

Artículo de Divulgación

Estudio preliminar de la abundancia poblacional de *Hippocampus* spp. en hábitats naturales de la bahía de Turpialito, estado Sucre.

Mariela Cova*¹ , Antulio Prieto²  y Roger Velásquez² 

¹ Instituto Nacional de Tierras-Sucre, Área de Recursos Naturales.

² Universidad de Oriente, Núcleo Sucre, Departamento de Biología.

Resumen

Los caballitos de mar (*Hippocampus* spp.) son peces teleósteos marinos pertenecientes a la familia Syngnathidae, que actualmente se encuentran amenazados de extinción debido a factores naturales y a la influencia antrópica que está causando la degradación de sus hábitats naturales. El objetivo principal de esta investigación fue valorar la abundancia de las dos especies reportadas para Venezuela, *Hippocampus reidi* (Ginsburg, 1933) e *Hippocampus erectus* (Perry, 1810) en cuatro hábitats naturales distintos en la bahía de Turpialito, estado Sucre, Venezuela. El monitoreo se realizó mediante censos visuales bajo el agua, utilizando transectos lineales en un período que abarcó junio 2022 a mayo 2023. Durante la investigación se avistaron un total de 18 individuos de caballitos de mar en los cuatro hábitats, observando que la especie *H. reidi* fue más abundante que *H. erectus*, con 12 y 6 registros respectivamente. La densidad media fue de 0,0075 ind/m² entre ambas especies con un alto porcentaje de individuos indiferenciados. Aun cuando un ANOVA no detectó diferencias significativas de los caballitos de mar entre hábitats ($P < 0,005$), el estadístico $X^2 = 12.8$; $P < 0,005$ sí mostró preferencia por el hábitat de *Rhizophora mangle*.

Palabras clave: Abundancia poblacional, Bahía de Turpialito, Caballitos de mar, *Hippocampus erectus*, *Hippocampus reidi*.



Recibido: 26 de marzo del 2024

Aceptado: 21 de noviembre del 2024

Publicado: 6 de marzo del 2025

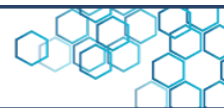
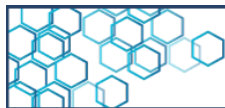
Conflicto de intereses: los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

DOI: 10.5281/zenodo.13305708

***Autor para correspondencia:**

Mariela Cova

e-mail: marielacova@gmail.com



Dissemination article

Preliminary study of the population abundance of *Hippocampus* spp. in natural habitats of Turpialito Bay, Sucre state.

Mariela Cova*¹ , Antulio Prieto²  y Roger Velásquez² 

¹Instituto Nacional de Tierras-Sucre, Área de Recursos Naturales.
²Universidad de Oriente, Núcleo Sucre, Departamento de Biología.

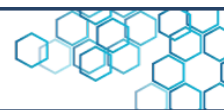
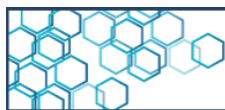
Abstract



Received: March 26, 2024
Accepted: November, 2024
Published: March 6, 2025
Conflict of interest: the authors declare that there are no conflicts of interest.
DOI:
10.5281/zenodo.13305708
***Corresponding author:**
Mariela Cova
e-mail:
marielacova@gmail.com

Seahorses (*Hippocampus* spp.) are marine teleost fish belonging to the family Syngnathidae, which are currently threatened with extinction due to natural factors and anthropogenic influence that is causing the degradation of their natural habitats. The main objective of this research was to assess the abundance of the two species reported for Venezuela, *Hippocampus reidi* (Ginsburg, 1933) and *Hippocampus erectus* (Perry, 1810) in four different natural habitats in Turpialito Bay, Sucre state, Venezuela. Monitoring was carried out through underwater visual censuses, using linear transects in a period that spanned June 2022 to May 2023. During the investigation, a total of 18 seahorse individuals were sighted in the four habitats, observing that the species *H. reidi* was more abundant than *H. erectus*, with 12 and 6 records respectively. The average density was 0.0075 ind/m² between both species with a high percentage of undifferentiated individuals. Even though an ANOVA did not detect significant differences in seahorses between habitats ($P < 0.005$), the statistic $X^2 = 12.8$; $P < 0.005$ did show a preference for the *Rhizophora mangle* habitat.

