

Ensayo experimental para el trasplante de colonias de coral naranja (*Astroides calycularis*, Pallas 1766); especie insignia del litoral sur de la Península Ibérica.

Alejandro Terrón-Sigler^{1,2}, Patricio Peñalver¹, Free Espinosa² y David León-Muez¹

¹Asociación Hombre y Territorio. C/ Castellar n°54-56. Local 2. CP. 41003. Sevilla, España.

contacto@hombreyterritorio.org

²Laboratorio de Biología Marina, Departamento de Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla.

RESUMEN.

En la actualidad, se han realizado muchos estudios acerca de metodologías a emplear para el trasplante de corales y otros organismos debido al deterioro o pérdida de éstos como consecuencia de la actividad humana. Sin embargo, estos estudios se han centrado en mares tropicales y subtropicales del planeta. Muy pocos estudios han sido realizados en el Mar Mediterráneo para testar la adherencia, supervivencia y crecimiento de corales u otros organismos vivos trasplantados, y menos aún cuando se tratan de organismos desprendidos del sustrato por causas antropogénicas y/o naturales. En el presente trabajo se prueban dos materiales de fijación para el trasplante de colonias de coral naranja (Astroides calycularis, Pallas 1766) en el sur de la Península Ibérica, especie endémica del litoral sur-occidental del Mediterráneo. Los datos han mostrado una eficiencia del 100% en adherencia, supervivencia y crecimiento en las colonias del coral estudiado, lo que demuestra que los fondos marinos degradados o deteriorados por diferentes causas pueden ser restaurados con una metodología adecuada.

Palabras clave: Trasplante de coral, *Astroides calycularis*, Restauración, Epoxy, Península Ibérica.

INTRODUCCIÓN.

En las dos últimas décadas se han descrito varios episodios de mortandades masivas de corales, esponjas y otros grupos de animales marinos en el Mediterráneo. Estos estudios atribuyen dicha pérdida de organismos a cambios bruscos en la temperatura media del mar (Pérez *et al.*, 2000), que puede afectar además a la capacidad de reproducción de las especies (Linares *et al.*, 2008).

Además de estos episodios, puntuales e impredecibles a corto plazo, existe una serie de actividades que pueden estar afectando de forma drástica a especies con límites de tolerancia térmica estrechos y/o sensibles a la interacción con ciertas actividades antropogéicas, entre las que se cuenta el auge de las actividades lúdicas asociadas al submarinismo (e. g.

Hawkins *et al.* 1998; Milazzo *et al.*, 2002; Leujak y Ordmond, 2008, Tilot *et al.*, 2008). Esta pérdida es de mayor índole cuando se trata de especies clave para los ecosistemas, endémicas y de estrecha distribución biogeográfica (Terrón-Sigler *et al.*, 2008).

El coral naranja (*Astroides calycularis*, Pallas 1766) es una especie endémica del litoral suroccidental del Mediterráneo que se distribuye sobre fondos rocosos entre el nivel cero de marea y los 30 metros de profundidad y habita, principalmente, lugares umbríos, en extraplomos o entradas de cuevas submarinas (López-González, 1993; Zibrowius, 1993). Además, se trata de una especie que requiere de aguas bien oxigenadas y transparentes para su pervivencia, crecimiento y reproducción.

A. calycularis presenta un estrecho rango de distribución geográfica. En el mar Mediterráneo se encuentra presente en Italia, desde el Estrecho de Sicilia al Mar de Mesina y Golfo de Nápoles; en la Península Ibérica se distribuye desde Rota (Cádiz) (Oceana, com. pers.), Estrecho de Gibraltar, hasta el Cabo de Palos (Murcia). Además se encuentra en la Isla de Malta, Túnez, Argelia, Marruecos; Ceuta y Melilla (España) y Cabo Espartel (Marruecos), esta última localidad en el Atlántico (Zibrowius, 1980; 1983; 1993). Ocaña et al. (2000), han citado la especie en el sur de la Península Ibérica, en las provincias de Málaga y Granada (Paraje Natural Acantilados de Maro-Cerro Gordo). Sin embargo, los datos son aún fragmentarios y se deben realizar nuevos estudios sobre su distribución y abundancia, especialmente a escalas geográficas amplias.

