

ARTÍCULO

Abundancia y ecología trófica del pez león, *Pterois volitans*, en el Parque Nacional Morrocoy, Venezuela, mar Caribe Sur

Abundance and trophic ecology of the lionfish, *Pterois volitans*, in the Morrocoy National Park, Venezuela, Southern Caribbean Sea

Naily Nashira Figueroa-López^{1,2*}, José Gregorio Rodríguez-Quintal² y Antonio Brante^{1,3}

¹Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad Católica de la Santísima Concepción, Alonso de Ribera 2850, 4090541, Concepción, Chile

²Laboratorio de Biología Marino Costera (BioMaC-UC), Departamento de Biología, FACYT, Universidad de Carabobo, Nagueagua 2005, Valencia, Venezuela

³Centro de Investigación en Biodiversidad y Ambientes Sustentables, Universidad Católica de la Santísima Concepción, Alonso de Ribera 2850, 4090541, Concepción, Chile

*Autor correspondiente: nfigueroa@magister.ucsc.cl

Abstract. The lionfish invasion, *Pterois volitans*, in the US Atlantic coast and the Caribbean Sea waters represents a threat to the functioning of native marine ecosystem. This species was first reported in the Venezuelan coast in 2010, and by 2013 was very common in reef areas. This study aims to evaluate the abundance and trophic ecology of the lionfish in the Morrocoy National Park, and compare its abundance with other native species. In 2013, visual censuses were carried out and lionfish specimens were collected in different habitats (reefs, seagrass and mangroves) at different depth levels (1-3, 6-9, 12-15 m). Results showed high variability in the abundance of the lionfish populations, with an average density of 46.30 ($\pm$ 42.31 SD) fishes* ha⁻¹ in reefs, while in seagrass and mangroves no specimens were recorded. The density in reefs of this species was no different between depth levels and was significantly higher than other native species surveyed (families Muraenidae and Serranidae). The diet of *P. volitans* was composed of fish and crustaceans, with a higher proportion of fishes in larger individuals. The most abundant fish families within the park, Labridae, Haemulidae and Gobiidae, were part of its diet. Given the generalist predator behavior of the lionfish, an increase in their populations could significantly affect the abundances of native fish families and the structure and functioning of the reef ecosystems.

Key words: Invasive species, invasion, lionfish, Morrocoy National Park

Resumen. La invasión del pez león, *Pterois volitans*, en la costa Atlántica de los Estados Unidos y el mar Caribe representa una amenaza al funcionamiento del ecosistema marino. En 2010, fue reportado por primera vez en las costas venezolanas, y en 2013 ya era común en zonas arrecifales. El objetivo del presente estudio, fue evaluar la abundancia y la ecología trófica del pez león en el Parque Nacional Morrocoy, y comparar su abundancia con la de otras especies nativas. En el 2013, se realizaron censos visuales y recolectaron especímenes en diferentes hábitats (arrecifes, praderas de fanerógamas y manglares) y estratos de profundidad (1-3, 6-9, 12-15 m). Los resultados mostraron una alta variabilidad en la abundancia, con una densidad promedio de 46,30 ($\pm$ 42,31 DE) peces-ha⁻¹ en arrecifes, mientras que en praderas de fanerógamas y manglares no se observó la presencia de la especie. Su densidad no difirió entre estratos de profundidad y fue significativamente mayor a la de las especies nativas censadas (familias Muraenidae y Serranidae). Su dieta estuvo compuesta de peces y crustáceos, con una mayor proporción de peces en especímenes de mayor tamaño. Las familias de peces más abundantes dentro del parque, Labridae, Haemulidae y Gobiidae, formaron parte de su dieta. Dadas las características del pez león como depredador generalista, un aumento de su población posiblemente afectaría significativamente la abundancia de peces nativos de las familias más representadas en su dieta, y la estructura y funcionamiento de estos sistemas arrecifales.

Palabras clave: Especies invasoras, invasión, pez león, Parque Nacional Morrocoy

INTRODUCCIÓN

La introducción de especies exóticas por acciones antropogénicas es un componente significativo del cambio global (Simberloff *et al.* 2013), que tiene efectos negativos en la biodiversidad (Pyšek & Richardson 2010). Varias especies introducidas se han convertido en invasoras, estableciéndose y expandiéndose en un nuevo rango de distribución, causando en algunos casos severos impactos biológicos, ecológicos y sociales (Bax

et al. 2003, Canning-Clode 2015). Entre estas especies invasoras se encuentra el pez león, *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758), nativo de los océanos Índico y Pacífico, que fue importado por la industria acuarista y liberado bajo circunstancias desconocidas frente a la costa de Florida, Estados Unidos, confirmando su presencia por primera vez en 1985 (Schofield 2009). Esta especie introducida se estableció raudamente en las zonas costeras y desde entonces se ha expandido rápidamente por la costa atlántica

de los Estados Unidos, el golfo de México y el mar Caribe, colonizando varios tipos de hábitats como arrecifes, bosques de manglar y praderas de fanerógamas en amplios rangos de profundidad (Schofield 2009, Barbour *et al.* 2010, Biggs & Olden 2011, Reyes *et al.* 2014).

El pez león posee varias características que han propiciado su rápida invasión en la región, como son su alto rendimiento reproductivo (madurez sexual temprana, período de reproducción larga, gran fecundidad y dispersión de larvas; Morris *et al.* 2008, Morris 2009, Ahrenholz & Morris 2010, Fogg *et al.* 2017), una rápida tasa de crecimiento (Pusack *et al.* 2016), defensas eficaces contra los depredadores (Albins & Hixon 2013), una alta eficiencia como depredador (Albins & Hixon 2008, Green *et al.* 2011, 2019; Cure *et al.* 2012, Rojas-Vélez *et al.* 2019) y una dieta amplia (Morris & Whitfield 2009, Albins & Hixon 2013, Côté *et al.* 2013, Acero *et al.* 2019). Estas características han permitido que, en muchas áreas, el pez león alcance densidades poblacionales mayores que en su rango nativo (Darling *et al.* 2011, Kulbicki *et al.* 2012, González *et al.* 2016, Chasqui *et al.* 2020), generando efectos perjudiciales sobre las poblaciones nativas de peces (Albins & Hixon 2008, Green *et al.* 2012, 2014; Albins 2013, 2015; Ballew *et al.* (2016). Aunque no se han observado efectos a mayor escala como cambios en la composición bentónica o en la diversidad (Côté & Smith 2018, Cobián-Rojas *et al.* 2018), este pez tiene un gran potencial para provocar cambios comunitarios e impactar la biodiversidad, siendo motivo de gran preocupación para la conservación (Ballew *et al.* 2016, Ellis & Faletti 2016, Ingeman 2016, DeRoy *et al.* 2020).

