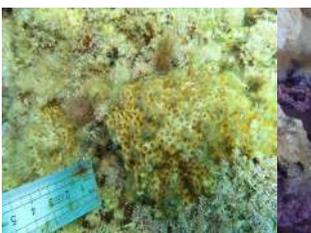




SEGUIMIENTO CIENTÍFICO DE LA RESERVA MARINA DE INTERÉS PESQUERO DEL CABO DE SAN ANTONIO 2018

CNME18/71410/2



GENERALITAT
VALENCIANA

CONSELLERIA DE AGRICULTURA, MEDIO AMBIENTE,
CAMBIO CLIMÁTICO Y DESARROLLO RURAL

iel Instituto
de Ecología
Litoral

Capítulo 1. Introducción y objetivos.

Contenidos

1. Introducción.	3
1.1. La reserva de interés pesquero del Cabo de San Antonio.	4
2. Objetivos.	5
3. Referencias.	7

1. Introducción.

Las reservas marinas de interés pesquero han sido propuestas como una herramienta de gestión para la conservación de los recursos marinos (García-Charton *et al.*, 2008; Fenberg *et al.*, 2012). Sus múltiples beneficios para la protección de los ecosistemas y los procesos ecológicos que los mantienen, a la vez que mejoran las pesquerías mediante la exportación de especies de interés comercial a áreas adyacentes (Goñi *et al.*, 2008; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008) hacen de las reservas marinas la medida más poderosa de gestión espacial del medio ambiente marino.

Una reserva marina de interés pesquero ha de ser adecuadamente monitoreada con el fin de establecer científicamente si se están produciendo (o no) los beneficios esperados en términos de conservación (p.ej. recuperación de poblaciones o ecosistemas) y de objetivos de gestión (p. ej., mejorar las pesquerías locales). Para ello, se ha de cumplir la condición previa de que la reserva marina está bien vigilada y apropiadamente gestionada, pues de otro modo no es esperable efecto positivo alguno de la protección (Guidetti *et al.*, 2008). En años recientes, se ha realizado un enorme esfuerzo para el establecimiento de nuevas Áreas Marinas protegidas (AMPs) en el Mediterráneo (Gabrie *et al.*, 2012). Sin embargo, como en otras regiones del globo (Mora *et al.*, 2006), muchas AMPs mediterráneas no han mostrado los efectos esperados. El correcto diseño de redes de AMPs no puede hacerse sin un adecuado conocimiento de las pautas y procesos que caracterizan y determinan su éxito (Halpern & Warner, 2003), así como eventuales cambios en los resultados (biológicos, ecológicos, socioeconómicos) de la protección. Por ello, resulta esencial contar con datos a largo plazo de los efectos ecológicos de aquellas AMPs, con el fin de que dichos resultados sean aplicables a la gestión adaptativa del espacio, así como a otros casos en el ámbito mediterráneo y mundial.

1.1. La reserva de interés pesquero del Cabo de San Antonio.

Las reservas marinas son espacios protegidos que constituyen una de las líneas de actuación de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación. Su finalidad es preservar la flora y fauna marina al objeto de que sirvan de zona de repoblación de los peces. En estas áreas se pretende hacer compatibles con el entorno protegido los intereses pesqueros con los puramente proteccionistas y los de investigación del medio.

Es una reserva de interés pesquero de la Generalitat Valenciana, con una superficie marina de 260 hectáreas, con el objeto de servir como núcleo de regeneración y repoblación de especies de gran interés pesquero. En ésta predominan los fondos rocosos del pie del acantilado del Cabo de San Antonio, del macizo del Montgó que corresponde a las estribaciones de las sierras béticas en la zona oriental norte de la provincia de Alicante. Este núcleo discurre paralelo a la línea de costa entre Ondara, Dénia y Xàbia. También son de interés los fondos arenosos y detríticos, con desarrollo de praderas de *Posidonia oceanica*.

En la reserva se regulan medidas proteccionistas, entre las que podemos citar la prohibición del fondeo de embarcaciones, la prohibición de recolección de flora y fauna marina, de deportes náuticos con embarcaciones a motor y actividades submarinas. El buceo submarino quedará regulado por la Conselleria y tan sólo se autorizará la pesca únicamente a las embarcaciones de artes menores que normalmente han accedido a este caladero.

La normativa que regula la reserva de interés pesquero del Cabo de San Antonio, es:

- Decreto 212/1993, de 9 de noviembre, del Consell.
- Ley 11/1994, de 27 de diciembre, de la Generalitat, de Espacios Naturales Protegidos de la Comunitat Valenciana.
- Ley 9/1998, de 15 de diciembre, de la Generalitat, de Pesca Marítima de la Comunitat Valenciana
- Resolución de 13 de mayo de 1999 (buceo deportivo).
- Decreto 180/2002, de 5 de noviembre, del Consell, por el que se aprobó el Plan de ordenación de los recursos naturales del Montgó.

- Decreto 110/2005.
- Decreto 163/2006 (Corrección de errores).
- Decreto 19/2015, de 13 de febrero, del Consell, por el que se regula la Reserva Marina de Interés Pesquero del Cabo de San Antonio (deroga al decreto 212/1993), y se integra el contenido normativo del anterior Decreto 212/1993, y se introducen determinadas novedades en relación con: la Comisión de Seguimiento de la Reserva, y además, se prevé su competencia para constituir la Comisión Técnica para establecer el Plan de accesos de barcos de artes menores autorizados y la aprobación del mismo.

2. Objetivos.

El presente documento constituye la memoria técnica justificativa de la realización del contrato para la realización del Estudio: "Seguimiento científico de la Reserva Marina de Interés Pesquero del Cabo de San Antonio" con cargo a la aplicación presupuestaria 12.02.01.0000.714.10.6, Subproyecto AT000, cofinanciado a través del Programa Operativo Fondo Europeo Marítimo y de Pesca.

