

DENSIDAD Y ESTRUCTURA DE TALLAS DEL PEZ LEÓN *PTEROIS VOLITANS* (SCORPAENIDAE) EN EL CARIBE OCCIDENTAL INSULAR COLOMBIANO

Juan David González Corredor^{1,2}, Arturo Acero P.¹ y Rocío García-Urueña³

¹ Universidad Nacional de Colombia Sede Caribe, CECIMAR, El Rodadero, Santa Marta, Colombia. divad82nauj@gmail.com, aacerop@unal.edu.co

² Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Calle 25 No 2-55, El Rodadero, Santa Marta, Colombia

³ Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. rgarciau@unimagdalena.edu.co

RESUMEN

En los últimos años se ha reconocido la problemática causada por especies invasoras, consideradas el segundo causal de pérdida de diversidad después de la degradación del hábitat. El pez león (*Pterois volitans*), especie originaria del Pacífico occidental, fue visto por primera vez al sur de la Florida en 1985. A partir de 2000 se ha dispersado y establecido en la costa este de Estados Unidos, Bermudas, las Bahamas, y desde 2007 se ha expandido por el Caribe, registrándose en localidades oceánicas y continentales de Colombia en 2008 y 2009, respectivamente. Las condiciones de San Andrés permiten profundizar en el conocimiento de los diferentes aspectos de esta invasión y se constituye en un experimento natural para entender cómo se comporta una población cuando coloniza un lugar. Estimar la abundancia y densidad así como la estructura de tallas en el ambiente insular del Caribe colombiano, permitirá hacer aproximaciones válidas a estrategias que mitiguen el efecto nocivo del invasor. Mediante censos visuales se muestrearon 1200 m² repartidos en tres estaciones (Bajo Bonito, Villa Érika y West Point). La densidad promedio fue de 379.03 ind/ha (± 220) para una población estimada de 109.6826×10^4 individuos con una talla promedio de 29.03 cm (± 2.47).

PALABRAS CLAVES: Especie invasora, Estructura de tallas, Arrecifes coralinos, San Andrés, Reserva Biosfera Seaflower.

ABSTRACT

Density and size structure of lionfish *Pterois volitans* (Scorpaenidae) in the insular Western Colombian Caribbean. The problems produced by invading species have been recognized in the last years, considering the situation the second cause of biodiversity lost, after habitat degradation. The lion fish (*Pterois volitans*), a species native to the Western Pacific, was first detected in southern Florida in 1985. Since 2000 the species began dispersing, extending first to the east coast of the United States, Bermuda, and Bahamas, and, after 2007, it has expanded to the Caribbean, appearing in Colombian oceanic and continental localities in 2008 and 2009, respectively. San Andrés natural conditions ease deeper understanding of several aspects of the invasion and constitutes a natural experiment to study the process and behavior of the colonization. Estimations of its abundance, density and size structure in the

island environment of the Colombian Caribbean should allow making valid approximations to mitigating strategies. 1200 m² distributed in three stations (Bajo Bonito, Villa Erika, and West Point) were studied in the island. A density of 379.03 ind/ha (\pm 220) and a total population of 109.6826 x 10⁴ individuals with a mean size of 29.03 (\pm 2.47) cm were found.

KEY WORDS: Invading species, Size structure, Coral reefs, San Andrés, Seaflower Biosphere Reserve.

INTRODUCCIÓN

Por su localización en el trópico y su posición geográfica en el continente, Colombia posee una enorme diversidad de sistemas ambientales en sus mares y costas, los cuales, en términos de extensión geográfica, representan casi la mitad del territorio nacional y en su conjunto reúnen una riqueza invaluable de recursos (Invemar, 2005). Sin embargo, esta gran diversidad se ve vulnerada por la introducción de especies exóticas, convirtiéndose en un factor determinante de amenaza a la diversidad nativa (Baptiste *et al.*, 2010). Tanto así, que las introducciones biológicas se consideran el segundo causal de extinción de especies después de la degradación del hábitat (Lowe *et al.*, 2000; Rodríguez, 2001; Gutiérrez, 2006).

Una especie exótica es aquella que se encuentra fuera de su área de distribución natural (Baptiste *et al.*, 2010) y su establecimiento depende de factores como un ambiente adecuado para sus requerimientos (Primack *et al.*, 2001), así como del número de colonizadores y la resistencia de las especies residentes a la invasión (Gutiérrez, 2006). Cuando se da el establecimiento, también ocurre la dispersión a expensas de las formas nativas a través de depredación, competencia, enfermedades o alteración del hábitat y en este caso son denominadas especies invasoras o plaga (Primack *et al.*, 2001), debido a que interfieren con la dinámica de los sistemas naturales al provocar el reordenamiento de la estructura de la comunidad original (Gutiérrez, 2006). Entre las características que se atribuyen a *Pterois volitans*, y que lo convierten en el invasor que es, se cuentan su alta tasa reproductiva (Fishelson, 1975; Morris, 2009; Morris *et al.*, 2011; Jud y Layman, 2012), ser carnívoro generalista (Albins y Hixon, 2008; Morris y Akins, 2009; Green *et al.*, 2011), su amplia y rápida capacidad de dispersión (Hammer *et al.*, 2007; Freshwater *et al.*, 2009; Morris y Akins, 2009; Schofield, 2009; Betancur-R. *et al.*, 2011) y ser generalista de hábitats (Barbour *et al.*, 2010; Smith, 2010; Arbeláez y Acero, 2011; Jud *et al.*, 2011; Jud y Layman, 2012; Morris y Green, 2013).

Aunque es nativo de la región oceánica Indo-Pacífica, la primera captura del pez león documentada en el Atlántico occidental data de 1985 en playa Dania

en Florida y desde 1992 se ha registrado la presencia de la especie en diferentes puntos del Atlántico occidental y el Gran Caribe (Whitfield *et al.*, 2002, 2007; Hare y Whitfield, 2003; Ruiz-Carus *et al.*, 2006; Snyder y Burgess, 2007; Chevalier *et al.*, 2008; Reef Environmental Education Foundation, 2008; USGS, 2008; Guerrero y Franco, 2008; Morris *et al.*, 2009). Por primera vez se registró en el Caribe insular colombiano en la isla de Providencia en 2008 (Guerrero y Franco, 2008; Schofield *et al.*, 2009) y en el Caribe continental colombiano en 2009 (González *et al.*, 2009) en donde se ha registrado en distintos ecosistemas.