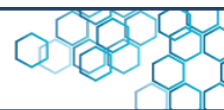
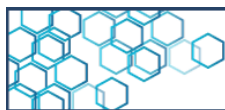
Keywords: *Hippocampus erectus*, *Hippocampus reidi*, Population abundance Seahorses, Turpialito Bay.



1. Introducción

Los caballitos de mar, del género *Hippocampus*, son peces marinos de la familia Syngnathidae. Estos peces son notables por sus características morfológicas únicas. Lamentablemente, debido a su importancia en la medicina tradicional asiática y su demanda como especie ornamental, a menudo son objeto de tráfico ilegal a nivel internacional [1]. A pesar de la distribución global que presentan, las poblaciones de caballitos de mar se encuentran muy perjudicadas por la sobreexplotación y la degradación del entorno [2], por esta razón han sido tomados en cuenta muchos trabajos de investigación y conservación de la diversidad marina. En el caso de Venezuela, de las 41 especies de caballitos de mar reconocidas como válidas por Lourie [3], se han identificado dos especies: *Hippocampus erectus* (Perry, 1810) e *Hippocampus reidi* (Ginsburg 1933), ambas figuran en la lista del Libro Rojo de la fauna venezolana [4], en el Apéndice II de la Convención Internacional sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestres [5] y en la Lista Roja de especies amenazadas de la UICN [6].

La situación de las especies del género *Hippocampus* se debe a una combinación de factores biológicos y efectos humanos. Desde el punto de vista biológico, estas especies tienen una distribución geográfica dispersa, tienden a ser sedentarias una vez que se establecen en un lugar, ya que su capacidad de natación es limitada, ocupan áreas pequeñas, presentando poblaciones con baja densidad y, en su mayoría, practican la monogamia [7]. Todas estas características los hacen particularmente vulnerables a la degradación de sus hábitats provocado por la actividad humana, la captura incidental en la pesca y la sobreexplotación, ya sea para exhibición en acuarios o para su comercio



como curiosidades y en la medicina oriental [8-10].

En las últimas décadas, se ha observado un aumento constante en la población mundial que se establece en áreas urbanas costeras [11]. Lo que ha llevado a un aumento en los impactos y modificaciones en los hábitats marinos costeros [12, 13]. Estos cambios han resultado en una significativa disminución de la población de especies que habitan en estas zonas, incluyendo los caballitos de mar. Además de los impactos humanos, eventos naturales también pueden contribuir a alterar las condiciones del hábitat de las especies del género *Hippocampus*. Estos cambios reducen la disponibilidad de alimentos y estructuras naturales esenciales para el asentamiento de estos peces [14-16].

Como se ha mencionado previamente, un problema crítico es que los hábitats principales donde se encuentran las especies del género *Hippocampus* han experimentado una reducción significativa en los últimos años, principalmente debido a la influencia humana, lo que ha llevado a la disminución de las poblaciones de estas especies [17-19]. En este contexto, el objetivo principal de este estudio es comparar la abundancia de *H. erectus* e *H. reidi* en cuatro hábitats distintos ubicados en la bahía de Turpialito, en el estado de Sucre, Venezuela.

2. Metodología

2.1 Área de estudio

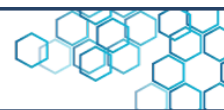
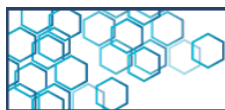
Esta investigación se llevó a cabo en la bahía de Turpialito (10°27'30"N; 64°02'40"W), ubicada en la costa sur del golfo de Cariaco,

estado Sucre, Venezuela (Figura 1). El área se caracteriza por cambios hidrológicos debido a la surgencia costera relativamente estacional que se produce en la región nororiental de Venezuela. Es poco influenciada por aportes de agua dulce, a excepción del período de lluvias que acontece anualmente y la época de sequía donde la evaporación es superior a la precipitación [20]. Esta bahía tiene una profundidad máxima de 8 metros y está influenciada por los vientos del noreste (NE), que son más prominentes durante los primeros meses del año, coincidiendo con el inicio de la surgencia de aguas sub-superficiales [21].



Figura 1. Ubicación relativa de la bahía de Turpialito, estado Sucre, Venezuela.