Dicho contrato se justifica por la necesidad de dar cumplimiento a la Ley 9/1998 de 15 de diciembre de la Generalitat de Pesca Marítima de la Comunitat Valenciana, que establece en su artículo 30 apartado 1 que "Son zonas protegidas de interés pesquero del litoral marítimo de la Comunidad Valenciana las declaradas administrativamente, dentro de los límites de sus aguas interiores, por su especial interés para la preservación y regeneración de los recursos pesqueros, limitando en ellas las actividades extractivas de la fauna y flora marinas y en general perturbadoras del medio". Con el fin de valorar las poblaciones de las diferentes especies de peces de interés comercial y las comunidades y especies de interés ecológico de la reserva, se hace necesaria la realización de estudios para poder determinar su situación y su evolución a lo largo del tiempo.

La Reserva Marina de Interés Pesquero del Cabo de San Antonio (en adelante RMIPCSA), sirve como zona de cría de diferentes especies de peces e invertebrados, favoreciendo el

mantenimiento de sus poblaciones, tanto en el interior de la reserva como en los alrededores de la misma. Asimismo contribuyen al mantenimiento de las especies y hábitats marinos.

Esta reserva representa también un excelente laboratorio natural donde comparar los efectos antrópicos (contaminación, recolección, pesca ...) dentro y fuera de este espacio protegidos; así como, la valoración por fenómenos naturales inducidos por el hombre como el calentamiento global sobre las poblaciones de especies-objetivo.

Por ello, es fundamental contar con un seguimiento anual y periódico para comprobar si se están alcanzando los objetivos de la protección.

La finalidad general es el seguimiento de la evolución de determinadas poblaciones y comunidades objetivo en la RMIPCSA mediante muestreos estandarizados.

Los objetivos específicos señalados en el pliego de prescripciones técnicas, son:

1. Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial.
 - a) Seguimiento de las poblaciones de peces mediante censos visuales en inmersión.
 - b) Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIPCSA.
2. Seguimiento de comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico: praderas de *Posidonia oceanica*, formaciones organógenas (*Lithophyllum byssoides*, *Dendropoma petraeum* (= *D. lebeche*)); 'bosques' de *Cystoseira* spp.; bancos de corales (*Cladocora caespitosa*), coralígeno y bosques de gorgonias (*Eunicella*, *Lophogorgia* (= *Leptogorgia*)); nacras (*Pinna nobilis*, *P. rudis*), erizos (*Paracentrotus*, *Arbacia*, *Sphaerechinus*), y de los impactos antrópicos sobre ellas: frecuentación / pisoteo, recolección de invertebrados (lapas y erizos); erosión por buceo autónomo y por anclaje de embarcaciones.
3. Seguimiento del calentamiento global mediante sensores de temperatura, blanqueamiento (corales) y necrosis (gorgonias) y seguimiento de especies exóticas.

3. Referencias.

- Fenberg, P.B., Caselle, J.E., Claudet, J., Clemence, M., Gaines, S.D., García-Charton, J.A., Goncalves, E.J., Grorud-Colvert, K., Guidetti, P., Jenkins, S.R., Jones, P.J.S., Lester, S.E., McAllen, R., Moland, E., Planes, S. & Sorensen, T. 2012. The science of European marine reserves: Status, efficacy, and future needs. *Marine Policy* 36: 1012–1021.
- Gabrie, C., Lagabrielle, E., Bissery, C., Crochelet, E., Meola, B., Webster, C., Claudet, J., Chassanite, A., Marinesque, S., Robert, P. & Goutx, M. 2012. The status of the Marine Protected Areas in the Mediterranean Sea 2012, *MedPAN & CAR/ASP*, 2012.
- García-Charton, J.A., Herrero-Pérez, A., Esparza-Alaminos, O., Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Trevino, J., Cenci, E. & Segovia-Viadero, M. 2008. *Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas*. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Region de Murcia.
- Gofii, R., Adlerstein, S., Álvarez-Berastegui, D., Forcada, A., Renones, O., Criquet, G., Polti, S., Cadiou, G., Valle, C., Lenfant, P., Bonhomme, P., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Lizaso, J.L., García-Charton, J.A., Bernard, G., Stelzenmuller, V. & Planes, S. 2008. Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 366: 159-174.
- Guidetti, P., Milazzo, M., Bussotti, S., Molinari, A., Murenu, M., Pais, A., Spano, N., Balzano, R., Agardy, T., Boero, F., Carrada, G., Cattaneo-Viatti, R., Cau, A., Chemello, R., Greco, S., Manganaro, A., Notarbartolo di Sciara, G., Russo, G. & Tunesi, L. 2008. Italian marine reserve effectiveness: does enforcement matter?. *Biological Conservation* 141: 699-709.
- Halpern, B.S. & Warner, R.R. 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters* 5: 361-366.
- Harmelin-Vivien, M., Le Direach, L., Bayle-Sempere, J., Charbonnel, E., García-Charton, J.A., Gofii, R., Ody, D., Pérez-Ruzafa, A., Renones, O., Sánchez-Jerez, P. & Valle, C. 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of fish spillover?. *Biological Conservation* 141: 1829-1839.
- Mora, C., Andrefouet, S., Costello, M.J., Kranenburg, C., Rollo, A., Veron, J., Gaston, K.J. & Myers, R.A. 2006. Coral reefs and global network of marine protected areas. *Science* 312: 1750–1751.

Capítulo 2. Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial.

Contenido.