Su característica coloración anaranjada hace que los fondos donde se encuentra sean muy vistosos y llamativos para los buceadores que ejercen su actividad en el litoral. Sin embargo, la gran afluencia de buceadores en determinadas zonas de fácil acceso, hace que exista pérdida de colonias de *A. calycularis* como consecuencia de los golpes que buceadores y demás usuarios del medio marino realizan con equipos autónomos, aletas y/o arpones de pesca (Terrón-Sigler *et al.*, 2008).

Las medidas para mitigar estas acciones negativas sobre las poblaciones de coral y otros invertebrados son diversas. La regulación de estas zonas sensibles y su catalogación como zonas de Reserva es una práctica extendida. En estas zonas se regulan los usos que se desarrollan en su interior, entre los que se encontraría el buceo deportivo (Lloret *et al.*, 2006; Hawkins *et al.*, 1998; Semeniuk *et al.*, 2009; Di Franco *et al.*, 2009) aunque a veces esto no parece ser suficiente (Coelho y Manfrino, 2007). La restauración o habilitación de zonas que han sufrido impactos severos es otra alternativa a implementar en estas u otras zonas protegidas.

Ante este panorama, donde por causas antropogénicas las poblaciones de corales corren un grave peligro, se han desarrollado diferentes metodologías de trasplante de corales con el objetivo de restaurar los ecosistemas coralígenos, las cuales han resultado exitosas (e. g. van Treeck y Schuhmacher, 1997; Soong y Chen, 2003; Okamoto *et al.*, 2008). Sin embargo, esta técnica está extendida en zonas tropicales pero ha sido escasamente testada en nuestras latitudes.

Debido a todas estas características el coral naranja (*A. calycularis*) es una especie prioritaria desde el punto de vista conservacionista y es por ello que el presente estudio tiene como objetivo establecer una metodología viable para restaurar hábitats rocosos degradados por acción de origen antrópico con *A. calycularis*.

MATERIALES Y MÉTODOS.

El coral naranja (*A. calycularis*) constituye colonias con esqueleto de carbonato cálcico de aspectos variables, desde colonias masivas con pólipos muy compactados unos con otros, hasta colonias con pólipos separados y más diferenciados. En la Península Ibérica las colonias únicamente presentan formas masivas (fotos 1 y 2), los nuevos cálices provienen por gemación de los pólipos o pólipo inicial o formador de la colonia, y éstos se van alojando en la parte periférica de la colonia o entre los huecos que puedan existir entre los cálices preexistentes. Estos cálices suelen tener forma casi esférica o poligonales (Zibrowius, 1980).





Fotos 1 y 2.- Colonia de *Astroides calycularis* (Pallas 1766) con pólipos extendidos en el submareal de Marina del Este (Granada, España).

El área donde se ha desarrollado el estudio se encuentra situado en la zona de Marina del Este (Granada; Sur de España, figura 1), a una profundidad de ocho metros sobre un sustrato rocoso en extraplomo. Dicha playa es de fácil acceso para la actividad del buceo con equipo autónomo, así como para otras actividades como el buceo en apnea, la pesca deportiva y la pesca submarina.

Figura 1. Situación del área de Estudio, litoral de Granada, Sur de la Península Ibérica (36°43′13,6″ y 003°43′43,74″).



Para la realización del ensayo de trasplante de colonias, previamente se hizo una inmersión por la zona de mayor afluencia de submarinistas para la recolección de colonias desprendidas como consecuencia de la actividad del buceo o naturales. En total se recolectaron doce colonias o fragmentos de las mismas. Una vez recolectadas, se seleccionaron tres puntos de trasplantes en una zona umbría y vertical o en extraplomo, y apartada del área de actuación de los buceadores, pescadores y demás usuarios, para evitar interacción con las colonias trasplantadas. Zibrowius (1993), realizó una experiencia de trasplante con *A. calycularis* que resultó fallida debido al "vandalismo" de buceadores deportivos que "arrancaron" las colonias trasplantadas, motivo por el cual se escogió una zona receptora apartada.

Las zonas de fijación fueron desprovistas de materia orgánica con la ayuda de un cepillo de púas metálicas. Tras acondicionar la zona de trasplante se prepararon las sustancias de fijación. Se escogieron dos tipos de material de fijación: uno compuesto por dos componentes separados de resina epoxy marina (SEM); y el otro material compuesto de dos componentes unidos de la misma resina (UEM).

