba cuatro) censando esta especie en banda-transectas de 50 x 4 m en tres estratos de profundidad (1-3; 6-9 y 12-15 m). Igualmente, se realizaron estudios de dieta a 26 ejemplares colectados mediante el cálculo de Índices de importancia relativa. En arrecifes coralinos se encontró una densidad promedio ($\pm$ DE) de $46,30 \pm 42,31$ peces por hectárea siendo la mayor densidad registrada $116,67$ peces ha^{-1} en Pescadores, mientras que en manglares y praderas de fanerógamas no se encontró la presencia de la especie. La longitud total promedio ($\pm$ DE) fue de $25,32 \pm 1,06$ (Min: 12.5 y Máx: 38) y la abundancia de la especie no vario significativamente entre los diferentes arrecifes coralinos ni los estratos de profundidad. Los reglones alimentarios en los especímenes estuvieron conformados por 4 familias de peces y 3 grupos de crustáceos, siendo las familias de peces Scaridae, Haemulidae, Gobiidae y Labridae, en este orden de importancia, algunas de las más abundantes en los arrecifes del P.N.M, reflejándose la presencia de un depredador generalista. La densidad encontrada en las localidades muestreadas fue menor a las reportadas recientemente en otros estudios realizados en el Atlántico y el Caribe, donde la especie colonizó con anterioridad, por lo que se considera que las poblaciones del pez león en el P.N.M. aunque están bien establecidas aún no han llegado a su fase de saturación. Se sugiere que se realice un seguimiento sistemático de las densidades para construir curvas de crecimiento de la población y poder dirigir áreas prioritarias de control.

Palabras clave: Arrecifes coralinos, invasión, Parque Nacional Morrocoy, Pez león, *Pterois volitans*.

I. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son considerados uno de los ecosistemas más productivos y diversos del mundo. Estos se caracterizan por presentar una alta complejidad estructural y ofrecer una gran variedad de hábitats que representan áreas importantes de desove, crianza y alimentación de casi un tercio de las especies marinas a nivel global (Glynn, 1976; Choat, 1991).

Actualmente, estos ecosistemas están amenazados por diversos factores y entre estos las invasiones biológicas, junto con la destrucción del hábitat, representan los de mayor impacto (Muñoz & Mendoza, 2009).

Las especies invasoras son aquellas introducidas en un ecosistema fuera de su área de distribución natural y cuyas características les confieren la capacidad de colonizar, establecerse y causar daños al ambiente. El impacto de ellas sobre los ecosistemas es considerable, y es por eso que representan la segunda mayor amenaza a la biodiversidad. En condiciones favorables estas especies son capaces de competir con los organismos nativos, alterar su hábitat, reducir su biodiversidad, interferir con los procesos evolutivos (Mooney & Cleland, 2001), e incluso causar extinciones de plantas y animales autóctonos (Rodríguez, 2001). Más allá del daño a la biodiversidad, también implican pérdidas económicas y problemas sanitarios que se vuelven una amenaza para el bienestar humano (Pimentel & Morrison, 2005).

Cada vez más las especies invasoras están alterando los ecosistemas de todo el mundo. En los últimos 20 años, las invasiones marinas han tenido un incremento exponencial, principalmente por el transporte mundial de invertebrados marinos en el agua de lastre de los grandes buques comerciales (Ruiz *et al.*, 1997). Alrededor de treinta especies de peces exóticos marinos, nativos del océano Indo-Pacífico y de otras regiones del Atlántico, se pueden encontrar en las costas de Florida. Igualmente, en las costas de Venezuela se han registrado seis especies de peces introducidos: *Omobranchus punctatus* (Valenciennes, 1872), *Eleotris picta* (Kner, 1863), *Butis koilomatodon* (Bleeker, 1879), *Gobiosoma bosc* (Lacepède, 1800), *Oreochromis mossambicus* (Peters, 1852) y *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758), siendo esta última (comúnmente conocida como pez león) la que ha logrado una rápida dispersión y adaptación a diferentes hábitats de la costa Atlántica de los Estados Unidos, así como a la región insular y continental del Mar Caribe, y

la que está amenazando los arrecifes coralinos y otros ecosistemas marinos de esas costas (Lasso-Alcalá & Posada, 2010).

El pez león pertenece a la familia Scorpaenidae que incluye nueve especies nativas del mar rojo y el Océano Indo-Pacífico, de las cuales dos similares, el pez león rojo *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) y el pez león de fuego del diablo *P. miles* (Bennett, 1828), documentados por estudios morfológicos y moleculares (Whitfield *et al.* 2007), son los invasores del Atlántico Oeste y el Mar Caribe. En su rango nativo *P. miles* está distribuida en el Mar Rojo, el Golfo Pérsico y el Océano Índico (excluyendo Australia Occidental), mientras que *P. volitans* se observa tanto en el Pacífico Occidental y Central, como en Australia Occidental (Schultz, 1986) y se distingue de la anterior porque exhibe un mayor número de radios en las aletas dorsal y anal (Morris & Akins, 2009).

Estas especies de peces ornamentales marinos son las más conocidas y comercializadas en diferentes partes del mundo. Ruiz-Caro *et al.* (2006) señalan que el pez león es uno de los diez primeros peces marinos más valiosos e importados en los Estados Unidos (7.562 ejemplares fueron transportadas al aeropuerto de Tampa solo en seis meses del 2003), constituyendo el estado de Florida uno de los principales centros de acopio y distribución de los especímenes y como un “punto caliente” para otras introducciones al medio marino, y es allí donde en 1985 fue confirmado el primer reporte de *P. volitans* en aguas del Atlántico.

Luego del escape de seis especímenes desde un acuario del Sur de Florida debido al impacto del Huracán Andrew, en agosto de 1992, se han reportado otros avistamientos (Schofield, 2009) y desde entonces se ha confirmado su dispersión: en el año 2000 se reportaron en Florida y en el 2002 se encontraron de forma continua desde Miami (sur de Florida) hasta Cape Hatters (Carolina del norte). Las islas Bermudas reportaron el pez león por primera vez en el año 2000, y en 2004 se consideró como una especie abundante. En ese mismo año aparecieron en las Bahamas (Snyder & Burgess, 2006) estableciéndose rápidamente. En el año 2006 se documentaron en las islas Turks y Caicos, en el 2007 en Cuba (Chevalier *et al.* 2008), en el 2008 en las islas Cayman, Jamaica, Puerto Rico y la República Dominicana (Guerrero y Franco, 2008) y en el año 2009 en México, Honduras y Costa Rica (Schofield, 2009).

Para el año 2010, el pez león se consideró como una especie establecida en la costa Atlántica de los Estados Unidos, en Bermudas, en el Caribe Norte, en el Caribe Oeste (México, Belice, Honduras, San Andrés, Providencia, Costa Rica, Panamá) y el Caribe Sur (Colombia, Curacao y Bonaire)(Whitfield *et al.* 2002; Ruiz-Carus *et al.* 2006; Snyder & Burgess, 2007; Chevalier *et al.* 2008; Guerrero & Franco, 2008; González *et al.* 2009; Molina 2009; Schofield 2009; Aguilar-Perera & Tuz-Sulub 2010; Lasso-Alcalá & Posada, 2010).

Igualmente en ese mismo año, Lasso-Alcalá & Posada (2010) reportaron al pez león en 23 localidades de Venezuela, siendo el primer avistamiento en Noviembre del 2009 en la Ensenada de Cepe del Estado Aragua y los otros en 18 localidades del Parque Nacional Archipiélago de Los Roques (PNAR, Dependencias Federales), en el Parque Nacional Morrocoy (Estado Falcón), Bahía de Cata (Estado Aragua), Puerto Cruz, Chichiriviche de La Costa, Mamo, Catia La Mar, La Guaira, Macuto, Caraballeda, Playa Cal, Puerto Carayaca (Estado Vargas) y Farallón Centinela (Dependencias Federales). Actualmente es común el avistamiento de la especie en casi todos los arrecifes de Venezuela (recientemente en Isla de Aves, en julio de 2012) y su invasión se ha extendido en todo el golfo de México (Schofield et al., 2012).

El intervalo de su distribución está limitado por el punto crítico de 10 °C de tolerancia térmica de la especie, sin embargo se han colectado algunos especímenes en localidades situadas al norte, frente a la costa de Long Island, lo que se debe probablemente a que son arrastrados por la Corriente del Golfo, pero se presume que no sobreviven las temperaturas bajas del invierno. Por otro lado, el límite de distribución hacia el sur no se ha alcanzado todavía. Se espera que la invasión se extienda a lo largo de la costa de Brasil hasta llegar a su límite térmico en el hemisferio sur (Kimball *et al.*, 2004). Es importante resaltar que el aumento de las temperaturas de los océanos asociado al cambio climático tiene el potencial de extender el rango de hábitats aptos en el futuro (Côté & Green, 2012).

Debido a la rápida expansión de las dos especies de pez león, especialmente de *P. volitans* (un 93% de la población del Atlántico ; Hamner *et al.* 2007), muchos investigadores se han dedicado a estudiar los aspectos biológicos y ecológicos identificando diversas características que le confieren el éxito en la invasión.

En cuanto a los estudios del hábito alimentario, en las Bahamas Morris & Akins (2009) reportaron al invasor como un carnívoro generalista, principalmente piscívoro (78%), pero que también se alimenta de una variedad de crustáceos (14%). Igualmente reportaron que la importancia proporcional de los crustáceos en su dieta está relacionada inversamente con su tamaño, de tal forma que los juveniles depredan mayormente crustáceos y los especímenes de mayores tallas depredan casi exclusivamente a los juveniles de peces teleósteos (alrededor de 40 especies), incluyendo pequeños góbidos, lábridos, grammátidos, apogónidos y pomacéntridos; así como a juveniles de mayor tamaño de serránidos, múllidos y lutjánidos entre otros. Cabe destacar que este hábito alimentario también se ha reportado en estudios realizados por Brett (2012) en Chichiriviche de la Costa, Venezuela y por McCleery (2011) en Bonaire.

Morris & Akins (2009) encontraron que el pez león fue capaz de engullir 20 peces pequeños en tan solo 30 minutos, y Albins & Hixon (2008) reportaron que este causa una reducción de hasta un 79% en el reclutamiento de peces nativos, por lo que su potencial como depredador representa un gran impacto para estas especies, tanto las de importancia comercial, como las de importancia ecológica; además, entre las especies que depreda se encuentran los herbívoros, que son los peces que se alimentan de las algas y mantienen “limpios” de éstas a los arrecifes de coral. La disminución del tamaño poblacional de los herbívoros en los arrecifes coralinos por parte del pez león puede causar un crecimiento desproporcionado de algas y la muerte de los corales y otros invertebrados, produciendo un gran desequilibrio en estos ecosistemas (Lesser & Slattery, 2010).

El aumento de las densidades de pez león y la presión de forrajeo puede alterar su dieta, lo que resultaría en una mayor depredación de juveniles de especies de importancia económica, siendo más probable en ambientes tropicales por ser zonas de cría de éstas especies, por tanto es necesario un monitoreo para evaluar los cambios en la dieta del pez león, la frecuencia de depredación sobre especies de importancia comercial y los impactos a largo plazo que podría causar (Morris & Whitfield, 2009).

Por otra parte, según estudios anteriores a la invasión, Fishelson (1997) encontró que el pez león tiene la capacidad de resistir largos períodos de ayuno, lo que posiblemente se explica por la expansión del estómago a más de 30 veces el volumen inicial después de consumir una gran cantidad de comida, el mismo patrón de alimentación observado en el Atlántico, donde el pez león

se ha colectado con más de 20 haemulidos en el estómago y grandes volúmenes de grasa visceral (Morris & Whitfield, 2009). Debido a esa expansión es capaz de sobrevivir periodos de más de 12 semanas sin ingerir alimento (Fishelson, 1975; citado por Morris *et al.* 2009), de lo que se puede deducir que se trata de un depredador eficaz con el potencial de buscar hábitats lejanos sin morir de inanición.

Esta alta eficiencia como depredador es debida a su comportamiento y forma del cuerpo que se asemeja a un alga a la deriva y se confunde muy bien en el entorno. Albins & Lyons (2012) reportaron que el pez león mientras se acerca lentamente a su presa produce un chorro de agua directo hacia ella que la distrae incrementando la probabilidad de encararla, capturarla e ingerirla. Así mismo, utiliza sus aletas pectorales que asemejan abanicos, para acorralarla. Además está el hecho de que las especies nativas no lo ven como un depredador por ser nuevo en el ecosistema marino (Lasso- Alcalá & Posada, *et al.* 2010).

Otra de las características que le confieren el éxito en la invasión y que podría haber contribuido al rápido establecimiento de estas especies en el noroeste del Atlántico y el Mar Caribe es su modo de reproducción. Según estudios de Morris (2009) en Carolina del Norte y las Bahamas, estas especies son capaces de tener una reproducción sostenida a lo largo del año cuando las condiciones son las adecuadas. Su frecuencia de desove es aproximadamente cada cuatro días, lo que equivaldría a una fecundidad anual de más de dos millones de huevos, los cuales quedan a merced de las corrientes marinas facilitando con ello su dispersión a grandes distancias, hasta que las larvas alcancen el hábitat adecuado para establecerse y desarrollarse en cualquier fondo rocoso o coralino, desde casi los 180 metros de profundidad, hasta aguas muy someras de apenas un metro de profundidad en arrecifes, playas, praderas fanerógamas y manglares.

Además, el pez león alcanza la madurez sexual en un periodo de un año, con un longitud de 100 y 180 mm (machos y hembras, respectivamente), observándose ejemplares adultos de hasta 450 mm (Whitfield *et al.* 2007; Morris & Whitfield 2009). A diferencia de los juveniles, los adultos son solitarios (Fishelson, 1997) sin embargo durante el cortejo los machos se agrupan con las hembras para fecundar sus huevos, encontrándose grupos desde 3 hasta 8 ejemplares (Lasso Alcalá & Posada, 2010).

Por otra parte, debido a que es uno de los peces más venenosos en el mundo, el pez león posee pocos depredadores naturales: algunas especies de tiburones, meros, morenas, el pez cometa *Fistularia commersonii* (Bernadsky & Goulet, 1991) y grandes peces león que consumen a los miembros de su propia especie (Fishelson, 1997). Con la excepción de sus espinas caudales, posee glándulas venenosas de tipo apocrinas en 13 espinas dorsales, 3 espinas anales y 2 pélvicas, que liberan el veneno cuando el tejido se rompe al entrar en contacto con la víctima (Saunders & Taylor, 1959).

En un estudio realizado en la Bahamas se reportó que depredadores topes observados en cautiverio, evitan a los juveniles de pez león (Morris, 2009); igualmente Raymond *et al.* (2010) encontraron que *Epinephelus striatus* no consume juveniles del mismo. Sin embargo, Malijkovic *et al.* (2008) hallaron juveniles de pez león en el contenido estomacal de dos especies de mero (*Mycteroperca tigris* y *Epinephelus striatus*), también ha sido observada la depredación por parte de morenas (Rogers Donaldson, manuscrito no publicado; citado por Donaldson *et al.* 2011).

Mumby *et al.* (2011), en un estudio realizado en una cadena de arrecifes de las Bahamas, mostraron una relación entre la biomasa del mero y la del pez león, en la que una biomasa de mero de 800g en 100m² redujo el 50% de la biomasa del pez león. Por lo tanto, en niveles altos, el mero parece ser un control biológico del pez león, y probablemente causa una diferencia de 7 veces en la biomasa de pez león dentro de un tramo de 30 kilómetros de arrecife. En la actualidad, se desconoce si en el Atlántico y el Mar Caribe es común esta depredación por parte de los meros y si dada la explotación comercial del mero esta depredación será lo suficiente como para causar una reducción significativa de las densidades del pez león.