1. Seguimiento de las poblaciones de peces mediante censos visuales en inmersión.	2
1.1. Metodología.	2
1.2. Resultados.	8
1.2.1. Estimación de la abundancia de cada especie.	10
1.2.2. Caracterización del hábitat.	19
1.2.3. Comparación entre número de especies, abundancia y biomasa.	24
1.2.4. Comparación de resultados años 2016, 2017 y 2018.	46
1.2.5. Conclusiones	51
2. Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIPCSA.	53
2.2. Resultados.	53
2.2.1. Selección de las especies objetivo	53
2.2.2. Análisis de tendencias en las capturas.	55
3. Referencias	62

1. Seguimiento de las poblaciones de peces mediante censos visuales en inmersión.

1.1. Metodología.

La caracterización de la ictiofauna en zonas protegidas requiere el uso de métodos de muestreo no destructivos. Se evita así el daño a las comunidades, como también se evita afectar a las evaluaciones posteriores. Por ello, para estudiar la comunidad de peces, de acuerdo con el pliego de prescripciones técnicas, se han realizado censos visuales con escafandra autónoma (tanto en el interior del área marina protegida como en zonas control). Los censos visuales submarinos son considerados como la mejor técnica para la estimación de la riqueza, abundancia y densidad de peces, tanto en los arrecifes naturales como artificiales (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985; Relini *et al.*, 1994). La principal ventaja de la técnica de los censos visuales es que permiten esta estimación con relativamente poco gasto de tiempo en el campo y sin las desventajas inherentes a la perturbación causada por métodos destructivos (Sale & Sharp, 1983; Brock, 1982). A pesar de ello se debe tener en cuenta que las técnicas de censos visuales no son exactas al 100% (Sale & Douglas, 1981) y las especies crípticas y nocturnas no se encuentran bien representadas (Gladfelter *et al.*, 1980).

Existen numerosos trabajos realizados mediante censos visuales que han demostrado su validez y utilidad. Desde la propuesta inicial de Brock (1954) se han producido numerosas modificaciones al método, ya sea en la unidad empleada (longitud o tiempo) como en las diversas técnicas que se han desarrollado para contar peces mediante un método no agresivo con el medio.

De entre los trabajos que analizan las ventajas y desventajas de esta metodología destacan los realizados por Sale & Douglas (1981), quienes indicaron la importancia de realizar réplicas; Sale & Sharp (1981) que experimentaron con varias anchuras de transecto; Harmelin-Vivien *et al.* (1985) realizaron una completa revisión de los métodos y problemas a la hora de evaluar la abundancia de peces; Lincoln-Smith (1988) analizó la influencia de la

velocidad de nado del buceador en la estimación de peces. En general todos estos métodos recomiendan la utilización de una unidad fija de muestreo ya sea tiempo o área.

Otro tipo de censos visuales es el estacionario, propuesto por Bonshack & Bannerot (1986), en el que el buceador, durante un tiempo determinado previamente, se encuentra en una posición en la que realiza un giro sobre si mismo anotando los peces identificados hasta una distancia prefijada.

Para el presente trabajo se realizaron transectos de 30 X 5 m (Figura 1), siendo la superficie muestreada por transecto de 150 m². Durante la realización del seguimiento de las poblaciones de peces se mantuvo el equipo de observadores, al objeto de evitar la variabilidad en los datos debida a la subjetividad de los observadores.

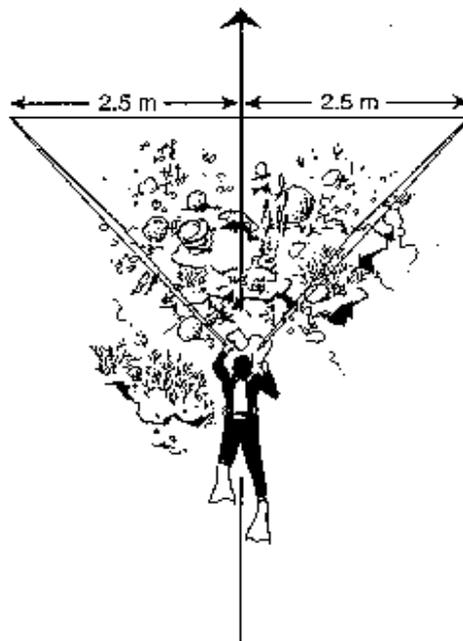


Figura 1: Esquema que muestra al buceador contando los peces dentro de un área específica a lo largo del transecto (modificado de English et al., 1997).

Se ha estimado la abundancia y la talla (longitud total en clases de 2 cm) de cada especie observada en transectos de 30 x 5 m. La estimación de la abundancia de cada especie se ha realizado empleando 9 clases de abundancia predeterminadas de progresión geométrica de base 2.

1, 2-5, 6-10, 11-30, 31-50, 51-100, 101-200, 201-500, >500

La media geométrica de cada clase de abundancia se ha tomado como valor para realizar los cálculos. Previamente al análisis de datos se comprobó la homogeneidad de varianzas. Para homogeneizar las varianzas, en primer lugar, se realizó la transformación logarítmica, con el fin de evitar el error de tipo I, en el que se pueden aceptar como ciertos, resultados no significativos (Underwood, 1997), en el caso de que no fueran homogéneas, se procedió a transformar los datos originales en raíz cuadrada, y por último, si siguiera resultar homogénea, en raíz cuarta; si aún así no se lograba la homogeneidad necesaria, se utilizaban los datos originales, pero asignando un nivel de significación del 0,01, para de esta manera evitar el error de tipo I y respetar la robustez del análisis (Underwood, 1997).

La biomasa se ha estimado a partir de las relaciones talla-peso, de la zona más próxima a la zona de muestreo. En los casos en los que no se ha dispuesto de la fórmula de conversión para una especie concreta, se ha utilizado la relación talla-peso de la especie más próxima o de otra especie con la forma del cuerpo más similar. Todos los datos de abundancia y estimación de talla de cada transecto fueron introducidos en el programa ECO-CEN (Bayle *et al*, 2001) y posteriormente exportados a una hoja de cálculo tipo Excel.