En Venezuela, *P. volitans* fue reportada por primera vez durante el 2009 (Lasso-Alcalá & Posada 2010). Sin embargo, son escasos los estudios que documenten aspectos biológicos y ecológicos de esta especie introducida, y que permitan identificar su situación poblacional en los ecosistemas marinos venezolanos (Figueroa & Brante 2020). Su estudio genera mayor relevancia al considerar el valor de conservación de los ecosistemas marinos venezolanos, en especial los del Parque Nacional Morrocoy (PNM) los cuales albergan una alta diversidad de fauna y flora nativa. Por tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la abundancia y ecología trófica del pez león, *P. volitans*, en diferentes hábitats y niveles de profundidad del Parque Nacional Morrocoy, Venezuela, así como comparar las abundancias con especies nativas que podrían ser sus potenciales competidores y/o depredadores.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Parque Nacional Morrocoy (PNM) se encuentra ubicado en la costa noroccidental del golfo Triste, una ensenada en la costa centro-occidental de Venezuela, en el mar Caribe sur (10°52'N, 68°16'O; Fig. 1). El parque comprende unos 320 km² de ecosistemas continentales, insulares y marinos con diversos hábitats que incluyen arrecifes coralinos, bosques de manglar, praderas de fanerógamas y fondos arenosos (Bone *et al.* 2001). Este parque fue creado en 1974 como un área marina protegida con un régimen especial de manejo y con fines estrictamente de protección, educación, y recreación (Bone *et al.* 1998). Sin embargo, sus ecosistemas actualmente se encuentran altamente perturbados por actividades antrópicas, especialmente en los arrecifes coralinos donde se registró mortalidad masiva de corales en 1996 (Rodríguez & Villamizar 2000, Bone *et al.* 2001).

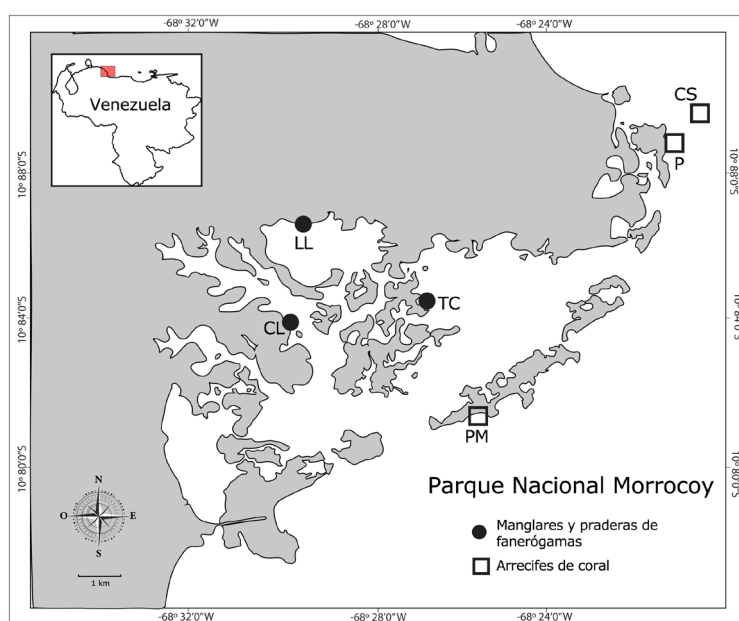


Figura 1. Área de estudio dentro del Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. Tres localidades hacia el oriente (LL: Las Luisas, CL: Caño León, TC: Tumba Cuatro), y tres localidades hacia el occidente (PM: Playa Mero, P: Pescadores, CS: Cayo Sombrero) / Study area within the Morrocoy National Park, Venezuela. Three locations to the east (LL: Las Luisas, CL: Caño León, TC: Tumba Cuatro), and three locations to the west (PM: Playa Mero, P: Pescadores, CS: Cayo Sombrero)

Los muestreos se realizaron entre enero y junio de 2013 en seis localidades del PNM: tres ubicadas hacia el oriente (Las Luisas, caño León y Tumba Cuatro) donde se evaluó la densidad del pez león en praderas de *Thalassia testudinum* y bosques de manglar, y tres localidades hacia el occidente (Pescadores, cayo Sombrero y playa Mero) en hábitats arrecifales (Fig. 1). La estimación de densidad se realizó durante horas de luz (9:30-16:30 h) mediante censos visuales en transectos de banda (Brock 1954, Green & Côté 2009, White 2011). Este método consistió en nadar a lo largo de una línea extendida sobre el fondo cuantificando los peces a cada lado de la línea dentro de la distancia predeterminada (Hill & Wilkinson 2004), y buscando entre agujeros y grietas debido a los hábitos del pez león de guardarse en las oquedades coralinas. Los transectos fueron colocados paralelos a la línea de la costa con un largo de 50 m (Whitfield *et al.* 2007, Green & Côté 2009, White 2011) y un ancho de 4 m (White 2011). Se colocaron tres transectos por estrato de profundidad, considerando intervalos entre 1-3, 6-9 y 12-15 m en arrecifes coralinos y entre 1-3 m para praderas de fanerógamas y manglares. Cabe mencionar que, aun cuando existe similitud morfológica de *P. volitans* y *P. miles*, todos los individuos censados se consideraron como *P. volitans* debido a que *P. miles* aún no ha sido reportada para Venezuela. Adicionalmente, usando el mismo método descrito anteriormente, se censaron las densidades de las especies nativas de peces pertenecientes a las familias Serranidae y Muraenidae. Estas familias fueron seleccionadas debido a que sus especies son consideradas potenciales competidoras o depredadoras del pez león (Mumby *et al.* 2011, Ellis & Faletti 2016).

A cada pez león censado se le registró la hora, localidad, profundidad, comportamiento, y microhábitat asociado. Se consideraron dos categorías de comportamiento, activo e inactivo, de acuerdo con sus características posturales y su posición en la columna de agua o sustrato. Se categorizaron como inactivos aquellos que se encontraban refugiados en oquedades formadas por los corales, y como activos a aquellos individuos que se hallaban expuestos nadando o inmóviles sobre el sustrato con una postura de caza. Esta postura es reconocida por la posición de sus aletas pectorales las cuales se hayan desplegadas con las espinas dorsales erectas, la aleta caudal ondulada y la cabeza inmóvil (Green *et al.* 2011).

Una vez completados los censos visuales, se recolectaron de forma aleatoria mediante el uso de un arpón manual un total de 26 especímenes dentro de los hábitats arrecifales de las tres localidades antes mencionadas. Para los peces recolectados se registraron datos de colecta (hora, localidad, profundidad, comportamiento y microhábitat) y se mantuvieron en congelación hasta ser procesados en el laboratorio, donde se le registró la longitud total (LT; cm) y peso (g), y se le extrajo el contenido estomacal. Además, se

corroboró la identidad taxonómica siguiendo las diferencias merísticas y morfométricas descritas por Schultz (1986) donde *P. volitans* suele tener 11 radios en aleta dorsal y 7 en la anal mientras que *P. miles* presenta 10 radios en la dorsal y 6 en la aleta anal. Asimismo, *P. volitans* tiene aletas pectorales más grandes y manchas más grandes en las aletas verticales.