Aunque dentro del intervalo de su distribución natural pocos depredadores han sido identificados y no se tiene conocimiento de la depredación sobre larvas y juveniles pequeños (aprox. <10 mm de longitud total), la depredación podría contribuir de manera significativa a la regulación de su abundancia y reclutamiento, por lo tanto la falta de depredadores en las zonas invadidas, puede ser una de las causas por las que el pez león no solo se establezca en nuevos lugares sino que también su densidad sea mayor a la encontrada en su intervalo nativo.

Reportes de Fishelson (1997) en el Mar Rojo, revelan valores de densidad poblacional de 80 peces por hectárea para *P. volitans*, densidad relativamente baja si se considera la tasa de

reproducción tan elevada y la escasez de depredadores, por lo que se desconocen los factores que regulan su densidad en el Indo-Pacífico (Bernadsky & Goulet, 1991; Morris, 2009).

Por su parte, las primeras estimaciones de densidad de pez león reportadas por Whitfield *et al.* (2007) en el Atlántico norte, fue de 21 especímenes por hectárea en el 2004; ya para el 2008, aumentó aproximadamente de 150 a 450 peces león por hectárea en algunos sitios (Morris & Whitfield, 2009), y estudios de Rutenberg *et al.* (2012) revelaron que entre el 2010 y el 2011 la frecuencia de aparición, la biomasa y la densidad media del pez león aumentó entre 3 a 6 veces en relación a años anteriores. Igualmente, en las Bahamas, estudios sobre la densidad documentaron más de 390 individuos por hectárea (Green & Côté, 2009), un valor que supera 18 veces al que reportaron Whitfield *et al.* (2007) dos años antes en las aguas de Carolina del Norte, y en comparación con los estudios que se han realizado en su área nativa, se ha documentado que este presenta mayores densidades y mayores tamaños corporales en arrecifes invadidos que en arrecifes nativos (Darling *et al.* 2011).

No obstante, la densidad combinada promedio de las cinco especies de pez león (*P. miles*, *P. antennata*, *P. radiata*, *Dendrochirus brachypterus* y *D. zebra*) que se pueden encontrar en los arrecifes de Kenya ($71.7 \text{ peces ha}^{-1}$) no fue significativamente más baja a la que exhiben las poblaciones invasoras que estudiaron en las Bahamas. Darling *et al.* (2011) argumentan que la competencia por los recursos entre las diferentes especies de pez león que conviven en el intervalo nativo puede ser la responsable para las densidades específicas relativamente bajas que se encontraron. Por otro lado, las densidades encontradas por Grubich (2009) quien investigó las poblaciones de diferentes especies de pez león en el archipiélago de Palau, son aún más pequeñas ($2.2 \text{ peces ha}^{-1}$), y ni siquiera la densidad combinada ($21.9 \text{ peces ha}^{-1}$) de las cuatro especies de peces león que muestreó (*P. antennata*, *P. radiata*, *P. volitans* y *Dendrochirus biocellatus*) llegan a los niveles poblacionales encontrados en el intervalo invadido. El autor relaciona las bajas densidades que encontró con la alta diversidad de peces arrecifales en el Indo-Pacífico, la cual limita los recursos disponibles y aumenta la mortalidad.

Los estudios existentes que describen las poblaciones nativas, demuestran variaciones marcadas en cuanto a la densidad poblacional de *P. volitans* y las otras especies de este complejo. Sin embargo, debe tomarse en cuenta el hecho de que existe un error causado por las diferentes metodologías empleadas y el esfuerzo de muestreo.

En este sentido, Darling *et al.* (2011) realizaron censos visuales, Grubich (2009) trabajó con una Ictiotoxina y Fishelson (1997) no detalló la metodología empleada. Lo antepuesto subraya la necesidad de utilizar índices estandarizados para monitorear densidades del pez león que permitan comparar estudios en diferentes regiones (Morris *et al.* 2009).

Otra variable la supone el hecho de que en su área de distribución nativa el pez león muestra patrones de comportamiento críptico en el uso del hábitat y mayor actividad nocturna, moviéndose hacia aguas profundas para alimentarse. A menudo se refugia en los huecos o bajo la estructura de corales durante las horas diurnas, por lo que las estimaciones de la abundancia podrían ser poco confiables (Donaldson *et al.* 2011), considerando solo 1/8 de la densidad real de estos peces (Brightman *et al.* 2010). Por su parte, en el área invadida *P. volitans* y *P. millas* pueden observarse fácilmente durante las horas diurnas en las localidades donde están firmemente establecidas (Whitfield *et al.* 2007, Lasso-Alcalá & Posada, 2010; Maljkovic *et al.* 2008).

Debido a los reportes de altas densidades en áreas invadidas, se prevee un impacto extremo sobre los arrecifes naturales. Según estudios de Cerino (2010), quien desarrolló un modelo bioenergético basado en tasas de consumo y respiración, las poblaciones del pez león son capaces de consumir gran parte de la biomasa de las comunidades arrecifales, y podrían causar un impacto sustancial en las redes tróficas de estos ecosistemas. Evidencia de esto se refiere en el estudio de Green *et al.* (2012), el cual mostró que en el Atlántico, el aumento de la abundancia del pez león en solo dos años coincide con la disminución del 65 % en la biomasa de 42 especies de peces que son sus presas.

A este impacto, también se le suma al hecho de que los arrecifes de coral en la cuenca del Caribe se encuentran actualmente bajo estrés debido a diversos factores ambientales y antropogénicos, incluyendo blanqueamiento y enfermedades de los corales, presión pesquera, contaminación, cambio climático global, y sobrecrecimiento de algas. La sobrepesca generalizada y la degradación del hábitat ha reducido la densidad de las especies que son ecológicamente equivalentes al pez león (es decir, ictiófagos generales) y por lo tanto un nicho queda disponible para que el pez león lo explote.

Adicionalmente, estudios de Kulbickil *et al.* (2012) ponen en evidencia que el pez león en su área de distribución natural no solo ocupa arrecifes coralinos, sino también fondos blandos y hábitats cercanos a la costa, como praderas de fanerógamas, manglares y estuarios cercanos, hecho que ha sido observado también en su intervalo invadido. Estudios de Biggs & Olden (2011) revelan que el pez león está ocupando diversos hábitats a lo largo de Roatán, Honduras, donde aunque el Pez león se encuentra frecuentemente en arrecifes de coral agregados (54%) y en parches arrecifales (30%), los individuos juveniles de tallas promedio de 89,5 mm tienden a ocupar praderas de fanerógamas (16%), lo que sugiere que estos hábitats podrían estar funcionando como criaderos para ellos, así como lo hacen para muchas otras especies.

Estos investigadores a su vez realizaron estudios de microhábitats del pez león y encontraron que tiende a concentrarse en áreas de coral duro y con una estructura sobresaliente, que le pueda ofrecer oportunidades para mejorar el camuflaje y protección, así como favorecer la estrategia de emboscada en la depredación.

Por su parte, Brightman *et al.* (2010) también reportaron especímenes en una variedad de hábitats poco profundos alrededor de South Caicos, en el Atlántico, incluyendo los arrecifes, praderas de fanerógamas y los manglares, lo que es consistente con las observaciones en otras áreas invadidas (Barbour *et al.* 2010; Arbeláez & Acero, 2011; Ruttenberg *et al.* 2012). Estos investigadores encontraron que en el año 2007 la densidad relativa del pez león era casi el doble en praderas de fanerógamas en comparación con los arrecifes de profundidad similar, encontrándose casi exclusivamente en las salientes formadas por las raíces y rizomas de las fanerógamas en paredes alrededor de parches sin vegetación. Sin embargo, para el año 2010 la densidad en hábitats profundos supero 10 veces la encontrada en hábitats de poca profundidad en el 2007; observándose diferencias en la longitud del pez león, siendo mayor en zonas profundas que en zonas someras (Brightman *et al.*, 2012). Resultados similares a los reportados por Barbour *et al.* (2010) quienes encontraron una longitud mayor en arrecifes que en manglares. Estas diferencias parecen ajustarse a un patrón según el cual el pez león se establece en hábitats de praderas de fanerógamas poco profundas, manglares y arrecifes para luego trasladarse a zonas de arrecife más profundos cuando alcanzan mayores tamaños, migración ontogenética bien conocida para muchas especies de peces, pero que no ha sido descrita anteriormente en su área de distribución natural, por lo que son necesarias investigaciones adicionales para hallar los

patrones de distribución del pez león en los distintos hábitats, lo que representaría un gran aporte para los esfuerzos de gestión y control (Brightman *et al.*, 2012).

Todavía no se sabe cuándo esta especie exótica va a llegar a su capacidad de carga y cuanto más va a aumentar en abundancia (Morris *et al.*, 2009) lo que hace necesario monitorear las poblaciones ya existentes en el área, para entender la magnitud de la invasión, y así establecer una base de datos que sirva para evaluar el progreso de la especie en comparaciones futuras y sobre todo evaluar el impacto potencial para las comunidades nativas.

En este sentido, la presente investigación pretende ser un aporte que permita conocer ese estado de las poblaciones de pez león en algunos arrecifes coralinos, manglares y praderas de fanerógamas del Parque Nacional Morrocoy, en el Caribe Sur para así predecir la distribución de pez león, el incremento de su abundancia y que se puedan visualizar áreas prioritarias de control.

II. OBJETIVOS

Objetivo general:

Conocer el estatus poblacional del pez león *Pterois volitans* en algunos arrecifes coralinos, manglares y praderas de fanerógamas del Parque Nacional Morrocoy.

Objetivos específicos:

Determinar y comparar la densidad poblacional de *P. volitans* en los hábitats, localidades y estratos de profundidad muestreados, para establecer un dato referencial de su invasión.

Determinar y comparar la densidad poblacional de los posibles depredadores y/o competidores de *P. volitans* en las diferentes localidades muestreadas, para conocer si existe alguna relación entre las densidades de estos que podrían influir en el establecimiento del pez león.

Estimar y comparar las tallas promedio de los especímenes en los diferentes ambientes, como una medida para conocer si existe algún patrón de distribución de los juveniles.

Registrar el microhabitat y la hora de actividad de los especímenes encontrados, para establecer un dato que permita mejorar las estrategias en actividades de remoción.

Analizar los hábitos alimenticios de *P. volitans* para identificar a los grupos más afectados en el área de estudio.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

III.1 Área y periodo de estudio

El Parque Nacional Morrocoy (P.N.M.) está ubicado en la zona costera centro occidental de Venezuela, conocida como Golfo Triste (10° 52' N y 68° 16'O), el cual comprende unos 320 Km² de ecosistemas continentales, insulares y marinos. Dentro de este parque se distinguen dos zonas principalmente, una zona externa ubicada hacia el este, de mayor influencia oceánica, caracterizada por presentar comunidades coralinas, una baja turbidez y profundidades que alcanzan los 20 m, y una zona costera ubicada hacia el oeste, que se caracteriza por tener una mayor influencia continental, presentar poco oleaje, alta turbidez, y zonas someras donde predominan bosque de manglar dominados por *Rizophora mangle*, praderas de fanerógamas dominadas por *Thalassia testudinum*, y fondos arenosos desprovistos de vegetación (Bone *et al.* 2001)

El clima de la región de Morrocoy es un clima de sabana con influencia estacional. La temperatura superficial del agua oscila entre 26°C y 29 °C, mientras que la salinidad puede variar entre 36 y 38 ‰, debido a las elevadas tasas de evaporación del área (Bone *et al.* 1998).

Se evaluaron tres tipos de ambientes en 6 localidades seleccionadas: tres ubicadas hacia el oeste (Las Luisas, Caño León y Tumba Cuatro) para evaluar praderas de *Thalassia testudinum* y manglares y tres localidades hacia el este (Pescadores, Cayo Sombrero y Playa mero) para arrecifes coralinos (Figura 1).

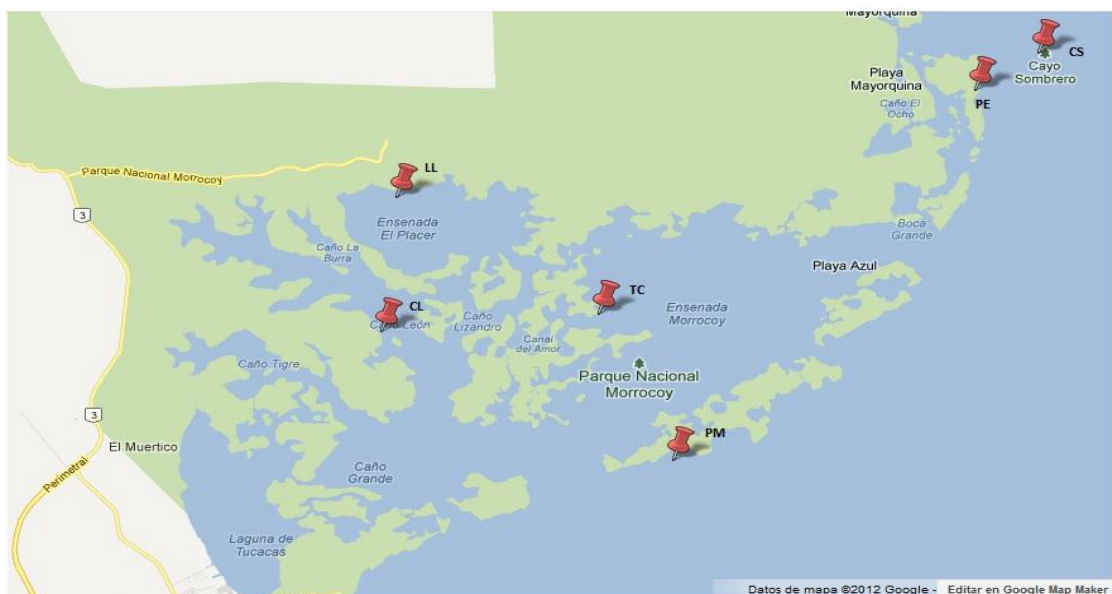


Figura 1. Mapa del Parque Nacional Morrocoy con las localidades de estudio: LL: Las Luisas, CL: Caño León, TC: Tumba Cuatro, PE: Pescadores, CS: Cayo Sombrero y PM: Playa Mero.

El trabajo de campo se realizó entre los meses de enero a junio del 2013 con salidas mensuales en los dos primeros y dos últimos meses (Tabla 1).

Tabla 1. Número de transectas realizada y número de peces colectados por salida.

Fecha	Localidad	Censo	Nº de peces colectados
		Nº de transectas	
21/01/2013	Cayo Sombrero	3	0
	Pescadores	6	1
22/01/2013	Playa Mero	6	5
	Playa Mero	3	0
18/02/2013	Pescadores	3	2
	Sombrero	6	2
6/05/2013	Las Luisas	6	0
	Tumba Cuatro	6	0
	Caño león	6	0
	Playa Mero	-	3
	Playa Mero	-	5
3/06/2013	Playa Mero	-	5
5/06/2013	Pescadores	-	7

III.2 Mediciones de densidad

El conteo de los especímenes de *P. volitans*, así como de las diferentes especies consideradas depredadores potenciales del pez león y/o posibles competidores (especies de las familias Serraneidae y Muraenidae), se realizaron en los seis sitios seleccionados empleando como método censos visuales en transectos de banda (Brock, 1954; White, 2011; Green & Côté, 2009). Este método consistió en nadar a lo largo de una línea extendida sobre el fondo, y cuantificar la abundancia de los peces que se pueden ver a los dos lados de la línea dentro de la distancia predeterminada (Hill & Wilkinson, 2004).