El hábitat se ha caracterizado usando variables del sustrato, distinguiendo entre complejidad vertical (estimada como el número de bloques rocosos y verticalidad), heterogeneidad horizontal (cobertura de los distintos sustratos) y profundidad. La caracterización del hábitat se ha realizado de forma simultánea a la realización del censo de peces, al realizarse por un segundo buceador que mantenía una distancia de 10 m respecto al encargado de realizar el censo, al objeto de no interferir en el recuento. La caracterización del hábitat se ha realizado siguiendo el pliego de prescripciones técnicas anotando el tipo de sustrato, número de bloques de piedras, y tamaño de éstas, agrupadas en tres categorías, 50 a 100 cm; 100 a 200 cm; y, mayores de 200 cm. La profundidad se anotó al principio y final del transecto y también en sus máximos y mínimos parciales, para calcular el grado de verticalidad, o distancia vertical existente entre el punto más profundo y más somero dentro del transecto. La heterogeneidad del hábitat se estimó visualmente,

contabilizando los tramos de longitud sobre el transecto, como el porcentaje de cobertura de los distintos substratos: roca, arena y pradera de *Posidonia oceanica*.

Los censos se realizaron siempre entre las 10 Y las 14 h GMT en condiciones meteorológicas e hidrológicas semejantes, y con visibilidades horizontales en el agua siempre mayores de 5 metros, para evitar sesgos en los datos debidos a estos factores. Los muestreos se realizaron en época estival, para reducir la variación natural entre replicas, permitiendo evidenciar con mas claridad patrones de distribución espacial. El equipo de trabajo durante las campañas de muestreo realizadas fue siempre el mismo.

Los censos visuales se realizaron en la Reserva Marina de Cap de Sant Antoni (RMIPCSA) y en una zona control con las características más similares posibles. Tanto en la RIMPCSA como en la zona control se eligieron 4 localidades y dentro de cada una de ellas dos sitios de muestreo para realizar 4 transectos en cada uno de ellos (64 censos en transectos de 30 por 5 m) (*Anejo Capítulo 2 Mapas. 1. Seguimiento de Poblaciones de Peces: Censos de Peces; y 2. Seguimiento de Poblaciones de Peces: Zonas Control*).

Para comprobar las diferencias significativas en el número de especies, abundancia y biomasa totales y por especie, se realizaron los correspondientes análisis de la varianza (ANOVA). Previo a estos análisis, se extrajo el posible efecto producido por la influencia de las distintas variables del hábitat sobre la ictiofauna. Los resultados del análisis de la varianza que fueron significativos, se sometieron posteriormente al test de Student-Newman-Keuls (SNK) para determinar la relación entre los diferentes niveles de los factores. Se comprobó previamente la homogeneidad de varianzas de cada una de las variables a analizar con el test de Cochran.

Se emplearon técnicas de análisis multivariante para el diagnóstico de los cambios producidos en la estructura de las poblaciones de peces combinando técnicas de escalamiento multidimensional, análisis de conglomerados jerárquicos y el análisis multivariante permutacional semi-paramétrico de la varianza (PERMANOVA).

La principal ventaja de este tipo de técnicas frente a las paramétricas es la falta de asunción de un modelo estadístico, basados en la existencia de relaciones lineales o normalidad de los datos (Clarke & Warwick, 1994). Para otros autores la utilización de pruebas de permutación no evita la asunción de independencia u homogeneidad de varianzas, aunque en circunstancias específicas, su utilización puede ser menos estricta utilizando tests de permutación (Anderson, 2000).

MDS (Escalamiento multidimensional): El punto de partida de esta técnica es una matriz triangular de similitud o disimilitud entre muestras. Como resultado se obtiene un gráfico, es te caso de dos dimensiones, en el que se representan las condiciones impuestas por la matriz de similitud. El cálculo del algoritmo a partir del que se obtienen los resultados es un procedimiento iterativo, en el que sucesivamente se redefinen las posiciones de los puntos hasta que se satisfagan las relaciones de disimilitud entre las muestras. Al mismo tiempo y como medida de la bondad de ajuste se calcula el estrés: diferencia entre las distancias de los puntos en la matriz original y las correspondientes distancias entre puntos en la ordenación final. El estrés puede aumentar no sólo reduciendo las dimensiones sino también incrementando el número de datos.

Para representaciones de dos dimensiones los valores de estrés a considerar serían los siguientes:

< 0,05 excelente interpretación de los datos; la interpretación perfecta sería la que tuviera un valor de estrés inferior a 0,01.

< 0,1 buena interpretación de los datos.

< 0,2 valor límite para poder interpretar los datos, por encima de este valor se deben utilizar otras técnicas de ordenación. Si se obtuvieran valores más elevados de estrés corresponderían a distribuciones al azar dentro de la ordenación (Clarke, 1993).

Análisis de componentes principales (ACP). El Análisis de Componentes Principales (ACP) es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables). Es decir, ante un banco de datos con muchas variables, el objetivo será reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible.

Los nuevos componentes principales o factores serán una combinación lineal de las variables originales, y además serán independientes entre sí. Un aspecto clave en ACP es la interpretación de los factores, ya que ésta no viene dada *a priori*, sino que será deducida tras observar la relación de los factores con las variables iniciales

PERMANOVA: Para realizar una comparación multivariada entre los factores, se utilizó el programa PERMANOVA+ para PRIMER (Anderson., *et al* 2008), que utiliza un método no paramétrico para comprobar hipótesis ecológicas multivariantes. En concreto esta diseñado para comprobar hipótesis multivariantes en experimentos con factores en cualquier diseño de análisis de varianza, utilizando tests de permutación. Esto incluye cálculos adecuados de los estadísticos para factores ortogonales en el diseño ya sean estos fijos o al azar.