Dentro del área objeto de estudio, se encuentran distintos hábitats como fondos rocosos, arrecifes coralinos, manglares costeros, praderas de *Thalassia*, macroalgas de los generos *Ulva*, *Galaxaura*, *Sargassum*, *Caulerpa*, *Halimeda*, *Acanthophora* y playas arenosas. El clima es cálido,



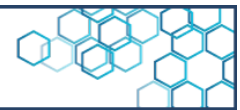
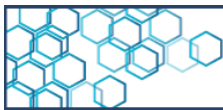
con temperatura media anual de 26,6° C, precipitación media anual de 250 mm, con dos estaciones bien marcadas, una seca desde noviembre hasta abril y otra lluviosa durante mayo hasta octubre [22].

2.2 Método de muestreo

Para el estudio de la abundancia poblacional de *H. erectus* e *H. reidi*, se llevaron a cabo censos visuales entre las 7 am y 12 m, mediante buceo en apnea, durante los meses junio del año 2022 hasta septiembre del 2023 a una profundidad de 2 m. En el área de estudio, se fijaron 4 estaciones, en cada una se realizó 1 transecto de 25 m de largo por 2 m de ancho, para obtener posteriormente, su abundancia en número de individuos por m² (ind/m²) como modificación de la metodología propuesta por Curtis [23]. Para un área total de 200 ind/m² cabe destacar que el número de transectos se fijó de acuerdo a las características del sustrato del área. Todos los individuos avistados fueron recolectados y se les determinó *in situ* la especie según Lourie [24], el sexo gracias al dimorfismo sexual que exhiben los caballitos y la gravidez o no del macho. Los ejemplares que presentaron un Largo Total igual o menor de 4 cm fueron considerados indiferenciados. También, se anotó el tipo de sustrato donde se localizaban los ejemplares.

2.3 Tratamiento de los datos y análisis estadístico

Los datos de abundancia (total y por especie avistada) en cada censo realizado, se registraron en una hoja de cálculo Microsoft Excel para su posterior tratamiento y análisis estadístico. Las diferentes abundancias obtenidas de caballitos de mar en los cuatro hábitats para



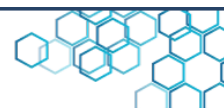
H. erectus e *H. reidi* en la zona de Turpialito se analizaron con un modelo lineal de ANOVA [25] y el estadístico X^2 de la distribución normal bivalente [26].

3. Resultados y discusión

En el transcurso de todo el período de muestreo, se avistaron un total de 18 ejemplares de caballitos de mar en los cuatro hábitats estudiados. De estos, 10 se encontraban en las raíces sumergidas del mangle *Rhizophora mangle*, 4 estaban adheridos al alga parda *Sargassum vulgare*, 2 se hallaban suspendidos en la columna de agua marina y otros 2 estaban adheridos a ejemplares de *Thalassia testudinum*. En cuanto a las especies, se observó que *H. reidi* fue más abundante que *H. erectus*, con 12 y 6 registros cada una de las especies (Tabla 1).

Tabla 1. Número de caballitos de mar avistados durante el período de muestreo según el hábitat y la especie.

HÁBITATS	ESPECIES	Nº DE EJEMPLARES AVISTADOS	Nº DE EJEMPLARES EN EL HABITAT	Nº DE EJEMPLARES TOTALES
Columna de agua	H.reidi	1	2	18
	H. erectus	1		
Raíces sumergidas de Rhizophora mangle	H.reidi	7	10	
	H. erectus	3		
Alga parda Sargassum vulgare	H.reidi	3	4	
	H. erectus	1		
Thalassia testudinum	H.reidi	1	2	
	H. erectus	1		



3.1 Abundancia de caballitos de mar entre los distintos hábitats

El promedio del número de caballitos de mar encontrados en el año de muestreo fue de 0,0075 ind/m² (Tabla 2), no obstante, la media del número de ejemplares encontrados fue de 0,05 ind/m² en las raíces sumergidas de *Rhizophora mangle*, 0,02 ind/m² adheridos al alga parda *Sargassum vulgare*, 0,01 ind/ m² en la columna de agua marina y adheridos a la fanerógama *Thalassia testudinum* (Figura 2).

Tabla 2. Abundancia mensual de caballitos de mar en un año de muestreo en la bahía de Turpialito, estado Sucre, Venezuela.