Los transectos se realizaron por estrato de profundidad (1-3; 6-9 y 12-15 metros en arrecifes coralinos y a 1 m en praderas de fanerógamas y manglares). En cada estrato de profundidad se colocaron tres transectos paralelos a la línea de la costa, con un largo de 50 metros (Whitfield *et al.*, 2007; White, 2011; Green & Côté, 2009) y un ancho de 4 m (White, 2011), intentando mantenerlos dentro del hábitat en cuestión. Los censos se efectuaron con equipo de snorkel en aguas someras de hasta 3 m de profundidad, y con equipo de buceo autónomo a profundidades mayores. Se contaron y estimaron las tallas de todos los especímenes que se observaron dentro del transecto y se buscó detenidamente los peces escondidos y crípticos bajo estructuras arrecifales sobresalientes y grietas. La talla de los especímenes se estimó con una T calibrada a intervalos de 5 cm.

Igualmente se registró el microhábitat donde se encontraban los ejemplares de *P. volitans*, así como las horas en las que se hallaban en actividad (considerando activos a los peces encontrados nadando, cazando, inmóviles en la columna de agua o moviéndose sobre el sustrato, e inactivos a los peces encontrados descansando en el sustrato). Cabe destacar que el pez león cuando se encuentra cazando adapta una postura reconocida porque las aletas pectorales se hayan desplegadas, las espinas dorsales erectas, la aleta caudal ondulada y la cabeza inmóvil cerca de su presa (Green *et al.*, 2011).

III. 3 Colecta y análisis de los especímenes

Luego de las mediciones de las densidades, se procedió a coleccionar aleatoriamente los especímenes de *P. volitans* dentro de las diferentes áreas antes mencionadas. Esto se realizó con

la ayuda de un arpón manual (tipo Hawaiana) y bolsas de escombros y/o recipientes de plástico duro para evitar accidentes con las espinas venenosas del pez al momento de trasladarlo en el agua.

Los peces recién sacados del agua se conservaron en una cava con hielo para trasladarlos horas más tarde al Laboratorio de Biología Marino Costera de la Universidad de Carabobo donde se llevó a cabo el procesamiento de los ejemplares.

La biometría se realizó con un ictiómetro de 0,5 cm de precisión, registrando la longitud total y estándar del mismo, que comprende la mayor distancia del cuerpo entero, entre el punto más anterior hasta el punto más posterior, medido en una línea recta y la distancia entre el punto más anterior hasta el inicio de la aleta caudal, respectivamente; igualmente se registró el peso húmedo total del pez.

Posteriormente se realizaron disecciones para la extracción del estómago y visualización del sexo del ejemplar; y se procedió a conservar el estómago en recipientes de plástico (previamente rotulados) con formol al 10 % .

III.4 Análisis del contenido estomacal

Cada estómago se pesó tanto lleno como vacío en una balanza analítica de 0,1 mg de precisión para calcular por diferencia de peso del contenido estomacal (PCE) en gramos, según la fórmula:

$$PCE = PELL - PEV(g) \quad \text{Dónde: PELL: Peso del estómago lleno (g)}$$

PEV: Peso del estómago vacío (g)

El contenido estomacal fue examinado bajo una lupa, separando y e identificando hasta el taxón más específico posible (utilizando las claves respectivas) los diferentes ítems alimenticios que componen la dieta de *P. volitans*. En los casos donde el proceso de digestión fue muy avanzado e impidió la identificación de individuos particulares, se delimitó a la clasificación en grandes grupos. Para la cuantificación de la dieta se contaron los diferentes ítems encontrados en cada estómago y se registró el peso fresco de los mismos.

III. 5 Análisis de datos

Densidad poblacional

Se calculó la densidad promedio de *P. volitans* y de las otras especies censadas, estimada como el valor promedio de la densidad obtenida en los transectos realizados (Whitfield *et al.*, 2007; Green & Côté 2009; Morris & Whitfield, 2009; Darling *et al.*, 2011; White, 2011; Vera, 2011). Los valores se transformarán con un factor de diez mil para poder expresar los resultados en número de peces ha⁻¹

Se estimó la densidad poblacional de *P. volitans* en las diferentes localidades y estratos de profundidad, y se elaboraron gráficos comparativos, con la finalidad de apreciar las localidades con mayor densidad en cada estrato de profundidad.

Se realizó un análisis de Kruskal- Wallis para evaluar si existen diferencias en cuanto a las densidades en las diferentes localidades y estratos de profundidad.

Biometría, microhábitat y actividad de *P. volitans*

Se realizó un histograma de frecuencias de la longitud total de *P. volitans* y se estimó la relación de la longitud total y el peso del mismo mediante una regresión lineal. Igualmente se realizó un análisis de Kruskal- Wallis de manera de evaluar si existen diferencias en la longitud de *P. volitans* en las diferentes localidades y estratos de profundidad.

Para los posteriores análisis se establecieron 3 clases de talla (Clase 1: Juveniles o sin capacidad de reproducirse ≤ 16 cm; Clase 2: Adultos de 16-30 cm; clase 3 : Adultos de tallas ≥ 30), se calcularon las densidades de *P. volitans* en cada clase y se evaluaron las diferencias entre estas, mediante un análisis de Kruskal Wallis con un 95 % de confianza.

Se calculó el porcentaje de peces activos e inactivos y la proporción de los mismos en cada microhábitat en el que se le encontró. Igualmente, se realizó un análisis de Chi cuadrado para evidenciar si la mayor actividad de la especie depende de las horas del día, así como de las clases de tallas de los especímenes.

Composición de la dieta

Para analizar la composición de la dieta del pez león se estimó la frecuencia de aparición (%F), la composición por número de individuos (%N), y la composición por peso expresado en porcentaje (%P), (Hyslop, 1980).

- La Frecuencia de aparición viene dado como el número de estómagos donde apareció una presa determinada entre en número total de estómagos con alimento expresado en porcentaje (Hyslop, 1980).

$$\%Fa = \frac{N^{\circ} \text{ de estómagos con la presa } a}{N^{\circ} \text{ total de estómagos con alimento}} * 100$$

- La composición por número de individuos es el número de individuos de cada presa entre el total de individuos de todas las presas consumidas, igualmente expresada como porcentaje (Hyslop, 1980).

$$\%Na = \frac{N^{\circ} \text{ de individuos de la presa } a}{N^{\circ} \text{ total de individuos de todas las presas}} * 100$$

- La composición por peso viene dado por un análisis gravimétrico del contenido estomacal húmedo, y se expresa como el cociente del peso total de los individuos de cada presa entre el peso de todas las presas, expresado como porcentaje (Hyslop, 1980).

$$\%Pa = \frac{\text{Peso húmedo de los individuos de la presa } a}{\text{Peso húmedo de los individuos de todas las presas}} * 100$$

Adicionalmente, para una mejor evaluación de la importancia de los componentes en la dieta de *P. volitans* se calculó, con las variables anteriores, el índice de Importancia relativa para cada ítem (Morris & Akins 2009; McCleery, 2011):

(1) Índice de importancia relativa (IRI)

$$IRIa = Fa * (Na + Va)$$

Dónde: (Fa) = Frecuencia de aparición.

(Va) = Porcentaje de composición por volumen.

Según esta fórmula, el IIR puede oscilar entre un valor mínimo de 0, si el ítem está ausente; y un máximo de 2 si es el único ítem presente en los estómagos, con 1 de frecuencia de aparición, 1 en composición por número de individuos y 1 en composición por peso.

Este análisis se realizó a los diferentes niveles taxonómicos, es decir, considerando las presas desde los dos grandes grupos encontrados (peces y crustáceos) hasta el menor nivel taxonómico que pudo ser identificado.

Igualmente, se realizaron estos cálculos (%Fa, % Na, %Va y IIR) siguiendo la distribución de las 3 clases de tallas descritas anteriormente, con sus gráficos descriptivos para observar si existen cambios (entre crustáceos y peces) en la dieta de *P. volitans* según las clases de tallas.

Los cálculos y gráficos mencionados anteriormente se realizaron por medio de Microsoft Excel 2010 y los análisis estadísticos utilizando PAST v.2.08.

IV. RESULTADOS

IV.1 Densidad poblacional de *P. volitans*

Se contaron 25 especímenes de *P. volitans* en un área arrecifal muestreada de 5400 m² equivalentes a 3 transectas realizadas por estrato de profundidad (1-3 m; 6-9 m; 12-15 m) correspondientes a las tres primeras localidades señaladas en la tabla 2. Por su parte, en las transectas colocadas en los ambientes de praderas de fanerógamas y manglares, no se encontró la presencia de la especie.

Tabla 2. Número de peces colectados, área muestreada y densidad promedio de *P. volitans* por localidad.

Localidad	Ambiente	Nº de peces colectados	Nº de transectos	Área muestreada		Nº de peces contados	Densidad Promedio (peces /ha)
				m ²	ha		
Playa Mero	Arrecife coralino	14	9	1800	0.18	9	50
Pescadores	Arrecife coralino	10	9	1800	0.18	12	66.67
Sombrero	Arrecife coralino	2	9	1800	0.18	4	22.22
Caño León	Pradera fe fanerógamas /Manglares	0	6	1200	0.12	0	0
Las Luisas	Pradera fe fanerógamas /Manglares	0	6	1200	0.12	0	0
Tumba Cuatro	Pradera fe fanerógamas /Manglares	0	6	1200	0.12	0	0

El intervalo de densidad poblacional de *P. volitans* en los arrecifes coralinos estudiados osciló desde 0 peces/ha en el estrato de 1-3 metros de profundidad en localidades como Playa Mero y Cayo Sombrero, hasta 116,667 a 6 metros de profundidad en Pescadores (Fig.2), obteniéndose una densidad promedio ($\pm$ DE) de 46,30 $\pm$ 42,31 peces/ha. En las localidades de estudio, a pesar de observarse una menor densidad de peces león en Cayo Sombrero, estas no resultaron ser estadísticamente diferentes a las encontradas en Playa mero y Pescadores (Kruskal-Wallis $p=0,4066$). Por su parte, se encontró prácticamente la ausencia de la especie en los estratos de 1-3 m (con la excepción de un único espécimen de 35 cm encontrado a 1 m de

profundidad en Pescadores), y aunque se evidenció una mayor densidad de la especie a 6 metros que a 12 metros, las diferencias entre estos dos estratos de profundidad no fueron significativas (Mann-Whitney $p=0,4851$)

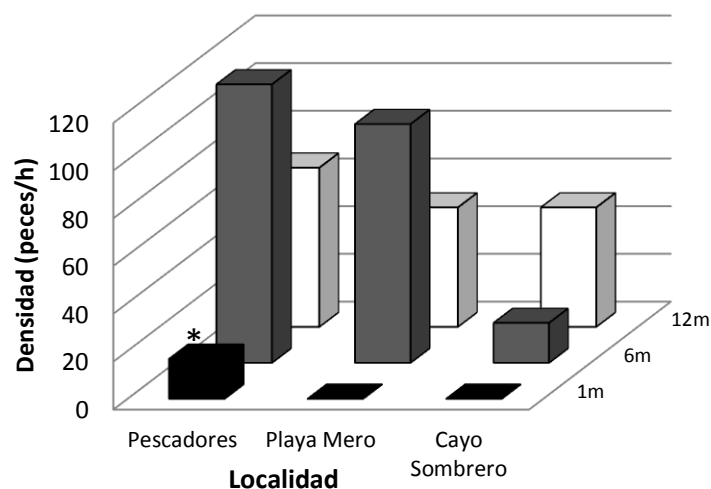


Figura 2. Densidades promedios de *P. volitans* en las tres localidades arrecifales y en los tres estratos de profundidad estudiados. *Único registro

IV. 2 Densidad poblacional de los posibles depredadores y/o competidores de *P. volitans*

En la tabla 3 se reportan las densidades poblacionales de las diferentes especies de mero y morenas que se observaron y contabilizaron dentro de los transectos realizados. Se censaron siete especies de mero agrupados en cuatro géneros, y dos especies de morenas dentro de un mismo género. Las especies más abundantes fueron *Cephalopholis cruentatus* y *Gymnothorax moringa* con una densidad 11,1 peces/ha cada uno.

Todas las especies presentaron una densidad estadísticamente menor a la de *P. volitans* en profundidades de 6 a 12 metros (Kruskal-Wallis $p= 0.008$), y ni siquiera la densidad combinada de las 7 especies de mero ($33,33 \pm 10,33$) observadas en los arrecifes fue mayor a la del *P. volitans* (Mann-Whitney $p=0.667$). Igualmente, no se encontraron diferencias significativas en la densidad y talla de las especies de mero entre las diferentes localidades de estudio (Kruskal-Wallis $p=0,307$ y $p=0,441$ respectivamente).

Tabla 3. Densidad poblacional de los posibles depredadores y/o competidores de *P. volitans* en las 3 localidades arrecifales.

Especie	Playa Mero Densidad (peces/ha)	Cayo Sombrero Densidad (peces/ha)	Pescadores Densidad (peces/ha)	Densidad promedio $\pm$ DE (peces /ha)
<i>Cephalopholis cruentatus</i>	16,7	16,7	0	$11,1 \pm 6,7$
<i>Gymnothorax moringa</i>	11,1	11,1	11,1	$11,1 \pm 5,5$
<i>Hypoplectrus puella</i>	0	22,2	0	$7,4 \pm 5,7$
<i>Epinepheolus guttatus</i>	5,6	0	11, 1	$5,6 \pm 3,1$
<i>Gymnothorax funebris</i>	11,1	0	0	$3,7 \pm 2,5$
<i>Epinepheolus adscensionis</i>	11,1	0	0	$3,7 \pm 2,5$
<i>Epinephelus striatus</i>	0	5,6	0	$1,8 \pm 1,8$
<i>Mycteroperca bonanci</i>	5,6	0	0	$1,8 \pm 1,8$
<i>Mycteroperca interstitialis</i>	0	5, 6	0	$1,8 \pm 1,8$

IV.3 Estructura poblacional de *P. volitans*

Se midieron un total de 46 ejemplares de *P. volitans* (incluyendo contados y colectados) cuya longitud total osciló entre 12,5 cm y 39,3 cm; con una longitud media ($\pm$ DE) de $25,82 \pm 7,80$ cm. La distribución de las tallas se muestra en el Histograma de frecuencia de la figura 3. Puede observarse que la misma no posee una distribución normal (Shapiro-Wilk $p=0.0122$; mediana=27).