PERMANOVA se puede utilizar de igual manera que un análisis del tipo ANOVA / MANOVA, que asume distribuciones normales e, implícitamente, distancia euclidiana, por el contrario, trabaja con cualquier medida de distancia que sea apropiada para los datos, y utiliza permutaciones para hacerla libre del tipo de distribución.

SIMPER. Se trata de una prueba mediante porcentajes de similitud realizada en la rutina del programa informático PRIMER, en él se obtienen los porcentajes de similitud a partir del índice de Bray-Curtis. Permite reconocer cuales son las especies que más diferencian unas zonas de otras.

Análisis univariante.

Los análisis de los datos de abundancia y biomasa se realizaron mediante técnicas de análisis de varianza (Underwood, 1981). El modelo de ANOVA utilizado fue anidado, que incluyó un factor fijo (Zona), uno aleatorio anidado en el fijo (Localidad) y un tercer factor aleatorio (Sitio) anidado en los dos anteriores.

Los factores utilizados para realizar el análisis de varianza fueron los siguientes:

Zona: Factor principal, fijo; con dos niveles, Reserva y control.

Año: Factor fijo (solo en comparativa de años).

Localidad: Factor aleatorio, con 4 niveles o localidades.

Sitio: con dos niveles o sitios.

La n, o réplicas realizadas fue $n = 32$.

Para el cálculo y análisis ANOVA de los datos, se utilizó el programa R (R Core Team, 2013), utilizando, además los paquetes *sciplot*, para gráficos y *GAD* para el análisis de Anova.

1.2. Resultados.

Se contabilizaron un total de 40 especies, similares a las 41 del año 2016 y 42 del 2017. Del total de especies, 33 se identificaron en la reserva marina de Cap de Sant Antoni y 38 en la zona control, siendo 31 de ellas comunes a ambas zonas. La familia mejor representada fue la de los espáridos, con 12 especies, seguida de los lábridos, con 11 especies, serránidos, con 4 especies y escorpénidos, con dos (Tabla 1). El resto de familias únicamente aportaron una especie. Los resultados fueron superiores a los obtenidos en la reserva marina de Cabo de Palos e Islas Hormigas (García Charton *et al.*, 2013) donde identificaron 35 especies, e inferiores a los de la reserva marina de la isla de Tabarca, en la que se identificaron 47 (Forcada *et al.*, 2008).

Familia	Especie
ATHERINIDAE	<i>Atherina hepsetus</i> (Linneaus, 1758)
APOGONIDAE	<i>Apogon imberbis</i> (L., 1758)
SERRANIDAE	<i>Serranus cabrilla</i> (L. 1875) <i>Epinephelus costae</i> (L. 1875) <i>Epinephelus marginatus</i> (L. 1875) <i>Serranus scriba</i> (L. 1758)
MULLIDAE	<i>Mullus surmuletus</i> (L. 1758)
ESPARIDAE	<i>Boops boops</i> (L., 1758) <i>Dentex dentex</i> (L., 1758) <i>Diplodus annularis</i> (L. 1758) <i>Diplodus puntazzo</i> (Cetti, 1777) <i>Diplodus sargus</i> (L., 1758) <i>Diplodus vulgaris</i> (E.Geoffrey Saint-Hilaire, 1817) <i>Diplodus cervinus</i> (Lowe, 1838) <i>Oblada melanura</i> (L., 1758) <i>Sarpa salpa</i> (L., 1758) <i>Spondylisoma cantharus</i> (L., 1758) <i>Spicara maena</i> (L., 1758) <i>Sparus aurata</i> (L., 1758)
MURAENIDAE	<i>Muraena helena</i> (L., 1758)
POMACENTRIDAE	<i>Chromis chromis</i> (L. 1758)
LABRIDAE	<i>Labrus merula</i> L., 1758 <i>Labrus viridis</i> L., 1758 <i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788) <i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810) <i>Symphodus mediterraneus</i> (L. 1758) <i>Symphodus ocellatus</i> Forsskal, 1775 <i>Symphodus rostratus</i> (Bloch, 1797) <i>Symphodus doderleini</i> (Jordan, 1890) <i>Symphodus tinca</i> (L., 1758) <i>Córis julis</i> (L. 1758) <i>Thalassoma pavo</i> (L. 1758)
CARANGIDAE	<i>Seriola dumerilii</i> (Risso, 1810)
SCIAENIDAE	<i>Sciaena umbra</i> (L. 1758)

SPHIRAENIDAE	<i>Sphyraena sphyraena</i> (L., 1758)
ESCORPAENIDAE	<i>Scorpaena scrofa</i> (Rafinesque, 1810) <i>Scorpaena porcus</i> (Linnaeus, 1758)
MUGILIDAE	<i>Mugil spp</i> L., 1758
BLENNIDAE	<i>Parablennius rouxi</i> (Cocco, 1833)
TRACHINIDAE	<i>Trachinus draco</i> (Linnaeus, 1758)

Tabla 1: Listado de especies identificadas en los transectos.

Hubo especies que sólo se identificaron en una localidad; en la reserva marina de Cap de Sant Antoni fueron: *Diplodus cervinus* y *Sparus aurata*, mientras que en la zona control fueron: *Parablennius rouxi*, *Serranus cabrilla*, *Symphodus cinereus*, *Seriola dumerilii*, *Symphodus roissali*, *Sphyraena sphyraena* y *Trachinus draco*.