MESES	HEMBRAS	MACHOS	INDIFERENCIADOS	Nº TOTAL DE EJEMPLARES	ind/m ²
Junio 2022	1	1	0	2	0,01
Julio 2022	0	0	1	1	0,005
Agosto 2022	0	0	0	0	0,000
Septiembre 2022	1	3	0	4	0,02
Octubre 2022	0	1	2	3	0,015
Noviembre 2022	1	0	1	2	0,01
Diciembre 2022	0	0	0	0	0,000
Enero 2023	1	0	0	1	0,005
Febrero 2023	0	1	0	1	0,005
Marzo 2023	1	0	2	3	0,015
Abril 2023	0	0	0	0	0,000
Mayo 2023	0	0	1	1	0,005
Total	5	6	7	18	0,0075

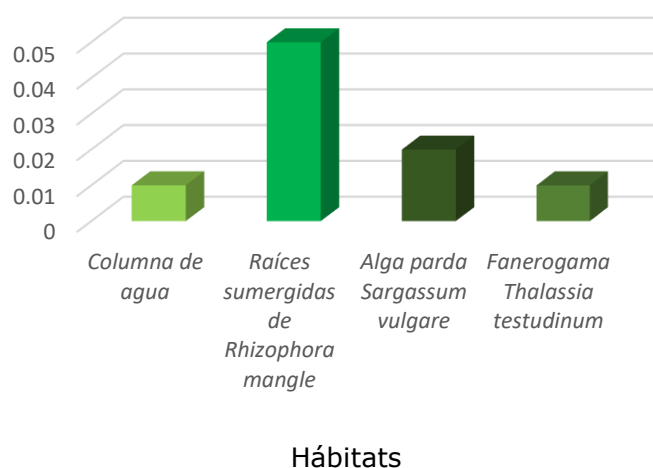
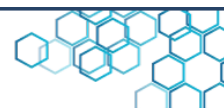


Figura 2. Promedio mensual de abundancia de caballitos de mar en cada hábitat muestreado en la bahía de Turpialito, estado Sucre, Venezuela.

Las densidades poblacionales para ambas especies en Turpialito son bajas, pero están dentro del rango de las reportadas en áreas de Cuba y Brasil [27, 28]. A pesar del escaso número de caballitos observados, la especie *H. reidi* fue la más abundante en el área objeto de estudio, tal como ha sido señalado en las costas norte y sur de Brasil [29, 30], costa norte de Cuba [28], aunque en el golfo de México y las costas orientales de Estados Unidos es la menos abundante [31]. Por otro lado, la relativa mayor abundancia de *H. reidi* puede deberse a la escasa profundidad donde se realizaron los muestreos, caracterizados por altos rangos de temperaturas y salinidad [32].

La escasa cantidad observada de *H. erectus* se debe a la poca profundidad de muestreo, ya que es común observarla en aguas profundas que contienen una vegetación más abundante [33] y es común obtenerla como fauna acompañante en las pesquerías del camarón [27].

Entre los factores que favorecen la abundancia del género *Hippocampus* se ha señalado que el aumento de la eutrofización del agua estimula el



aumento de especies de macroalgas y de especies sésiles filtradoras de invertebrados que brindan oportunidades de anclaje, camuflaje y alimentación a los caballitos [34]. Estudios de preferencias de hábitats, han demostrado la importancia de sitios de anclaje, poca profundidad y temperaturas cálidas para predecir la existencia de caballitos en los estuarios tropicales [35].

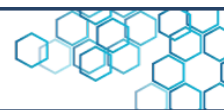
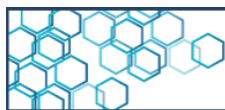
Esta situación podría explicar la relativa mayor predilección de ambas especies en Turpialito por el hábitat de *Rhizophora mangle*. Se ha sugerido que en costas del norte de Cuba y la costa sur de Brasil la disponibilidad de hábitats de briozoos, macroalgas y raíces sumergidas de mangle favorecen la distribución de *H. reidi* [36].

El análisis de la abundancia media de las dos especies de *Hippocampus* entre los cuatro hábitats mostró una clara tendencia en el hábitat de *Rhizophora mangle*, seguido de las de *Sargassum vulgare*. El estadístico F del resultado del ANOVA no detectó diferencias significativas de la abundancia entre hábitats ($P > 0,05$ NS) (Tabla 3). Sin embargo, el estadístico $X^2 = 12,8$; $P < 0,005$ respecto a la abundancia de *Hippocampus* sí mostró diferencias significativas.

