

Hernández, J.C & S. Clemente (2013). Reservas marinas, cambio climático y catástrofes naturales: el caso del Mar de Las Calmas en la isla de El Hierro. En Afonso-Carrillo, J. (Ed.), *El Hierro: el nacimiento de un volcán*, pp. 113-132. Actas VIII Semana Científica Telesforo Bravo. Instituto de Estudios Hispánicos de Canarias. Puerto de la Cruz. 179 pp. ISBN 978-84-616-5651-6

4. Reservas marinas, cambio climático y catástrofes naturales: El caso del Mar de Las Calmas en la isla de El Hierro

José Carlos Hernández y Sabrina Clemente

*Departamento de Biología Animal,
Universidad de La Laguna
jocarher@ull.es; mscllemen@ull.es*

Esperamos que no se hayan asustado por el título y hayan continuado leyendo algunas líneas más. Les prometemos que los términos utilizados en el título guardan una relación clara. En la naturaleza todo está relacionado de una forma u otra, aunque haya veces que no sea tan fácil encontrar esta relación. Éste es el principal objetivo de este capítulo, ilustrarles en las relaciones, naturales, ecológicas que ocurren en nuestro entorno marino. En este sentido, las reservas marinas, el cambio climático y las catástrofes naturales son procesos que han ocurrido y siguen ocurriendo en los fondos marinos del Mar de Las Calmas en la isla de El Hierro, y que poco a poco nos han ido instruyendo en el funcionamiento de los ecosistemas litorales de nuestras islas. Por ello, creímos conveniente contar esta historia del reciente evento volcánico en El Hierro, ofreciendo una perspectiva ecológica más amplia que nos ayude a comprender realmente la importancia que ha tenido esta erupción, no solo para la sociedad herreña sino también en el entendimiento de nuestros ecosistemas marinos.

Reservas marinas

Las reservas marinas, en España, son medidas de gestión de los recursos pesqueros, de los hábitats y de los ecosistemas que tienen por objetivo principal recuperar las poblaciones sobrepescadas, y así prolongar

la actividad pesquera artesanal en las zonas adyacentes. En diferentes regiones del mundo estas áreas marinas protegidas aumentan de forma considerable la abundancia y talla de diferentes tipos de especies de interés comercial (Halpern, 2003; Micheli *et al.*, 2004; Guidetti, 2007; Claudet *et al.*, 2008). Por supuesto, ésta es una manera muy simple de definir un instrumento que ha servido para mucho más que eso. Las reservas marinas y sus alrededores son espacios muy rentables económicamente dadas las distintas posibilidades de explotación que generan (Holmlund & Hammer, 1999), y los distintos sectores sociales implicados, desde la construcción de apartamentos hasta el turismo más sostenible, como el buceo. Además, las reservas marinas nos sirven de modelos naturales, puesto que la actividad humana queda limitada o excluida completamente, y esto nos ayuda a conocer cómo funcionan los ecosistemas marinos sin influencia antropogénica directa (Pinnegar *et al.*, 2000). Actualmente y dado el nivel de sobreexplotación al que hemos sometido a los océanos, este papel de las reservas marinas es incluso más importante puesto que apenas quedan lugares prístinos en el planeta como puntos de referencia (Dayton *et al.*, 1998).

Para ejemplificar este concepto de modelo natural vamos a recurrir a un caso muy hipotético, donde un extraterrestre llega a Canarias, pongamos que se llama “Cho-Marcial”. Si Cho-Marcial llegara hoy y buceara en los fondos rocosos de las islas, pensaría que los denominados “blanquizales”, esos fondos desprovistos de macroalgas erectas y de color blanquecino al estar cubiertos por algas costrosas ramoneadas (Hernández *et al.*, 2008a), son los ecosistemas típicos de Canarias. Sin embargo, si nos lleváramos a bucear a Cho-Marcial a la Reserva Marina del Mar de Las Calmas o a cualquiera de las otras dos reservas que tenemos actualmente en Canarias (La Graciosa e islotes al Norte de Lanzarote; La Palma), se encontraría con un ecosistema completamente diferente caracterizado por una cobertura de algas erectas importante y con un número de erizos muy reducido (Hernández *et al.*, 2008b; Sangil *et al.*, 2011). Esta visión completa de los ecosistemas marinos, solamente se puede apreciar cuando se cuenta con zonas protegidas que nos sirven de controles experimentales puesto que en ellas el esfuerzo pesquero es nulo. De esta manera, realizando comparaciones, hemos podido determinar como el esfuerzo pesquero sin control realizado en el resto de las costas de Canarias ha contribuido a la gran extensión de blanquizales que tenemos actualmente en nuestras costas (Clemente *et al.*, 2009, 2011) (Fig. 1).

La pesca tiene un efecto directo sobre las especies pescadas (Jackson *et al.*, 2001; Worm *et al.*, 2006), y por lo tanto, se convierte en una fuerza evolutiva de primer orden puesto que reduce significativamente la talla de las especies, ya que su principal objetivo son los organismos de gran tamaño (Pauly *et al.*, 1998). Por ello, las especies sometidas a explotación

se ven obligadas a aumentar la tasa de crecimiento y disminuir la edad a la cual maduran sexualmente. En términos reproductivos este fenómeno hace que tengamos cada vez peces más pequeños y una menor producción total de huevos. Un ejemplo claro de esto sería el siguiente: una hembra de pez de 61cm pone la misma cantidad de huevos que 212 de 42cm (PDT, 1990; Roberts & Polunin, 1991) (Fig. 2).

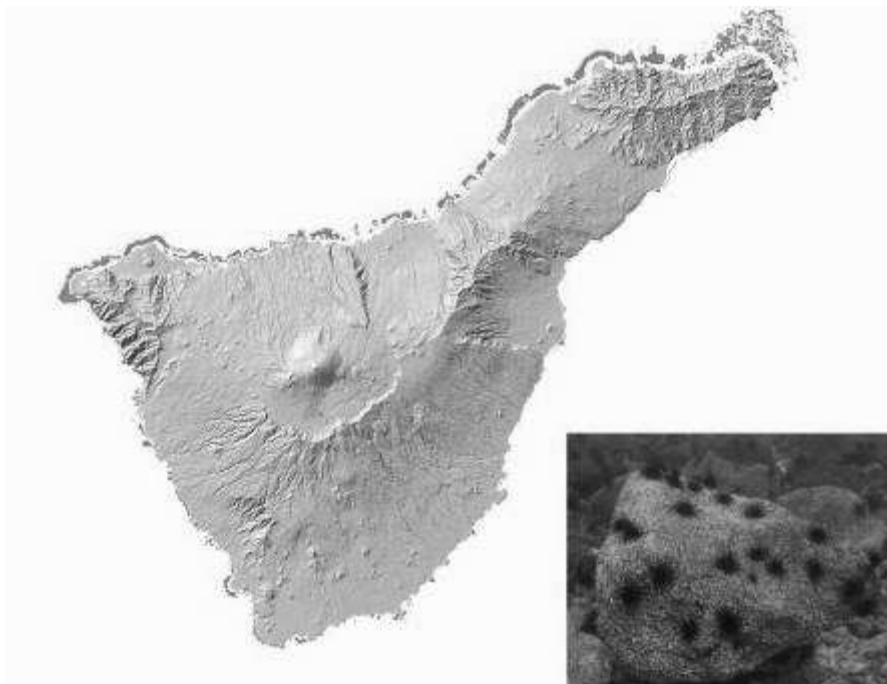


Fig. 1. Mapa bionómico de la isla de Tenerife donde se puede observar la extensión de fondo rocoso hasta 50 metros de profundidad ocupado por blanquiazal (64,59%) (Fuente: <http://atlastenerife.es/portalweb/>). Esta comunidad está dominada por el erizo de Lima *Diadema africanum*.