En la última década ha aumentado su población a lo largo de la costa este de los Estados Unidos, así como su rápida dispersión a través de todo el Gran Caribe hasta llegar a Brasil (Schofield, 2010; Betancur-R. *et al.*, 2011; Ferreira *et al.*, 2015). Sin embargo, a pesar de su reciente y creciente popularidad, hay poca información sobre su abundancia en los arrecifes de coral, tanto en su área de origen como en la invadida y no es claro cuáles son los efectos que trae la introducción de esta especie a los ambientes marinos en el país. Atendiendo a la necesidad de estudios sobre la especie para la isla de San Andrés y a su privilegiada condición de manejo y conservación como parte de la Reserva de Biosfera Seaflower, el objetivo del presente trabajo pretende dar una aproximación acerca de la ecología y biología de la especie en cuanto a abundancia y estructura de tallas de *Pterois volitans*.

ÁREA DE ESTUDIO

El archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (12°28' - 36' N y 81°40' - 44' W) está formado por un conjunto de islas oceánicas, atolones y bancos coralinos alineados en dirección NE, paralelos a la elevación de Nicaragua, que se originaron aparentemente a partir de volcanes dispuestos a lo largo de fracturas tectónicas de la corteza oceánica, orientadas predominantemente hacia el NE y SW. El archipiélago es uno de los sistemas arrecifales más grandes del Atlántico y constituye la mayor extensión de arrecifes coralinos de Colombia. La Unesco le dio la nominación al archipiélago como Reserva de Biosfera y se nombró *Seaflower* (Coralina-Invemar, 2012), y desde 2005 San Andrés hace parte de la sección sur de un área marina protegida (AMP) establecida al interior de la Reserva. Por su condición oceánica, las aguas son transparentes y la influencia continental es despreciable. El área de San Andrés es de 27 km², aunque la plataforma con el complejo arrecifal coralino que la rodea es casi tres veces superior (IGAC, 1992) (Figura 1).

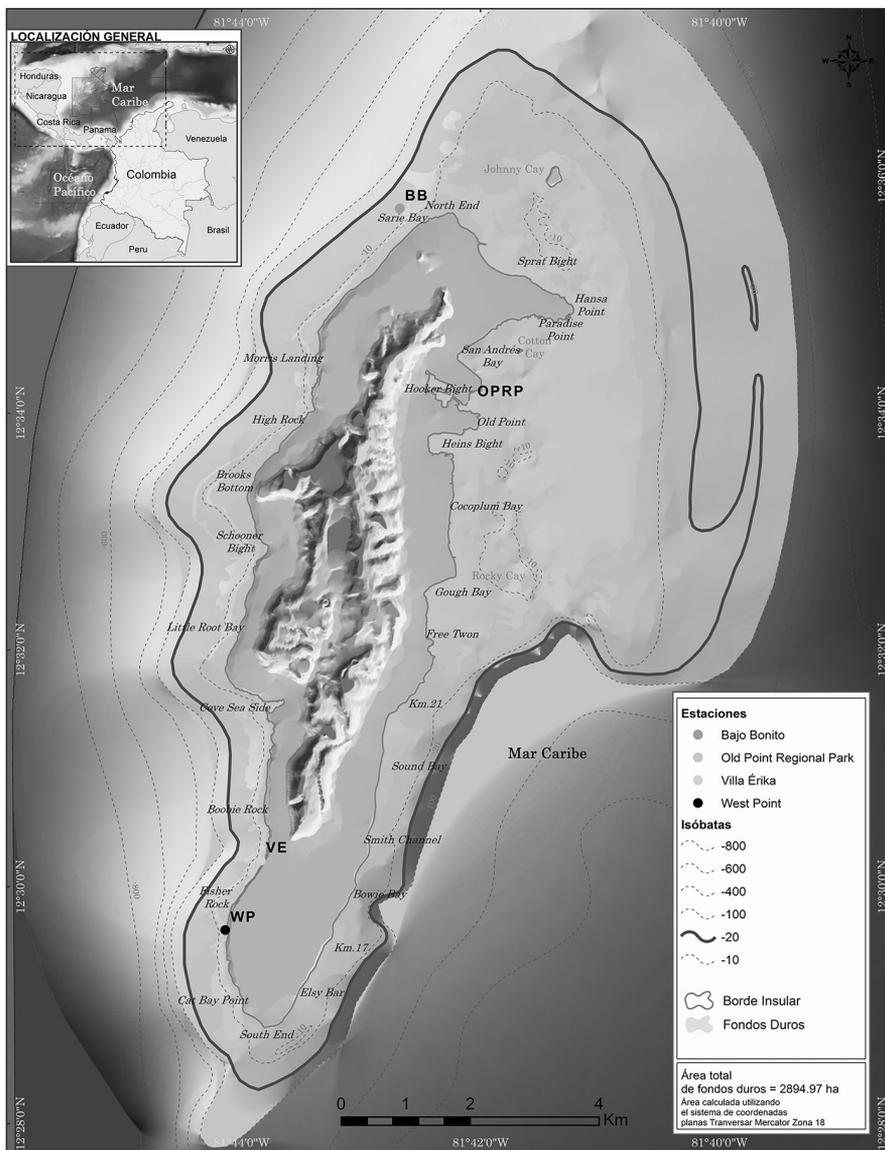


Figura 1. Isla de San Andrés en el mar Caribe colombiano, con la localización de las estaciones de muestreo. Imagen de Labsis, Invemar (2013).