Tabla 3. Análisis de varianza (ANOVA) con un factor que determina la diferencia de abundancia de *Hippocampus* entre los cuatro hábitats estudiados.

Fuente de variación	Grados de libertad	Cuadrados medios	F (Radio)	P	F Crítico
Hábitats Residual	1	8			
	6	8	1	0,355	5,987
P > 0,05 NS					

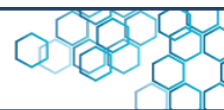
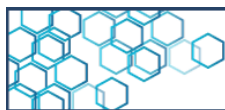
Esta baja abundancia poblacional de caballitos de mar podría ser el resultado de varios factores. Uno de los principales es el aumento de la



urbanización en las áreas costeras, que ha llevado a un incremento en la presencia de poblaciones humanas en estas zonas. Esto, a su vez, ha provocado un aumento en las actividades antropogénicas y, como resultado de esta la alteración del entorno marino, lo que ha llevado a una reducción significativa de las especies marinas que se encuentran en estos hábitats naturales [37]. Estos impactos causados por el ser humano, combinados con los eventos naturales recientes en Venezuela y la crisis climática actual, han perturbado las condiciones del hábitat de los *Hippocampus spp.* Y tal vez esto ha llevado a una disminución en la disponibilidad de presas y estructuras naturales necesarias para el establecimiento de estas especies [16].

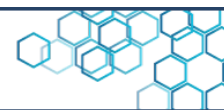
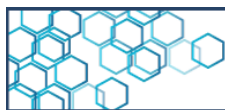
Por otro lado, los caballitos de mar se alimentan principalmente de pequeños crustáceos, siendo los Amphipoda, Misidaceos, Decapoda e Isopoda los grupos predominantes en su dieta [38]. Además de estos, se han registrado otros elementos en sus contenidos intestinales, como moluscos, larvas de peces y poliquetos [39,40]. Esto indica que la dieta de las especies de *Hippocampus* está influenciada por la abundancia y disponibilidad de los diferentes taxones de crustáceos en el ecosistema. Además, su capacidad para depredar otros organismos también depende de la complejidad del hábitat y la disponibilidad de estructuras adecuadas para su anclaje [41].

A pesar de su amplia distribución en hábitats costeros poco profundos de aguas templadas y tropicales, en las costas venezolanas solo se encuentran dos especies, *H. reidi* e *H. erectus*. Estas especies se asocian principalmente con hábitats como las raíces sumergidas de los mangles, lechos de algas y, en particular, la especie *Thalassia testudinum*. Estos hábitats les proporcionan puntos de apoyo, alimento y protección, ya que los caballitos de mar pueden camuflarse en su entorno [2, 41]. Sin embargo, dado que estas especies habitan en aguas poco profundas, sus



hábitats están expuestos a perturbaciones tanto naturales como causadas por el ser humano, lo que ha provocado su degradación con el paso de los años. Dadas sus características biológicas, ambas especies son altamente sensibles a la intervención de sus hábitats [2,7]. Como se ha mencionado previamente, el problema central es que los hábitats principales donde se encuentran las especies de *Hippocampus* han experimentado una regresión significativa en los últimos años, principalmente debido al impacto humano. Esto ha resultado en una disminución de las poblaciones de muchas de estas especies [8, 17]. La destrucción de las praderas de fanerógamas conduce a la formación de áreas sin vegetación, y la estructura del hábitat es una característica fundamental para determinar la distribución de los caballitos de mar, debido a su dependencia de puntos de anclaje y a la necesidad de camuflarse [42].

Esta situación crítica de las especies del género *Hippocampus* en el área, probablemente se debe a una combinación de factores biológicos y efectos antropogénicos. Desde un punto de vista biológico, estas especies tienen áreas de distribución dispersas, tienden a ser sedentarias una vez que se establecen, por su capacidad de natación limitada, ocupan áreas pequeñas, presentan poblaciones con baja densidad, bajas tasas de reproducción y en su mayoría practican la monogamia [2, 7]. Todas estas características los hacen especialmente vulnerables a los impactos de las actividades humanas, que incluyen la degradación de sus hábitats, la captura incidental en la pesca y la sobreexplotación, ya sea para su exhibición en acuarios o para su comercio en la medicina oriental [8-10]. La pesca con arrastre, en particular, representa una amenaza significativa, ya que además de



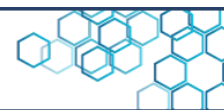
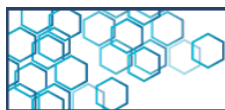
tener un impacto directo en las poblaciones de caballitos de mar, también conlleva a la destrucción indirecta de su hábitat [23, 34].