Los materiales fueron amasados in situ hasta la homogeneización de los dos componentes de cada resina utilizada. Los componentes fueron entonces fijados al sustrato y luego las colonias se fijaron a los componentes por su base. Este es quizás el momento más delicado de la operación, ya que la manipulación de las colonias podía ejercer mucho estrés a las mismas. Del total de las doce colonias recolectadas se fijaron ocho con SEM y cuatro con UEM.

Una vez fijadas, las colonias eran fotografiadas y se elaboró el conteo de sus pólipos por dos muestreadores para tener dos réplicas de medida. Finalizada la experiencia de fijación se inició el seguimiento que consistió en nueve muestreos con carácter mensual (febrero-

octubre de 2010), repitiendo el fotografiado y conteo con réplica de los pólipos de las diferentes colonias para probar la efectividad del material de fijación, la supervivencia de las colonias y la reducción o aumento en el número de pólipos.

El proceso de fijación puede seguirse en la serie de fotografías 3-7.



Fotos 3-6. Secuencia de fijación y seguimiento de las colonias trasplantadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Efectividad del material de fijación.

Un mes después del trasplante de las doce colonias de coral naranja (*A. calycularis*), únicamente cuatro seguían fijadas al sustrato. Dichas colonias fueron las únicas que se fijaron con el material UEM, que resultó fraguar en las condiciones de temperatura y salinidad del ambiente donde se realizó el estudio. Las ocho colonias restantes no consiguieron quedar fijadas, seguramente como consecuencia de la mala adherencia del material (SEM).

En otros estudios similares realizados con especies de coral en el Océano Índico, las causas que llevaron al desprendimiento de las colonias fijadas fueron la acción del oleaje, las corrientes o en definitiva el elevado hidrodinamismo de la zona (Dizon *et al.*, 2008).

Sin embargo, estos mismos autores también probaron que la diferente composición en el material de fijación influye en la efectividad de la adherencia.

Tras nueve meses de seguimiento las colonias de *A. calycularis* han seguido fijadas al sustrato, por lo que se establece un 100% en la efectividad en la adherencia del material UEM, para la zona y la especie objeto de estudio.

Supervivencia de las colonias.

Las cuatro colonias que siguieron fijadas fueron denominadas A, B, C y D, y todas han tenido un 100% de supervivencia tras el trasplante nueve meses después. El buen aspecto de las colonias y la ausencia de pérdida de materia orgánica viva concuerdan con otros estudios de trasplante realizados con otras especies de coral en el medio marino (e.g. Thongtham y Chansang, 2008). Por tanto, se verifica la viabilidad de adherencia y supervivencia de colonias de *A. calycularis* desprendidas por acción antrópica o natural.

En un estudio realizado en el litoral de Ceuta (España), se utilizó otro tipo de material adhesivo que no resultó tener tanta efectividad, las colonias de coral tuvieron alrededor de un 50% de supervivencia (Ocaña *et al.*, 2009). Sin embargo, otros estudios realizados en aguas tropicales han obtenido resultados parecidos al presente estudio (van Treeck y Schuhmacher, 1997; Soong y Chen, 2003; Okamoto *et al.*, 2008).

Aumento en el número de pólipos.

En la tabla 1 se muestran los datos medios del conteo de pólipos para las colonias A, B, C y D. Como se puede observar los pólipos han aumentado en todas las colonias, sin embargo, este aumento no ha sido igual para todas.

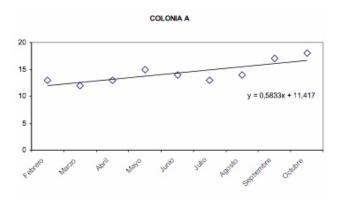
SEGUIMIENTOS	COLONIAS			
	Α	В	С	D
06_02_2010	13	20	23	18
13_03_2010	12	24	20	24
28_03_2010	13	36	26	31
02_05_2010	15	37	26	31
27_06_2010	14	33	28	28
24_07_2010	13	25	27	29
29_08_2010	14	35	30	39
26_09_2010	17	34	47	36
16_10_2010	18	41	37	42

Tabla 1.- Número de pólipos de las colonias A, B C y D trasplantadas con material UEM a lo largo del seguimiento realizado.

Las dos colonias que mayor incremento de pólipos han obtenido son B y D, con un 105% y 133,3% de pólipos más que cuando fueron trasplantadas. Tras estas dos, la colonia C, aumentó casi un 61% en número de efectivos y la colonia A experimentó un aumento en el número de pólipos de 13 a 18, lo que supone un 38,4%.