Estaciones seleccionadas

Se establecieron tres estaciones de muestreo (Figura 1): Bajo Bonito, BB ($12^{\circ} 35' 43.74''$ N $81^{\circ} 42' 40.44''$ W) el cual es un bajo arrecifal en parche que se extiende por varios cientos de metros y se ubica a unos 400 m de la costa

(IDEA, 2010). Está en la zona protegida del costado nororiental de la isla, donde se encuentran las mayores formaciones arrecifales a profundidades entre 18 y 22 m. En el costado occidental de la isla (flanco protegido) se ubicaron las estaciones Nirvana-Villa Érika, NV-VE (12° 30' 13.20" N, 81° 43' 48.06" W) y West Point, WP (12° 29' 38.10" N, 81° 44' 5.64" W) con una profundidad entre 10 y 14 m. Estas estaciones fueron seleccionadas por su facilidad de acceso (a 40 m de la costa) y por presentar características contrastantes en cuanto a profundidad con respecto a BB.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos, un total de nueve, se llevaron a cabo desde agosto de 2011 hasta marzo de 2013, separados entre uno y dos meses entre sí, excepto el primero y el último, separados cinco meses del segundo y penúltimo, respectivamente. En las estaciones BB y West Point WP se tendieron transectos de banda de 100 m de largo por 3 m de ancho (300 m²). En la estación NV-VE el transecto fue de 200 m de largo por 3 m de ancho (600 m²). En total para los tres sitios se obtuvo un área muestreada de 1200 m².

Abundancia

En cada uno de los transectos, a través de censos visuales, se realizó el conteo de todos los individuos. Fue necesario efectuar una búsqueda minuciosa nadando lentamente y observando para descubrir los lugares donde el pez león se refugiaba, ya que suele esconderse en grietas y salientes de las estructuras de gran tamaño y alto relieve. Para cada estación se obtuvo la densidad (ind/ha) por cada muestreo. De igual manera, se calculó la densidad promedio estimada como el valor promedio de la densidad obtenida en cada transecto de banda durante todos los muestreos. Se acompañaron los resultados con la desviación estándar.

Con las densidades entre las estaciones se realizó un ANOVA a una vía luego de comprobar los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) y de homocedasticidad (prueba de Bartlett). Posteriormente, se efectuó la prueba de Tukey para establecer si existían diferencias entre estaciones. Se utilizó el programa de uso libre R versión 2.1.5.1 (R Development Core Team 2012 disponible en: www.r-project.org).

Los datos de abundancia se transformaron con un factor de 10000 para poder expresar los resultados en número de peces ha⁻¹ de manera que fueran comparables con los obtenidos para otras localidades de la región y del ámbito nativo. Para obtener un valor estimado del tamaño de la población del invasor en los primeros 20 m de las aguas que rodean San Andrés, con el valor de densidad (ind/ha) se hizo la

estimación a la totalidad de hectáreas de fondos duros en la isla desde el litoral hasta una profundidad de 20 m.

Estructura de tallas

En cada transecto se registró la talla de cada uno de los individuos observados utilizando una vara de PVC de 1 m de largo graduada cada 5 mm (modificado de Brock, 1954) para lograr aproximar el valor al centímetro más cercano. Para cada estación se calculó la talla promedio en cada muestreo. También se calculó la talla promedio estimada como el valor promedio de la talla obtenida en cada uno de los transectos durante el tiempo de muestreo. Posteriormente, se realizó un ANOVA a una vía para verificar si había diferencias entre estaciones, previa comprobación de normalidad y homogeneidad de varianza (pruebas de Shapiro-Wilk y Bartlett). Se utilizó el programa estadístico de uso libre R versión 2.1.5.1 (R Development Core Team 2012 disponible en: www.r-project.org).

RESULTADOS

Abundancia

Las densidades fueron cambiantes durante el período de muestreo. Para BB se obtuvo una densidad máxima en agosto de 2012 de 500 ind/ha y una mínima de 100 ind/ha en marzo de 2013. En la estación NV-VE se observaron densidades de 317 ind/ha en abril de 2012 mientras que en octubre del mismo año las densidades fueron de 150 ind/ha. La estación WP fue la que presentó las densidades más altas durante el muestreo, observándose densidades de hasta 900 ind/ha en febrero de 2012, para octubre del mismo año las densidades más bajas observadas en dicha estación fueron de 367 ind/ha (Figura 2).

En promedio la densidad en BB fue de 261.9 ind/ha (± 125), en NV-VE 241.7 ind/ha (± 54) y WP 633.5 ind/ha (± 197). Si bien los valores de densidades variaron en el tiempo, la tendencia fue la misma, la estación WP presentó siempre densidades altas. Los muestreos en que BB y NV-VE presentaron sus picos altos, éstos fueron invariablemente inferiores a las de WP. Los valores de densidades de estas estaciones (BB y NV-VE) fueron similares durante el período de muestreo. La densidad máxima de 500 ind/ha encontrada en la estación BB corresponde a un valor atípico para esa estación, lo cual no ocurrió en las otras estaciones.

Se encontraron diferencias significativas en cuanto a las densidades entre las estaciones ($n = 21$; $p < 0.0001$; $F = 16.04$) siendo diferente entre WP-NV-VE ($p = 0.0002$) y entre WP-BB ($p = 0.0003$). No se encontraron diferencias entre BB-NV-VE ($p = 0.992$). La densidad promedio para las tres estaciones fue de 379.03 ind/ha (± 220).

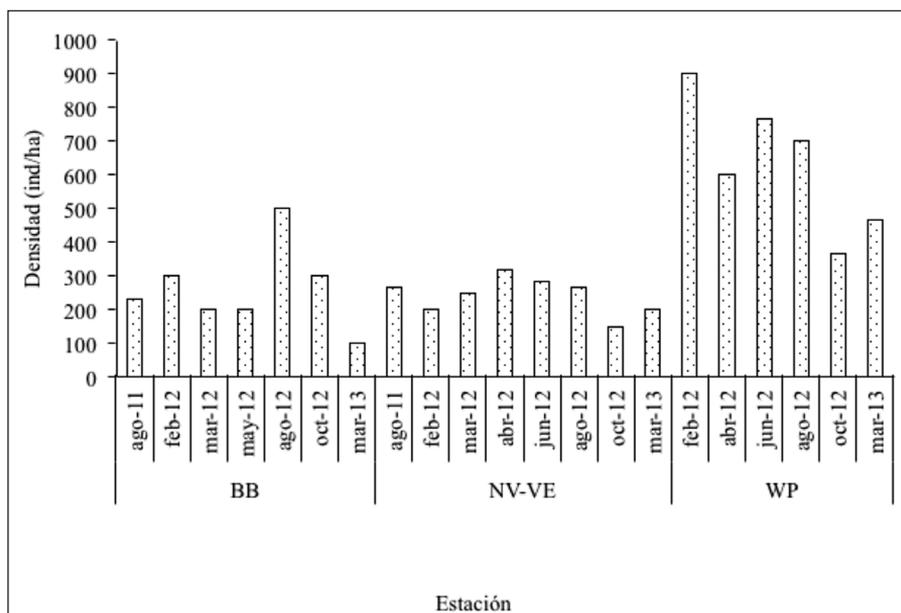


Figura 2. Variación temporal de la densidad en las estaciones.