Para abordar esta situación, en el año 2004 se implementaron regulaciones internacionales que controlan el comercio de caballitos de mar en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), lo que marcó un hito al convertirlos en los primeros peces óseos marinos considerados por esta convención [10, 43].

El principal desafío al que se enfrenta la comunidad científica es lograr la conservación de estas especies a pesar de las presiones constantes sobre el medio ambiente [8]. Las artes de pesca destructivas, como la pesca de arrastre, son las principales responsables de un impacto significativo. Se ha informado que esta práctica altera la estructura de la población de caballitos de mar al afectar a diferentes grupos de edad, reducir las oportunidades de reproducción y causar la muerte de individuos como resultado de la pesca incidental [43]. Además, la pesca de arrastre provoca la destrucción de los hábitats marinos, lo que conlleva una disminución en la complejidad estructural del lecho marino [44, 45].

4. Conclusiones

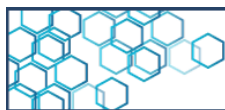
La abundancia poblacional de las especies *H. reidi* e *H. erectus* en general y mensual fue muy baja en la bahía de Turpialito. La especie *H. reidi* fue relativamente más abundante que *H. erectus*, probablemente por la escasa profundidad del muestreo. No se observaron diferencias en la abundancia entre las épocas de lluvia y sequía y se observó un alto porcentaje de individuos indiferenciados. Las raíces de *Rhizophora*



mangle constituyó el hábitat predilecto para la fijación de ambas especies seguida del alga parda *Sargassum vulgare*.

5. Referencias

- [1] Loh TL. Tewfik A. Aylesworth L y Phoonsawat R. Species in wildlife trade: socio-economic factors influence seahorse relative abundance in Thailand. *Biol. Conserv.*, 201, 301-308. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.07.022>
- [2] Foster SJ y Vincent ACJ. Life history and ecology of seahorses: Implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology*. Vol. 65, Issue 1. 2004. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00429.x>
- [3] Lourie SA. Pollom RA y Foster SJ. A global revision of the Seahorses *Hippocampus rafinesque* 1810 (Actinopterygii: Syngnathiformes): Taxonomy and biogeography with recommendations for further research. *Zootaxa*, 4146(1), 1-66. 2016. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4146.1.1>
- [4] Rodríguez JP. García-Rawlins A y Rojas-Suárez F. Libro Rojo de la Fauna Venezolana. Cuarta ed. Caracas, Venezuela: Provita y Fundación Empresas Polar; 2015. 470 pp.
- [5] CITES. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. 2014 www.cites.org/common/com/AC/20.15/10/2022
- [6] IUCN. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. 2022. <https://www.iucnredlist.org/>



[7] Gristina M. Cardone F. Desiderato A. Mucciolo S. Lazic T y Corriero G. Habitat use in juvenile and adult life stages of the sedentary fish *Hippocampus guttulatus*. *Hydrobiologia*, 784(1). 2017. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2818-3>

[8] Claassens L. Booth AJ y Hodgson AN. An endangered seahorse selectively chooses an artificial structure. *Environmental Biology of Fishes*, 101(5). 2018. <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0732-4>

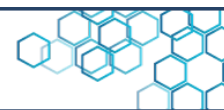
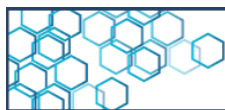
[9] Simpson M. Coleman RA. Morris RL y Harasti D. Seahorse Hotels: Use of artificial habitats to support populations of the endangered White's seahorse *Hippocampus whitei*. *Marine Environmental Research*, 157. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104861>

[10] Koning S y Hoeksema BW. Diversity of seahorse species (*Hippocampus spp.*) in the international aquarium trade. *Diversity*, 13(5). 2021. <https://doi.org/10.3390/d13050187>

[11] Creel L. Ripple effects: Population and coastal regions. *Population Reference Bureau*. 77 pp. 2003.