Al elaborar un análisis de regresión lineal para todas las colonias en función de los meses transcurridos tras el trasplante (Figura 2), se puede observar que todas las colonias presentaron una tendencia lineal positiva en cuanto a su dinámica. Por tanto, todas

incrementaron el número de pólipos a medida que transcurre el tiempo. No obstante, en algunas colonias este incremento fue más significativo, siendo mayor para la colonia D, seguida de C, A y, por último, B.



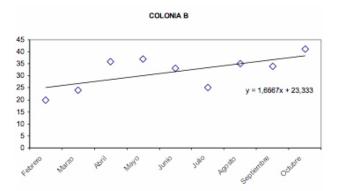
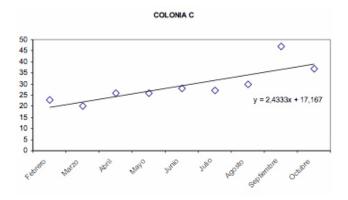
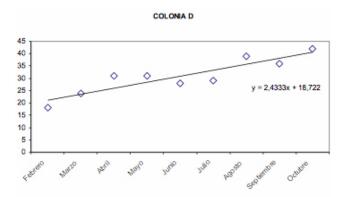


Figura 2.- Tendencia lineal del número de pólipos para cada colonia trasplantada de *Astroides calycularis* a lo largo del seguimiento mensual.





Las diferencias en el aumento de pólipos pueden ser debidas, entre otras causas, a la morfología, tamaño y/o sustrato extra de la colonia trasplantada. Las colonias A y C no tenían sustrato adicional (fotos 7- 10), presentaban los pólipos agregados y eran de menor tamaño que las colonias B y D, que sí presentaban dicho sustrato adicional y se caracterizaban por presentar pólipos separados. Ocaña *et al.* (2009), observaron que las colonias que presentaban superficie libre de pólipos eran colonizadas por otros organismos que ganaban por competencia al coral naranja (*A. calycularis*), sobre todo cuando se trataba de colonias expuestas a gran iluminación, donde las algas competían mejor. Sin embargo, en el presente estudio estas colonias con superficie libre de pólipos tuvieron un aumento más acentuado en el número de pólipos, posiblemente debido a que se encontraban sobre sustrato umbrío.



Foto 7.- Colonia A trasplantada con UMS.



Pág. 042

Foto 8.- Colonia B trasplantada con UMS.



Foto 9.- Colonia C trasplantada con UMS.



Foto 10.- Colonia D trasplantada con UMS.

CONCLUSIONES.

Después de nueve meses de seguimiento tras la experiencia de trasplante de colonias desprendidas por acción natural o antrópica de *Astroides calycularis* se puede concluir que el material UEM presenta un 100% de efectividad en la adhesión de colonias con esqueleto de carbonato cálcico, no obteniendo ningún éxito el material SEM. Además, las colonias fijadas tuvieron un 100% de supervivencia y todas presentaron un aumento significativo en el número de pólipos. Por otro lado, las colonias que poseían sustrato libre o adicional obtuvieron un mayor crecimiento medido en número de pólipos.

AGRADECIMIENTOS.

Queremos agradecer el apoyo otorgado para la elaboración del presente estudio a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y al Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, en concreto a la Dirección General de Reservas Marinas del Estado Español. Además, es importante resaltar el apoyo y confianza de la organización del XVI Simposio Ibérico de Estudios en Biología Marina (XVI SIEBM) en nuestra organización. Agradecer también la disponibilidad del Centro de Investigación, Tecnología e Innovación de la Universidad de Sevilla (CITIUS) para cualquier aspecto relacionado con las investigaciones que realizamos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS. -

- COELHO, V., R. & C. MANFRINO, 2007. Coral community decline at a remote Caribbean island: Marine no-take reserves are not enough. *Aquatic. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 17: 666-685.
- DI FRANCO A., MARCHINI A., BAIATA P., MILAZZO M. Y R. CAMELLO, 2009. Developing a scuba trail vulnerability index (STVI): a case study from a Mediterranean MPA. *Biodivers. Conserv*, 18: 1201-1217.
- DIZON M. R., EDWARDS J. A. Y E. D. GÓMEZ, 2008. Comparison of three types of adhesives in attaching coral transplants to clam shell substrates. *Aquatic. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 18: 1140-1148.
- HAWKINS P. J., ROBERTS C. M., HOF V. T., MEYER K., TRATALOS J. Y C. ALDAM, 1998. Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology*. 13, n°4: 888-897.
- LEUJAK W. Y R., F., G., ORDMOND, 2008. Quantifying accetable levels of visitor use on Red Sea reef flats. *Aquatic. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 18: 930-944.
- LINARES C., R., COMA Y M. ZABALA, 2008. Efects of a mass mortality event on gorgonian reproduction. *Coral Reef*, 27: 27-34.
- LLORET J., MARÍN A., MARÍN-GUIRADO L. Y CARREÑO M., F., 2006. An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. Aquatic. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 16: 579-591.
- LÓPEZ-GONZÁLEZ, P. J., 1993. Taxonomía y zoogeografía de los antozoos del Estrecho de Gibraltar y áreas próximas. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla, 568 pp.