Estructura de tallas

En total se midieron 215 individuos. 48 en BB, 71 en NV-VE y 96 en WP. La talla promedio en las tres estaciones fue de 29.03 cm (± 2.47). El 8.4% (18 ind) fueron peces menores a 20 cm, ámbito de tallas en el que hubo menos individuos. La mayor frecuencia en las tallas se encontró en los individuos entre 20 y 30 cm, los cuales representaron 47.9% (103 ind). El 43.7% (94 ind) presentó tallas superiores a 30 cm. Tanto en BB como en NV-VE la frecuencia de tallas de los peces fue superior en el ámbito de 20 y 30 cm de LT. Sin embargo, en la estación WP la mayor frecuencia de tallas observada fue de individuos mayores a 30 cm (Tabla 1). En cualquier caso, no se encontró diferencias significativas entre estaciones. En la estación BB se obtuvo el mayor promedio de tallas en mayo de 2012 (33.8 cm) y el valor más bajo en agosto de 2011 (24.0 cm). En NV-VE el valor promedio más alto fue en marzo de 2013 (31.3 cm ± 2.36) y el más bajo en agosto de 2012 (24.9 cm) y en WP el valor promedio más alto fue febrero de 2012 (31.1 cm), mientras el más bajo marzo de 2013 (25.7 cm) (Figura 3).

La estación que presentó la mayor talla promedio fue BB (29.5 ± 3.0 cm) seguida de WP (29.3 ± 2.0 cm), mientras que en NV-VE (28.3 ± 2.4 cm) se encontraron las tallas más pequeñas. Igualmente se observa que WP presentó las tallas más grandes y las más pequeñas. BB y NV-VE presentaron distribución de tallas

similares, pero los dos valores atípicos observados en NV-VE hacen que el promedio esté por debajo con respecto a las otras estaciones. En NV-VE se observaron dos valores atípicos que estuvieron por fuera del cuartil inferior, mientras que en BB y WP sólo hubo un valor atípico en cada una. Estos dos valores atípicos encontrados en NV-VE podrían explicar el valor más bajo en el promedio de tallas del pez león (Figura 4).

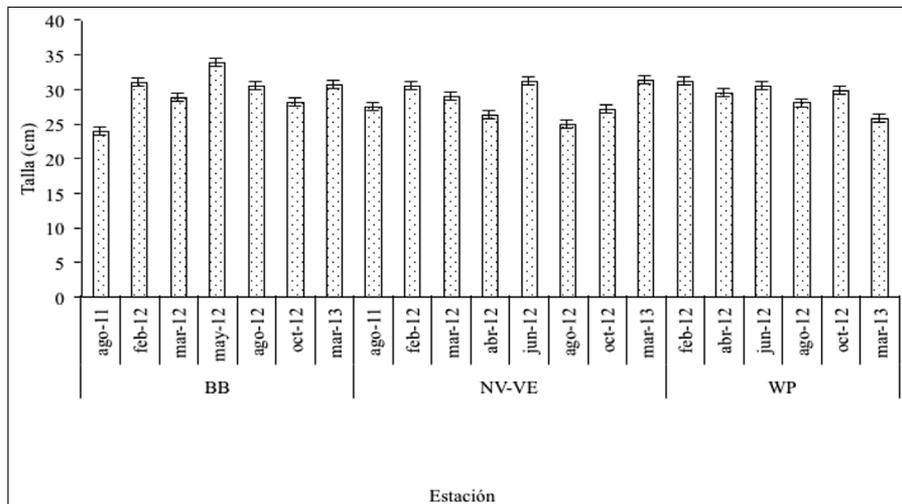


Figura 3. Variación temporal de la talla en las estaciones.

Tabla 1. Distribución de frecuencias de talla (LT) en cada una de las estaciones muestreadas en la isla de San Andrés.

LT (cm)	BB	NV-VE	WP	Total
< 20	4	6	8	18
20 - 30	23	38	42	103
> 30	21	27	46	94
Más pequeño	15	12	11	
Más grande	39	39	43	
Total	48	71	96	215
Promedio	29.48	28.30	29.33	29.02
Desviación estándar	5.71	5.68	6.59	6.10

Como se mencionó anteriormente, NV-VE presentó los valores promedio más pequeños en sus tallas. Sin embargo, fue WP en donde se observaron las tallas más pequeñas: 11 cm que corresponde al atípico. Además se encontró un individuo con una talla de 13 cm y otro de 14 cm. En la estación NV-VE los *outliers* correspondieron a tallas de 12 y 14 cm. En BB el valor atípico corresponde a un individuo de 15 cm (Figura 4).

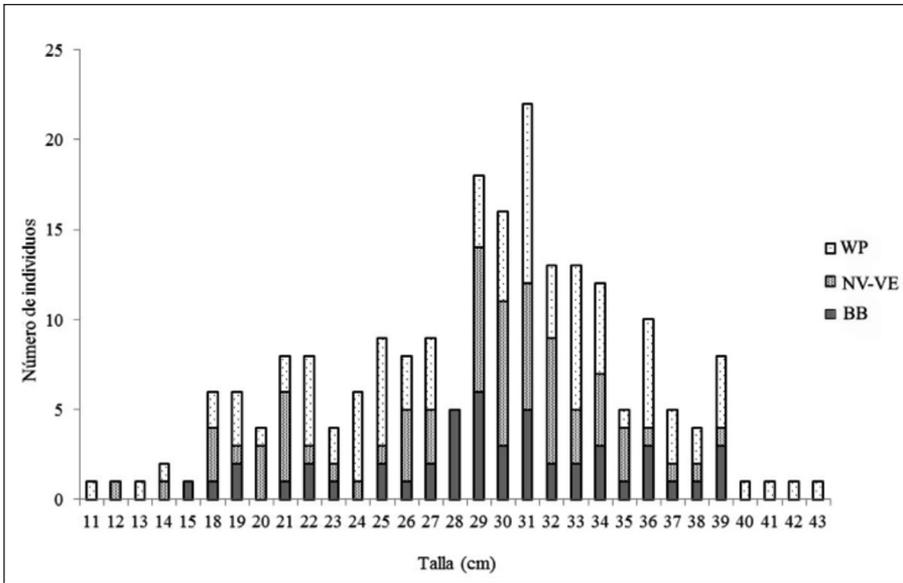


Figura 4. Frecuencia de tallas en las tres estaciones de muestreo.