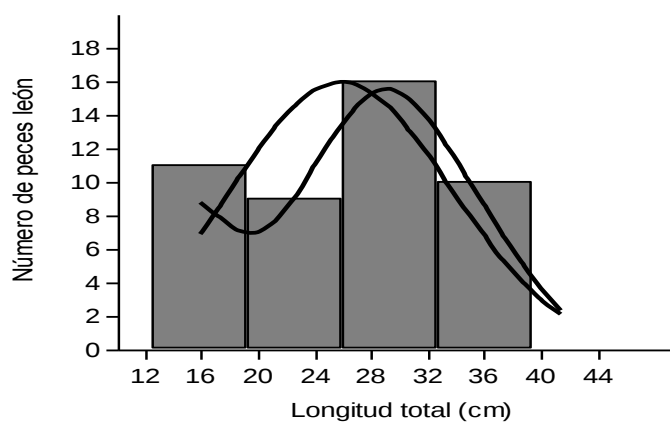


Figura 3. Histograma de frecuencias de la longitud total de los ejemplares de *P. volitans*

El peso húmedo de los ejemplares colectados osciló entre 10 y 1200 gramos, con una media ($\pm$ DE) de $341,6 \pm 329,75$ g. En la Figura 4 se puede apreciar la relación entre la longitud total

del pez león y el peso con parámetros $a = 0,001$ y $b = 3,7781$ para la ecuación: $\text{Peso} = a \cdot \text{Longitud}^b$ con un ajuste de $r^2 = 0.957$

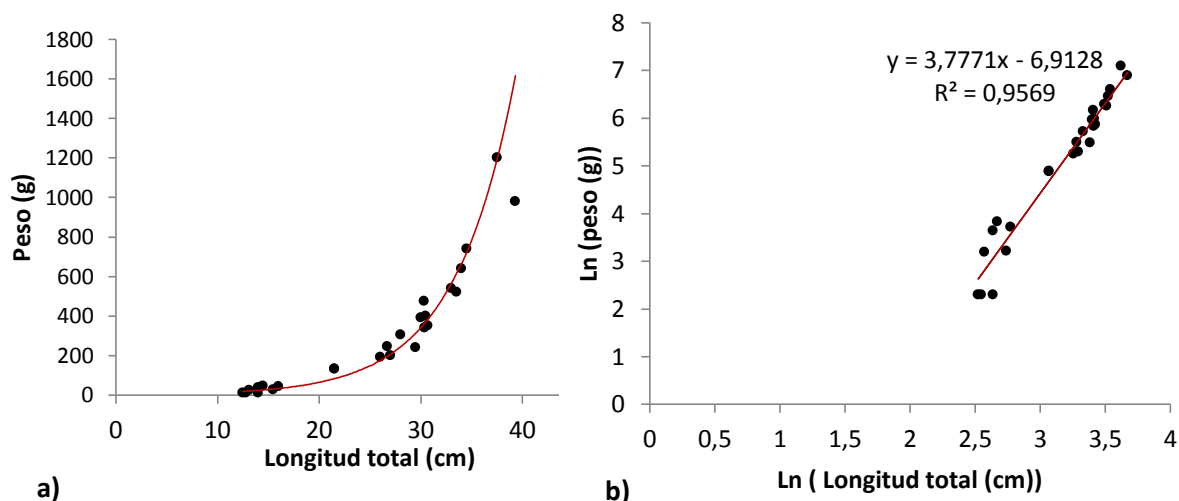


Figura 4. Relación entre la longitud y el peso de *P. volitans* (a) y regresión lineal para la estimación de la relación entre el logaritmo de la longitud y el logaritmo del peso de *P. volitans*. ($a = e^{6,9128} = 0.001$; $b = 3,77$)

Adicionalmente, en el diagrama de cajas de la figura 5 se muestra la mediana, los percentiles (P_{25} y P_{75}), los valores máximos y mínimos y los datos atípicos de la longitud total de los especímenes por cada localidad (a) y por estrato de profundidad (b). Se puede observar que de las tres localidades Playa Mero exhibió las menores tallas con una mediana de la longitud total de 21,5 cm, mientras que en Pescadores y Cayo Sombrero se encontraron tallas con una mediana de 28 y 30,5 respectivamente, sin embargo el análisis estadístico reveló que estas diferencias no son significativas (Kruskal-Wallis $p = 0.1308$). Por su parte, las tallas de los especímenes en los tres estratos de profundidad evaluados presentaron diferencias estadísticamente significativas (Kruskal-Wallis $p = 0.0056$) encontrándose individuos de tallas pequeñas en estratos de 1-4 m e individuos de mayores tallas en el estrato más profundo (10-13 m). Cabe destacar, que en este análisis se modificaron los estratos de profundidad a fin de garantizar un “n” apropiado en cada estrato e incluir los especímenes colectados en otras profundidades.

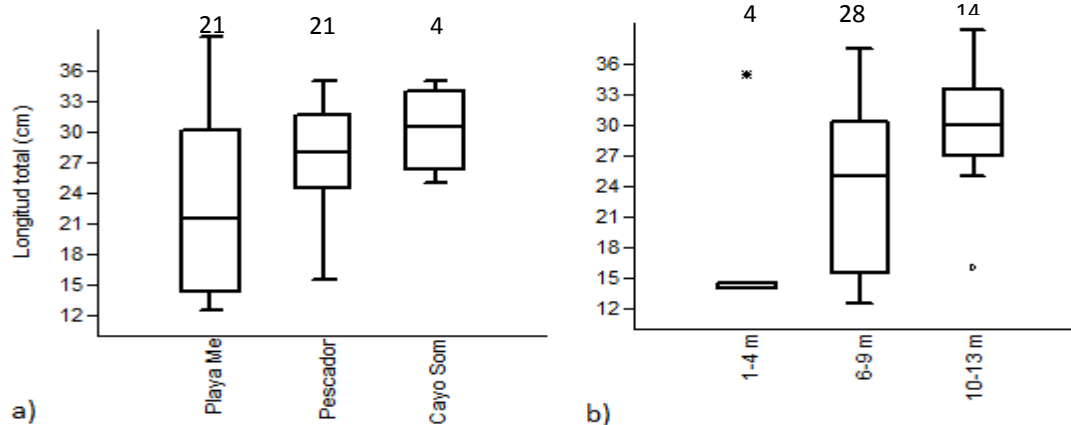


Figura 5. Diagrama de caja de la longitud total de *P. volitans* en las diferentes localidades (a) y en los estratos de profundidad (b). Los números en la parte superior del gráfico representan el tamaño de la muestra correspondiente a cada variable utilizada en el análisis.

Para los posteriores análisis, se agruparon los peces en 3 clases de tallas (Clase 1: Juveniles o sin capacidad de reproducirse ≤ 16 cm; Clase 2: Adultos de 16-30 cm; clase 3: Adultos de tallas ≥ 30). Como se muestra en la figura 6, se encontró una mayor densidad de peces pertenecientes a la clase 2, principalmente encontrados a los 6 m de profundidad; y un aumento progresivo de la densidad de peces león de mayores tamaños (clase 3) de un estrato de profundidad más somero (1-3 m) a uno más profundo (12-15 m) aunque estas diferencias en la densidad de cada clase de talla entre los estratos de profundidad no fueron significativas (Friedman $p=0.944$)

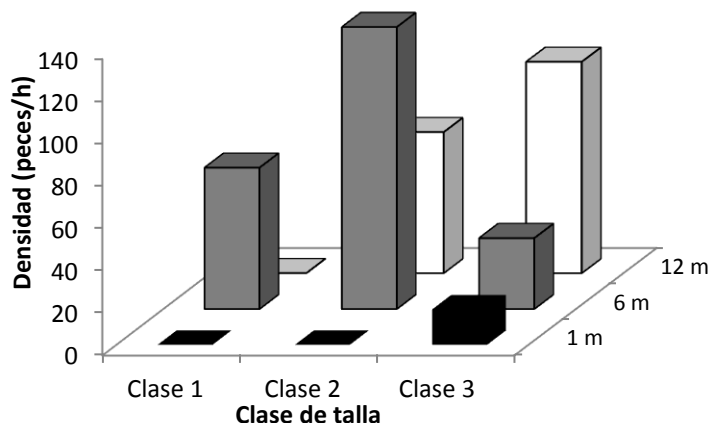


Figura 6. Densidad promedio en las diferentes clases tallas por estrato de profundidad.

IV.4 Microhábitat y actividad de *P. volitans*

Los resultados del análisis de microhábitat de la especie se muestran en la tabla 4. Se observa que el 58,7 % de los peces se encontraron refugiados en las oquedades formadas por corales muertos del genero *Montastraea* (principalmente *M. faveolata*), de *Colpophyllia natans* y otros restos de corales de crecimiento masivo con grandes oquedades. Mientras que el resto se encontraron activos sobre el sustrato cerca corales cercanos de su refugio y sobre pequeños parches coralinos con esponjas.

Tabla 4. Microhábitat de los diferentes especímenes de *P. volitans* al encontrarse activos e inactivos.

Microhábitat	Activos		Microhábitat	Inactivos	
	Nº de peces observados	Porcentaje de peces (%)		Nº de peces observados	Porcentaje de peces(%)
Sobre : Parche de coral muerto con esponjas	4	8,7	Debajo de: Coral muerto NI	8	17,4
Sobre : Escombros coralinos	2	4,35	Debajo de: Coral muerto de <i>Montastraea</i>	4	8,7
Sobre: sustrato cerca de <i>C. natans</i>	2	4,35	Debajo de : Coral muerto de <i>Montastraea faveolata</i>	8	17,4
Sobre coral muerto	4	8,7	Debajo de : <i>Colpophyllia natans</i>	3	6,52
Sobre : sustrato cerca de <i>M. faveolata</i>	3	6,52	Entre coral muerto	4	8,7
Sobre sustrato *	4	8,7			
Total	19	41,3		27	58,7

* Nadando lentamente en la columna de agua.

La mayor actividad de peces durante el día fue encontrada durante horas de la mañana (9:30-11:00 am; primeras horas de buceo), y durante horas de la tarde (3:00 a 4:30 pm máxima hora de buceo) con un 36,8 y un 42,1 % de peces activos en estas horas respectivamente (Fig. 7), evidenciándose una dependencia entre la hora y la actividad de los peces ($\chi^2 p= 0,0395$).

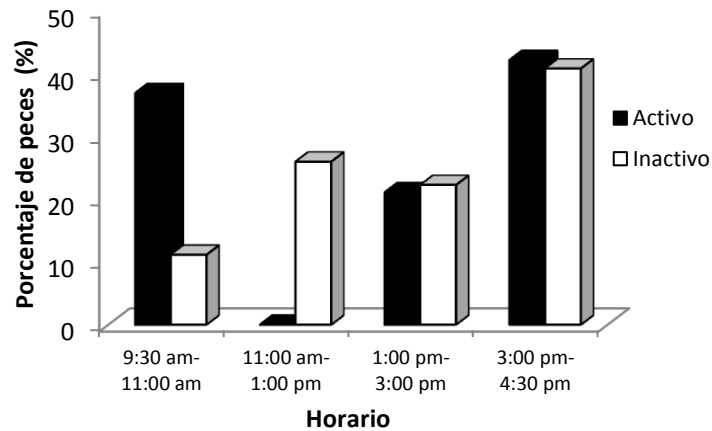


Figura 7 . Porcentaje de peces en estado activo e inactivo durante las horas del día.

Adicionalmente, se notó que un 72,7 % de los peces juveniles (clase 1) se encontraban activos, mientras que de los peces adultos (clase 2 y 3) solo se encontraron activos el 31,3 y 31,6 % respectivamente (Fig. 8). Sin embargo no se obtuvo ninguna relación estadísticamente significativa entre las clases de talla y la actividad de los peces ($\chi^2 p= 0,0526$)



Figura 8. Porcentaje de peces que se encontraban activos e inactivos en cada clase de talla.

IV.5 Composición de la dieta

De los 26 especímenes de *P. volitans* colectados para analizar sus hábitos alimentarios, solo 20 se tomaron en cuenta para los análisis debido a que los restantes tenían estómagos vacíos. La repleción estomacal fue menor del 50 % en un 84 % de los estómagos y menor del 25 % en un 61 % de los mismos. (Tabla 5). Cabe destacar que todos los estómagos que se encontraron vacíos fueron colectados en horas de la tarde (después de las 3:00 pm), mientras que el 60 % de los estómagos colectados en horas de la mañana tenían una repleción estomacal mayor al 25%.

Tabla 5. Repleción estomacal de los ejemplares de *P. volitans*

Repleción estomacal (%)	Número de estómagos	Porcentaje (%)	% acumulado
0	6	23	23
0-25	10	38	61
25-50	6	23	84
50-75	2	8	92
75-100	2	8	100

Se encontraron 63 presas, de las cuales un 40% eran peces y un 60 % crustáceos. Adicionalmente se encontraron otros elementos como restos coralinos, que no fueron tomados en cuenta como reglones alimentarios.

En el caso de los peces (Fig. 9), de las 25 presas encontrados, solo se lograron identificar 1 orden (perciformes), 4 familias, 3 géneros y 1 especie; con tallas desde 10,1 mm (Gobiidae) hasta 90,5 mm (haemulidae), siendo la categoría de peces no identificados (NI) la que engloba un 56 % de estos. Para los crustáceos (Fig. 10), de las 38 presas encontradas, se lograron identificar 2 ordenes (decápoda y estomatópoda), 2 grupos de decápodos (camarones y cangrejos) dentro de los cuales se identificaron 2 familias de camarones carideos y dos familias de cangrejos brachyura, siendo los camarones los que englobaron el 66 % de los crustáceos y la categoría de los crustáceos NI el 21 % (Tabla 6)

Cabe destacar, que dentro de cada estómago las presas tenían un diferente estado digestivo, por lo que las de mayor deterioro se identificaron a partir de elementos estructurales como ojos, piezas bucales y fragmentos de patas.

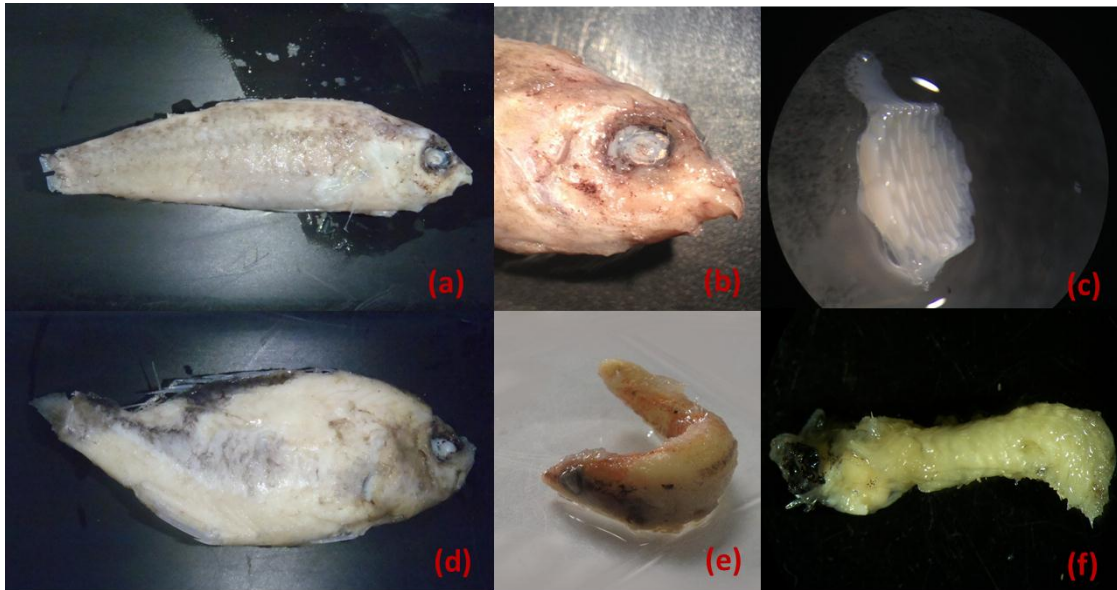


Figura 9. Fotos de las familias de peces encontradas y algunos caracteres diagnósticos encontradas: (a) Scaridae (b y c) Pieza bucal del Scaridae (d) Haemulidae (e) Labridae (f) Gobiidae.