- MILAZZO M., CHEMELLO R., BADALAMENTI F., CAMARDA R. Y S. RIGGIO, 2002. The impact of human recreational activities in marine protected areas: What lessons should be learnt in the Mediterranean Sea?. *Marine Ecology*, 23 Supp. 1: 280-290.
- OCAÑA O., RAMOS A. Y J. TEMPLADO, 2009. Los paisajes sumergidos de la región de Ceuta y su biodiversidad. Ed. Fundación Museo del Mar de Ceuta, 254 pp.
- OCAÑA, A., L., SÁNCHEZ TOCINO Y P. J. LÓPEZ-GONZÁLEZ, 2000. Consideraciones faunísticas y biogeográficas de los antozoos (Cnidaria: Anthozoa) de la costa de Granada (Mar de Alborán). Vol. 11, 51-65.
- OKAMOTO M., NOJIMA S., FUJIWARA S. Y Y. FURUSHIMA, 2008. Development of ceramic settlement devices for coral ref. Restoration using in situ sexual reproduction of coral. *Fisheries science*, 74: 1245-1253.
- PEREZ, T., J. GARRABOU, S. SARTORETTO, J. HARMELIN, P. FRANCOUR,
 J. VACELET, 2000. Mortalité massive d'invertébrés marins: un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale. *Life sciences* 323, pp. 853-865.
- SEMENIUK C., A., D., WOLFGANG H., DEARDMORE B., Y K., D., ROTHLEY, 2009. A multi-attribute trade-off approach for advancing the management of marine wildlife tourism: a quantitative assessment of heterogeneous visitor preferences. Aquatic. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 19: 194-208.
- SOONG K Y T. CHEN, 2003. Coral transplantation: Regeneration and growth of Acropora fragments in a nursery. *Restauration Ecology*, Vol. 1, nº 1: 62-71.
- TERRÓN-SIGLER A., MORENO-TEMPESTINI, L., JIMÉNEZ-MATÍNEZ, B. AGUILAR-DOMÍNGUEZ, M. D., GUTIÉRREZ-ALBA V. AND D. LEÓN-MUEZ, 2008. El coral naranja (Astroides calycularis); estudio, dinámica de población y medidas de gestión de un recurso natural endémico. XV SIEBM, Funchal, Madeira.
- THONGTHAM N. Y H. CHANSANG. 2008. Transplantation of Porites lutea to rehabilitate degraded coral reef at Maiton Island, Phuket, Thailand. Proceeding of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July.
- TILOT V., LEUJAK W., ORMOND R. F. G., ASHWORTH J. A. Y A. MABROUK, 2008. Monitoring of south Sinai coral reef: influence of natural an anthropogenic fators. *Aquatic. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 18: 1109-1126.
- VAN TREECK P. Y H. SCHUHMACHER, 1997. Initial survival of coral nubbins transplanted by a new coral transplantation technology – options for reef rehabilitation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 150: 287-292.
- ZIBROWIUS, H., 1980. Les Scléractiniaires de la Méditerranée et de l'Atlantique nord-orinetal. Memories del Institut Océanographique, Monaco, 11: 198-201.
- ZIBROWIUS, H., 1983. Nouvelles données sur la distribution de quelques scléractiniaires méditerranéens à l'Est et à l'Ouest du détroit de Gibraltar. Rapprts et procèsverbaux des réunions- Commission internationale pour l'exploration scientifique de la Mer Méditerranée, 28, (3): 307-309.
- ZIBROWIUS, H., 1993. The Southern Astroides calycularis in the Pleistocene of the Northern Mediterranean An indicators of climatic changes (Cnidaria, Scleractinia). Geobios, 28: 9-16.