El contenido estomacal fue examinado con un microscopio estereoscópico y las presas fueron separadas hasta el nivel taxonómico más bajo usando las claves taxonómicas de Abele & Kim (1986) y Cervigón (1991, 1993, 1994 y 1996). Se estimó el índice de repleción estomacal como la proporción del peso del contenido estomacal sobre el peso total del pez. Igualmente, con base en Hyslop (1980), se estimó la frecuencia de aparición (%Fa), la composición por número de individuos (%Na) y la composición por peso expresado en porcentaje (%Va) de cada ítem alimentario encontrado en el contenido estomacal. El %Fa se calculó dividiendo el número de estómagos en el que se encontró un determinado ítem alimentario por el número total de estómagos analizados. El %Na se calculó dividiendo la cantidad de presas dentro de cada ítem por el número total de presas encontradas dentro de los estómagos, a su vez el %Va se calculó mediante la proporción del peso total de cada ítem alimentario sobre el peso total del contenido del estómago. Finalmente, se estimó el Índice de Importancia Relativa (IIR) para cada ítem [IIR= $Fa \cdot (Na \cdot Va)$] (Morris & Akins 2009, McCleery 2011). Se categorizó a cada individuo de pez león colectado en una clase según su tamaño (clase 1: <16 cm, clase 2: 16-30 cm y clase 3: >30 cm), y cada una de las métricas definidas anteriormente fueron estimadas para cada categoría de tamaño, de modo de poder determinar la importancia de las presas en relación a la clase de tamaño del pez león.

La densidad de pez león se analizó mediante un Análisis Multivariado de Varianza Permutacional de dos vías (PERMANOVA, Anderson 2001), con 4.999 permutaciones utilizando el programa PRIMER 6 (Anderson *et al.* 2008). Los factores considerados fueron los siguientes: “Localidad” (L: fijo de tres niveles: Playa Mero, Cayo Sombrero y Pescadores) y “Profundidad” (P: aleatorio de tres niveles: 1-3, 6-9, 12-15 m). Los análisis se basaron en la matriz de similitud de Bray-Curtis generada a partir de datos sin transformar. Se realizó un análisis de Friedman para comparar las densidades encontradas de *P. volitans* con las observadas para cada una de las especies de las familias Serranidae y Muraenidae en cada localidad. Igualmente se realizó una correlación de Spearman para determinar si existe una relación entre la longitud total de los especímenes colectados y la profundidad donde se encontraba, y un análisis de Chi-cuadrado para evidenciar si existe una relación entre el comportamiento de los especímenes (medido como porcentaje de peces activos/inactivos) y la hora del día.

RESULTADOS

Se evidenció la presencia de *P. volitans* en todos los hábitats arrecifales muestreados, encontrándose un total de 25 individuos en un área arrecifal total de 5,4 km². La densidad promedio de la población del pez león considerando todos los hábitats y estratos de profundidad fue de $34,72 \pm 60,63$ (DE) peces·ha⁻¹. En arrecife hubo una densidad promedio de $46,30 \pm 42,31$ (DE) peces·ha⁻¹, mientras que no se observaron especímenes del pez león en hábitats de praderas de fanerógamas y bosques de manglar. Se registraron grandes variaciones en la densidad, con la mayor densidad promedio registrada en Pescadores (116,67 peces·ha⁻¹; Fig. 2). Los análisis estadísticos no evidenciaron diferencias significativas entre las localidades ni estratos de profundidad (PERMANOVA, L: pseudo $F_{(2, 18)} = 0,79$; $P = 0,5$; P: pseudo $F_{(2, 18)} = 3,08$; $P = 0,06$); sin embargo, se observó una tendencia a encontrarse menores densidades en estratos de profundidad de 1-3 m (Fig. 2).

En cuanto a la abundancia de peces nativos, se encontraron un total de siete especies de la familia Serranidae y dos de Muraenidae. Las densidades poblacionales de las nueve especies fueron significativamente más bajas a las encontradas para el pez león (Friedman, $\chi^2 = 9,2$; g.l.= 10; $P < 0,001$; Fig. 3), no siendo superadas aun cuando se combine la densidad de las siete especies de la familia Serranidae ($33,33 \pm 10,33$ DE) que fueron registradas en los arrecifes.

El promedio de tallas de los 26 individuos colectados de pez león fue de $25,82 \pm 7,8$ (DE) cm, con un rango entre 12,5 y 39,3 cm LT. Del total de peces observados, 41% (n= 46) se mantuvieron activos o en movimiento y el resto (59%) estuvieron resguardados en oquedades de los corales *Orbicella*, *Colpophyllia* y otros. Se encontró una relación significativa entre la actividad de los peces y la hora del día (Chi-cuadrado $\chi^2 = 105,64$; g.l.= 3; $P < 0,001$), evidenciándose un mayor porcentaje de peces inactivos durante horas cercanas al mediodía (Fig. 4A).

El índice de repleción estomacal (IR) varió entre 0 y 2,9 con un promedio de 0,77 ($\pm 0,83$ DE). El 23% (n= 6) de los individuos se encontraron sin contenido estomacal, mientras que 38% (n= 10) presentaron estómagos con IR > 1, considerados como estómagos llenos. Se observó una tendencia negativa entre el IR y la hora del día, observándose mayores valores de repleción estomacal en peces colectados en horas de la mañana (Fig. 4B).

Se encontraron un total de 63 presas (número de individuos totales), de las cuales 40% eran peces y 60% crustáceos. Si bien los crustáceos dominaron en cuanto a composición por número de individuos, los peces

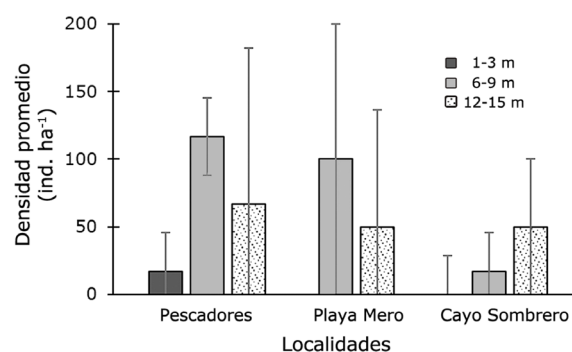


Figura 2. Densidad promedio $\pm$ DE de *P. volitans* en tres estratos de profundidad en hábitats arrecifales de tres localidades del Parque Nacional Morrocoy, Venezuela / Average density $\pm$ SD of *P. volitans* in three depth strata in reef habitats of three locations in the Morrocoy National Park, Venezuela

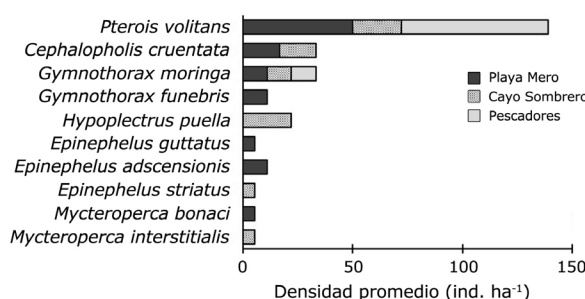


Figura 3. Densidad promedio de las especies de peces de la familia Serranidae y Muraenidae comparadas con las de *P. volitans* de hábitats arrecifales en tres localidades del Parque Nacional Morrocoy, Venezuela / Average density of the fish species of the Serranidae and Muraenidae families compared with those of *P. volitans* from reef habitats in three locations of Morrocoy National Park, Venezuela

dominaron ampliamente tanto en porcentaje de aparición (90% de los estómagos) como en composición por peso (94%) e IIR. En el caso de los peces se lograron identificar tres familias, tres géneros y una especie, siendo las familias Labridae (incluyendo Scarinae) y Haemulidae las de mayor IIR (Tabla 1). Por su parte, dentro del grupo de crustáceos, se lograron identificar dos órdenes (Decapoda y Stomatopoda), dos infraórdenes y cuatro familias, siendo los camarones carideos (incluidas las familias Palaemonidae e Hyppolytidae) los de mayor IIR en este grupo (Tabla 1). Cabe destacar que, dado el avanzado proceso de digestión en la mayoría de los estómagos, un alto porcentaje de ítems no lograron ser identificados (56 y 21% incluidos en la categoría de peces y crustáceos no identificados, respectivamente).