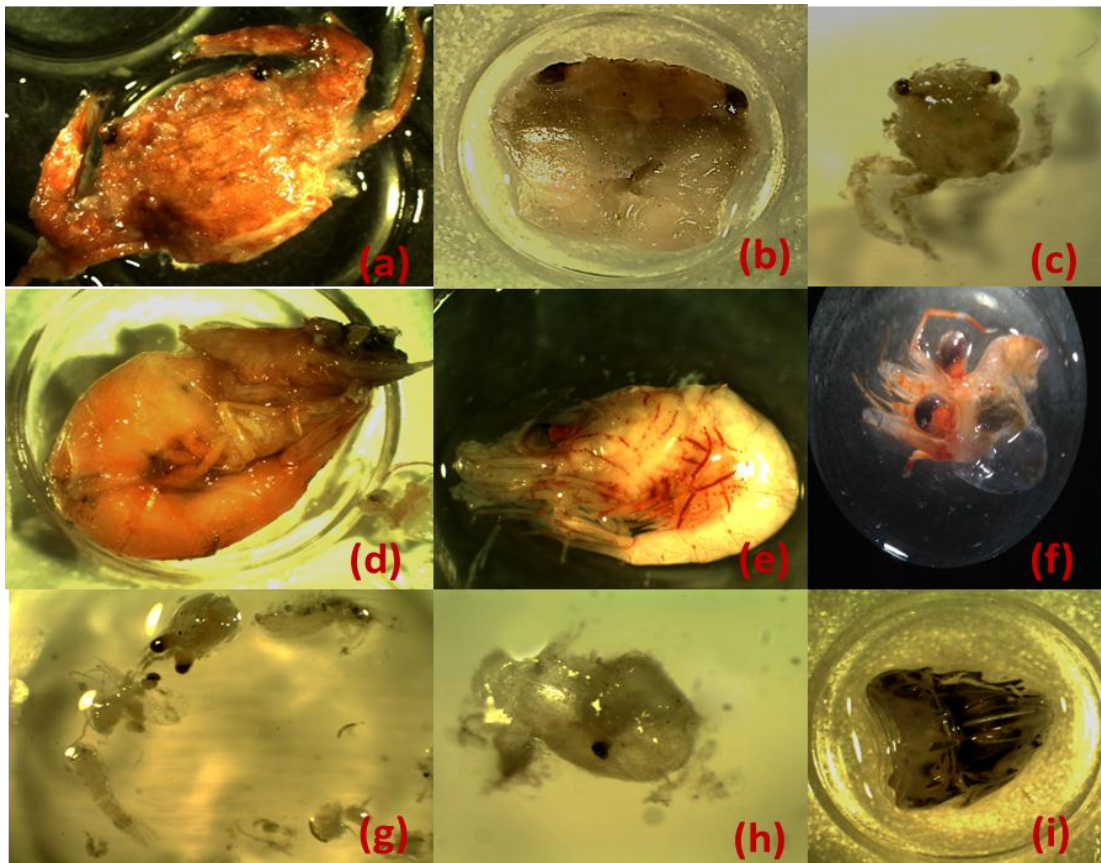


Figura 10. Fotos de algunos grupos de crustáceos encontrados. (a) Portunidae (b) Xanthidae (c) Juvenil de cangrejo (d) Palaemonidae (e) Hippolytidae (f) Cabeza de camarón (g) Crustáceos NI (h) Crustáceos NI (i) Cola de estomatópodo.

Aunque los crustáceos dominaron en la dieta en cuanto a composición por número de individuos (%Na= 60), los peces dominaron en porcentaje de aparición (%Fa= 90) y en composición por peso (%Va=94). Por su parte, puede observarse en la tabla 6 que los ítems de mayor frecuencia de aparición fueron los peces NI (85%), y camarones (45%); los de mayor frecuencia numérica fueron los camarones (39,7 %) y los peces NI (22,2%); y los ítems de mayor composición por peso fueron los peces NI (41,8) y los Haemulidos (31%).

Tabla 6. Composición de la dieta de *P. volitans* en los arrecifes del Parque Nacional Morrocoy

	Frecuencia	%Fa (n=20)	%Na (n=63)	%Va (n=69,81)
Teleósteos	25	90	40	94
Gobiidae	5	5	8	0,5
<i>Coryphopterus personatus</i>	5	5	8	0,5
Haemulidae	1	5	1,6	31
Haemulon	1	5	1,6	31
Labridae	1	5	1,6	1,2
Halichoereus	1	5	1,6	1,2
Scaridae	4	20	6,3	19,4
Peces no identificados	14	85	22,2	41,8
Restos de peces_NI	8	55	12,7	17,5
Crustáceos	38	65	60	6
Decápoda	37	65	58,7	5,8
Camarones	25	45	39,7	3,4
Caridea	14	35	22,2	2
Palaemonidae	2	5	3,2	0,9
Hippolytidae	1	5	1,6	0,02
Cangrejos	4	15	6,3	2
Brachyura	4	15	6,3	2
Xanthidae	1	5	1,6	0,7
Portunidae	2	10	3,2	1,3
Estomatópoda	1	5	1,6	0,1
Crustáceos no identificados	8	30	12,7	0,4
Restos de crustáceos_NI	6	30	9,5	0,4
Restos coralinos	6	-	-	-
Otro	1	-	-	-

Los valores de Índice de importancia relativa (IIR) se muestran en la tabla 7. Los peces presentaron el índice de mayor importancia (1,2) y dentro de estos, los Peces NI representaron los de mayor importancia relativa, seguido de la familia Scaridae, Haemulidae, Gobiidae y por último

Labridae. Por su parte los crustáceos presentaron un índice de importancia de 0,463 siendo los camarones de mayor importancia, posteriormente los crustáceos NI, los cangrejos y los estomatópodos.

Tabla 7. Índices de importancia relativa (IIR) de los diferentes ítems alimentarios del *P. volitans*.

Item	IIR
Teleósteos	1,202
Peces NI	0,544
Scaridae	0,051
Haemulidae	0,016
Gobiidae	0,004
Labridae	0,001
Crustáceos	0,436
Camarones	0,194
Crustáceos NI	0,039
Cangrejos	0,0125
Estomatópodo	0,0009

NI= No identificado

IV.6 Composición de la dieta de *P. volitans* por clase de talla

La frecuencia de aparición de peces y crustáceos en el contenido estomacal indica que existe una tendencia positiva en la aparición de peces en los estómagos y las clases de tallas, es decir, cuando la clase de tallas incrementa, la frecuencia de aparición de peces incrementa y la de los crustáceos disminuye. Sin embargo, entre las clases 2 y 3 el aumento en la aparición de peces es pequeño (Fig. 11a).

Igualmente, en cuanto a la composición por número de peces y crustáceos en la dieta del pez león también se observa la misma tendencia (Fig. 11b). Los peces más grandes tienden a incorporar un mayor número de peces, mientras que los peces de talla pequeña incorporan un mayor número de crustáceos en su dieta.

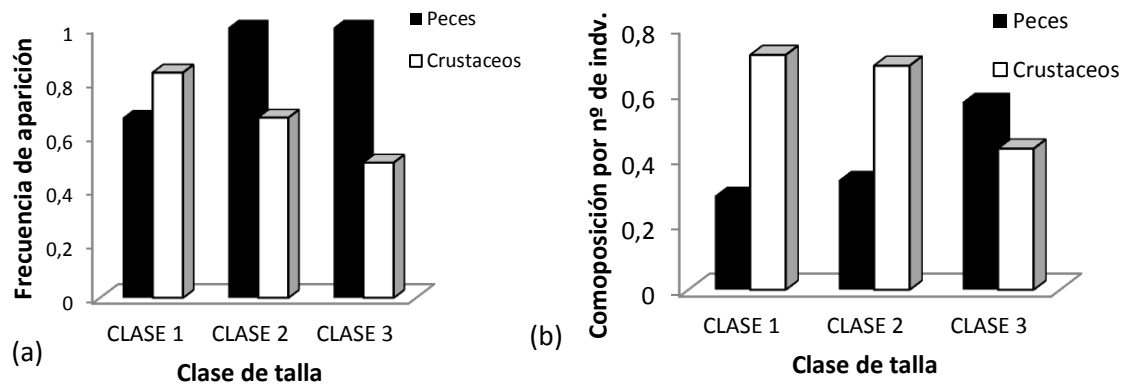


Figura 11. Frecuencia de aparición (a) y frecuencia numérica (b) de peces y crustáceos en el contenido estomacal de las diferentes clases de talla *P. volitans*

Por su parte, la composición por peso de la dieta del pez león en las tres clases de tallas no se comporta de manera similar (Fig. 12). Tanto en los peces de pequeño tamaño como en los de mayores tallas se encontró una composición del peso de los peces consumidos mayor a la de los crustáceos. Sin embargo en peces de grandes tallas el volumen ocupado por los crustáceos en la dieta es mínimo comparado con la de los peces consumidos.

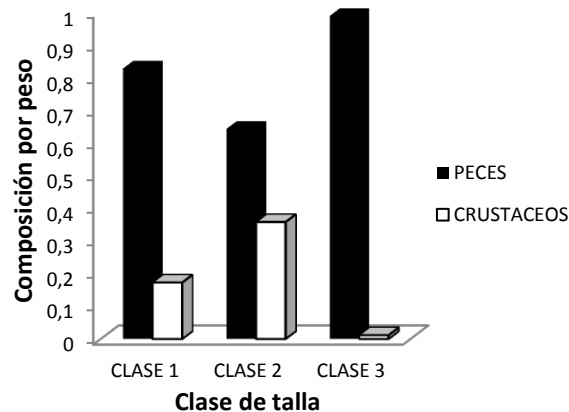


Figura 12. Composición por peso de los peces y crustáceos en el contenido estomacal de las diferentes clases de talla *P. volitans*

Por ultimo, los cambios de importancia de crustaceos a peces en la dieta del pez león en relación a las clases de tallas se muestran en la figura 13. Se observa que en la clase 1 los crustaceos y los peces poseen la misma importancia en su dieta, pero al aumentar la talla de los

misimos se observa que los peces van ganando importancia en la dieta mientras que los crustaceos van perdiendola, aunque estos nunca desaparecen en la dieta del pez león.

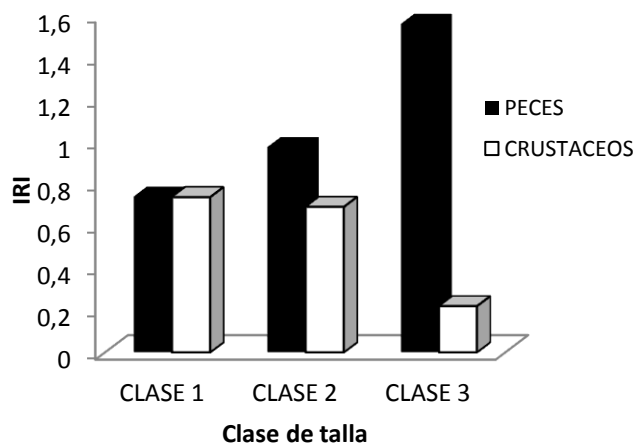


Figura 13. Índice de importancia relativa de los peces y crustáceos en la dieta de las diferentes clases de tallas de *P. volitans*

V. DISCUSIÓN

V.1 Densidad poblacional de *P. volitans*

La densidad promedio de *P. volitans* en los arrecifes coralinos evaluados en este estudio fue relativamente más baja que las encontradas en otras áreas invadidas (Anexo 1). Sin embargo, si consideramos que el pez león invadió las costas venezolanas en noviembre del año 2009, estas densidades serían aproximadas o incluso más altas que las encontradas por Whitfield *et al.* (2007) para Carolina del Norte, en el año 2004 (a 4 años de su primer reporte; $21,4 \pm 5,1$ peces/h), densidades que para el 2008 aumentaron a 150 peces/h según lo reportado por Morris & Whitfield (2009). Por lo tanto, puede considerarse que las densidades de *P. volitans* en el P. N. M. van a seguir en aumento debido a que probablemente la población se encuentre en una etapa de crecimiento exponencial que aún no ha llegado a su punto de saturación.

Arim *et al.* (2005) suponen que las invasiones en general siguen una secuencia de tres etapas, constituida por (1) una fase de establecimiento inicial con dispersión baja, (2) una fase de expansión que se marca por tasas de dispersión creciente, y (3) una fase de saturación cuando la tasa de dispersión llega a su punto máximo. La fase de expansión se caracteriza por un crecimiento exponencial en la abundancia, hasta que se alcanza el equilibrio cuando las poblaciones están limitados por factores como la competencia con especies nativas, alimento, espacio, depredación (incluido el canibalismo), parasitismo, enfermedades y otros factores abióticos como la temperatura. Este patrón de crecimiento poblacional densodependiente, parece estar siguiéndose en las poblaciones de peces león invasoras a través del Atlántico donde se llegaron a alcanzar densidades de más de 390 peces/h en las Bahamas y donde han observado disminuciones en las densidades (Green, 2012), aunque es difícil separar el efecto de la eliminación por procesos naturales del control de la abundancia del pez león a escala local (Morris, 2012).

Por otra parte, los datos obtenidos por White (2011) en Bonaire (Anexo 1), manifiestan una diferencia estadísticamente significativa en la densidad poblacional entre aguas someras (6-16m) y aguas profundas (24-32m) indicando que podría existir una relación positiva entre la profundidad y la densidad. Aunque el autor sugiere que probablemente estas diferencias son debidas a que los esfuerzos de remoción en Bonaire se concentran en las aguas más someras.

Por su parte, en este estudio aunque solo se realizaron transectos a bajas profundidades (1-15) se observa una mayor densidad entre 6-9 m que entre 12-15 metros, y probablemente a mayores profundidades las densidades de la especie sea menores, ya que a diferencia de los arrecifes encontrados en Bonaire, los del P.N.M se encuentran solo hasta 15 m de profundidad y la falta de arrecifes profundos que proporcionan mayor abundancia de alimento y refugio a la especie podría influir en las densidades de estos.

Si bien, lo anteriormente planteado podría afectar las densidades de pez león a mayores profundidades dentro del P.N.M, es importante destacar las observaciones de estos peces a profundidades de hasta 100 m en Carolina del Norte (Whitfield *et al.* 2009). Adicionalmente, Vera (2011) afirma que en Costa Rica, la dispersión hacia las aguas profundas fue reportada luego de 2 años de su invasión en aguas someras, cuando los pescadores empezaron a capturar el pez león en las nasas que calan en profundidades de entre 80-90m, donde además el número de incidencias y la cantidad del pez león atrapado incidentalmente aumentaron progresivamente. Esto parece indicar que el pez león coloniza primero a bajas profundidades, para luego trasladarse a zonas más profundas. De manera que para conocer si las densidades del pez león en el P.N.M presentan un perfil particular con respecto a la profundidad habrá que realizar muestreos a una escala espacial más amplia, preferiblemente en áreas donde no se esté realizando alguna remoción de la especie que pueda influir en los datos. El conocimiento acerca de la distribución de las densidades con respecto a la profundidad permitiría una evaluación numérica más exacta del estado de la invasión del pez león.

Por otro lado, aunque las diferencias entre las localidades arrecifales del P.N.M. no fueron significativas, Cayo Sombrero presenta las densidades más bajas. Darling *et al.* (2011) comentan que encontraron varios arrecifes en las Bahamas que presentaron densidades relativamente bajas, incluso más bajas a las reportadas en su área de distribución nativa en Kenya, lo que supone que algunos factores podrían estar influyendo en esta variación de la abundancia del pez león, por ejemplo la temporada, el reclutamiento local, la disponibilidad local de nichos vacíos, y la presión pesquera ejercida sobre la especie invasora (Morris *et al.*, 2009).