En WP se presentaron los valores menores y mayores (11 y 43 cm respectivamente). Hubo tres individuos que superaron 40 cm. En NV-VE y BB el individuo más grande fue de 39 cm, en BB tres individuos presentaron esta talla, mientras que en NV-VE tan sólo un individuo la presentó. Las tallas en la estación BB estuvieron siempre distribuidas hacia la mitad del intervalo (Figura 4).

DISCUSIÓN

Abundancia

Kulbicki *et al.* (2012) estimaron que tan solo un octavo del total de peces león se detectan durante un censo visual. Sin embargo, el método del conteo de peces de esta manera es el que más se utiliza actualmente, debido a que es el más amigable con el ambiente en comparación con otros métodos empleados y da una información confiable sobre la estructura de las comunidades de peces en un ecosistema determinado. Cabe mencionar que es el método utilizado por otros autores (Whitfield *et al.*, 2007; Green y Côté, 2008; Morris y Whitfield, 2009; Darling *et al.*, 2011; Kulbicki *et al.*, 2012; Ruttenberg *et al.*, 2012; Hackerott *et al.*, 2013; García-Urueña *et al.*, 2015) para hacer las estimaciones de abundancia de la especie tanto en el ámbito invadido como en el nativo y con los cuales se comparan los resultados obtenidos en el presente estudio. En consecuencia, se considera que los resultados para abundancias y densidades a partir de este método resultan ser

estimaciones conservadoras, que ofrecen una aproximación válida y dan una idea de cómo se encuentran las poblaciones en San Andrés en comparación con otras localidades en el ámbito invadido así como las de la distribución natural.

A pesar de la cercanía entre las estaciones del flanco protegido, se observó una gran diferencia en cuanto a los valores promedio de densidad. WP (633 ind/ha) presentó valores que son más del doble de lo encontrado en NV-VE (242 ind/ha), aun cuando en esta última hay oferta relativamente apropiada de refugio y alimento ya que existen fracturas que forman cavernas, además de estar incluida una cueva a manera de túnel dentro del transecto. Esta situación lleva a pensar que la estación NV-VE está sujeta a remoción y extracción mecánica de pez león (*e.g.* turistas, buzos y pescadores), mientras que en WP no parece ocurrir esta circunstancia. Este hecho se le puede atribuir a que la estación NV-VE presenta mejores facilidades de acceso en comparación con WP.

Por otra parte, la estación BB (262 ind/ha) también presentó densidades inferiores a las encontradas en WP y con un valor cercano a las observadas en NV-VE. En este caso parece ocurrir lo mismo, los valores de densidad inferiores se atribuyen a la constante visita de operadores de buceo, los cuales están ejerciendo presión sobre el invasor. A pesar de ello las densidades encontradas en NV-VE y BB, siguen siendo elevadas. De hecho, se ha observado a *P. volitans* con densidades varias veces mayores a las que se han encontrado en su ámbito nativo en el Indo-Pacífico. En las Bahamas incluso logró convertirse en uno de los organismos más abundantes en los ecosistemas afectados, por lo cual se supone que la especie podrá cambiar las interrelaciones ecológicas sustancialmente (Whitfield *et al.*, 2007).

Lee *et al.* (2011) encontraron una correlación positiva ($R^2 = 0.842$) entre la profundidad y el número de peces león, siendo un factor importante en la distribución de los peces al estar relacionado con la disponibilidad de presas y sitios de refugio; igualmente, Claydon *et al.* (2012) realzan la importancia del tipo de hábitat en el cual se establece el pez león, pues sus resultados mostraron unas tallas mayores (22.7 ± 7.5 cm) en arrecifes profundos. Los resultados en las estaciones BB y NV-VE presentan valores similares en cuanto a las densidades encontradas, aunque se trata de dos ambientes contrastantes, mientras que BB es un bajo arrecifal extenso y de una profundidad de 20 m, NV-VE es menos extenso y se laboró entre 10-14 m. Con base en esto, se puede concluir que los valores de densidad encontrados en los sitios muestreados no se ven afectados por la profundidad, pero sí por la presión de remoción que se pueda estar ejerciendo. Situación contraria a lo que sucede en WP en donde es evidente, por las densidades observadas, que la presión sobre la especie es casi nula. De igual manera, esta estación por su ambiente cavernoso ofrece el refugio para el pez león.

Hackerott *et al.* (2013) sugirieron que las “bajas” densidades observadas en zonas de reserva (en comparación con otras localidades) se deben más al control y manejo (extracción mecánica) que a competencia por hábitat, espacio o depredación. Así mismo, Barbour *et al.* (2010) y Morris *et al.* (2010) desarrollaron modelos poblacionales para simular el esfuerzo de remoción que es necesario para poder controlar el crecimiento poblacional del depredador invasivo. Según estos modelos se requiere de un esfuerzo de remoción elevado y persistente, ya que las poblaciones del pez león tienen el potencial de recuperarse rápidamente de altas tasas de remoción.

Según Kulbicki *et al.* (2012), las especies de *Pterois* no son fáciles de observar en el Pacífico y sus densidades son notablemente más bajas que las observadas en su ámbito invadido. De hecho, su presencia se ha registrado en los principales fondos marinos y tipos de sustratos del Atlántico donde se ha instalado y en profundidades que van desde la costa hasta más de 300 m (Morris y Green, 2013). El hecho que en algunas áreas los peces león se convirtieron en especies más abundantes que sus equivalentes ecológicos, como los meros nativos (Whitfield *et al.*, 2007), o depredadores topos como los pargos es alarmante.