Abreviatura	Especie	Abreviatura	Especie
AHEP	<i>Atherina hepsetus</i>	SAUR	<i>Sparus aurata</i>
AIMB	<i>Apogon imberbis</i>	SCAB	<i>Serranus cabrilla</i>
BBOO	<i>Boops boops</i>	SCAN	<i>Spondyliosoma cantharus</i>
CCHR	<i>Chromis chromis</i>	SCIN	<i>Symphodus cinereus</i>
CJUL	<i>Coris julis</i>	SDOD	<i>Symphodus doderleini</i>
DCER	<i>Diplodus cervinus</i>	SDUM	<i>Seriola dumerilii</i>
DANN	<i>Diplodus annularis</i>	SMAE	<i>Spicara maena</i>
DDEN	<i>Dentex dentex</i>	SMED	<i>Symphodus mediterraneus</i>
DPUN	<i>Diplodus puntazzo</i>	SOCE	<i>Symphodus ocellatus</i>
DSAR	<i>Diplodus sargus</i>	SROI	<i>Symphodus roissali</i>
DVUL	<i>Diplodus vulgaris</i>	SROS	<i>Symphodus rostratus</i>
ECOS	<i>Epinephelus costae</i>	SSAL	<i>Sarpa salpa</i>
EMAR	<i>Epinephelus marginatus</i>	SSCRI	<i>Serranus scriba</i>
LMER	<i>Labrus merula</i>	SSCRO	<i>Scorpaena scrofa</i>
LVIR	<i>Labrus viridis</i>	SPOR	<i>Scorpaena porcus</i>
MHEL	<i>Muraena helena</i>	SSPH	<i>Sphyraena sphyraena</i>
MSUR	<i>Mullus surmuletus</i>	STN	<i>Symphodus tinca</i>
MUGI	<i>Mugillidae</i>	SUMB	<i>Sciaena umbra</i>
OMEL	<i>Oblada melanura</i>	TDRA	<i>Trachinus draco</i>
PROU	<i>Parablennius rouxi</i>	TPAV	<i>Thalassoma pavo</i>

Tabla 2: Abreviatura utilizada para cada especie

Para facilitar el ajuste de las tablas en el texto se utilizó una abreviatura para cada especie (Tabla 2).

1.2.1. Estimación de la abundancia de cada especie.

De entre todas las especies identificadas aquellas que presentaron una mayor abundancia numérica en la reserva marina de Cap de Sant Antoni fueron, *Chromis chromis*, *Boops boops* y *Sarpa salpa*, siendo las mismas en la zona control. Las especies que presentaron una mayor aportación de biomasa en la reserva marina fueron, *Mugil spp.* *S. salpa* y *Epinephelus marginatus*, mientras que en la zona control fueron *S. salpa*, *Diplodus sargus* y *C. chromis*. Las especies con menor representación en abundancia fueron en el Cap de Sant Antoni: *Trachinotus ovatus*, *Symphodus doderleini* y *Serranus cabrilla*, mientras que en la zona control fue también escasa la presencia de: *S. cabrilla*, *S. doderleini* y *Scorpaena notata*, siendo también mínima su aportación en biomasa (Tabla 3).

	Reserva cap Sant Antoni		Control	
	Abundancia	Biomasa	Abundancia	Biomasa
AHEP	0,02020833	0,02758333	0,00854167	0,01166667
AIMB	0,01583333	0,06066667	0,03875	0,13997917
BBOO	1,32833333	6,09489583	0,59625	1,84745833
CCHR	1,524375	4,19216667	0,78791667	2,2750625
CJUL	0,07208333	0,35127083	0,05479167	0,24710417
DANN	0,004375	0,1516875	0,013125	0,274875
DCER	0,00020833	0,03122917	0	0
DDEN	0,000625	0,79602083	0,00041667	0,10354167
DPUN	0,00291667	0,46391667	0,000625	0,01202083
DSAR	0,05916667	2,53654167	0,03166667	1,38966667
DVUL	0,20083333	5,76891667	0,11354167	2,96422917
ECOS	0,00291667	2,480875	0,00020833	0,0158125
EMAR	0,00479167	7,27902083	0,001875	2,7178125
LMER	0,00041667	0,1495625	0,000625	0,24654167
LVIR	0,00041667	0,0880625	0,00083333	0,20285417
MHEL	0,00020833	0,01916667	0,00041667	0,28908333
MSUR	0,01083333	0,60977083	0,00375	0,2374375
MUGI	0,00083333	0,61420833	0,001875	2,49258333
OMEL	0,13125	6,53316667	0,02604167	1,01616667
PROU	0	0	0,00020833	2,0833E-05
SAUR	0,0025	1,33847917	0	0
SCAB	0	0	0,00125	0,02041667
SCAN	0,00041667	0,003375	0,00479167	0,09822917
SCIN	0	0	0,00166667	0,00014583

SDOD	0,00020833	0,00141667	0,00020833	0,00058333
SDUM	0	0	0,00458333	1,042375
SMAE	0,58395833	0,94475	0,00166667	0,00439583
SMED	0,00479167	0,08695833	0,00208333	0,04366667
SOCE	0,00645833	0,03535417	0,00270833	0,016125
SPOR	0,00041667	0,01304167	0,00041667	0,00989583
SROI	0	0	0,00041667	0,01416667
SROS	0,00229167	0,05370833	0,00041667	0,001125
SSAL	0,05145833	12,7512708	0,07125	16,9495833
SSCRI	0,03104167	0,53404167	0,01979167	0,31727083
SSCRO	0,000625	0,034625	0,00104167	0,17597917
SSPH	0	0	0,01020833	1,39154167
STN	0,05083333	2,13077083	0,03458333	2,162375
SUMB	0,00958333	5,3500625	0,00041667	0,01741667
TDRA	0	0	0,00020833	0,0014375
TPAV	0,025	0,12739583	0,03583333	0,11889583

Tabla 3: Resumen de la abundancia y biomasa de cada especie expresados en Número de individuos / m² y g / m². (Abreviaturas de las especies en la Tabla 2).