[12] Bulleri F y Chapman MG. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*. Vol. 47, Issue 1. 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01751.x>

[13] Dias T. Ecologia populacional de *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933 (Teleostei: Syngnathidae) no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. 2002. Dissertation Unpublished, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil



[14] Correia M. Palma J. Koldewey H y Andrade JP. Can artificial holdfast units work as a habitat restoration tool for long-snouted seahorse (*Hippocampus guttulatus* Cuvier). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 448. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.08.001>

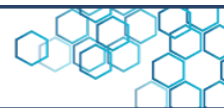
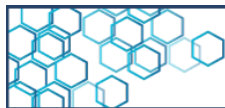
[15] Correia M. Caldwell IR. Koldewey HJ. Andrade JP y Palma J. Seahorse (*Hippocampinae*) population fluctuations in the Ria Formosa Lagoon, south Portugal. *Journal of Fish Biology*, 87(3). 2015. <https://doi.org/10.1111/jfb.12748>

[16] Correia M. Koldewey HJ. Andrade JP. Esteves E y Palma J. Identifying key environmental variables of two seahorse species (*H. guttulatus* and *H. hippocampus*) in the Ria Formosa Lagoon, South Portugal. *Environmental Biology of Fishes*, 101(9). 2018. <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0782-7>

[17] Orth RJ. Carruthers TJB. Dennison WC. Duarte CM. Fourqurean JW. Heck KL. Hughes AR. Kendrick GA. Kenworthy WJ. Olyarnik S. Short FT. Waycott M y Williams SL. A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*. Vol. 56, Issue 12. 2006. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[987:AGCFSE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[987:AGCFSE]2.0.CO;2)

[18] Clynick BJ. Harbour swimming nets: A novel habitat for seahorses. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(5). 2008. <https://doi.org/10.1002/aqc.856>

[19] Mai A y Gonzalo V. Population dynamics and reproduction of wild longsnout seahorse *Hippocampus reidi*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 92(2), 421-427. 2012. <https://doi.org/10.1017/S0025315411001494>



[20] Montes M. Crecimiento del mejillón verde (*Perna viridis*) en la ensenada de Turpialito, golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. Trab. Grad. Lic. Biología, Universidad de Oriente, Cumaná. 84 pp. 2011.

[21] Núñez P. Lodeiros C. Acosta V y Castillo I. Captación de semilla de moluscos bivalvos en diferentes sustratos artificiales en la Ensenada de Turpialito, Golfo de Cariaco, Venezuela. Zool. Trop. 24(4): 483-496. 2006

[22] Pérez L. Estudio de los subsistemas funcionales del Estado de Sucre. Informe realizado por el MARNR. (1997).

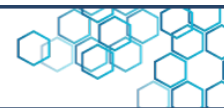
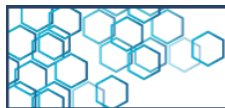
[23] Curtis J. Moreau MA. Marsden D. Bell E. Martin-Smith K. Samoilys M y Vincent A. Underwater visual census for seahorse population assessments. Project Seahorse, University of British Columbia, Vancouver. 2004.

[24] Lourie SA. Vincent AC y Hall HJ. Seahorses: an identification guide to the world's species and their conservation. Project Seahorse. 1999

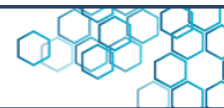
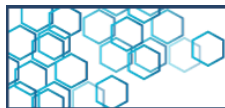
[25] Underwood AJ. On beyond BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4(1). 1994. <https://doi.org/10.2307/1942110>

[26] Gullón A. Introducción a la estadística aplicada. Editorial Alhambra, S.A. 219 pp. 1971

[27] Rosa IL. Oliveira TPR. Osório FM. Morales LE. Castro ALC. Barros GML y Alves RRN. Fisheries and trade of seahorses in Brazil: historical perspective, current trends, and future directions. *Biodivers. Conserv.* 20(9), 1951- 1971. 2011. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0068-2>.