Otro efecto claro sobre las especies pescadas es la disminución de la diversidad genética (Smith *et al.*, 1991). Este reajuste del grupo de genes hace que las especies sean cada vez más vulnerables a las variaciones estacionales en los ecosistemas, por ejemplo a los aumentos de las temperaturas o a la escasez de nutrientes. Así pues, las especies que han sido sometidas a una explotación pesquera intensiva tienen una menor capacidad para adaptarse a los cambios y una mayor probabilidad de desaparecer localmente o extinguirse.

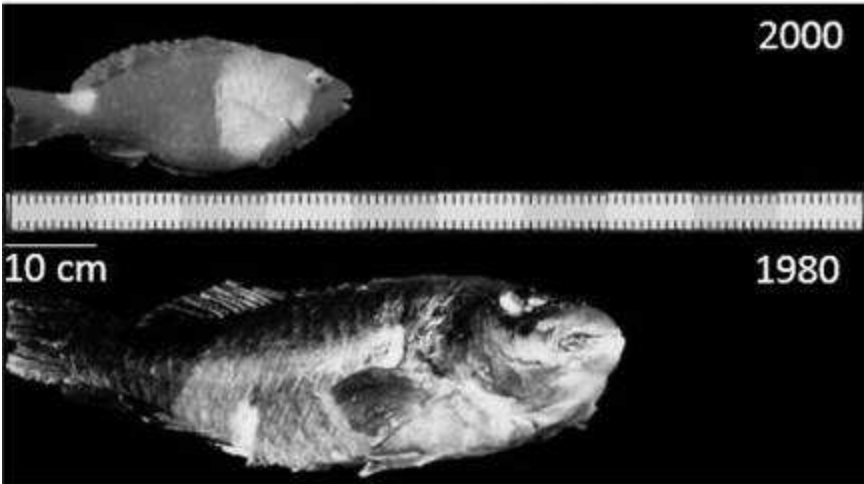
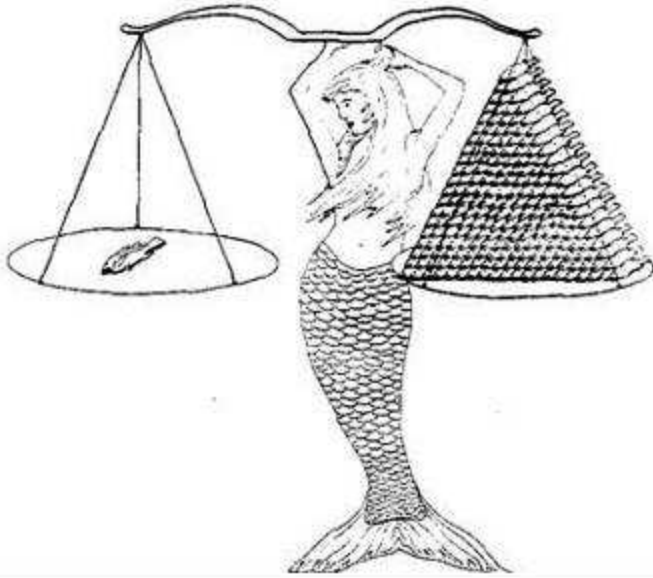


Fig. 2. Figura modificada de PDT (1990) donde se puede observar, en la parte superior, la importancia del tamaño de la hembra de pez en la producción de huevos (1x61cm = 212x42cm). En la parte inferior hemos representado el tamaño de una vieja (*Sparisoma cretense*) capturada en Los Gigantes (Tenerife) durante los años 80 y otra capturada en los años 2000.

Entre los daños colaterales ocasionados por las pesquerías, están aquellos que van más allá de la especie objetivo, como son los producidos por las artes en los hábitats, que llega a ser muy dañino en la pesca de arrastre, o los daños que alcanzan a otras especies que no son el objetivo de

la pesca, lo que denominamos “bycatches” o capturas accidentales (Crowder & Murawski, 1998).

En general, la pesca afecta directa e indirectamente a la diversidad de peces que podemos encontrar en los ecosistemas marinos, por lo que en zonas pescadas la riqueza está limitada. Uno de los primeros síntomas de sobrepesca es la desaparición de los grandes peces depredadores o la disminución de su tamaño (Pauly *et al.*, 1998; Jackson *et al.*, 2001). Estos grandes depredadores son los más susceptibles a la pesca, ya que suelen ser el objetivo principal de muchas pesquerías y se caracterizan por presentar un crecimiento lento y una edad de madurez tardía (Myers & Worm, 2003).

La protección que ofrecen las reservas marinas constituye entonces una salvaguarda de los hábitats, de la diversidad de peces y también de la potencialidad reproductiva de los mismos, por lo que se han convertido en una herramienta muy eficaz, reservorio de grandes reproductores, de diversidad genética y donde nos encontramos ecosistemas bien estructurados, parecidos a los prístinos. Además, existe una exportación de biomasa en forma de larvas y peces adultos desde las zonas protegidas de las reservas a las zonas adyacentes, donde se mejora considerablemente la pesca (Murawski *et al.*, 2005; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2008) (Fig. 3).

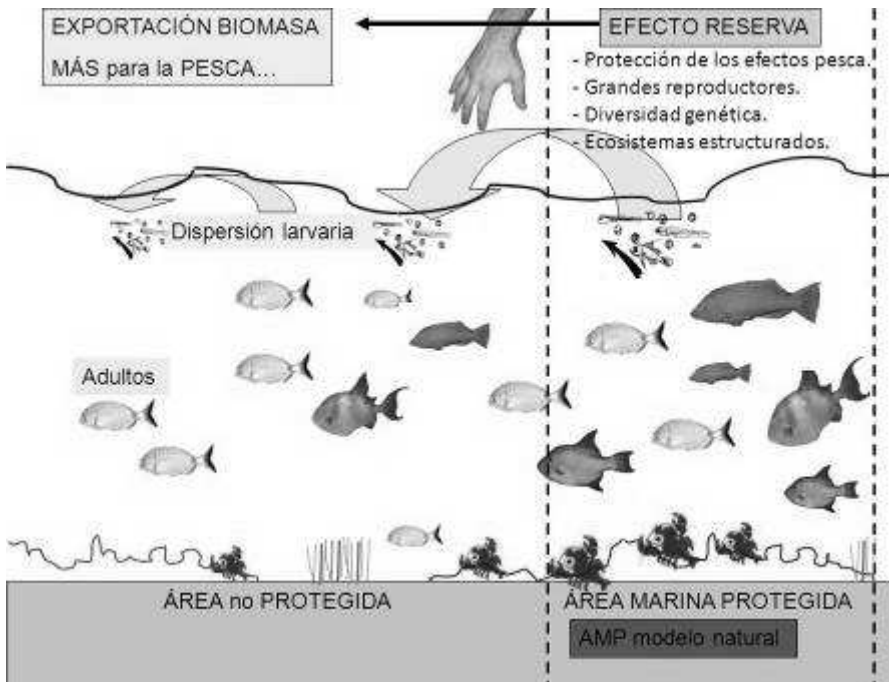


Fig. 3. Representación de los efectos biológicos de una reserva marina, donde se puede observar el efecto reserva en el tamaño y abundancia de los organismos, así como la exportación de biomasa larvaria y de adultos hacia la zona no protegida.