Eliminando las especies pelágicas gregarias, que introducen “ruido” a la hora de analizar los datos, se observa como, en aguas de la reserva marina de la isla del Cap de Sant Antoni, *Diplodus vulgaris*, *Coris julis* y *D. sargus*, fueron las especies dominantes en abundancia, mientras que *Sarpa salpa*, *Epinephelus marginatus*, *D. vulgaris* y *D. sargus*. lo fueron en biomasa (Tabla 3). Por otro lado en la estación control las especies más abundantes fueron *D. vulgaris*, *Sarpa salpa* y *C. julis*, mientras que las que más biomasa aportaron fueron *S. salpa*, *D vulgaris* y *E. marginatus*.

A nivel de especie, es importante destacar la diferente aportación que puede tener cada una de ellas en abundancia y biomasa, así especies muy conspicuas pueden aportar gran cantidad de abundancia, incluso biomasa, pero que por su carácter gregario y de comportamiento pelágico no definirían adecuadamente las características de las poblaciones de peces de cada zona. También, otras especies de interés pesquero, especialmente para la práctica de la pesca submarina, pueden verse influidas por la realización de esta actividad. De éstas, es el mero (*Epinephelus marginatus* y *E. costae*) una de las presas más codiciadas, pudiendo ser uno de los mejores indicativos del efecto reserva. En este último caso y para las especies con hábitos territoriales, con prolongados

periodos en el mismo cobijo (grutas, cuevas y grandes bloques rocosos), hecho que es conocido por los pescadores submarinos, puede verse aumentada su vulnerabilidad. De otras especies, debido a su escasez y menor interés comercial, se han obviado las comparaciones y análisis estadísticos.

Análisis a nivel de especie.

En primer lugar, debe tenerse en cuenta las condiciones restrictivas de los muestreos, ya que los censos se realizaron en la reserva marina de Cap de Sant Antoni a profundidades máximas de 10 m y con características fisiográficas similares, por lo que las limitaciones físicas para que concurrieran las condiciones idóneas para la presencia de algunas especies, fue determinante. En las zonas control la profundidad media fue similar a los censos realizados en aguas protegidas.

Epinephelus marginatus

Esta especie, en el cómputo global, puede no tener una gran importancia en su abundancia, pero sí en su biomasa representada. Otro aspecto importante es que se trata de una especie objetivo para la pesca deportiva y profesional.

Los resultados observados en la gráfica muestran una aparente diferencia de abundancia entre la zona protegida y la control (Gráfico 1) aunque ésta no fue suficiente como para que fueran detectadas diferencias estadísticamente significativas (Tabla 4). Por lo que respecta a la biomasa, las diferencias que se aprecian en la gráfica (Gráfico 2) fueron suficientes como para que pudieran ser detectadas estadísticamente en el análisis de ANOVA, donde el factor fijo zona con localidad, tuvieron diferencias significativas en la biomasa (Tabla 5). Estas diferencias en biomasa se traducen en un mayor peso de los individuos de *E. marginatus* dentro del área marina.

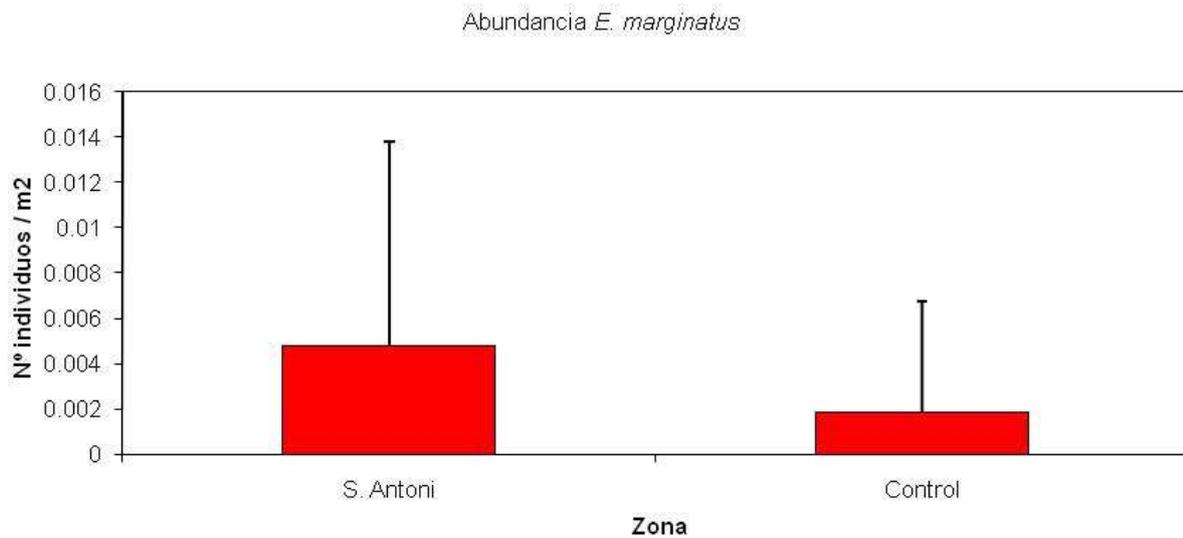


Gráfico 1: Abundancia promedio de *Epinephelus marginatus*.