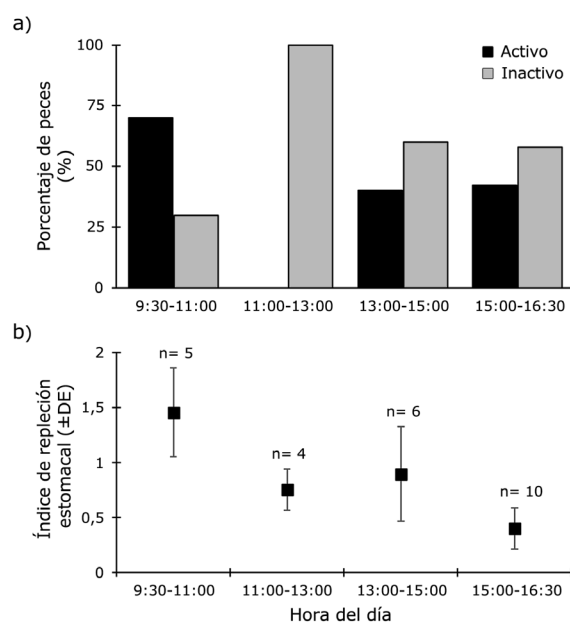


Figura 4. Cambios en el comportamiento de actividad de los peces (a) y en el índice de repleción estomacal (b) según la hora del día / Changes in the activity behavior of the fish (a) and in the stomach repletion index (b) according to the time of day

Tabla 1. Lista de ítems alimenticios identificados que formaron parte de la dieta de *P. volitans* / List of identified food items that were part of the *P. volitans* diet

	Número de individuos	%Fa (n= 20)	%Na (n= 63)	%Va (n= 69,81)	IIR
Peces	25	90	40,0	94,0	1,202
Gobiidae					
<i>Coryphopterus personatus</i>	5	5	8,0	0,5	0,004
Haemulidae					
<i>Haemulon</i> spp.	1	5	1,6	31,0	0,016
Labridae					
Scarinae	4	20	6,3	19,4	0,051
<i>Halichoeres</i>	1	5	1,6	1,2	0,001
Peces no identificados	14	85	22,2	41,8	0,544
Crustáceos	38	65	60,0	6,0	0,431
Decapoda					
Dendrobranchiata	25	20	17,5	0,5	0,036
Caridea	14	35	17,5	1,9	0,067
Palaemonidae	2	5	3,2	0,9	0,002
Hippolytidae	1	5	1,6	0,0	0,001
Brachyura	4	5	1,6	0,0	0,001
Xanthidae	1	5	1,6	0,7	0,001
Portunidae	2	10	3,2	1,3	0,005
Stomatopoda	1	5	1,6	0,1	0,001
Crustáceos no identificados	8	30	12,7	0,4	0,039

%Fa: frecuencia de aparición, %NA: composición por número de individuos, %Va: composición por peso, IIR: Índice de Importancia Relativa

Se observó una tendencia positiva en la frecuencia de aparición y composición por número de individuos de los peces con el aumento del tamaño de los ejemplares de pez león, mientras que en los crustáceos la tendencia fue negativa (Fig. 5A y B). Estas tendencias no se observaron en la composición por peso, donde los peces representaron

la mayor proporción en la dieta en todas las clases de talla (Fig. 5C). Por su parte, en cuanto a los cambios de importancia de crustáceos a peces en la dieta en relación a las clases de talla, se observa que los peces van ganando importancia en la dieta mientras aumenta su tamaño (Fig. 5D).

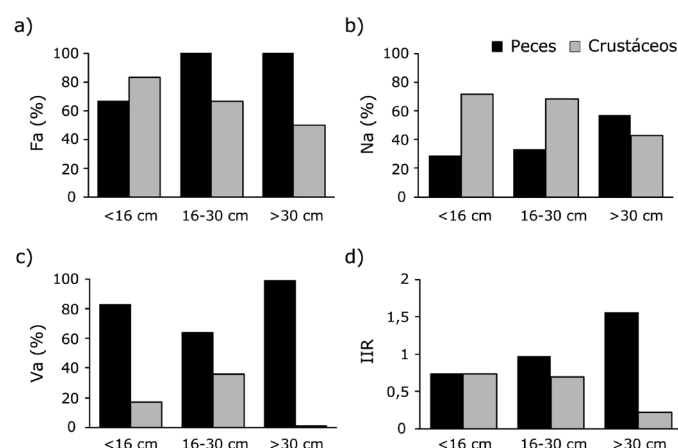


Figura 5. Cambios en la en la frecuencia de aparición (a), composición por número de individuos (b) composición por peso (c) e IIR (d) de peces y crustáceos según el tamaño de los individuos de pez león / Changes in the appearance frequency (a), composition by number of individuals (b) composition by weight (c) and IIR (d) of fish and crustaceans according to the lionfish individuals size

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio muestran que *P. volitans* para 2013 ya se encontraba bien establecida dentro las zonas arrecifales del PNM, con una densidad promedio de $46,30 (\pm 42,31 \text{ DE})$ peces·ha⁻¹. Esta densidad registrada en los hábitats arrecifales fue mayor a la obtenida por Agudo & Klein-Salas (2014), aun cuando se desconoce la fecha exacta en que realizaron los censos visuales. En su área de distribución nativa, el pez león presenta una densidad máxima de $26,3$ peces·ha⁻¹ (Kulbicki *et al.* 2012), mientras que en áreas invadidas de diferentes sitios del Atlántico y el mar Caribe ha llegado hasta 450 peces·ha⁻¹ en un periodo de invasión aproximadamente de ocho años (Morris & Whitfield 2009, Hackerott *et al.* 2013). No obstante, se han registrado disminuciones en las densidades en algunas de las primeras zonas invadidas, alrededor de diez años después del primer reporte (Benkwitt *et al.* 2017). Asimismo, González *et al.* (2016) en arrecifes del Caribe colombiano informaron una densidad promedio de pez león de 379 ± 220 (DE) peces·ha⁻¹, aproximadamente entre cuatro a cinco años de su invasión. Basándose en estos antecedentes y considerando los cuatro años desde el primer avistamiento del pez león en el PNM con respecto a la fecha de muestreo, se podría esperar que las densidades aún no hayan alcanzado su etapa de saturación y puedan haber seguido aumentando en los últimos años.