Por todo ello, las reservas marinas son un modelo natural inigualable e irremplazable que toda zona litoral explotada necesita.

En términos pesqueros la Reserva Marina del Mar de Las Calmas (Fig. 4) nos ha enseñado que ha sido una solución sin precedentes para aumentar las descargas de peces. Algunos ejemplos muy llamativos son las lapas (*Patella* spp) y las viejas (*Sparisoma cretense*) que han aumentado el doble

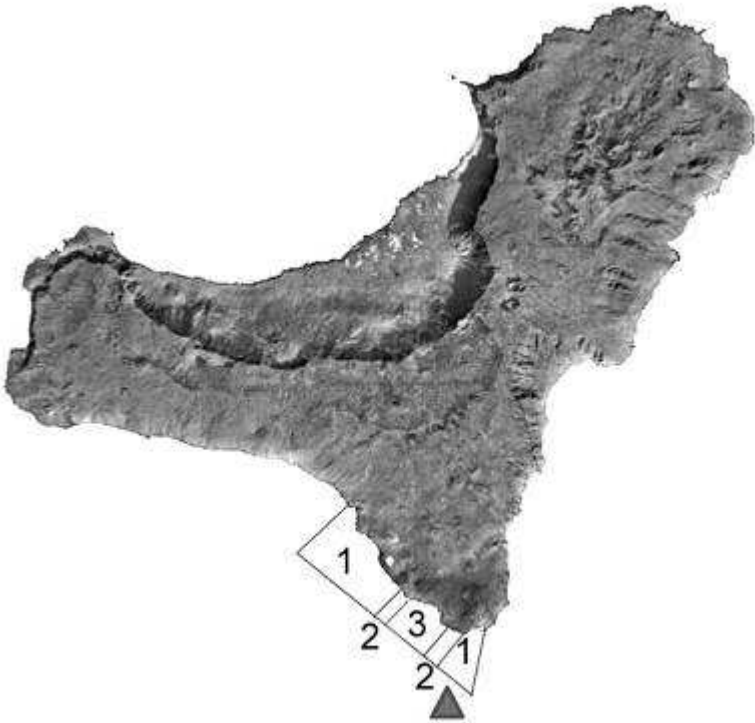


Fig. 4. Mapa de la isla de El Hierro donde se puede observar la localización de la Reserva Marina de La Restinga - Mar de Las Calmas y la sectorización de la misma (1. Zona de usos tradicionales; 2. Zona de usos restringidos -prohibición de la pesca recreativa; 3. Zona de reserva integral -prohibición total de la pesca). El triángulo representa la localización del volcán submarino.

desde que se ha protegido el área marina (Figs 5 y 6). Esta mejora no ha sido solo pesquera sino también ecológica, y es en estas zonas donde podemos ver una gran cantidad de grandes peces depredadores que han sido capaces de mantener a raya al erizo de Lima (*Diadema africanum*), voraz consumidor de macroalgas (Clemente *et al.*, 2010). En términos sociales, la reserva marina ha sido un impulso económico para las gentes de La Restinga en particular y para todo El Hierro en general. Los últimos estudios

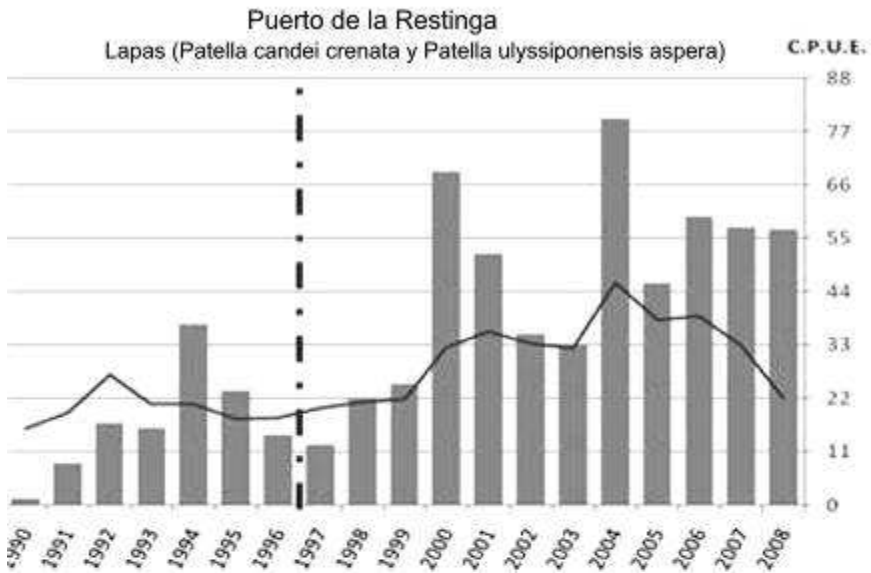


Fig. 5. Descargas en kilogramos de lapas en La Restinga antes y después de la creación de la Reserva Marina de interés pesquero de La Restinga – Mar de Las Calmas. La línea discontinua marca el año de puesta en marcha de la reserva (datos cedidos por el biólogo Carmelo Dorta).

realizados por De la Cruz Modino & Santana (2012), han demostrado como antes de la erupción submarina de los 5000 turistas que llegaban anualmente a El Hierro, 2700 eran buceadores que acudían a observar la riqueza

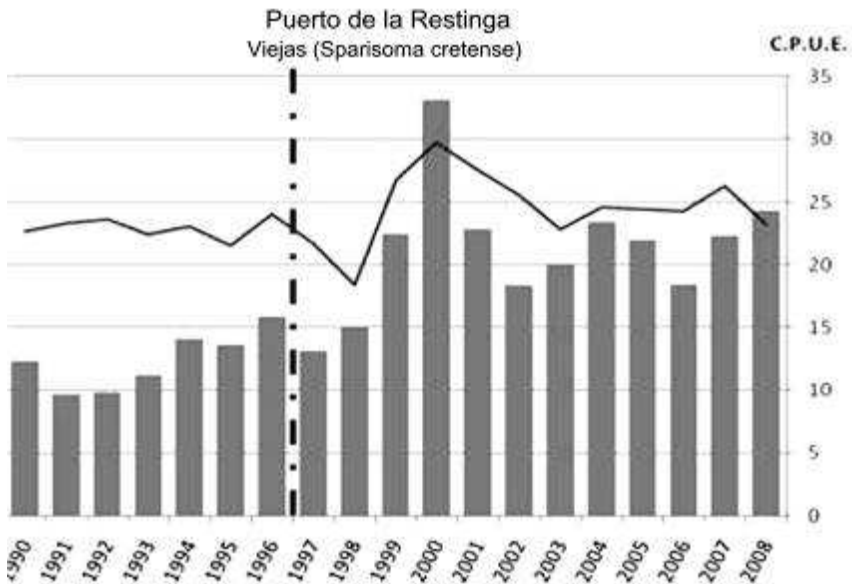


Fig. 6. Descargas en kilogramos de viejas en La Restinga antes y después de la creación de la Reserva Marina de interés pesquero de La Restinga – Mar de Las Calmas. La línea discontinua marca el año de puesta en marcha de la reserva (datos cedidos por el biólogo Carmelo Dorta).

y abundancia de peces de la Reserva Marina. Estos datos, correspondientes al año 2006, ya indicaban que esta actividad estaba generando unos 900.000 euros mientras que la pesca artesanal dejaba en la isla unos 700.000 euros.