El primer registro que se tiene del área natural de distribución es el documentado por Fishelson (1997) para el mar Rojo en donde se da una densidad de 80 ind/ha. *Pterois volitans* presenta densidades de 2.2 ind/ha en el archipiélago de Palau. No obstante, las densidades encontradas para las cuatro especies presentes en este archipiélago son de aproximadamente 22 ind/ha (Grubich *et al.*, 2009). De igual manera, Kulbicki *et al.* (2012), durante jornadas de censos visuales para detectar especies de *Pterois* presentes en el Indo-Pacífico, observaron que *P. volitans* resultó ser la especie más común y con mayores densidades. Específicamente el censo de pez león en Filipinas y Micronesia arrojó densidades entre 6 y 33 ind/ha.

Whitfield *et al.* (2007) registraron en 2004 un promedio de 21 ind/ha en 17 sitios frente a la costa de Carolina del Norte, con localidades que presentaron densidades hasta de 72 ind/ha. En 2008, la densidad máxima de pez león en esa misma zona fue de 450 ind/ha, con densidades medias de aproximadamente 150 ind/ha (Morris y Whitfield, 2009). Green y Côté (2008) registraron densidades de 393 ind/ha para New Providence (Bahamas). En el estudio realizado por Darling *et al.* (2011), también en las Bahamas, hallaron que *P. volitans* presenta densidades cinco veces superiores (101.7 ind/ha \pm 103.0) en el Gran Caribe que las que presenta *P. miles* (su equivalente ecológico) en los arrecifes en Kenia. Hackerott *et al.* (2013) muestrearon 71 localidades en México, Belize, Cuba y Bahamas entre 2009 y 2012 encontrando densidades promedio alrededor de 440 ind/ha.

Teniendo como referente Fishelson (1997) sobre la densidad en el área natural de distribución, para la isla se tienen densidades cinco veces superiores a las que se pueden observar en su ámbito nativo, oscilando este valor entre tres y ocho veces según la estación. Igualmente hay que señalar que en estaciones como WP se llegaron a encontrar densidades que son once veces superiores a las registradas para el mar Rojo. Así mismo, si se comparan los valores obtenidos con los registrados por otros autores (Whitfield *et al.*, 2007; Green y Côté, 2009; Morris y Whitfield, 2009; Darling *et al.*, 2011; Kulbicki *et al.*, 2012; Hackerott *et al.*, 2013) para otras áreas nativas de distribución de la especie en donde se habla de densidades cercanas a 20 ind/ha, esta relación sería aún más alarmante. Grubich *et al.* (2009) señalan que las bajas abundancias encontradas en Palau y el comportamiento críptico de la especie pueden estar relacionados con dificultad en la consecución de recursos y tasas de mortalidad superiores a las encontradas en el ámbito invadido. Las altas densidades encontradas en el Caribe, así como la ausencia de un control natural, podrían explicar esta conducta de estar suspendido o merodeando sobre el arrecife.

En New Providence (Bahamas), entre 2008 y 2010, el aumento en las poblaciones del pez león coincidió con el rápido declive de peces nativos. Durante este período, el pez león presentó un incremento entre 23% y 40% de la biomasa total de los depredadores que viven en el área estudiada que incluyó a 16 peces nativos ecológicamente similares, en términos de tamaño corporal y dieta. En ese período, la biomasa combinada de 42 especies de peces observadas en la dieta de *Pterois*, experimentó una disminución de 65% en el área muestreada (Green *et al.*, 2012). Igualmente, Ruttenberg *et al.* (2012) encontraron un incremento de 375% en los cayos de la Florida entre 2010, cuando se registraron 1.6 ind/ha, y 2011 para esta misma localidad, con densidades de 6 ind/ha. Es decir, aumentó casi cuatro veces su abundancia en tan solo un año.

Estructura de tallas

No hubo ocasión de muestreo en la que haya habido promedio de tallas pequeñas que indicaran algún evento de reclutamiento. La distribución de tallas estuvo dominada por individuos mayores a 20 cm de LT en todas las estaciones de muestreo. Barbour *et al.* (2010) y Claydon *et al.* (2012) han propuesto la hipótesis de que el pez león prefiere aguas someras cuando es pequeño o inmaduro para después migrar a aguas más profundas e incrementar su tamaño. Claydon *et al.* (2012) registraron que la mayoría de los peces colectados en aguas poco profundas correspondían a peces sexualmente inmaduros, por debajo de 150 mm (LT). Estos resultados no tienen correspondencia con los obtenidos en el estudio realizado donde

las estaciones presentaron promedios de talla similares independientemente de la profundidad. Si bien la estación BB (que es la más profunda) presenta el mayor valor promedio en cuanto a las tallas, fue en la estación WP donde se encontraron los individuos más grandes (43 y 42 cm) y los más pequeños (11 cm). Mientras que en NV-VE, que está al mismo ámbito de profundidad que WP, presentó el menor promedio en las tallas.

El que las tallas pequeñas fuera un evento raro, sugiere que no se detectó ningún evento de reclutamiento, que no están reclutando en estos sitios específicamente y que si lo hacen tienen una baja supervivencia porque están siendo removidos por depredadores nativos, o que existe un sesgo en los observadores que hizo más difícil detectar los individuos de tallas menores en los transectos. Morris *et al.* (2009) mencionaron que es difícil detectar individuos juveniles de especies crípticas en hábitats complejos. Este hecho sumado a la poca visibilidad presente en algunos transectos pudo ser determinante en no encontrar individuos pequeños. En ese sentido, dichos autores sugieren el uso de lámparas de buceo para poder ver en las grietas, oquedades y pequeñas cavernas. Igualmente, Darling *et al.* (2011) afirmaron que la diversidad y abundancia de los depredadores en el Caribe es baja en comparación con las del Pacífico tropical, hecho que favorece la baja mortalidad y mayor tamaño corporal de la especie en el área invadida.

Benkwitt (2013) mencionaron la densodependencia del león con respecto al crecimiento corporal en experimentos de campo controlados realizados en pequeños arrecifes, encontrando que donde hay más individuos el crecimiento en talla es menor. Sin embargo, lo observado en el campo no concuerda con lo obtenido por ese autor, ya que en la estación WP, donde se obtuvieron las mayores densidades (633 ind/ha), los individuos no resultaron presentar tallas significativamente menores (29.3 cm). Así mismo, BB, donde se obtuvo densidades promedio de 242 ind/ha, es el sector donde se encontraron los individuos de mayores tallas (29.5 cm).