En este sentido, si consideramos que Cayo Sombrero fue uno de los arrecifes menos impactados por el evento de mortalidad masiva de corales ocurrido en el P.N.M en Enero de

1996, se podría relacionar este hecho con las bajas densidades encontradas. Rodríguez & Villamizar (2008) quienes estudiaron la comunidad íctica en Playa Mero y Cayo Sombrero reportaron una mayor riqueza de especies y abundancia de individuos en Playa Mero (especialmente de herbívoros). Los autores afirman que esos resultados probablemente se deben al incremento en el recurso algas, producto del evento de mortalidad de los corales, que generó una mayor progresión de alimento y nutrientes en la cadena trófica hacia niveles superiores a partir de los herbívoros, lo que parece estar favoreciendo el incremento en la capacidad de carga del sistema. Por lo tanto, tomando en cuenta este hecho y considerando el arrecife de Pescadores como similar al de Playa Mero (en grado de afectación de dicho evento de mortalidad) se puede intuir que la cantidad de recurso disponible en estos arrecifes podría estar afectando positivamente las densidades de pez león.

Otro factor que podría estar influenciando en el reclutamiento local del pez león, y por tanto generando estas diferencias de densidad, podría ser las fuertes corrientes a las que está sometido el arrecife de Cayo Sombrero. Hackerott *et al.* (2013) en un estudio realizado en 72 arrecifes de las Bahamas reportaron que las densidades de pez león fueron significativamente más bajas en sitios de barlovento. Aunque dichos autores no señalan las posibles causas de sus resultados, se puede intuir que en estos arrecifes el reclutamiento local se ve afectado negativamente por las corrientes que trasladan los huevos hacia otros arrecifes o ambientes donde puedan establecerse.

Igualmente, cabe destacar que las bajas densidades del pez león encontradas en Cayo Sombrero posiblemente no tienen relación alguna con las densidades de sus posibles depredadores y/o competidores del pez león ya que las especies de meros y morenas censadas en este estudio no resultaron ser mayores en Cayo Sombrero que en Playa Mero.

Por otra parte, a diferencia de lo reportado por Brightman *et al.* (2012), quienes encontraron a un año de la invasión, especímenes de *P. volitans* en una variedad de hábitats poco profundos alrededor de South Caicos, incluyendo los arrecifes, praderas de fanerógamas y manglares, así como con lo reportado en otros lugares (Barbour *et al.* 2010; Arbeláez & Acero, 2011; Ruttenberg *et al.* 2012), en las praderas de fanerógamas y manglares evaluadas en este estudio no se encontró la presencia de la especie. Esto probablemente refleja la preferencia de la

especie por hábitats arrecifales tal como lo señala Bigg & Olden (2012) o sea un resultado producto de un error de muestreo. Diversos investigadores afirman que los censos visuales pueden presentar cierta dificultad para reportar adecuadamente y subestimar la densidad de especies crípticas (Sale & Douglas, 1981; Brock, 1982; Stewart & Beukers, 2000).

Sale & Douglas (1981) encontraron diferencias entre 40 y 82% en la abundancia de peces usando transectos visuales en comparación con otros métodos de muestreo. Por lo tanto es probable que los estimados poblacionales del pez león en hábitats arrecifales complejos subrepresenten la abundancia local real, en especial los especímenes juveniles (Morris *et al.*, 2009). Igualmente, Green *et al.* (2013), quienes evaluaron la variación de las tasas de detección de pez león, mediante censos visuales con transectos de bandas, según el tamaño corporal y la complejidad del hábitat, obtuvieron que no se detecta la presencia del pez león en más de un 50 % de las veces, subestimándose la biomasa del mismo por aproximadamente 200%. El estudio muestra que la tasa de detección varía significativamente con el tamaño del pez león y la complejidad del hábitat en el que se encuentra por lo que los autores afirman que la aplicación de un factor de corrección único para los hábitats y las etapas de invasión es poco probable para caracterizar con precisión las poblaciones locales. No obstante, debemos considerar los resultados de este estudio en cuanto a la distribución y abundancia del pez león en el P. N. M. como conservadoras.

V.2 Densidad poblacional de los posibles depredadores y/o competidores de *P. volitans*

Los resultados del censo de los posibles depredadores y/o competidores del pez león indican que estos se encuentran en menor densidad que el reciente invasor. Whitfield *et al.*, (2007) reportó similares resultados para Carolina del Norte mientras que Grubich, (2009) reporta que las densidades de las diversas especies de mero son similares a la del pez león en su área de distribución natural. Estos resultados podrían ser producto de la notable reducción de las especies de mero debido a la sobreexplotación pesquera y la degradación del hábitat en el Caribe así como de las mayores densidades alcanzadas en su área invadida.

Por su parte, con el aumento de las densidades del pez león se prevé que esta especie invasora no solo afecte a la biomasa de peces que son sus presas sino que tenga un efecto negativo en las otras especies nativas ecológicamente similares, como lo son los meros. Albins,

(2013) encontró que aunque los peces león mostraron mayores tasas de crecimiento y depredación que el mero *Cephalopholis fulva*, estos no parecen tener un efecto sobre las tasas de crecimiento del mero nativo. Sin embargo el autor afirma que la posible competencia y depredación del pez león sobre el mero es motivo de preocupación, ya estas simultáneas interacciones agravan los efectos negativos de depredadores invasores sobre los nativos. Además, hay que recordar, que las especies exóticas en los estadios tardíos de la invasión pueden eliminar especies nativas completamente del ecosistema y reemplazar sus roles funcionales (Zavaleta *et al.*, 2001).

Por otra parte, según lo encontrado por Mumby *et al.* (2011), en un estudio realizado en una cadena de arrecifes de las Bahamas, el mero en densidades altas, parece ser un control biológico del pez león; los autores afirman que con una biomasa de mero de 800g en 100m² se redujo el 50% de la biomasa del pez león. No obstante, Hackerott *et al.* (2013) afirman que las interacciones con los depredadores nativos no influyen en la densidad poblacional del pez león en los arrecifes del Caribe, ni al momento de la colonización ni en el post-establecimiento del mismo. Debido a estos resultados contradictorios, muchas discusiones se han generado por parte de dichos autores quienes aún no llegan a conclusiones concretas sobre si los depredadores nativos podrían influir en las densidades del pez león. Sin embargo, dado lo encontrado en este estudio donde las densidades de mero y morenas son significativamente más bajas a las del pez león se puede decir que en el P.N.M las densidades de estas especies no parecen influir en las densidades del pez león, siendo la proporción de meros y morenas igual en las diferentes localidades independientemente de las bajas densidades de pez león encontradas en Cayo Sombrero.

V.3 Estructura poblacional de *P. volitans*

Las tallas registradas de los ejemplares de *P. volitans* para este estudio ($25,82 \pm 7,8$) fueron relativamente más altas a las encontradas por Brett (2012) en un estudio realizado en Chichiriviche de la costa ($13,9 \pm 4,8$ cm) y las encontradas por Vera (2011) en Costa Rica ($18,7 \pm 5,8$), pero son similares a las encontradas en otros estudios realizados en áreas invadidas que reportaron tallas promedio de $23,0 \pm 6,5$ cm (Darling *et al.*, 2011), $24,5 \pm 4,1$ cm (Mumby *et al.*, 2011), $21,7 \pm 0,7$ cm (Morris & Akins, 2009) para las Bahamas y de $25,83 \pm 5,7$ para las Islas Cayman (McCoy, 2011). No obstante, hay que tomar en cuenta la profundidad en la cual se realizaron los muestreos. Vera (2011) afirma que probablemente el bajo promedio de tallas encontradas en su

estudio se deba a la profundidad a la cual se realizaron los muestreos (0-7 m). Este reporta que las tallas de los peces que fueron capturados en aguas profundas tuvieron una talla promedio más alta (26.1 ± 3.5 cm) que los capturados entre 0-7 metros. Esto sustenta lo encontrado en este estudio, donde los peces de tallas pequeñas se hallaron en zonas someras (estrato de 1-4 m) y los de mayores tallas a profundidades mayores; resultados que a su vez concuerdan con lo reportado por Brightman *et al.* (2010) en las islas Turks y Caicos.

Estas diferencias de tamaño con respecto a la profundidad podrían estar relacionadas con factores ecológicos o preferencias de hábitats de los individuos más grandes (Vera, 2011) o ajustarse a un patrón según el cual el pez león se establece en hábitats poco profundos para luego trasladarse a hábitats más profundos cuando alcanzan mayores tamaños, migración ontogenética bien conocida para muchas especies de peces, pero que no ha sido descrita anteriormente en su área de distribución natural (Brightman *et al.* 2010).

Por otra parte, la talla máxima registrada en este estudio (39,3 cm) fue superior a la reportada en su rango nativo (38 cm; Schultz, 1986). Darling *et al.* (2011) afirman que el pez león exhibe mayores tallas (de hasta 45 cm) y biomasa del cuerpo, en arrecifes de las Bahamas que en los arrecifes de Kenya en el Pacífico, lo que principalmente sea causado por falta de depredadores, la liberación ecológica de competencia congénica y la elevada productividad de las áreas introducidas.

Los resultados de la distribución de tallas de la población de *P. volitans* en el área de estudio muestran un sesgo causado por una mayor frecuencia de ejemplares de tallas más grandes que de tallas pequeñas, registrándose una mayor densidad de peces de la clase 2 (66,6 peces/h), y de la clase 3 (50 peces/h) que de la clase 1 (22,2 peces/h). Estos resultados sugieren que la mayoría de los individuos de la población observados en este estudio son sexualmente maduros (>17 cm), capaces de reproducirse y posiblemente contribuir a un aumento del tamaño de la población; coincidiendo a su vez con lo reportado por White (2011) para Bonaire. Igualmente, hay que considerar el hecho de que los peces pequeños son menos visibles y tienden a pasar inadvertidos o ser más difíciles de capturar lo que probablemente sesgue el promedio y la distribución de tallas del pez león en el área muestreada (Barbour *et al.*, 2011).

La relación entre la longitud total (LT) y el peso (P) de los peces esta expresada por la ecuación $P = a \cdot L^b$. La relación exacta entre la longitud y el peso difieren entre diferentes especies de acuerdo a su forma corporal, y dentro de una especie de acuerdo a la condición o robustez de cada uno de los individuos (Schneider *et al.*, 2000). En este trabajo se encontraron valores para los parámetros de la regresión de longitud-peso de $a=0.001$ y de $b=3.77$. En comparación con estos resultados Brett (2012) en Chichiriviche de la Costa publicó valores de $a= 0,005$ y $b= 3,36$ a partir de una base de datos de 216 ejemplares, Vera (2011) reportó valores de $a=0.006$ y $b=3,21$ de una muestra de 448 ejemplares; Barbour *et al.* (2011) publicaron valores de $a=0.022$ y $b=2.89$ a partir de una base de datos de 774 peces león colectados en la costa de Carolina del Norte y Darling *et al.* (2011), reportaron valores, obtenidos por Green para peces colectados en las Bahamas de $a= 0.00497$ y de $b= 3.291$.

Dado que en este estudio el parámetro b fue mayor a los reportados por otros autores, y conociendo que un b mayor a tres significa que individuos grandes aumentan más en altura o anchura que en longitud, se deduce la presencia de ejemplares de tallas grandes más robustos (más pesados para su longitud) e individuos pequeños más delgados en las localidades muestreadas del P.N.M. Sin embargo, hay que tomar en cuenta que el tamaño de la muestra ($n=26$) y el ajuste ($r^2= 0.957$) en este estudio es menor que en los trabajos antes mencionados. Llama la atención que Barbour *et al.* (2011) fueron los únicos que encontraron un valor de b menor que tres, lo que se interpreta como especímenes grandes más alargados, o una condición nutricional mejor en individuos más jóvenes en el momento del muestreo (Froese, 2006). No obstante, es difícil de comparar los valores de estos parámetros, ya que las diferencias pueden estar causadas por la variación en el tamaño de la muestra o por variabilidad geográfica, estacional e inter-anual (Froese, 2006). Además de que esta relación es variable y dinámica, peces individuales dentro de la misma muestra pueden variar considerablemente, y en especial el sexo y el desarrollo de las gónadas influyen en la relación peso-longitud (Schneider *et al.*, 2000).

V.4 Microhabitat y actividad de *P. volitans*

La preferencia y la habilidad para seleccionar ciertos corales o áreas de arrecifes de coral basadas en las características del microhábitat han sido reportados para muchas especies de peces arrecifales (Sale *et al.* 1984). Los resultados de microhábitat sugieren que en los arrecifes del P.N.M, la mayoría de los especímenes de pez león en horas de inactividad se encuentran bajo estructuras de coral muerto principalmente de *Colpophyllia natans* y *Montastraea* con estructuras sobresalientes, mientras que en horas de actividad se les observa en las cercanías de estos refugios o inmóviles sobre la columna de agua. Estos resultados coinciden con los reportados por Bigg & Olden (2012) para Roatán, Honduras, quienes describen que estos peces, al igual que muchos meros y pargos, tienden a concentrarse en áreas de coral duro y con una estructura sobresaliente, que le pueda ofrecer oportunidades para mejorar el camuflaje, protección y favorecer la estrategia de emboscada en la depredación.

Por otra parte, en ambientes marinos, el ciclo diario de luz disponible tiene una fuerte influencia en las actividades de alimentación de la mayoría de los depredadores. Muchas especies tienen actividades de forrajeo durante periodos de poca luz y periodos crepusculares (Helfman 1993), puesto que alimentándose bajo estas condiciones pueden beneficiarse de una mayor disponibilidad de presas, un mayor éxito de captura o una disminución de la detección de los depredadores visuales (Helfman 1993).

En este sentido, el periodo de actividad del pez león en el área de estudio fue mayor en horas de la mañana y en horas de la tarde que en horas de mediodía, esto concuerda en gran parte con lo descrito por Green *et al.* (2011), quienes encontraron que las tasas de actividad y depredación del pez león eran más bajas en horas del mediodía. Aunque los autores compararon la actividad de los peces con horas crepusculares, se presume que los peces continúan activos luego del amanecer (8:00-11:00 am) y comienzan su actividad horas antes del atardecer (3:00-4:30 pm). Este periodo de actividad es considerado más amplio que el registrado para la especie en su área de distribución natural (limitado a horas crepusculares) y que probablemente sea causado por la falta de depredadores en el área invadida.

Adicionalmente, Green *et al.* (2011) reportan que el pico de la actividad durante el período crepuscular del amanecer se asoció con una elevada densidad de presas disponibles.

Igualmente, Morris & Akins (2009) afirman que dada la cantidad de presas en los estómagos del pez león en el transcurso del día se deduce que la alimentación de este es más alta en la mañana (7:00-11:00 u horas antes), con una disminución en la depredación a lo largo del día. Los autores reportan el mayor índice de repleción gástrica entre las 7:00 y las 11:00am, y un decrecimiento significativo hacia la tarde. Estos resultados son similares a los encontrados en este estudio donde la mayoría de los peces colectados en horas de la mañana tenían un porcentaje de repleción mayor que los colectados en horas de la tarde. No obstante, la falta de observaciones y muestras entre las 5:00 pm y las 8:00 am en este estudio hacen ese periodo de actividad desconocido.