Así pues el buceo se plantea como una actividad, alternativa a la pesca y sostenible, que puede favorecer la dinamización y diversificación económica de las zonas costeras de Canarias. Sin embargo, reducir todo a términos económicos es demasiado simplista, y nunca conviene perder de vista la importancia ecológica de la protección de la naturaleza y su uso sostenible para el bienestar humano sobre el planeta. Por lo que conservar es muy rentable en todos los aspectos ecológico, pesquero y social (Armsworth *et al.*, 2007), pero además se plantea como una alternativa fuerte al modelo turístico de “sol y playa” que se ha venido desarrollando en otras Islas.

Cambio climático

En los últimos 50 años, los humanos hemos impactado los ecosistemas marinos de una forma inimaginable. Entre los impactos más evidentes podemos enumerar hoy en día la sobreexplotación de especies, la alteración física de los ecosistemas, la contaminación (química y radioactiva), la introducción de especies exóticas y el cambio climático global, que principalmente se traduce en un incremento de la temperatura del agua, en la acidificación y el aumento del nivel del mar (Bianchi, 1997; Jackson *et al.*, 2001; Caldeira & Wickett, 2003; Islam & Tanaka, 2004; Micheli *et al.*, 2005; Orr *et al.*, 2005; Harley *et al.*, 2006; Worm *et al.*, 2006; Doney *et al.*, 2009). Esta compleja situación ha sido destacada últimamente en varios trabajos globales entre los que destacaría el de Halpern y colaboradores (2008), donde se presenta un mapa global de impactos sobre los ecosistemas marinos y se destaca que la mayoría de los océanos presentan el grado medio-alto.

En el mismo sentido, pero esta vez más centrados en la explotación de las poblaciones marinas, Swartz y colaboradores (2010) nos muestran como en tan solo 50 años (1950-2000) hemos extendido la explotación pesquera a todo el planeta, excepto en los polos, reduciendo de forma drástica los stocks pesqueros (Pauly *et al.*, 1998; Myers & Worm, 2003; Swartz *et al.*, 2010). Por si fuera poco, las predicciones de cambio climático proporcionadas por el panel intergubernamental para el estudio del cambio climático (IPCC, 2007) no son nada halagüeñas y se predice un aumento de la temperatura de 0,5-1°C para el año 2029 y unos 3-3,5°C para el 2099.

Y los lectores se preguntarán, ¿pero, en qué nos afectan estos cambios? Los impactos en los ecosistemas marinos tienen unas consecuencias claras, como es la disminución o alteración de la biodiversidad y con ello una disminución de los servicios de los océanos (Worm *et al.*, 2006). Entre estos servicios podemos destacar, por ejemplo, las pesquerías, las zonas de cría, la función de filtrado y purificación de las aguas, entre otros (Holmlund & Hammer, 1999; De Groot *et al.*, 2002). Así, el colapso de la biodiversidad marina previsto por Worm y colaboradores (2006) generará

además una serie de riesgos como el cierre de zonas de baño por floramientos de algas tóxicas o elevados niveles de eutrofización, mortalidades masivas de peces por el aumento de las zonas anóxicas (desprovistas de oxígeno), inundaciones de zonas costeras, invasión de especies exóticas, y la moratoria sobre recursos pesqueros. De manera que si no protegemos nuestros océanos y seguimos en la actual actitud pasiva y egoísta, estas serán las consecuencias, algunas de las cuales ya estamos empezando a observar en nuestros océanos (Bianchi, 1997; Díaz, 2001; Caldeira & Wicket, 2003; Islam & Tanaka, 2004; Orr *et al.*, 2005; Harley *et al.*, 2006; Lafferty, 2009).

Sin irnos más lejos, en Canarias, hemos visto como en los últimos 20-25 años los bosques de algas han reducido considerablemente su extensión y actualmente el 64,28% de los fondos rocosos de Tenerife (Fig 1), por ejemplo, están dominados por el erizo de Lima (Hernández *et al.*, 2008a). Este fenómeno ecológico tiene una importancia clave para nosotros los isleños puesto que son los bosques de algas los que generan riqueza y nos sirven para producir recursos pesqueros, como la vieja (Clemente *et al.*, 2010), pero también colaboran en la absorción del exceso de CO₂ que estamos, día a día, difundiendo en la atmósfera por el uso de combustibles fósiles (Bensoussan & Gatuso, 2007). Así pues, este desequilibrio en el que los erizos toman el control de los ecosistemas marinos tiene unas consecuencias perjudiciales para la estructura y funcionamiento de los mismos así como para los servicios que nos proveen.

El análisis de los registros de temperatura del mar nos muestra que en los últimos 20-25 años ha habido un calentamiento significativo del agua de mar, lo que ha favorecido a la expansión de los erizos y, probablemente, a la reducción de los bosques de algas, procesos éstos de difícil disociación (Hernández *et al.*, 2010) (Fig. 7). Si bien, y a pesar del aumento de las temperaturas que parece favorecer a los erizos, en zonas de reservas marinas donde abundan los depredadores clave del erizo se ha logrado frenar o mitigar la expansión de este herbívoro clave (Clemente *et al.*, 2009, 2011). Por lo que, éste es otro beneficio de la protección a tener en cuenta, ya que mediante la creación de reservas marinas y la protección de grandes depredadores estamos mitigando los efectos predecibles del cambio climático en Canarias (Fig. 8).

Catástrofes naturales

Por último, y arribando al objetivo principal del presente libro, quiero describirles brevemente cuales han sido los efectos ecológicos submarinos de la reciente erupción en la isla de El Hierro. Tras varios meses de preactividad volcánica, con más de diez mil terremotos y deformación significativa del terreno, el 12 de octubre de 2011 comienza la fase eruptiva submarina. El principal cono volcánico se localiza a 1,8 km de la costa sur

de la isla y se eleva desde 300 m de profundidad a sólo 88 m debajo de la superficie del mar (Fraile-Nuez *et al.*, 2012) (Fig. 9).