La alta variabilidad espacial observada en la abundancia del pez león, es posible que sea explicada por su comportamiento gregario (Hunt *et al.* 2019, Sabido-Itzá & García-Rivas 2019). Durante los censos visuales los individuos de pez león se observaron tanto de forma solitaria como en agregaciones de hasta cinco individuos.

Hunt *et al.* (2019) sugieren que estas agregaciones son una coincidencia basada en la atracción de los individuos por estructuras de arrecifes con mayor complejidad de hábitat, posiblemente como estrategia para maximizar la eficiencia de la caza. Esta especie tiene un comportamiento críptico en el uso del hábitat, utilizando oquedades como refugio (García-Rivas *et al.* 2017), por lo que la complejidad estructural de la zona arrecifal, como proveedor de refugios, también podría estar favoreciendo agregaciones e influyendo en la variabilidad de su abundancia dentro los arrecifes del parque. Asimismo, además de la complejidad del hábitat (Bejarano *et al.* 2015, Hunt *et al.* 2019), variaciones en el entorno físico, como la temperatura (Whitfield *et al.* 2014) o en la disponibilidad de presas (Dahl & Patterson 2014), pueden resultar en densidades más altas de peces león en ciertos lugares.

Aunque no se registraron especímenes de pez león en las praderas de fanerógamas y manglares, no se descarta la posibilidad de su presencia en muy bajas densidades, o de individuos de muy pequeño tamaño que son de difícil detección mediante censos visuales (Green *et al.* 2013). Aun cuando el método de censos visuales es el más usado para estimar las densidades de esta especie (Whitfield *et al.* 2007, Green & Côté 2009, Morris & Whitfield 2009, Darling *et al.* 2011, Hackerott *et al.* 2013, González *et al.* 2016), algunos autores indican que existe subestimación en las abundancias, en especial la de los individuos juveniles (Morris *et al.* 2008, Green *et al.* 2013, Sabido-Itzá *et al.* 2019). Incluso, Kulbicki *et al.* (2012) estimaron que tan solo un octavo del total de los individuos se detecta durante un censo visual. Por lo tanto, es probable que las densidades de este invasor sean mayores a las encontradas,

principalmente en zonas someras donde se ha reportado que tienden a encontrarse los individuos juveniles (Barbour *et al.* 2010, Claydon *et al.* 2012), y donde efectivamente se tendieron a observar los individuos de menor tamaño. En este estudio, se encontraron solo individuos de una longitud mayor a 12 cm, por lo tanto, es posible que los individuos de menor tamaño no hayan sido detectados.

Algunos estudios han encontrado que las interacciones del pez león con otros depredadores nativos podrían reducir indirectamente sus efectos negativos (Donaldson *et al.* 2011, Ellis & Faletti 2016) e incluso desacelerar su expansión (Mumby *et al.* 2011). Sin embargo, las bajas densidades de los peces nativos censados en el presente estudio son preocupantes ante la presencia del pez león. Aunque García-Urueña *et al.* (2015) reportaron que la familia Serranidae persiste en su abundancia en algunos arrecifes del Caribe colombiano, también encontraron que las densidades de pez león superan a las especies de esta familia, siendo *Cephalopholis cruentata* (Lacepède, 1802) la única con abundancias cercanas a la del pez león. Las especies nativas muestreadas son de gran importancia ecológica y económica, y actualmente sus poblaciones, en especial las de meros, han sido ampliamente afectadas por la explotación pesquera (Sadovy *et al.* 2013). Incluso en el PNM, que como zona protegida se esperaría encontrar densidades más altas de estas especies nativas, sus abundancias son más bajas a las del pez león, por lo que es bastante improbable que puedan incidir en la expansión de esta especie invasora.

Por su parte, aunque no hay evidencias de territorialidad por parte del pez león o competencia de interferencia abierta con especies nativas de peces (Côté & Smith 2018), el aumento de las densidades de pez león si puede repercutir negativamente en las poblaciones de las especies nativas censadas en este estudio. Según datos de isótopos estables, el pez león coincide en el nicho trófico con el mero de Nassau *Epinephelus striatus* (Bloch, 1792) y con *C. cruentata*, siendo capaz de competir directamente por los recursos alimenticios (O'Farrell *et al.* 2014, Curtis *et al.* 2017). Por lo tanto, las altas tasas de depredación del pez león (Côté & Maljković 2010, Green *et al.* 2011, Albins 2013) podrían reducir los recursos compartidos e intensificar la competencia. Asimismo, la competencia por otros recursos, como el refugio, también podría ocurrir. Raymond *et al.* (2015) mostraron que el mero *E. striatus* cambia su uso de refugio en presencia del pez león, mientras que el uso de refugio por el pez león permanece constante. Si se consideran estas interacciones de competencia y la morfología funcional del pez león que le proporciona ventajas mecánicas de depredación sobre sus competidores (Rojas-Vélez *et al.* 2019), la presencia de este invasor podría representar un obstáculo para la recuperación de poblaciones nativas.

En cuanto al comportamiento del pez león registrado en el presente estudio, el periodo de actividad, así como el índice de repleción estomacal en relación a la hora del día, indican que el periodo de alimentación en esta área invadida no se limita a horas crepusculares, como está registrado en su área de distribución natural (Cure *et al.* 2012). Diferentes autores han obtenido resultados similares en varias áreas invadidas del Atlántico y el Caribe, donde se registra una alimentación diurna, con un máximo de actividad entre 8:00-11:00 am (Morris & Akins 2009, Côté & Maljković 2010). Este más amplio periodo de alimentación es explicado potencialmente por la falta de depredadores en el área invadida (Green *et al.* 2011, Cure *et al.* 2012) pudiéndose traducir en una mayor tasa de depredación, y como consecuencia en un mayor impacto en las poblaciones de presas nativas.

En este estudio, fueron identificadas algunas de las familias de peces y crustáceos que están siendo depredadas más frecuentemente por el pez león dentro de los arrecifes del PNM. Asimismo, se logró evidenciar que la importancia relativa de los crustáceos en su dieta está relacionada inversamente con el tamaño corporal, tal como se ha encontrado para otras regiones (Morris & Akins 2009, McCleery 2011, Dahl & Patterson 2014, Peake *et al.* 2018). Dentro de las familias de peces que se identificaron, Labridae y Haemulidae fueron las de mayor índice de importancia. Según estudios realizados en playa Mero por Rodríguez & Villamizar (2000), la familia Labridae (incluyendo Scarinae) domina en estos arrecifes, por lo que la disponibilidad de los recursos podría jugar un papel importante en la dieta de este depredador generalista. Estudios a mayor escala han ratificado los hábitos alimentarios oportunistas del pez león, con variaciones en la dieta de acuerdo a las regiones, la ubicación, la profundidad y la temporada (Dahl & Patterson 2014, Green & Côté 2014, Peake *et al.* 2018, Acero *et al.* 2019), lo que indica que puede consumir ciertos tipos de presas preferentemente en función de su disponibilidad o facilidad de captura. No obstante, Haemulidae y Labridae frecuentemente se encuentran entre las familias de peces más importantes consumidas por peces león en zonas arrecifales (Muñoz *et al.* 2011, Côté *et al.* 2013, Peake *et al.* 2018, Acero *et al.* 2019).