V.5 Composición de la dieta de *P. volitans*

En los resultados de los análisis estomacales del pez león, se puede observar que el 23% de los peces presentaron estómagos vacíos; porcentaje mucho mayor al reportado por Brett (2012) en Chichiriviche de la Costa (9%) pero similar con lo obtenido en otros estudios: 19% (Vera, 2011), 20% (Barbour *et al.*, 2010), 21 % (Morris & Akins, 2009) y 19% (Muñoz *et al.*, 2011). En contraste con peces herbívoros, que suelen tener materia vegetal acumulada en sus estómagos durante todo el día, es común encontrar peces depredadores con los estómagos vacíos (Montgomery *et al.*, 1989, citado por Fishelson, 1997). Morris & Akins (2009) que investigaron el ritmo diario de alimentación del pez león afirman que el mayor índice de repleción gástrica se encuentra entre las 7:00 y las 11:00am, con un decrecimiento significativo hacia la tarde, lo que explica los resultados encontrados en este estudio, donde el 60 % de los peces que tenían una repleción estomacal mayor al 25 % fueron colectados en horas de la mañana y todos los ejemplares con el estómago vacío fueron colectados en horas de la tarde.

En este estudio, aunque solo se lograron identificar 4 familias de peces y 4 de crustáceos en el contenido estomacal de pez león, se ve reflejado que este posee una dieta amplia (15 renglones alimentarios sin incluir los grupos que no pudieron ser identificados), puesto que estas presas fueron encontrados en solo 20 estómagos analizados. En comparación con estos resultados, McCleery (2011) reportó en Bonaire (n=70) 5 familias de peces y solo camarones como grupo, Brett (2012) en Chichiriviche de la Costa encontró 19 familias de peces (12 especies) y 7 categorías de crustáceos en una muestra de 216 ejemplares; Muñoz *et al.* (2011) en Carolina del Norte reportaron 16 familias de peces (13 especies), 3 grupos de camarones, 2 grupos de moluscos y 1 grupo de equinodermo en 266 ejemplares ; Vera (2011) en el Caribe Sur de Costa

Rica identificó 13 familias de peces (11 especies) en una muestra de 458 ejemplares; y por último Morris & Akins (2009) en las Bahamas identificaron 21 familias de peces (41 especies), cinco grupos de crustáceos y 1 par de moluscos como parte de la dieta del pez león al analizar 1069 estómagos. Por lo tanto, la menor diversidad de presas que se encontró en este estudio está relacionada con el número de muestras que fueron colectadas. Evidencia de esto lo señala Morris y Akins (2009) quienes mediante una curva de saturación de especies encontraron que la muestra mínima para estudiar los hábitos alimentarios del pez león, en las Bahamas con un $p < 0.05$, es de 706 ejemplares.

Igualmente influye la dificultad de identificar presas parcialmente digeridas. Morris & Akins (2009) y Muñoz *et al.* (2011) encontraron proporciones de peces no reconocibles de 42.1 y 57.9%, respectivamente, lo que coincide con los resultados de esta investigación donde el 56 % de los peces encontrados en los estómagos del pez león no pudieron ser identificados.

La dominancia de los peces (como renglón alimentario) en dos de las tres variables (%Fa y %Va) que miden la importancia de estos en la dieta fue similar a lo reportado por Brett (2012) en Chichiriviche de la Costa, quien aunque obtuvo valores más bajos para estas variables, el porcentaje de aparición y el volumen de los peces fue superior al de los crustáceos. Por su parte Morris & Akins (2009) y McCleery (2011) para las Bahamas y Bonaire respectivamente encontraron que los peces dominaron totalmente sobre los crustáceos (Anexo 2).

Aunque estos resultados fueron similares a los reportados en Chichiriviche es importante mencionar, que la presencia de hasta 10 crustáceos juveniles en un solo estómago, probablemente está elevando la contribución numérica de los crustáceos por encima de los teleósteos en este estudio. Vera (2011) en un estudio realizado en Costa Rica señala que en el periodo de muestreo entre finales de mayo y principios de junio se encontraron ocho peces con un alto porcentaje crustáceos juveniles en el contenido estomacal (418 juveniles de crustáceos) que aumentaron el porcentaje de composición por número de los crustáceos, desde un 23.9% a un 58.3%, lo que marco un aumento fuerte en una época de muestreo muy corta y un número de estómagos muy bajo. El autor afirma que la inclusión de estos crustáceos elevó la contribución numérica de los crustáceos por encima de la de los peces e indica que el método numérico sobreestima la importancia de presas pequeñas ingeridas en grandes cantidades.

Vera (2011) afirma que probablemente la alteración en la composición en la dieta del pez león está relacionada con la ocurrencia de la época de reproducción de un crustáceo en particular. Si tomamos en cuenta las fechas de colecta, este estudio se realizó en el mismo periodo del año (Enero a Junio) que el realizado por Brett (2012) y Vera (2011), por lo tanto, sería recomendable realizar un muestreo más exhaustivo a lo largo del año y correlacionarlo con las épocas reproductivas de los crustáceos para observar si existe alguna relación entre los crustáceos encontrados en su dieta y los picos reproductivos de especies que son sus presas.

En cuanto a las familias de peces en la dieta del pez león, fueron identificadas la Scaridae, Haemulidae, Gobiidae y Labridae, en ese orden de importancia. En comparación con otros estudios, la familia Scaridae y Gobiidae se encuentran entre las familias más importantes de la dieta del pez león registrada en Chichiriviche de la Costa, las familias Gobiidae y Labridae en las Bahamas, y Gobiidae en Bonaire (Anexo 3).

Cabe destacar, que para hacer estas comparaciones, hay que tener en cuenta que existe una relación entre el tamaño de la muestra y la variedad de la dieta, que podría afectar los resultados. Especialmente en organismos generalistas el tamaño de la muestra juega un papel muy importante, observándose que a medida que aumenta la cantidad de ejemplares incrementa la probabilidad de encontrar nuevas presas y por tanto obtener resultados más precisos (Hyslop, 1980), además se le suma el hecho, de que por ser el pez león un depredador generalista, que por tanto se alimenta de las presas más abundantes, la disponibilidad de los renglones alimentarios en cada localidad, así como la resolución taxonómica alcanzada en el estudio (determinada por la calidad de las muestras o la capacidad del investigador para identificar los contenidos) afectan los resultados.

La composición de la comunidad íctica de Playa Mero en el P.N.M. reportada por Rodríguez & Villamizar (2000) confirma que la disponibilidad de los recursos juega un papel importante en la dieta del pez león, ya que una de las familias reportadas por dichos autores como la más dominante en términos de número de individuos fue la familia Scaridae. Igualmente Rodríguez (2008) reportó a la familia Gobiidae como una de las familias de peces crípticos mejor representada, en términos de riqueza de especies, dentro del parque.

Es importante señalar que la abundancia de la familia Scaridae es el reflejo de la disponibilidad de recursos alimenticios que representa la alta cobertura de algas en estos arrecifes, y que esta familia forma parte de un importante grupo funcional de herbívoros en el sistema arrecifal. La continua depredación por parte del pez león hacia ésta podría causar una explosión dramática en el crecimiento y la extensión de macroalgas, lo que suprime la fecundidad, el reclutamiento y la sobrevivencia de los corales (Lesser & Slattery, 2010) y por tanto la recuperación de los arrecifes del P.N.M.

Con respecto a las otras dos familias que se identificaron como más importantes se puede decir que los Labridae, exclusivamente carnívoros y grupo dominante de depredadores bentónicos en arrecifes coralinos (Green, 1996), representan la tercera familia más abundante (luego de los Scaridae y los Pomacentridae) dentro del arrecife de Playa Mero en el P.N.M (Rodríguez & Villamizar, 2008). Ellos incluyen tanto a generalistas que se alimentan de una variedad de invertebrados, como a especialistas que se alimentan exclusivamente de pólipos de coral y mucus (Green, 1996).

Por su parte, los Haemúlidos representan un valor comercial directo para el ser humano, ya que incluyen a muchas especies que se aprovechan para el consumo. La presencia de esta familia dentro de las familias más importantes en la dieta del pez león posiblemente generaría un potencial efecto para las comunidades locales que dependen de este recurso en el futuro.

IV.6 Composición de la dieta de *P. volitans* por clase de talla

Los datos colectados en este estudio indican una tendencia positiva entre la cantidad de peces consumidos y la talla del pez león, observándose que cuando el pez león incrementa en talla la cantidad de peces que consume también incrementa, disminuyendo así la proporción de crustáceos. Estos resultados concuerdan con lo obtenido por Morris & Akins, (2009), Higgs (2009) y McCleery (2011).

A diferencia de otros estudios, los peces al igual que los crustáceos obtuvieron el mismo nivel de importancia en la dieta de los individuos juveniles de *P. volitans* (Clase 1). Observándose que el cambio de importancia de crustaceos a peces en la dieta se da en individuos superiores a 16

cm. Probablemente esta diferencia con los otros estudios se deba a que solo se lograron coleccionar individuos mayores a 12 cm de longitud total y por tanto se desconoce la dieta de ejemplares mas pequeños, mientras que Mccleery (2011) reporta la dieta de ejemplares hasta de 6,1 cm, hallando una mayor diferencia en la importancia de los crustáceos en individuos de 10,1 a 14 cm.

La importancia de los crustaceos en la dieta de juveniles de pez leon tiene implicaciones en la dieta de larvas de peces arrecifales, debido a que las larvas de peces tambien depende de la disponibilidad de crustaceos como fuente de alimento (Scharf *et al.* 2000). Esto puede indicar otra razon por la que el pez leon podria disminuir los niveles de reclutamiento de peces en los arrecifes de coral .

CONCLUSIONES

La población de *P. volitans* dentro del Parque Nacional Morrocoy, aunque se encuentra bien establecida, probablemente no ha llegado a su límite en la invasión y se encuentre en una fase de crecimiento exponencial.

El pez león dentro del P.N.M aún no se observa ocupando praderas de fanerógamas y manglares.

La densidad de *P. volitans* en los arrecifes coralinos del parque ya superó significativamente la de muchas especies de meros y morenas.

Las densidades de meros y morenas no parecen influir en las densidades del pez león, siendo la proporción de estos igual en las diferentes localidades.

Las densidades de *P. volitans* en el arrecife de Cayo Sombrero son más bajas a las encontradas en las otras localidades de estudio.

Las mayores densidades de *P. volitans* en el P.N.M. se encuentran entre 6 y 9 metros de profundidad.

La talla promedio de la especie dentro del parque es de $25,82 \pm 7,8$ cm, y la población está comprendida principalmente por individuos sexualmente maduros (>17 cm), capaces de reproducirse y posiblemente contribuir a un aumento del tamaño de la población.

En el P.N.M los ejemplares de *P. volitans* de tallas pequeñas se hallan principalmente en zonas arrecifales someras (estrato de 1-4 m) y los de mayores tallas a profundidades entre 10 y 13 metros, mientras que entre 6 y 9 metros se encuentran ejemplares de diversas longitudes.

La distribución de las tallas de los ejemplares de *P. volitans* con respecto a la profundidad parecen ajustarse a un patrón de migración ontogénica.

La mayoría de los individuos de la población de *P. volitans*, en horas de la mañana y la tarde se muestran activos en zonas cercanas a su refugio, mientras que en horas de mayor incidencia de luz solar (11-00-3:00) tienden a encontrarse refugiados bajo estructuras sobresalientes de coral muerto principalmente de *Colpophyllia natans* y del género *Montastraea*.

El pez león dentro del P.N.M. mantiene una dieta amplia, característica de un carnívoro generalista y sus hábitos alimentarios se basan en una gran variedad de crustáceos y peces.

Los peces dominan en la dieta del pez león en cuanto a frecuencia de aparición y composición por peso.

Las familias de peces encontradas como ítems alimentarios de *P. volitans* corresponden en gran parte con las familias que han sido reportadas como las más abundantes dentro de los arrecifes del parque.

Los especímenes de *P. volitans* de mayores tallas se alimentan principalmente de peces mientras que los juveniles entre 12 y 16 cm incluyen crustáceos y peces en igual proporción.

Hay una tendencia positiva en la frecuencia de aparición y el número de peces en la dieta de *P. volitans* con respecto al aumento en su clase de talla.

REFERENCIAS

- Aguilar-Perera, A. & A. Tuz-Sulub. 2010. Non-native, invasive Red lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758]: Scorpaenidae), is first recorded in the southern Gulf of Mexico, of the northern Yucata Peninsula, Mexico. *Aquatic Invasions*. 5 (2):1-4.
- Albins, M.A 2013. Effects of invasive Pacific red lionfish *Pterois volitans* versus a native predator on Bahamian coral-reef fish communities. *Biol Invasions* 15:29–43
- Albins, M.A. & M.A. Hixon. 2008. Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*. 367: 233-238.
- Albins, M.A. & P. Lyons. 2012. Invasive red lionfish *Pterois volitans* blow directed jets of water at prey fish. *Marine Ecology Progress series*. 448:1-5.
- Arbeláez N. & A. Acero. 2011. Presencia del Pez León (*Pterois volitans*) en el Manglar de la Bahía del Changué, Caribe Colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 40(2): 431-435
- Arim, M., S.R. Abades, P.E. Neill, M. Lima, & P.A. Marquet. 2005. Spread dynamics of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103 (2): 374-378.
- Barbour, A.B., M.L. Montgomery, A.A. Adamson, E. Díaz-Ferguson & B.R. Silliman. 2010. Mangrove use by the invasive lionfish *Pterois volitans*. *Marine Ecology Progress Series*. 401: 291-294.
- Barbour, A.B., M.S. Allen, T.K., Frazer & K.D. Sherman 2011. Evaluating the Potential Efficacy of Invasive Lionfish (*Pterois volitans*) Removals. *Plos ONE* 6(5):e19666
- Bernadsky, G. & D. Goulet. 1991. A natural predator of the lionfish, *Pterois miles*. *Copeia* 1991: 230-231.
- Biggs, C.& J. Olden. 2011. Multi-scale habitat occupancy of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in coral reef environments of Roatan, Honduras. *Aquatic Invasions*. 6 (3): 347–353.
- Bone, D., A. Croquer, E. Klein, D. Perez, F. Losada, A. Martin, C. Bastidas, M. Rada, L. Galindo & P. Penchaszadeh. 2001. Programa CARICOMP: monitoreo a largo plazo de los ecosistemas marinos del Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Interciencia*. 26:457-462.
- Bone D, D. Pérez, A. Villamizar, P. Penchaszadeh & E. Klein. 1998. Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. En: Kjerfve (Ed) *CARICOMP – Caribbean Coral Reef, Seagrass and Mangrove sites*. UNESCO, Paris, pp 151 – 159.