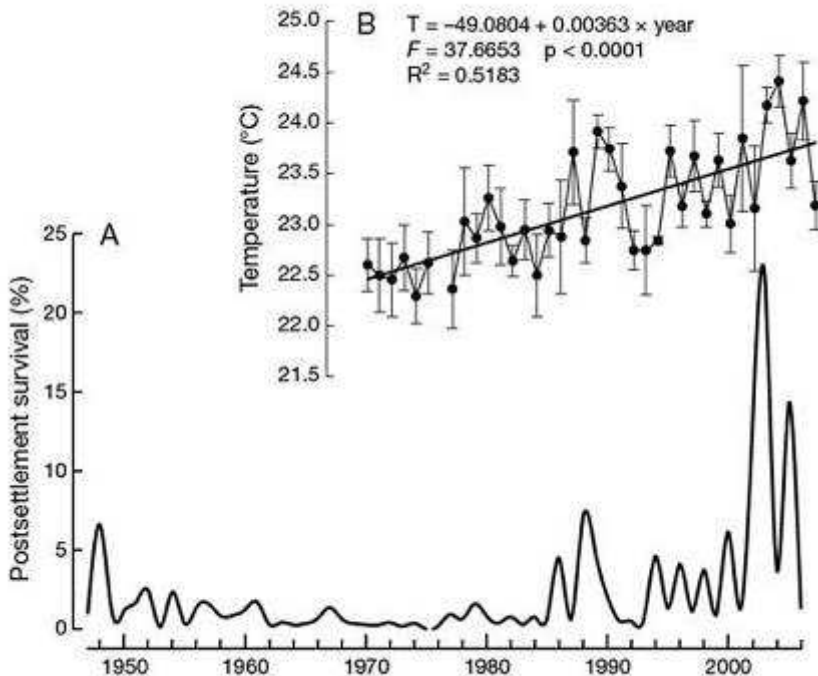


Fig. 7. Figura modificada de Hernández *et al.* (2010) donde se puede observar los picos de supervivencia postlarvaria del erizo *Diadema africanum* desde los años 40 hasta la actualidad en correlación con el aumento significativo de la temperatura veraniega del mar desde 1970

A los ocho días del inicio de la fase eruptiva detectamos la primera mortalidad masiva de peces de profundidad, relacionada con el fenómeno eruptivo inicial. Acompañando a esta primera fase submarina profunda hubo una gran emisión de gases CO_2 , H_2S (sulfuro de hidrógeno/ácido sulfídrico), SO_3^{2-} (sulfitos), $\text{S}_4\text{O}_6^{2-}$ (tetraionato de azufre) y metales como Cu, Cd, Pb y Al (Santana-Casiano *et al.*, 2013). Estas emisiones sulfurosas generaron una masa de agua de color verdoso del 23 al 31 de octubre que por efecto de las corrientes y mareas se retuvo en la zona del Mar de Las Calmas produciendo una segunda mortalidad masiva de peces, esta vez todos litorales, que llegaron a acumularse masivamente en la costa. Del 1 al 18 de noviembre la mancha vuelve a tocar tierra y hay un tercer episodio de mortalidad de peces de menor intensidad, puesto que casi la totalidad de la biomasa de peces del Mar de Las Calmas había muerto en la primera oleada

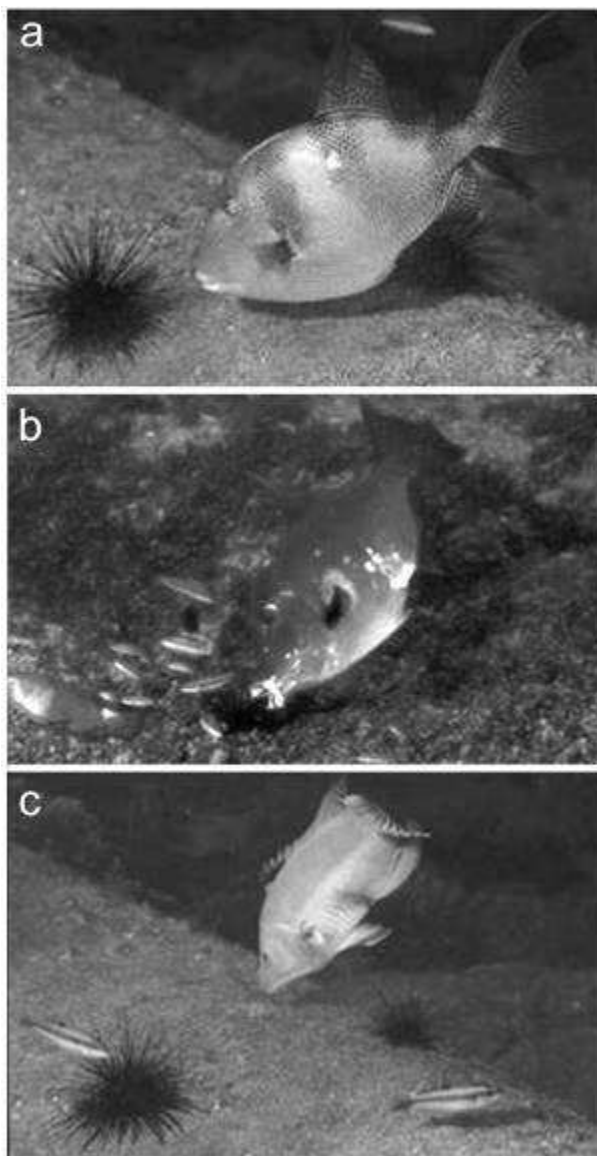


Fig. 8. Depredadores especializados en el erizo de Lima (*Diadema africanum*): a. Gallo cochino (*Balistes capriscus*). b. Gallo oceánico o aplomado (*Canthidermis sufflamen*) y c. Pejeperro (*Bodianus scrofa*).

de agua sulfurosa (Fig. 10). Por lo tanto, el área de influencia de la erupción en el litoral de la isla varió en el tiempo durante el proceso eruptivo debido principalmente a la deriva de estos parches de aguas anómalas siguiendo las corrientes y vientos dominantes. De esta forma, las comunidades litorales se

vieron expuestas a pulsos de condiciones físico-químicas extremas del agua de mar durante los cinco meses que duró el proceso eruptivo, poniendo en peligro la actividad normal y la composición de las comunidades marinas.

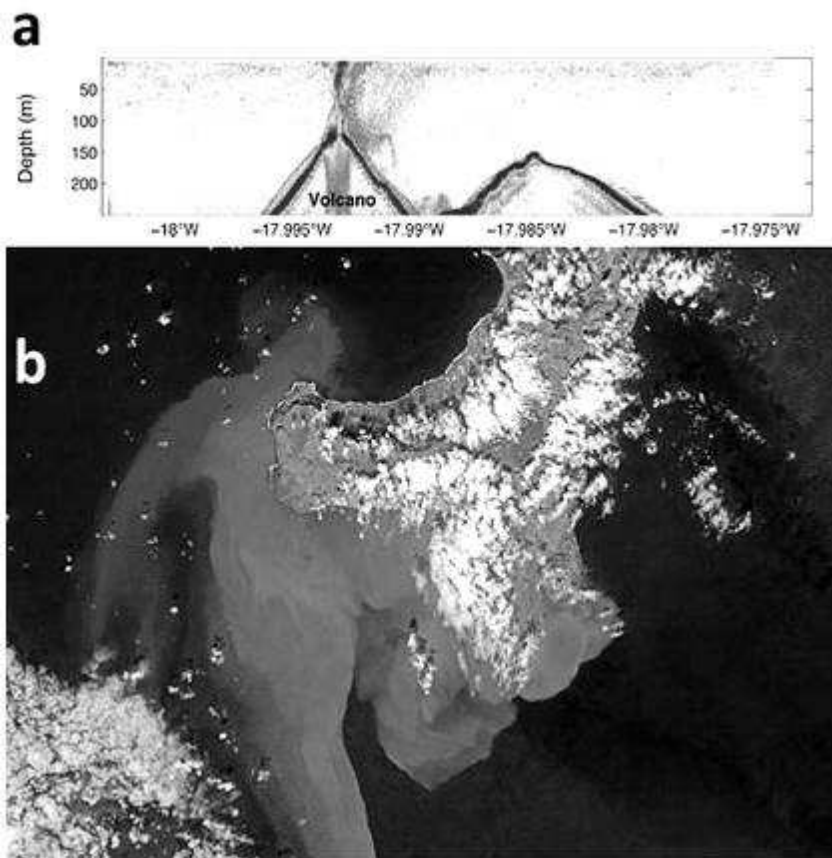


Fig. 9. (a) Ecograma del volcán submarino del Mar de Las Calmas (Modificado de Fraile-Nuez *et al.*, 2012). (b) Fotografía de satélite donde se puede observar la extensión de la masa de agua sulfurosa que afectó a la cara oeste de El Hierro durante el mes de octubre de 2010, después de la erupción submarina (Fuente: <http://www.rapideye.com/>).