- [28] Pastor L. de la Nuez D. Corrada RI. Piloto Y. y Pérez A. Caracterización de las poblaciones de caballitos de mar en diferentes zonas de la costa norte de las regiones occidental y central de Cuba. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 9(1), 23-39. 2017
- [29] Rosa IL. Dias TL y Baum JK. Threatened fishes of the world: *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933 (Syngnathidae). *Environ. Bio. Fish.*, 64(4), 378. 2002. <https://doi.org/10.1023/A:1016152528847>
- [30] Silveira RB. Registros de cavalos-marinhos (Syngnathidae: Hippocampus) ao longo da costa Brasileira. Laboratório de Aqüicultura Marinha (LABAQUAC)-Projeto Hippocampus. Rua da Esperança, Porto de Galinhas, Ipojuca, PE. Brasil. *Oecol. Aust.*, 15(2), 316-325. 2011. <https://doi.org/10.4257/oeco.2011.1502.09>
- [31] Bruckner AW. Field JD y Daves. The Proceedings of the International Workshop on CITES Implementation for Seahorse Conservation Conservation and Trade. NOAA Technical Memorandum. Maryland, EEUU.: NOAA. 2005
- [32] Pastor L. Piloto Y. Corrada R y Chevalier P. Estudio de las poblaciones de caballitos de mar en dos zonas de la costa norte de La Habana y Pinar del Río. *Rev. Mar. Cost.*, 3, 171-181. 2011
- [33] Curtis JM. Ribeiro J. Erzini K y Vincent ACJ. A conservation trade-off? Interspecific differences in seahorse responses to experimental changes in fishing effort. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17(5). 2007. <https://doi.org/10.1002/aqc.798>



[34] Gristina M. Cardone F. Carlucci R. Castellano L. Passarelli S y Corriero G. Abundance, distribution and habitat preference of *Hippocampus guttulatus* and *Hippocampus hippocampus* in a semi-enclosed central Mediterranean marine area. *Marine Ecology*, 36(1). 2015. <https://doi.org/10.1111/maec.12116>

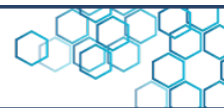
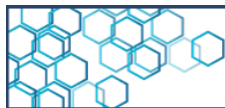
[35] Aylesworth LA. Xavier JH. Oliveira TP. Tenorio GD. Diniz AF y Rosa IL. Regional-scale patterns of habitat preference for the seahorse *Hippocampus reidi* in the tropical estuarine environment. *Aquat. Ecol.*, 49, 499-512. 2015. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-95423>

[36] Rosa IL. Oliveira TPR. Castro ALC. Morales LED. Xavier JHA. Nottingham MC. Dias TLP. Bruto-Costa LV. Araújo ME. Birolo AB. Mai ACG y Monteiro-Neto C. Population characteristics, space use and habitat associations of the seahorse *Hippocampus reidi*. *Neotropical Ichthyology*, 5(3). 2007. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300020>

[37] Claassens L. An artificial water body provides habitat for an endangered estuarine seahorse species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 180. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.06.011>

[38] Lazic T. Pierri C. Corriero G. Balech B. Cardone F. Deflorio M. Fosso B. Gissi C. Marzano M. Marzano FN. Pesole G. Santamaria M y Gristina M. Evaluating the efficiency of dna metabarcoding to analyze the diet of *Hippocampus guttulatus* (Teleostea: Syngnathidae). *Life*, 11(10). 2021. <https://doi.org/10.3390/life1100998>.

[39] Woods CMC. Natural diet of the seahorse *Hippocampus abdominalis*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 36(3). 2002. <https://doi.org/10.1080/00288330.2002.9517121>



[40] García LMB. Hilomen-García GV. Celino FT. Gonzales TT y Maliao RJ. Diet composition and feeding periodicity of the seahorse *Hippocampus barbouri* reared in illuminated sea cages. *Aquaculture*, 358–359. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.06.013>

[41] Curtis JMR y Vincent ACJ. Distribution of sympatric seahorse species along a gradient of habitat complexity in a seagrass-dominated community. *Marine Ecology Progress Series*, 291. 2005. <https://doi.org/10.3354/meps291081>

[42] Vincent A. C. J. Evans K. L. y Marsden A. D. Home range behaviour of the monogamous Australian seahorse, *Hippocampus whitei*. *Environmental Biology of Fishes*, 72(1). 2005. <https://doi.org/10.1007/s10641-004-4192-7>

[43] CITES. Comercio de los caballitos de mar. 2005. <https://cites.org/sites/default/files/esp/notif/2005/014.pdf>

[44] Baum JK Meeuwig JJ y Vincent ACJ. Bycatch of lined seahorses (*Hippocampus erectus*) in a Gulf of Mexico shrimp trawl fishery. *Fishery Bulletin*, 101(4). 2003

[45] Collie JS. Hall SJ. Kaiser MJ y Poiner IR. A quantitative analysis of fishing impacts shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology*, 69(5). 2000 <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2000.00434.x>