Las especies de la subfamilia Scarinae forman parte de un importante grupo funcional de herbívoros en el sistema arrecifal, y su abundancia es el reflejo de la disponibilidad de recursos alimenticios que representa la alta cobertura de algas en estos arrecifes del PNM. Si bien el corto alcance de este estudio no permite conocer las presas más consumidas por este invasor, es importante señalar que la continua depredación hacia ésta u otras familias de peces herbívoros podría causar un aumento en el crecimiento y la extensión de macroalgas, lo que suprimiría la fecundidad,

el reclutamiento y la sobrevivencia de los corales (Lesser & Slattery 2010) y por tanto la recuperación de los arrecifes del PNM. A su vez, la familia Haemulidae incluye especies que representan un valor comercial directo para el ser humano. En el sureste de los Estados Unidos, se ha asociado la disminución de 45% en la población adulta de *Haemulon aurolineatum* con la depredación de los juveniles por parte del pez león (Ballew *et al.* 2016). Por lo tanto, la presión de consumo hacia los juveniles de estas especies podría impactar de forma directa en la pesca local.

Aunque la alta fecundidad del pez león represente un desafío para las estrategias de control, y su erradicación sea un objetivo casi imposible, la implementación de acciones de gestión pueden mantener más bajas sus densidades (de León *et al.* 2011, Frazer *et al.* 2012). Se ha documentado que las densidades de pez león de aproximadamente 250 peces-ha⁻¹ son suficientes para agotar las poblaciones de peces presa más rápido de lo que pueden reponerse (Green *et al.* 2014). Es por esto y de urgente necesidad, priorizar la investigación para conocer el estado actual de la invasión, generar planes de monitoreo y control de sus poblaciones y evaluar los impactos directos e indirectos que podría estar causando en las comunidades nativas. Asimismo, es necesario alentar la extracción de pez león para su consumo y tomar medidas que involucren diferentes actores. Se ha determinado que su carne tiene un alto valor nutricional y buena palatabilidad (Morris *et al.* 2011), por lo que fomentar el consumo en restaurantes y alentar a los pescadores para su captura, tal como se ha implementado en otros países (Aguilar-Perera & Carrillo 2014), puede resultar en beneficios para los pescadores locales y al mismo tiempo mitigar la invasión. Es importante utilizar métodos eficaces para su control, en lo posible de manera coordinada a escala regional, que permitan el control simultáneo de todos los vínculos que abastecen a las larvas externas que revitalizan a la población local (Johnston & Purkis 2015), en especial en las áreas marinas protegidas, como el PNM, que son áreas de conservación de la biodiversidad.

A 10 años del primer reporte del pez león en las costas venezolanas, es poco lo que se conoce acerca del estado de su invasión y el impacto que pueda estar causando en los arrecifes. En general, el conocimiento actual sobre invasiones biológicas en Venezuela es insuficiente, con poca información sobre el estatus de las especies exóticas marinas presentes en la zona costera del país (Figueroa & Brante 2020). Desde la investigación realizada por Agudo & Klein-Salas (2014) no se conocen nuevos estudios respecto a las densidades de pez león. Sin embargo, a pesar de lo limitado del presente estudio, puede considerarse un aporte a las bases del conocimiento para suscitar estrategias e implementar políticas que reduzcan o controlen las abundancias de las poblaciones de esta especie y restringir de manera efectiva su expansión.

Finalmente, es urgente evaluar las densidades actuales del pez león en las costas venezolanas y fortalecer medidas de control para evitar o reducir las consecuencias multidimensionales que implica la presencia de esta especie invasora en los ecosistemas de la costa de Venezuela.

AGRADECIMIENTOS

A los miembros del Bio-Mac (UC) y a FUDENA por su apoyo logístico y a Wilmer Rojas, IVIC, por el apoyo en la identificación de los crustáceos.

LITERATURA CITADA

- Abele LG & W Kim. 1986.** An illustrated guide to the marine decapod crustaceans of Florida. State of Florida, Department of Environmental Regulation, Technical Series 8(1): 1-750.
- Acero A, D Bustos-Montes, PP Quintero, CJ Polo-Silva & A Sanjuan-Muñoz. 2019.** Feeding habits of *Pterois volitans*: a real threat to Caribbean coral reef biodiversity. In: Makowski C & CW Finkl (eds). Impacts of invasive species on coastal environments. Coast in crisis, pp. 269-314. Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-91382-7_8>
- Agudo AE & E Klein-Salas. 2014.** Lionfish abundance, size structure and spatial distribution along the Venezuelan coast (*Pterois volitans*, Pteroinae: Scorpaenidae). Revista de Biología Tropical 62(3): 151-158.
- Aguilar-Perera A & E Carrillo. 2014.** Revisión sobre la invasión del pez león en el Sureste del Golfo de México. En: Low-Pfeng AM, PA Quijón & EM Peters-Recagno (eds). Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México, pp. 253-270. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México.
- Ahrenholz DW & JA Morris. 2010.** Larval duration of the lionfish, *Pterois volitans* along the Bahamian Archipelago. Environmental Biology of Fishes 88(4): 305-309.
- Albins MA. 2013.** Effects of invasive Pacific red lionfish *Pterois volitans* versus a native predator on Bahamian coral-reef fish communities. Biological Invasions 15: 29-43.
- Albins MA. 2015.** Invasive Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce abundance and species richness of native Bahamian coral-reef fishes. Marine Ecology Progress Series 522: 231-243.
- Albins MA & MA Hixon. 2008.** Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. Marine Ecology Progress Series 367: 233-238.
- Albins MA & MA Hixon. 2013.** Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. Environmental Biology of Fishes 96(10): 1151-1157.
- Anderson MJ. 2001.** Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58(3): 626-639.
- Anderson MJ, RN Gorley & K Clarke. 2008.** PERMANOVA+ for PRIMER:214. Guide to software and statistical methods. PRIMER-E, Plymouth. <http://updates.primer-e.com/primer7/manuals/PERMANOVA+_manual.pdf>