Para nuestro equipo, que lleva trabajando más de 20 años en la zona, las primeras inmersiones realizadas justo después de que se permitiera el acceso a la zona afectada, fueron dramáticas y mostraron un cambio radical de la flora y fauna marina (Fig. 11). De los cambios más llamativos, destaco la capa de sedimento verdoso que cubría el fondo, la gran cobertura de algas oportunistas (ver Sangil, 2013) y la gran abundancia de moluscos del género *Aplysia*.



Fig. 10. Peces muertos durante la erupción submarina del volcán submarino del Mar de Las Calmas en octubre de 2011.

Otro hecho muy llamativo fue la gran cantidad de juveniles del erizo de Lima que llegaban a densidades de ocho individuos por metro cuadrado (Fig. 12), densidades nunca antes registradas para la zona (Hernández *et al.*, 2008a). Por lo tanto, nos encontramos con cambios relevantes en las comunidades marinas, tal y como se ha visto en procesos similares en otras partes del mundo (Hall-Spencer *et al.*, 2012), que constituían los primeros estadios en la trayectoria sucesional de cambio tras la perturbación volcánica.

El caso de los erizos fue bastante llamativo puesto que, como hemos comentado anteriormente se trata de una especie clave, capaz de modificar drásticamente la estructura de las comunidades algales por lo que su presencia en altas densidades causó alarma. La presencia de este erizo en las aguas del Mar de Las Calmas es conocida (Hernández *et al.*, 2008a), aunque su abundancia siempre fue baja, por debajo de un individuo por metro cuadrado. La elevada cantidad de juveniles encontrada justo después de la erupción sólo se explica debido a la completa desaparición de los depredadores naturales del erizo por efecto de la erupción submarina, lo que

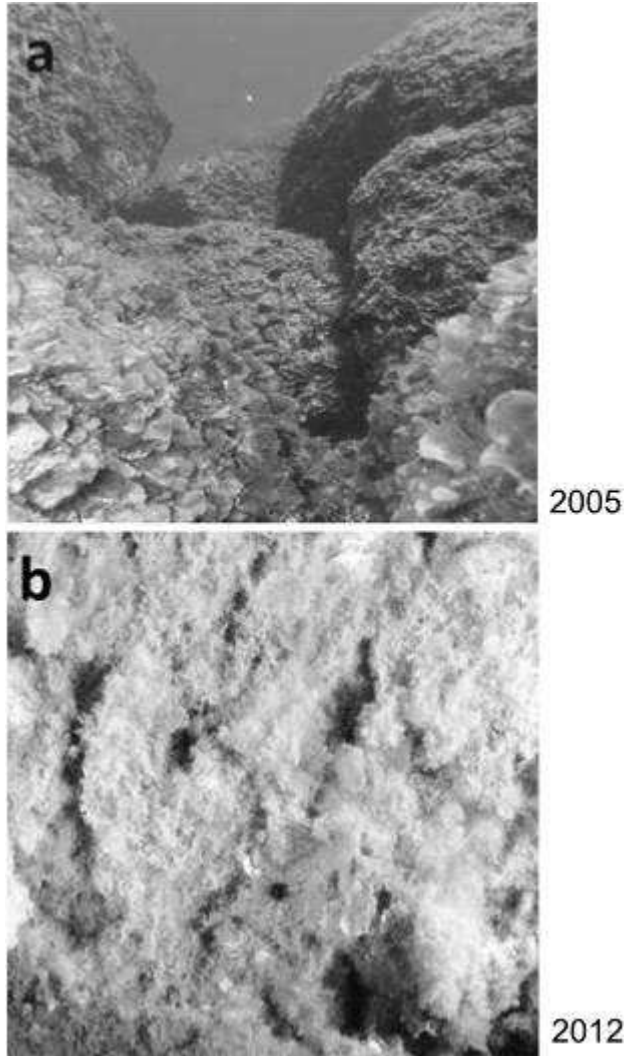


Fig. 11. Comunidad bentónica antes (2005) y después (2012) de la erupción submarina del volcán en el Mar de Las Calmas.

concuera con estudios previos que demuestran que perturbaciones puntuales pueden alterar profundamente la dinámica de las poblaciones de erizos y la intensidad de los procesos que las regulan como el reclutamiento y la depredación (Hereu *et al.*, 2012). Así, de una forma catastrófica se ha vuelto a demostrar el papel ecológico tan importante de la protección y la importancia de preservar el nivel trófico de los depredadores para conseguir el correcto equilibrio ecológico y funcionamiento de nuestros ecosistemas litorales.

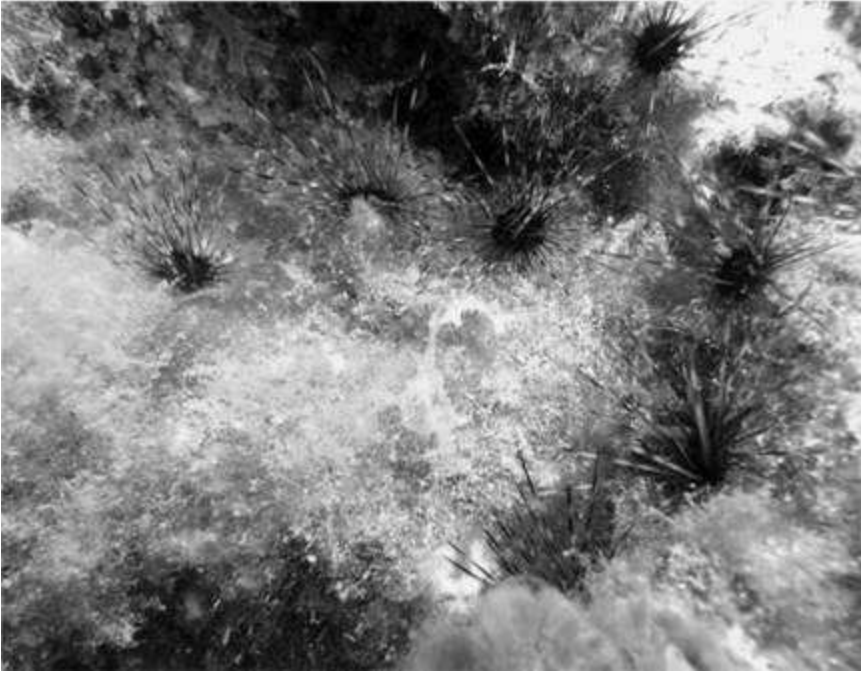


Fig. 12. Reclutamiento masivo del erizo de Lima (*Diadema africanum*) en el Mar Las Calmas tras la erupción submarina.