Esta situación sugiere que la estación NV-VE es el área que es más visitada por operadores de buceo y turistas que van con la intención de pescar al pez león, como consecuencia de esto se observan las menores densidades y tallas promedio. Diferentes autores proponen la erradicación o, más bien, el control manual como la alternativa de manejo más viable, ya que se ha observado que en zonas que están supeditadas a este tipo de acción, las densidades de *P. volitans* no parecen aumentar. Igualmente la frecuencia de tallas pequeñas aumenta, trayendo como consecuencia la disminución (en tamaño y abundancia) de especies depredadas, favoreciendo algunas especies de importancia comercial y ecológica (Barbour *et al.*, 2010; Frazer *et al.*, 2012; Benkwitt, 2013).

Ruttenberg *et al.* (2012) mencionan un aumento en las tallas en tan solo un año. En los cayos de la Florida se pasó de tener tallas entre 3 y 22 cm (14 cm en promedio) en 2010, a tener en 2011 tallas de 6 a 34 cm (18 cm en promedio). Este aumento se evidenció en un incremento de seis veces la biomasa registrada el año inmediatamente anterior. De igual manera, se ha comprobado que el pez león consume presas que superan en 40% su propio tamaño. Por esta razón, la vulnerabilidad de las especies autóctonas a la acción depredadora de los peces león depende del tamaño que éstos alcancen en la zona. Puesto que en el área invadida los peces león crecen por encima de 40 cm LT, los peces y crustáceos hasta de 15 cm pueden servirles de alimento (Green, 2013).

CONCLUSIONES

Se obtuvo una densidad de 379 ind/ha y una abundancia de 109.6826×10^4 individuos hasta el ámbito de profundidad de 20 m, siendo los primeros registros de abundancia y densidad de la especie para el Caribe insular occidental colombiano.

Se requiere un monitoreo permanente que permita un control y seguimiento de las densidades poblacionales de *P. volitans* en la Reserva de la Biósfera con el fin de poder establecer la efectividad de los mecanismos de control, así como monitorear la tasa de crecimiento de la población.

Los esfuerzos de remoción localizada parecen ser esenciales en el intento por frenar o controlar las densidades del pez león, por lo que la divulgación y promoción de campañas encaminadas a este fin siguen siendo importantes. La densidad y la talla del pez león en esos sitios donde se pesca la especie son generalmente inferiores a las de lugares cercanos donde no se bucea. Las investigaciones que se llevan a cabo actualmente en Bahamas indican que la extracción periódica en los arrecifes de parches someros es una medida altamente eficaz para mantener la densidad de la especie por debajo de la que se registra en los sitios de control.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por Colciencias (código: 1361-521-28271) y el Sistema de Información de la Investigación (Hermes) de la Vicerrectoría de Investigación de la Universidad Nacional de Colombia. A los profesores Sven Zea y Néstor Campos por sus valiosos aportes y enseñanzas durante el proceso de formación académica del primer autor. Contribución 440 del Instituto de Estudios en Ciencias del Mar – CECIMAR de la Universidad Nacional de Colombia.

BIBLIOGRAFÍA

- Albins, M.A. y M.A. Hixon. 2008. Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 367: 233-238.
- Arbeláez, N. y A. Acero P. 2011. Presencia del pez león *Pterois volitans* (Linnaeus) en el manglar de la bahía de Chengue Caribe colombiano. *Bol. Inv. Mar. Cost.*, 40(2): 431-435.
- Baptiste, M.P., N. Castaño, D. Cárdenas, F.P. Gutiérrez, D.L. Gil y C.A. Lasso (Eds.). 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. 200 p.
- Barbour, A., M.L. Montgomery, A.A. Adamson, E. Díaz-Ferguson y B.R. Silliman. 2010. Mangrove use by the invasive lionfish *Pterois volitans*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 401: 291-294.
- Benkwitt, C.E. 2013. Density-dependent growth in invasive lionfish (*Pterois volitans*). *PLoS One*, 8(6): e66995.
- Betancur-R., R., A. Hines, A. Acero P., G. Orti, A.E. Wilbur y D.W. Freshwater. 2011. Reconstructing the lionfish invasion: insights into Greater Caribbean biogeography. *J. Biogeogr.*, 38: 1281-1293.
- Chevalier, P.O., E. Gutiérrez, D. Ibarzábal, S. Romero, V. Isla, J. Calderín y E. Hernández. 2008. First record of *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae) for Cuban waters. *Solenodon*, 7:37-40.
- Claydon, J., M. Calosso y S. Traiger. 2012. Progression of invasive lionfish in seagrass, mangrove and reef habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 448: 119-129.
- Darling, E. S., S. J. Green, J. K. O'Leary e I. M. Côté. 2011. Indo-Pacific lionfish are larger and more abundant on invaded reefs: a comparison of Kenyan and Bahamian lionfish populations. *Biol. Invas.*, 13:2045-2051.
- Ferreira, C.E, O. J Luiz, S. R Floeter, M. B Lucena, M. C Barbosa, C. R Rocha y L. A. Rocha. 2015. First record of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS One*, 10(4): e0123002.
- Fishelson, L. 1975. Ethology and reproduction of pteroid fishes found in the Gulf of Agaba (Red Sea), especially *Dendrochirus brachypterus* (Cuvier), (Pteroidae, Teleostei). *Publ. Staz. Zool. Napoli*, 39: 635-656.
- Fishelson, L. 1997. Experiments and observations on food consumption, growth and starvation in *Dendrochirus brachypterus* and *Pterois volitans* (Pteroinae, Scorpaenidae). *Environ. Biol. Fishes*, 50: 391-403
- Frazer, T. K., C. A. Jacoby, M. A. Edwards, S. C. Barry y C. M. Manfrino. 2012. Coping with the lionfish invasion: Can targeted removals yield beneficial effects? *Rev. Fish. Sci.*, 20:4, 185-191.
- Freshwater, D.W., A. Hines, S. Parham, A. Wilbur, M. Sabaoun, J. Woodhead, L. Akins, B. Purdy, P.E. Whitfield y C.B. Paris. 2009. Mitochondrial control region sequence analyses indicate dispersal from the US East Coast as the source of the invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* in the Bahamas. *Mar Biol.*, 156: 1212-1221.
- García-Urueña, R., A. Acero P. y V. Coronado. 2015. Comunidad de peces arrecifales en presencia del pez león (*Pterois volitans*) en Santa Marta, Caribe colombiano. *Rev. MVZ Córdoba*, 20 (Supl): 4989-5003.