- Ballew NG, NM Bacheler, GT Kellison & AM Schueller. 2016.** Invasive lionfish reduce native fish abundance on a regional scale. *Scientific Reports* 6(1): 1-7.
- Barbour AB, ML Montgomery, AA Adamson, E Díaz-Ferguson & BR Silliman. 2010.** Mangrove use by the invasive lionfish *Pterois volitans*. *Marine Ecology Progress Series* 401: 291-294.
- Bax N, A Williamson, M Aguero, E González & W Geeves. 2003.** Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy* 27(4): 313-323.
- Bejarano S, K Lohr, S Hamilton & C Manfrino. 2015.** Relationships of invasive lionfish with topographic complexity, groupers, and native prey fishes in Little Cayman. *Marine Biology* 162(2): 253-266.
- Benkwitt CE, MA Albins, KL Buch, KE Ingeman, TL Kindinger, TJ Pusack, CD Stallings & MA Hixon. 2017.** Is the lionfish invasion waning? Evidence from the Bahamas. *Coral Reefs* 36(4): 1255-1261.
- 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, D Pérez, E Villamizar, P Penchaszadeh & E Klein. 1998.** Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. In: Kjerfve B (ed). CARICOMP- Caribbean Coral Reef, Seagrass and Mangrove sites, pp. 151-159. UNESCO, Paris.
- Bone D, A Croquer, E Klein, D Pérez, 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(10): 457-462.
- Brock VE. 1954.** A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *The Journal of Wildlife Management* 18(3): 297-308. <<https://doi.org/10.2307/3797016>>
- Canning-Clode G. 2015.** Biological invasions in changing ecosystems: vectors, ecological impacts, management and predictions, 473 pp. De Gruyter, Warsaw.
- Cervigón F. 1991.** Los peces marinos de Venezuela. Volumen 1, 425 pp. Fundación Científica Los Roques, Caracas.
- Cervigón F. 1993.** Los peces marinos de Venezuela. Volumen 2, 497 pp. Fundación Científica Los Roques, Caracas.
- Cervigón F. 1994.** Los peces marinos de Venezuela. Volumen 3, 280 pp. Editorial Ex-Libris, Caracas.
- Cervigón F. 1996.** Los peces marinos de Venezuela. Volumen 4, 254 pp. Editorial Ex-Libris, Caracas.
- Chasqui L, N Rincón-Díaz & MJ Vanegas. 2020.** Abundance of the invasive lionfish *Pterois volitans* in the coastal coral reefs from Colombian Caribbean. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 49(1): 157-170.
- Claydon JA, MC Calosso & SB Traiger. 2012.** Progression of invasive lionfish in seagrass, mangrove and reef habitats. *Marine Ecology Progress Series* 448: 119-129.
- Cobián-Rojas D, JJ Schmitter-Soto, A Aguilar-Perera, CM Aguilar, MA Ruiz-Zárate, G González, PP Chevalier, A García, R Herrera, S Perera, H Caballero & E de la Guardia. 2018.** Diversity of native reef fish communities in two protected areas in the Caribbean Sea and its relationship to the invasive lionfish. *Revista de Biología Tropical* 66(1): 189-203.
- Côté IM & A Maljković. 2010.** Predation rates of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 404: 219-225.
- Côté IM & NS Smith. 2018.** The lionfish *Pterois* sp. invasion: Has the worst-case scenario come to pass? *Journal of Fish Biology* 92(3): 660-689.
- Côté IM, SJ Green, JA Morris, JLAkins & D Steinke. 2013.** Diet richness of invasive Indo-Pacific lionfish revealed by DNA barcoding. *Marine Ecology Progress Series* 472: 249-256.
- Cure K. CE Benkwitt, TL Kindinger, EA Pickering, TJ Pusack, JL McIlwain & MA Hixon. 2012.** Comparative behavior of red lionfish *Pterois volitans* on native Pacific versus invaded Atlantic coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 467: 181-192.
- Curtis JS, KR Wall, MA Albins & CD Stallings. 2017.** Diet shifts in a native mesopredator across a range of invasive lionfish biomass. *Marine Ecology Progress Series* 573: 215-228.
- Dahl KA & WF Patterson III. 2014.** Habitat-specific density and diet of rapidly expanding invasive red lionfish, *Pterois volitans*, populations in the northern Gulf of Mexico. *PloS One* 9(8): e105852. <[doi:10.1371/journal.pone.0105852](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105852)>
- Darling ES, SJ Green, JK O'Leary & IM 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.
- de León R, K Vane P Bertuol, VC Chamberland, F Simal, E Imms & MJ Vermeij. 2013.** Effectiveness of lionfish removal efforts in the southern Caribbean. *Endangered Species Research* 22(2): 175-182.
- DeRoy EM, R Scott, NE Hussey & HJ MacIsaac. 2020.** High predatory efficiency and abundance drive expected ecological impacts of a marine invasive fish. *Marine Ecology Progress Series* 637: 195-208.
- Donaldson TD, DV Benavente & R Díaz. 2011.** Why are lionfishes (Pterois, Scorpaenidae) so rare in their native ranges? *Proceedings of the 63rd Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 63:352-359
- Ellis RD & ME Faletti. 2016.** Native grouper indirectly ameliorates the negative effects of invasive lionfish. *Marine Ecology Progress Series* 558: 267-279.
- Figuerola NL & A Brante. 2020.** Estado actual del conocimiento de las bioinvasiones marinas en Venezuela: temáticas desarrolladas y tendencia temporal. *Gayana* 84: 1-15
- Fogg AQ, NJ Brown-Peterson & MS Peterson. 2017.** Reproductive life history characteristics of invasive red lionfish (*Pterois volitans*) in the northern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science* 93(3): 791-813.
- Frazer TK, CA Jacoby, MA Edwards, SC Barry & CM Manfrino. 2012.** Coping with the lionfish invasion: can targeted removals yield beneficial effects? *Reviews in Fisheries Science* 20(4): 185-191.
- García-Rivas MDC, S Machkour-M'Rabet, G Pérez-Lachaud, JJ Schmitter-Soto, C Doneys, N St-Jean, D Cobián & Y Hénaut. 2017.** What are the characteristics of lionfish and other fishes that influence their association in diurnal refuges? *Marine Biology Research* 13(8): 899-908.