Esta erupción ha servido para darnos cuenta del papel que juega la Reserva Marina del Mar de Las Calmas en La Restinga y en El Hierro, y de la importancia de conservar para generar riqueza ecológica y económica. Es necesario promover una red de reservas marinas que asegure la protección de una mayor y más variada zona de la costa, con mayor capacidad de adaptación a las perturbaciones, puesto que estos u otros fenómenos catastróficos pueden ocurrir y perjudicarnos directa o indirectamente a todos los canarios. Si bien la estructura de las comunidades marinas está influenciada por numerosas perturbaciones físicas y biológicas (Sousa, 2001; Paine & Levin, 1981), perturbaciones catastróficas de gran magnitud, como pueden ser los procesos volcánicos submarinos o deslizamientos de tierras, son poco frecuentes (Sousa, 2001). Por lo tanto, a nivel ecológico el caso de la erupción submarina de El Hierro ha constituido una oportunidad única para valorar las respuestas del ecosistema marino a la severa reducción de la mayor parte de los taxones.

Finalmente, a modo de conclusión, podemos afirmar que la multitud de estudios realizados en los fondos marinos de El Hierro nos han dado la oportunidad de vislumbrar lo que podría ser Canarias si apostáramos decididamente por un uso sostenible de nuestros ecosistemas marinos.

Bibliografía

- ARMSWORTH, P.R., K.M.A. CHAN, G.C. DAILY, P.R. EHRLICH, C. KREMEN, T.H. RICKETTS & M.A. SANJAYAN (2007). Ecosystem-service science and the way forward for conservation. *Conservation Biology* 21: 1383-1384.
- BENSOUSSAN, N. & J.P. GATTUSO (2007). Community primary production and calcification in a NW Mediterranean ecosystem dominated by calcareous macroalgae. *Marine Ecology Progress Series* 334: 37-45.
- BIANCHI, C.N. (1997). Climate change and biological response in the marine benthos. *Proceedings of the Italian Association of Limnology and Oceanography* 12: 3-20.
- CALDEIRA, K. & M. WICKET (2003). Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature* 425: 365.
- CLAUDET, J., C.W. OSENBURG, L. BENEDETTI-CECCHI, P. DOMENICI, J.A. GARCÍA-CHARTON, Á. PÉREZ-RUZAFÁ, F. BADALAMENTI, J. BAYLE-SEMPERE, A. BRITO, F. BULLERI, J.-M. CULIOLI, M. DIMECH, J.M. FALCÓN, I. GUALA, M. MILAZZO, J. SÁNCHEZ-MECA, P.J. SOMERFIELD, B. STOBART, F. VANDEPERRE, C. VALLE & S. PLANES (2008). Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters* 11: 481-489.
- CLEMENTE, S., J.C. HERNÁNDEZ & A. BRITO (2009). Evidence of the top-down role of predators in structuring sublittoral rockyreef communities in a Marine Protected Area and nearby areas of the Canary Islands. *ICES Journal of Marine Science* 66: 64-71.
- CLEMENTE, S., J.C. HERNÁNDEZ, A. RODRÍGUEZ & A. BRITO (2010). Identifying keystone predators and the importance of preserving functional diversity in sublittoral rocky-bottom areas. *Marine Ecology Progress Series* 413: 55-67.
- CLEMENTE S., J.C. HERNÁNDEZ & A. BRITO (2011). Context-dependent effects of marine protected areas on predatory interactions. *Marine Ecology Progress Series* 437: 119-133.
- CROWDER, L.B. & S.A. MURAWSKIB (1998). Fisheries Bycatch: Implications for Management. *Fisheries* 23: 8-17.
- DAYTON, P.K., M.J. TEGNER, P.B. EDWARDS & K.L. RISER (1998). Sliding baselines, ghosts, and reduced expectations in kelp forest communities. *Ecological Applications* 8: 309-322.
- DE GROOT, R.S., M.A. WILSON & R.M.J. BOUMANS (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- DE LA CRUZ MODINO, R. & A. SANTANA (2012). El turismo de buceo en La Restinga (Islas Canarias) y l'Estartit (Cataluña): APMs, clasificaciones e impactos. In: Beltrán, O., J.J. Pascual & I. Vaccaro (eds.), *Patrimonialización de la naturaleza. El marco social de las políticas ambientales*. pp. 223-244 Ankulegi Antropología Elkarte. Actas del Congreso de Antropología, San Sebastián, 2008.
- DÍAZ, R.J. (2001). Overview of Hypoxia around the World. *Journal of Environmental Quality* 30: 275-281.

- DONEY, S., V. FABRY, R. FEELY & J. KLEYPAS (2009). Ocean acidification: the other CO₂ problem. *Annual Review of Marine Science* 1: 169-192.
- FRAILE-NUEZ, E., M. GONZÁLEZ-DÁVILA, J.M. SANTANA-CASIANO, J. ARÍSTEGUI, I.J. ALONSO-GONZÁLEZ, S. HERNÁNDEZ-LEÓN, M.J. BLANCO, A. RODRÍGUEZ-SANTANA, A. HERNÁNDEZ-GUERRA, M.D. GELADO-CABALLERO, F. EUGENIO, J. MARCELLO, D. DE ARMAS, J.F. DOMÍNGUEZ-YANES, M.F. MONTERO, D.R. LAETSCH, P. VÉLEZ-BELCHÍ, A. RAMOS, A.V. ARIZA, I. COMAS-RODRÍGUEZ & V.M. BENÍTEZ-BARRIOS (2012). The submarine volcano eruption at the island of El Hierro: physical-chemical perturbation and biological response. *Scientific Reports* 2: 486. DOI: 10.1038/srep00486.
- GUIDETTI, P. (2007). Predator diversity and density affect levels of predation upon strongly interactive species in temperate rocky reefs. *Oecologia* 154: 513-520.
- HALL-SPENCER, J.M., R. RODOLFO-METALPA, S. MARTIN, E. RANSOME, M. FINE, S.M. TURNER, S.J. ROWLEY, D. TEDESCO & M.-C. BUIA (2008). Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature* 454: 96-99.
- HALPERN, B.S. (2003) The impact of marine reserves: Do reserves work and does size matter? *Ecological Applications* 13:117-137
- HALPERN, B.S., S. WALBRIDGE, K.A. SELKOE, C.V. KAPPEL, F. MICHELI, C. D'AGROSA, J.F. BRUNO, K.S. CASEY, C. EBERT, H.E. FOX, R. FUJITA, D. HEINEMANN, H.S. LENIHAN, E.M.P. MADIN, M.T. PERRY, E.R. SELIG, M. SPALDING, R. STENECK, R. WATSON (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science* 319: 948-952.
- HARLEY, C.D.G., A.R. HUGHES, K.M. HULTGREN, B.G. MINER, C.J.B. SORTE, C.S. THORNER, L.F. RODRIGUEZ, L. TOMANEK & S.L. WILLIAMS (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters* 9: 228-241.
- HEREU, B., C. LINARES, E. SALA, J. GARRABOU, A. GARCIA-RUBIES, D. DIAZ & M. ZABALA (2012). Multiple Processes Regulate Long-Term Population Dynamics of Sea Urchins on Mediterranean Rocky Reefs. *PLoS ONE* 7(5): e36901. doi:10.1371/journal.pone.0036901.
- HERNÁNDEZ, J.C., S. CLEMENTE, C. SANGIL & A. BRITO (2008a). The key role of the sea urchin *Diadema* aff. *antillarum* in controlling macroalgae assemblages throughout the Canary Islands (eastern subtropical Atlantic): a spatio-temporal approach. *Marine Environmental Research* 66: 259-270.
- HERNÁNDEZ, J.C., S. CLEMENTE, C. SANGIL & A. BRITO (2008b). Actual status of the sea urchin *Diadema* aff. *antillarum* populations and macroalgal cover in marine protected areas compared to a highly fished area (Canary Islands–Eastern Atlantic Ocean). *Aquatic Conservation* 18:1091-1108.
- HERNÁNDEZ, J.C., S. CLEMENTE, D. GIRARD, Á. PÉREZ-RUZAFÁ & A. BRITO (2010). Effect of temperature on settlement and postsettlement survival in a barrens-forming sea urchin. *Marine Ecology Progress Series* 413: 69-80.
- HOLMLUND, C.M. & M. HAMMER (1999). Ecosystem services generated by fish populations. *Ecological Economics* 29: 253-268.
- IPCC (2007). *The fourth assessment report of the IPCC*. Cambridge University Press, Cambridge.