- González, J., M. Grijalba-Bendeck, A. Acero P. y R. Betancur-R. 2009. The invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Linnaeus 1758), in the southwestern Caribbean Sea. *Aq. Invas.*, 4(3): 507-510.
- Green, S. J. y I. M. Côté. 2008. Abundance of invasive lionfish (*Pterois volitans*) on Bahamian coral reefs. *Proc. 61st Gulf Carib. Fish. Inst., Gosier, Guadeloupe, Antillas Francesas*.
- Green, S. J., J. L. Akins e 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 e I. M. Côté. 2012. Invasive lionfish drive Atlantic coral reef fish declines. *PLoS One*, 7(3): e32596.
- Grubich J.R., M.W. Westneat y C. L. McCord. 2009. Diversity of lionfishes (Pisces: Scorpaenidae) among remote coral reefs of the Palau Archipelago. *Coral Reefs*, 28(3): 807-807.
- Guerrero, K.A. y A. L. Franco. 2008. First record of the Indo-Pacific red lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) for the Dominican Republic. *Aq. Invas.*, 3:255-256.
- Gutiérrez, F. P. 2006. Estado de conocimiento de especies invasoras: Propuestas de lineamientos para el control de los impactos. Instituto Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. 156 p.
- Hackerott S., A. Valdivia, S. J. Green, I. M. Côté, C. E. Cox, L. Akins y J. F. Bruno. 2013. Native predators do not influence invasion success of Pacific lionfish on Caribbean reefs. *PLoS ONE*, 8(7): e68259.
- Hare, J.A. y P. E. Whitfield. 2003. An integrated assessment of the introduction of lionfish (*Pterois volitans/miles* complex) to the western Atlantic Ocean. *NOAA Tech. Mem., NOS NCCOS 2*. 21 p.
- IDEA. 2010. Guía de buceo ecológico: isla de San Andrés, Caribe occidental colombiano. Instituto de Estudios Ambientales. http://www.idea.unal.edu.co/proyectos/GB_SANANDRES/GB_SA.html.
- IGAC. 1992. Atlas de Colombia. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Santafé de Bogotá D.C. 321 p.
- Invemar. 2005. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia. Serie de Publicaciones Periódicas/INVEMAR, No.8. 360 p.
- Jud, Z. R. y C. A. Layman. 2012. Site fidelity and movement patterns of invasive lionfish, *Pterois* spp., in a Florida estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 414: 69-74.
- Jud, Z.R., C. A. Layman, J.A. Lee, y D.A. Arrington. 2011. Recent invasion of a Florida (USA) estuarine system by lionfish *Pterois volitans/P. miles*. *Aq. Biol.*, 13: 21-26.
- Kulbicki, M., J. Beets, P. Chabanet, K. Cure, E. Darling, S. R. Floeter e Y. Letourneur. 2012. Distributions of Indo-Pacific lionfishes *Pterois* spp. in their native ranges: implications for the Atlantic invasion. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 446: 189-205
- Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas y M. De Poorter. 2000. 100 of the World's worst invasive alien species A selection from the Global Invasive Species Database. *Aliens*, 12: 12 p.
- Morris, J.A. 2009. The biology and ecology of invasive Indo-Pacific lionfish. *Disertación doctoral*. North Carolina State University, Raleigh, EE.UU.
- Morris, J.A. y J.L. Akins. 2009. Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian Archipelago. *Environ. Biol. Fishes*, 86:389-398.
- Morris, J. A. y S. J. Green. 2013. Las investigaciones sobre el pez león: resultados alcanzados y cuestiones pendientes, Páginas 4-16 en: J.A. Morris Jr (ed.) *El pez león invasor: guía para su control y manejo*. Gulf and Carib. Fish. Inst. Spec. Publ. Ser., 2. 126 p.
- Morris Jr, J.A. y P. E. Whitfield. 2009. Biology, ecology, control and management of the invasive Indo-Pacific lionfish: An updated integrated assessment. *NOAA Techn. Mem., NOS NCCOS 99*. 57 p.

- Morris Jr, J. A., K.W Shertzer y J. A. Rice. 2011. A stage-based matrix population model of invasive lionfish with implications for control. *Biol. Invas.*, 13: 7-12.
- Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger y F. Massardo. 2001. Especies exóticas, enfermedades y sobreexplotación. *Fundamentos de conservación biológica perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. 1706 p. URL <http://www.R-project.org/>.
- Reef Environmental Education Foundation. 2008. Reef Environmental Education Foundation Volunteer. Survey Project Database. www.reef.org. (01/11/2008).
- Rodríguez, J. P. 2001. La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad suramericana. *Interciencia*, 26(10):479-483.
- Ruiz-Carus, R., R. E. Matheson, D. E. Roberts y 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. *Biol. Conserv.*, 128: 384-390.
- Ruttenberg B. I., P. J. Schofield, J. L. Akins, A. Acosta, M. W. Feeley, J. B. S. G. Smith y 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. *Bull. Mar. Sci.*, 88(4):1051-1059.
- 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. *Aq. Invas.*, 4: 473-479.
- Schofield, P.J. 2010. Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aq. Invas.*, 5: 117-122.
- Smith, N. 2010. Lionfish invasion in nearshore waters of the Bahamas: an examination of the effects of artificial structures and invader versus native species colonization rates. M.Sc. thesis. University of British Columbia, Vancouver.
- Snyder, D.B. y G. H. Burgess. 2007. The Indo-Pacific red lionfish, *Pterois volitans* (Pisces: Scorpaenidae), new to Bahamian ichthyofauna. *Coral Reefs*, 26:175.
- Whitfield, P.E., T. Gardner, S. P. Vives, M. R. Gilligan, W. R. Courtenay, G. C. Ray y J. A. Hare. 2002. Biological invasion of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* along the Atlantic coast of North America. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 235: 289-297.
- Whitfield, P.E., J. A. Hare, A. W. David, S. L. Harter, R. C. Muñoz y C. M. Addison. 2007. Abundance estimates of the Indo-Pacific Lionfish *Pterois volitans/miles* complex in the western North Atlantic. *Biol. Invas.*, 9: 53-64.

RECIBIDO: 17/06/2015

ACEPTADO: 09/11/2016