- García-Urueña R, A Acero-P & V Coronado-Carrascal. 2015.** Reef fish community in presence of the lionfish (*Pterois volitans*) in Santa Marta, Colombian Caribbean. *Revista MVZ Córdoba* 20: 4989-5003.
- González-Corredor JD, A Acero-P & R García-Urueña. 2016.** Densidad y estructura de tallas del pez león *Pterois volitans* (Scorpaenidae) en el Caribe occidental insular colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 45(2): 317-333.
- Green SJ & IM Côté. 2009.** Record densities of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Coral Reefs* 28(1): 107. <<https://doi.org/10.1007/s00338-008-0446-8>>
- Green SJ & IM Côté. 2014.** Trait-based diet selection: prey behavior and morphology predict vulnerability to predation in reef fish communities. *Journal of Animal Ecology* 83: 1451-1460. <<https://doi.org/10.1111/1365-2656.12250>>
- Green SJ, JLAkins & IM Côté. 2011.** Foraging behaviour and prey consumption in the Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 433: 159-167.
- Green SJ, JLAkins, AA Maljkovic & IM Côté. 2012.** Invasive lionfish drive Atlantic coral reef fish declines. *PLoS One* 7(3): e32596. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032596>>
- Green SJ, N Tamburello, SE Miller, JLAkins & IM Côté. 2013.** Habitat complexity and fish size affect the detection of Indo-Pacific lionfish on invaded coral reefs. *Coral Reefs* 32: 413-421 <<https://doi.org/10.1007/s00338-012-0987-8>>
- Green SJ, NK Dulvy, AM Brooks, JLAkins, AB Cooper, S Miller & IM Côté. 2014.** Linking removal targets to the ecological effects of invaders: a predictive model and field test. *Ecological Applications* 24(6): 1311-1322.
- Green SJ, ER Dilley, CE Benkwitt, AC Davis, KE Ingeman, TL Kindinger, LJ Tuttle & MA Hixon. 2019.** Trait-mediated foraging drives patterns of selective predation by native and invasive coral-reef fishes. *Ecosphere* 10(6): e02752 <<https://doi.org/10.1002/ecs2.2752>>.
- Hackerott S, A Valdivia, SJ Green, IM Côté, CE Cox, L Akins & JF Bruno. 2013.** Native predators do not influence invasion success of Pacific lionfish on Caribbean reefs. *PLoS One* 8(7): e68259. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0068259>>
- Hill J & C Wilkinson. 2004.** Methods for ecological monitoring of Coral Reefs. A resource for managers. Version 1. Australian Institute of Marine Science, 117 pp. Australian Government, Townsville.
- Hunt CL, GR Kelly, H Windmill, J Curtis-Quick, H Conlon, MD Bodmer & DA Exton. 2019.** Aggregating behaviour in invasive Caribbean lionfish is driven by habitat complexity. *Scientific Reports* 9(1): 1-9.
- Hyslop EJ. 1980.** Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17(4): 411-429.
- Ingeman KE. 2016.** Lionfish cause increased mortality rates and drive local extirpation of native prey. *Marine Ecology Progress Series* 558: 235-245.
- Johnston MW & SJ Purkis. 2015.** A coordinated and sustained international strategy is required to turn the tide on the Atlantic lionfish invasion. *Marine Ecology Progress Series* 533: 219-235.
- Kulbicki M, J Beets, P Chabanet, K Cure, E Darling, S Floeter, R Galzin, A Green, MV Harmelin, 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-Alcalá 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. <<https://doi.org/10.3354/meps09442>>.
- Morris JA Jr. 2009.** The biology and ecology of invasive Indo-Pacific lionfish. Ph.D. Dissertation, North Carolina State University, Raleigh, 168 pp. <<http://www.lib.ncsu.edu/resolver/1840.16/3983>>
- Morris JA Jr & JLAkins. 2009.** Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. *Environmental Biology of Fishes* 86(3): 389-398.
- Morris JA Jr & PE Whitfield. 2009.** Biology, ecology, control and management of the invasive Indo-Pacific lionfish: An updated integrated assessment. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 99: 1-57.
- Morris JA Jr, JLAkins, A Barse, D Cerino, DW Freshwater, SJ Green, RC Muñoz, C Paris & PE Whitfield. 2008.** Biology and ecology of the invasive lionfishes, *Pterois miles* and *Pterois volitans*. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 29: 409-414.
- Morris JA Jr, A Thomas, AL Rhyne, N Breen, L Akins & B Nash. 2011.** Nutritional properties of the invasive lionfish: a delicious and nutritious approach for controlling the invasion. *Aquaculture, Aquariums, Conservation & Legislation Bioflux* 4: 21-26.
- Mumby PJ, AR Harborne & DR Brumbaugh. 2011.** Grouper as a natural biocontrol of invasive lionfish. *PLoS One* 6(6): e21510. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021510>>
- Muñoz RC, CA Currin & PE 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.
- O'Farrell S, S Bearhop, RA McGill, CP Dahlgren, DR Brumbaugh & PJ Mumby. 2014.** Habitat and body size effects on the isotopic niche space of invasive lionfish and endangered Nassau grouper. *Ecosphere* 5(10): 1-11.
- Peake J, AK Bogdanoff, CA Layman, B Castillo, K Reale-Munroe, JK Chapman, K Dahl, WF Patterson III, C Eddy, RD Ellis, M Faletti, N Higgs, MA Johnston, RC Muñoz, V Sandel, JC Villaseñor-Derbez & JA Morris. 2018.** Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans* and *Pterois miles*) in the temperate and tropical western Atlantic. *Biological Invasions* 20(9): 2567-2597.

- Pusack TJ, CE Benkwitt, K Cure & TL Kindinger. 2016.** Invasive red lionfish (*Pterois volitans*) grow faster in the Atlantic Ocean than in their native Pacific range. *Environmental Biology of Fishes* 99(6-7): 571-579.
- Pyšek P & DM Richardson. 2010.** Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* 35: 25-55.
- Raymond WW, MA Albins & TJ Pusack. 2015.** Competitive interactions for shelter between invasive Pacific red lionfish and native Nassau grouper. *Environmental Biology of Fishes* 98(1): 57-65.
- Reyes H, D Petatán, SM Melo & H Pérez. 2014.** Análisis del nicho ecológico y la distribución geográfica del pez león *Pterois volitans* / *miles*, en el Atlántico occidental. En: Low-Pfeng AM, PA Quijón & EM Peters-Recagno (eds). *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México*, pp. 253-270. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México.
- Rodríguez JG & E Villamizar. 2000.** Estructura de la comunidad de peces arrecifales de Playa Mero, Parque Nacional Morrocoy, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 48(1): 107-113.
- Rojas-Vélez S, J Tavera & A Acero. 2019.** Unraveling lionfish invasion: Is *Pterois volitans* truly a morphologically novel predator in the Caribbean? *Biological Invasions* 21(6): 1921-1931.
- Sabido-Itzá MM & MDC García-Rivas. 2019.** Record of abundance, spatial distribution and gregarious behavior of invasive lionfish *Pterois* spp. (Scorpaeniformes: Scorpaenidae) in coral reefs of Banco Chinchorro Biosphere Reserve, southeastern Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 47(2): 349-355.
- Sabido-Itzá MM, JM Castro-Pérez, G Nava-Martínez, A Medina-Quej & MB Hernández-Millán. 2019.** Los censos visuales en transectos de banda subestiman la abundancia del pez león *Pterois* spp. en arrecifes coralinos del Caribe. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 54(3): 329-335.
- Sadovy Y, M Craig, A Bertoni, KE Carpenter, WW Cheung, JH Choat, AS Cornish, S Fennessy, B Ferreira, PC Heemstra, M Liu, RF Myers, D Pollard, KL Rhodes, LA Rocha, BC Russell, M Samoilys & J Sanciangco. 2013.** Fishing groupers towards extinction: a global assessment of threats and extinction risks in a billion dollar fishery. *Fish and Fisheries* 14(2): 119-136.
- Schofield PJ. 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.
- Schultz ET. 1986.** *Pterois volitans* and *Pterois miles*: two valid species. *Copeia* 1986(3): 686-690.
- Simberloff D, JL Martin, P Genovesi, V Maris, DA Wardle, J Aronson, F Courchamp, B Galil, E García-Berthou, M Pascal, P Pyšek, R Sousa, E Tabacchi & M Vilà. 2013.** Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28(1): 58-66.
- White MK. 2011.** Assessment of local lionfish (*Pterois volitans*) densities and management efforts in Bonaire, Dutch Caribbean. *Physis, Journal of Marine Science* 9: 63-69.
- Whitfield PE, JA Hare, AW David, SL Harter, RC Muñoz & CM Addison. 2007.** Abundance estimates of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans/miles* complex in the Western North Atlantic. *Biological Invasions* 9: 53-64.
- Whitfield PE, RC Muñoz, CA Buckel, BP Degan, DW Freshwater & JA Hare. 2014.** Native fish community structure and Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* densities along a depth-temperature gradient in Onslow Bay, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series* 509: 241-254.

Recibido el 16 de diciembre de 2020 y aceptado el 16 de junio de 2021