- ISLAM, M.S. & M. TANAKA (2004). Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 48: 624-649.
- JACKSON, J.B.C., M.X. KIRBY, W.H. BERGER, K.A. BJORNDALE, L.W. BOTSFORD, B.J. BOURQUE, R.H. BRADBURY, R. COOKE, J. ERLANDSON, J.A. ESTES, T.P. HUGHES, S. KIDWELL, C.B. LANGE, H.S. LENIHAN, J.M. PANDOLFI, C.H. PETERSON, R.S. STENECK, M.J. TEGNER & R.R. WARNER (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- LAFFERTY, K.D. (2009). The ecology of climate change and infectious diseases. *Ecology* 90: 888-900.
- MICHELI, F., B.S. HALPERN, L.W. BOTSFORD & R.R. WARNER (2004). Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications* 14: 1709-1723.
- MICHELI, F., L. BENEDETTI-CECCHI, S. GAMBACCINI, I. BERTOCCI, C. BORSINI, G. CHATO OSIO & F. ROMANO (2005). Cascading human impacts, marine protected areas, and the structure of Mediterranean reef assemblages. *Ecological Monographs* 75: 81-102.
- MURAWSKI, S.A., S.E. WIGLEY, M.J. FOGARTY, P.J. RAGO & D.G. MOUNTAIN (2005). Effort distribution and catch patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES Journal of Marine Science* 62: 1150-1167.
- MYERS, R.A. & B. WORM (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423: 280-283.
- ORR, J., V. FABRY, O. AUMONT, L. BOPP, S. DONEY, R. FEELY, A. GNANADESIKAN, N. GRUBER, A. ISHIDA, F. JOOS, R.M. KEY, K. LINDSAY, E. MAIER-REIMER, R. MATEAR, P. MONFRAY, A. MOUCHET, R.G. NAJJAR, G.-K. PLATTNER, K.B. RODGERS, C.L. SABINE, J.L. SARMIENTO, R. SCHLITZER, R.D. SLATER, I.J. TOTTERDELL, M.-F. WEIRIG, Y. YAMANAKA & A. YOOL (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437: 681-686.
- PAINE, R.T. & S.A. LEVIN (1981). Intertidal Landscapes: Disturbance and the Dynamics of Pattern. *Ecological Monographs* 51:145-178.
- PAULY, D., V. CHRISTENSEN, J. DALSGAARD, R. FROESE & F. TORRES (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- PÉREZ-RUZAFÁ, Á., E. MARTÍN, C. MARCOS, J.M. ZAMARRO, B. STOBART, M. HARMELIN-VIVIEN, S. POLTIA, S. PLANES, J.A. GARCÍA-CHARTON & M. GONZÁLEZ-WANGÜEMERT (2008). Modelling spatial and temporal scales for spill-over and biomass exportation from MPAs and their potential for fisheries enhancement. *Journal for Nature Conservation* 16: 234-255.
- PINNEGAR, J.K., N.V.C. POLUNIN, P. FRANCOUR, F. BADALAMENTI, R. CHEMELLO, M.-L. HARMELIN-VIVIEN, B. HEREU, M. MILAZZO, M. ZABALA, G. D'ANNA & C. PIPITONE (2000). Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation* 27: 179-200.
- PLAN DEVELOPMENT TEAM (1990). *The potential of marine fishery reserves for reef fish management in the U.S. southern Atlantic. Snapper-Grouper Plan*

- Development Team Report for the South Atlantic Fisheries Management Council*. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-261. National Oceanographic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, Miami, Florida. 45 pp.
- ROBERTS, C.M. & N.V.C. POLUNIN (1991). Are marine reserves effective in management of reef fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 1: 65-91.
- SANGIL, C. (2013). Cambios en la biodiversidad vegetal submarina del Mar de Las Calmas tras la erupción volcánica de La Restinga: una oportunidad para profundizar en el conocimiento de los ecosistemas marinos de Canarias. En: Afonso-Carrillo, J. (ed.), *El Hierro: el nacimiento de un volcán*. Actas VIII Semana Científica Telesforo Bravo, Instituto de Estudios Hispánicos de Canarias, Puerto de La Cruz, pp. 55-82.
- SANGIL, C., M. SANSÓN & J. AFONSO-CARRILLO (2011). Spatial variation patterns of subtidal seaweed assemblages along a subtropical oceanic archipelago: Thermal gradient vs herbivore pressure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94: 322-333.
- SANTANA-CASIANO, J.M., M. GONZÁLEZ-DÁVILA, E. FRAILE-NUEZ, D. DE ARMAS, A.G. GONZÁLEZ, J.F. DOMÍNGUEZ-YANES & J. ESCÁNEZ (2013). The natural ocean acidification and fertilization event caused by the submarine eruption of El Hierro. *Scientific Reports* 3: 1140. doi:10.1038/srep01140.
- SMITH, P.J., R.I.C.C. FRANCIS & M. MCVEAGH (1991). Loss of genetic diversity due to fishing pressure. *Fisheries Research* 10: 309-316.
- SOUSA, W.P. (2001). Natural disturbance and the dynamics of marine benthic communities. In: Bertness, M.D. et al. (eds), *Marine Community Ecology*. pp. 85-130. Sinauer Associates: Sunderland.
- SWARTZ, W., E. SALA, S. TRACEY, R. WATSON & D. PAULY (2010). The Spatial Expansion and Ecological Footprint of Fisheries (1950 to Present). *PLoS ONE* 5(12): e15143. doi:10.1371/journal.pone.0015143.
- WORM, B., E.B. BARBIER, N. BEAUMONT, J.E. DUFFY, C. FOLKE, B.S. HALPERN, J.B.C. JACKSON, H.K. LOTZE, F. MICHELI, S.R. PALUMBI, E. SALA, K.A. SELKOE, J.J. STACHOWICZ, R. WATSON (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314: 787-790.