- Brett, C. 2012. Composición de la dieta de *Pterois volitans* en Chichiriviche de la Costa, Edo. Vargas, Venezuela. Trabajo Especial de Grado. Coordinación de Biología. Universidad Simón Bolívar.
- Brightman C., J. Batchsingh, M. Calosso, S. Jacob & K. Lockhart. 2010. Invasive Red Lionfish in Shallow Habitats of the Turks & Caicos Islands. Proceedings of the 63rd Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 315-319 pp.
- Brightman C., M. Calosso & S. Traiger. 2012. Progression of invasive Lionfish in seagrass, mangrove and reef habitats. MEPS 448:119-129.
- Brock, V. E. 1982. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. Bulletin of Marine Science, 32: 269-276.
- Cerino, D.S. 2010. Bioenergetics and Trophic Impacts of Invasive Indo-Pacific Lionfish. Tesis de Maestría. The Faculty of the Department of Biology. East Carolina University.
- Chevalier, P.P., E. Gutiérrez, D. Ibarazal, S. Romero, V Isla, J. Calderín, & E. Hernández. 2008. Primer registro de *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae) para aguas Cubanas. Solenodon, 7: 37-40.
- Choat, J. 1991. The Biology of Herbivorous Fish on Coral Reef. The Ecology of Fishes on Coral reef. Academic Press, San Diego-California. 120-155 pp.
- Côté, I.M. & S.J. Green. 2012. Potential effects of climate change on a marine invasion: The importance of current context. *Current Zoology* 58 (1): 1–8, 2012.
- Darling, E.S., S.J. Green, J.K. O’Leary & I.M. Côté. 2011. Indo-Pacific lionfish are larger and more abundant on invaded reefs: a comparison of Keyan and Bahamian lionfish populations. *Biological Invasions* 13:2045–2051.
- Donaldson, T., D. Benavente & R. Diaz. 2011. Why Are Lionfishes (*Pterois*, Scorpaenidae) So Rare In Their Native Ranges? Proceedings of the 63rd Gulf and Caribbean Fisheries Institute. 63:352-359
- Fishelson, L. 1997. Experiments and observations on food consumption, growth and starvation in *Dendrochirus brachypterus* and *Pterois volitans* (Pteroinae, Scorpaenidae). *Environmental Biology of Fishes*. 50: 391-403.
- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, metaanalysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 241-253

- Glynn, P. 1976. Some Physical and Biological Determinants of Coral Community Structure in the Eastern Pacific. *Ecologica Monographs*.46:431-356
- González, J., M. Grijalba-Bendeck, A. Acero, & R. Betancur. 2009. The invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Linnaeus 1758), in the southwestern Caribbean Sea. *Aquatic Invasions*. 4: 507-510.
- Green, A.L. 1996. Spatial, temporal and ontogenetic patterns of habitat use by coral reef fishes (Family Labridae). *Marine Ecology Progress Series*, 133: 1-11.
- Green, S.J 2012. Predation by Invasive Indo-Pacific Lionfish on Atlantic Coral Reef Fishes: Patterns, Processes, and Consequences. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy. Simon Fraser University Library Burnaby, British Columbia, Canada.
- Green S.J., J.L. Akins & I. M. Côté 2011 Foraging behaviour and prey consumption in the Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Mar Ecol Prog Ser* 433: 159–167.
- Green S.J., J.L. Akins, A. Maljkovic A, & I.M. Côté. 2012. Invasive Lionfish Drive Atlantic Coral Reef Fish Declines. *PLoS ONE* 7(3): e32596. doi:10.1371/journal.pone.0032596
- Green, S.J. & I.M. Côté. 2009. Record densities of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Coral Reefs*. 28: 107.
- Green S.J., N. Tamburello , S. E. Miller , J. L. Akins & I. M. Côte 2013. Habitat complexity and fish size affect the detection of Indo-Pacific lionfish on invaded coral reefs. *Coral Reefs* 32:413–421
- Grubich, J.R. 2009. Diversity of lionfishes (Pisces: Scorpaenidae) among remote coral reefs of the Palau Archipelago. *Reef sites*. 28:807
- Guerrero, K.A. & L.A. Franco. 2008. First record of the Indo-Pacific red lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) for the Dominican Republic. *Aquatic Invasions*. 3(2): 267-268.
- Hackerott S, A. Valdivia, S.J. Green , I.M. Côte, C.E. Cox *et al.* 2013. Native Predators Do Not Influence Invasion Success of Pacific Lionfish on Caribbean Reefs. *PLoS ONE* 8(7): e68259. doi:10.1371/journal.pone.0068259
- Hamner, R.M., D.W. Freshwater & P.E. Whitfield. 2007. Mitochondrial cytochrome b analysis reveals two invasive lionfish species with strong founder effects in the western Atlantic. *Journal of Fishery Biology*. 71(B): 214-222.
- Helfman G.S 1993. Fish behaviour by day, night and twilight. In: Pitcher TJ (ed) *Behaviour of teleost fishes*, 2nd edn. Chapman & Hall, London, p 479–512

- Higgs, N.D. (2009) The feeding habits of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* at artificial lobster habitats in the Bahamas. First published online at www.nickhiggs.com, January 2013.
- Hill, J. & C. Wilkinson. 2004. Methods for Ecological Monitoring of Coral Reefs. A Resource for Managers. Australian Institute of Marine Science. Australian Government. Versión 1.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.
- Kimball, M.E., J.M. Miller, P.E. Whitfield, & J.A. Hare. 2004. Thermal tolerance and potential distribution of invasive lionfish (*Pterois volitans/miles* complex) on the east coast of the United States. *Marine Ecology Progress Series*. 283:269–278.
- Kulbickil, M., J. Beets, P. Chabanet, K. Cure, E. Darling, S. Floeter, René Galzin, A. Green, M. Harmelin-Vivien, M. Hixon, Y. Letourneur, T. Lison de Loma, T. McClanahan, J. McIlwain, G. MouTham, R. Myers, J. O’Leary, S. Planes, L. Vigliola & L. Wantiez. 2012. Distributions of Indo-Pacific lionfishes *Pterois* spp. in their native ranges: implications for the Atlantic invasion. *Marine Ecology Progress Series*. 446: 189–205
- Lasso-Alcala, O. & J. Posada. 2010. Presence of the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758), on the coast of Venezuela, southeastern Caribbean Sea. *Aquatic Invasions*. 5(1): S53-S59
- Lesser, M. & M. Slattery. 2010. Phase shift to algal dominated communities at mesophotic depths associated with lionfish (*Pterois volitans*) invasion on a Bahamian coral reef. *Biological Invasions*. 13:1855-1868
- McCleery, C. 2011. A comparative study of the feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Caribbean. *Physis. Journal of Marine Science*. 9: 39-43.
- McCoy C. 2011. Lionfish (*Pterois volitans* Linnaeus) Density, Distribution and Effectiveness of control efforts-Cayman Islands. Joint Nature Conservation Committee. www.jncc.gov.uk
- Maljković, A., T.E. Van Leeuwen, & S.N. Cove. 2008. Predation on the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae), by native groupers in the Bahamas. *Coral Reefs*, 27:501.
- Molina, H. 2009. El Pez León del Indo-Pacífico: nueva especie invasora en Costa Rica. Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología (CIMAR). Universidad de Costa Rica
- Mooney H. & E. Cleland E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *PNAS* 98(10): 5446-5451

- Morris, J.A. Jr. 2009. The biology and ecology of invasive Indo-Pacific lionfish. Ph.D. Dissertation. North Carolina State University, Raleigh, NC. 168pp.
- Morris, J.A. Jr, & J.L. Akins. 2009. Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. *Environmental Biology of Fishes*. 86:389-398.
- Morris, J.A. Jr., J.L. Akins, A. Barse, D. Cerino, D.W. Freshwater, S.J. Green, R.C. Muñoz, C. Paris, & P.E. Whitfield. 2009. Biology and ecology of the invasivelionfishes, *Pterois miles* and *Pterois volitans*. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. 29:409-414.
- Morris, J.A. Jr, & P.E. Whitfield. 2009. Biology, Ecology, Control and Management of the Invasive Indo-Pacific Lionfish: An Updated Integrated Assessment. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 99. 57 pp.
- Morris, J.A., Jr. (Ed.). 2012. Invasive Lionfish: A Guide to Control and Management. Gulf and Caribbean Fisheries Institute Special Publication Series Number1, Marathon, Florida, USA. 113 pp.
- Mumby PJ, A.R. Harborne & D.R. Brumbaugh. 2011. Grouper as a Natural Biocontrol of Invasive Lionfish. *PLoS ONE* 6(6): e21510. doi:10.1371/journal.pone.0021510
- Muñoz, A. & R. Mendoza. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, en *Capital natural de México*, vol. II : Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México. 277-318 pp.
- Muñoz, R.C., C.A. Currin. & P.E. Whitfield 2011. Diet of invasive lionfish on hard bottom reefs of the Southeast USA: insights from stomach contents and stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, 432: 181-193
- Pimentel, D., R. Zuniga, & D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*. 52:273–288.
- Raymond, W., M. Hixon, M. Albins, T. Pusack & K. Ingemen. 2010. Interactions between Invasive Lionfish and Native Nassau Grouper. OSU HHMI. <http://ir.library.oregonstate.edu/xmlui/handle/1957/29352>
- Rodríguez, J. 2001. La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad suramericana. *Interciencia*. 26(10):479-483
- Rodríguez, J.G. 2008. Pequeños peces crípticos de arrecifes coralinos y áreas adyacentes en el Parque Nacional Morrocoy y Refugio de Fauna de Cuare, Venezuela. *Biol. Trop.* 56 (1): 247-254

- Rodríguez, J.G. & E. Villamizar. 2000. Estructura de la comunidad de peces arrecifales de Playa Mero, Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 48: 107-113.
- Rodríguez, J.G. & E. Villamizar. 2008. Estructura de la comunidad íctica en dos arrecifes con diferentes grado de afectación en el Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Acta Biol. Venez.* 20(2):61-69
- Ruiz-Carus, R., R.E. Matheson, D.E. Roberts & P.E. Whitfield. 2006. The western Pacific red lionfish, *Pterois volitans* (Scorpaenidae), in Florida: Evidence for reproduction and parasitism in the first exotic marine fish established in state waters. *Biological Conservation.* 128: 384-390.
- Ruiz, G. M., J.T. Carlton, E.D. Grosholz & H.A. Hines. 1997. Global Invasions of Marine and Estuarine Habitats by Non-Indigenous Species: Mechanisms, Extent, and Consequences. *American Zoologist.* 37:621-632.
- Ruttenberg, B., P. Schofield, L. Akins, A. Acosta, M. Feeley, J. Blondeau, S. Smith, & J. S Ault. 2012. Rapid invasion of Indo-Pacific Lionfishes (*Pterois volitans* and *Pterois miles*) in the Florida Keys, USA: Evidence from Multiple Pre-and Post- Invasion data sets. *Bulletin of Marine Science.* 88(4):1051–1059.
- Sale, P.F. & Douglas, W.A. 1981. Precision and accuracy of visual census techniques for fish assemblages on coral patch reefs. *Environmental Biology of Fish,* 6 (3/4): 333-339
- Sale PF, W.A. Douglas, PJ. Doherty 1984. Choice of microhabitats by coral reef fishes at settlement. *Coral Reefs* 3: 91–99,
- Saunders, P.R., & P.B. Taylor. 1959. Venom of the lionfish *Pterois volitans*. *American Journal of Physiology.* 197:437-440.
- Schofield, P.J. 2009. Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus 1758] and *P. miles* [Bennett 1828]) in the Western North Atlantic and Caribbean Sea. *Aquatic Invasions.* 4: 473-479.
- Schofield, P.J., J. A. Morris, J. N. Langston & P. L. Fuller. 2012. *P. volitans/miles* Factsheet. USGS Nonindigenous Aquatic species Database, Gainesville, FloridaUsa. Disponible : <http://nas.er.usgs.gov/queries/factsheet.aspx?speciesID=963>.
- Schneider, J. C., P. W. Laarman, H. & H. Gowing. 2000. Length-weight relationships. En J. C. Schneider (Ed.) *Manual of fisheries survey methods II: with periodic updates (Chapter 17)*. Michigan: Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor.
- Schultz, E.T. 1986. *Pterois volitans* and *Pterois miles*: two valid species. *Copeia* 1986:686–690.

- Snyder, D.B. & G.H. Burgess. 2006. The Indo-Pacific red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae), new to Bahamian ichthyofauna. *Coral Reefs*. 26: 175–175.
- Stewart, B.D. & J. S. Beukers 2000. Baited technique improves censuses of cryptic fish in complex habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 197: 259-272.
- Vera, M. 2011. El pez león (*Pterois volitans/miles* complex) en el Área de Conservación La Amistad-Caribe, Costa Rica- estado actual de la población invasiva y perspectivas para su manejo. Tesis de maestría Puntarenas, Costa Rica.
- White, M.K. 2011. Assessment of local lionfish (*Pterois volitans*) densities and management efforts in Bonaire, Dutch Caribbean. *Physis. Journal of Marine Science*. 9: 63-69
- Whitfield P.E., T. Gardner, S.P. Vives, M.R. Gilligan, W.R. Courtenay, G.C. Ray, J.A. Hare. 2002. Biological invasion of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* along the Atlantic coast of North America. *Marine Ecology Progress Series*. 235:289-297.
- Whitfield, P.E., J.A. Hare, A.W. David, S.L. Harter, R.C. Muñoz, & C.M. Addison. 2007. Abundance estimates of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans/miles* complex in the Western North Atlantic. *Biological Invasions*. 9:53-64.
- Zavaleta, E.S. J. H. Hobbs & H. Mooney 2001. Viewign invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution*, 16 (8): 454-450.

ANEXOS

Anexo 1. Densidad de *P. volitans* /*P. miles* en diferentes áreas en su intervalo de distribución natural y áreas invadidas.

Densidad (peces/h)	Ubicación	Profundidad	Método	Año	Autores
Área de Distribución natural					
~80	Golfo de Aqaba Mar Rojo	NA	NA	NA	Fishelson 1997
2,2	Archipielago Palau	2-36	Rotenona (ictiotoxina)	2008	Grubich,2009
25,1	Kenya	2-18	Transectos visuales	2010	Darling, 2011
Área invadida					
21,2±5,1	Carolina del Norte	35-50	Transectos visuales	2004	Whitfield <i>et al.</i> 2007
Min=0.62 Máx.=4,6	Desde Carolina del Norte hasta Florida	50-100	Transectos con Vehículos a control remoto(ROV)		
150 Máx.= 450	Carolina del norte	26-46	Transectos visuales	2008	Morris & Whitfield, 2009
101,7±103	Bahamas	26-46	Transectos visuales	2008	Darling <i>et al.</i> 2011
393±144	Bahamas	12-20	Transectos visuales	2008	Green & Cote, 2009
9,3 31,2 40,6 228,1 216,6	Bonaire	6 12 16 24 32	Transectos visuales	2010	White,2011
91,9±129,1	Costa rica	0-7	Transectos visuales	2011	Vera,2011
5,5 77,7 55,5	Venezuela (PNM)	1 6 12	Transectos visuales	2013	Este estudio

Anexo 2. Comparación de la composición de la dieta del pez león con los datos reportados en Chichiriviche, las Bahamas y Bonaire. Fuente: Brett, (2012); Morris & Akins (2009) y McClery, (2011).

	Peces				Crustaceos			
	Morrocoy	Chichiriviche	Bahamas	Bonaire	Morrocoy	Chichiriviche	Bahamas	Bonaire
%Na	40	48,48	71,2	75	60	75,1	28,5	23
%Va	94	58,1	78	91	6	38,5	14,4	5
%Fa	90	71,2	61,6	75	65	46,13	24,7	25

Anexo 3. Comparación de las familias de peces más importantes según el IIR con los datos reportados en Chichiriviche de la Costa, Las Bahamas y Bonaire. Fuente: Brett, (2012); Morris & Akins (2009) y McClery, (2011).

IIR Ranking	Morrocoy	Chichiriviche	Bahamas	Bonaire
1	Scaridae	Gobiidae	Gobiidae	Pomacentridae
2	Haemulidae	Pomacentridae	Labridae	Bleniidae
3	Gobiidae	Chaenopsidae	Grammatidae	Gobiidae
4	Labridae	Scaridae	Apogonidae	Mullidae
5		Apogonidae	Pomacentridae	Serranidae