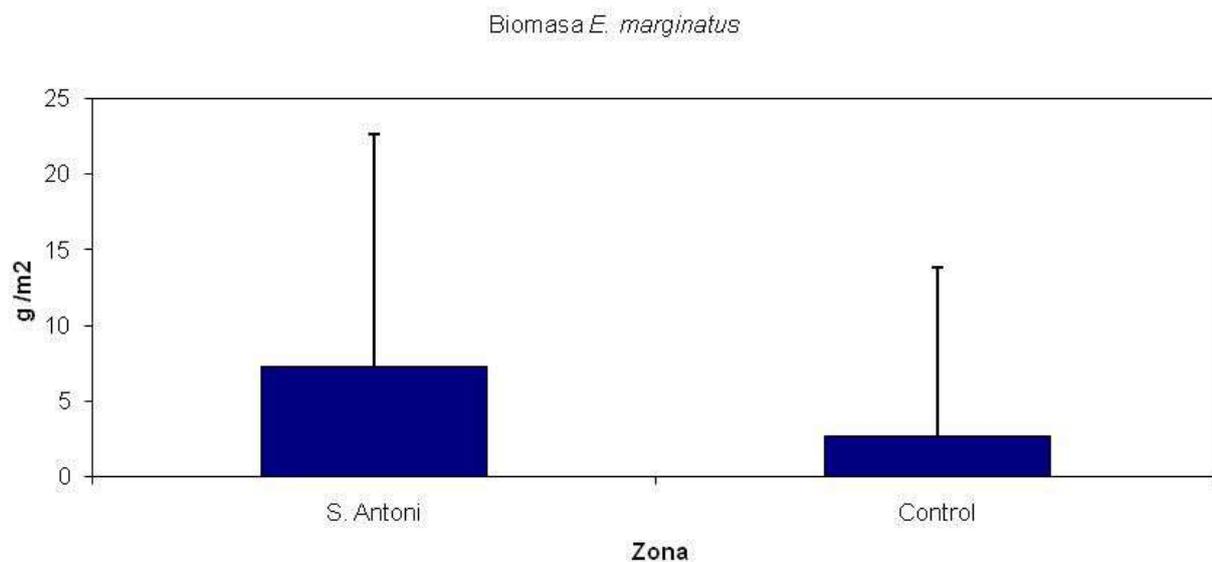


Gráfico 2: Biomasa promedio de la especie *Epinephelus marginatus*.

	Df	Sum Sq	Sq Mean	F value	Pr(>F)
ZONA	1	0,0001361	1,361e-04	2,534	0,118 ^{ns}
LOCALIDAD	6	0,0003750	6,250e-05	1,164	0,341 ^{ns}
ZONA:LOCALIDAD:SITIO	8	0,0002889	3,611e-05	0,672	0,713 ^{ns}
Residuals (w)	48	0,0025778	5,370e-05		

Tabla 4: Resultado del análisis de varianza (ANOVA). Df.: grados de libertad; Mean sq.: cuadrados medios; Fvalue : F real. Transformación ($\sqrt{\quad}$): raíz cuadrada) nivel de significación: ns, no significativo; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.01$ w: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$).

	Df	Sum Sq	Sq Mean	F value	Pr(>F)
ZONA	1	9,389	9,389	44,10	2,61e-08***
LOCALIDAD	6	17,120	2,853	13,40	7,39e-09***
ZONA:LOCALIDAD:SITIO	8	22,607	2,826	13,28	6,92e-10***
Residuals (w)	48	10,218	0,213		

Tabla 5: Resultado del análisis de varianza (ANOVA). Df.: grados de libertad; Mean sq.: cuadrados medios; Fvalue : F real. Transformación ($\sqrt{\quad}$: raíz cuadrada) nivel de significación: ns, no significativo; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.01$ w: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$).

Epinephelus costae

Al igual que *E. marginatus*, se trata de una especie objetivo de la pesca deportiva y muy apreciada comercialmente, por lo que tiene importancia para detectar diferencias entre la zona protegida y la control.

Para el falso abadejo (*E. marginatus*), como se aprecia en las gráficas de abundancia y biomasa promedio (Gráficos 3 y 4), las diferencias entre la zona de reserva y la control fueron evidentes, de tal forma que los análisis estadísticos efectuados dieron como resultado diferencias significativas para las variables abundancia (Tabla 6) y biomasa (Tabla 7) entre ambas zonas. Por lo que se concluye que para esta especie existe un marcado efecto reserva, ya que los individuos dentro de esta zona fueron más numerosos y de mayor biomasa promedio.

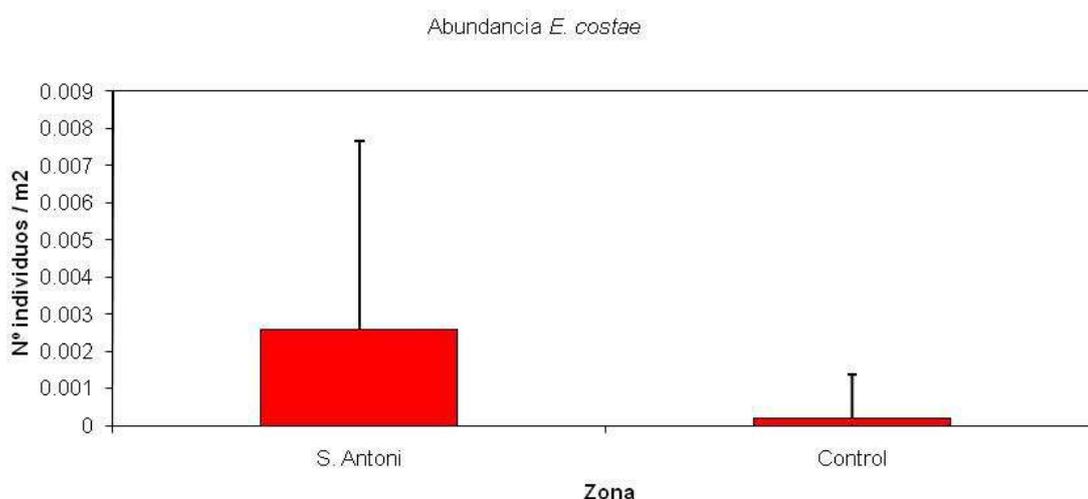
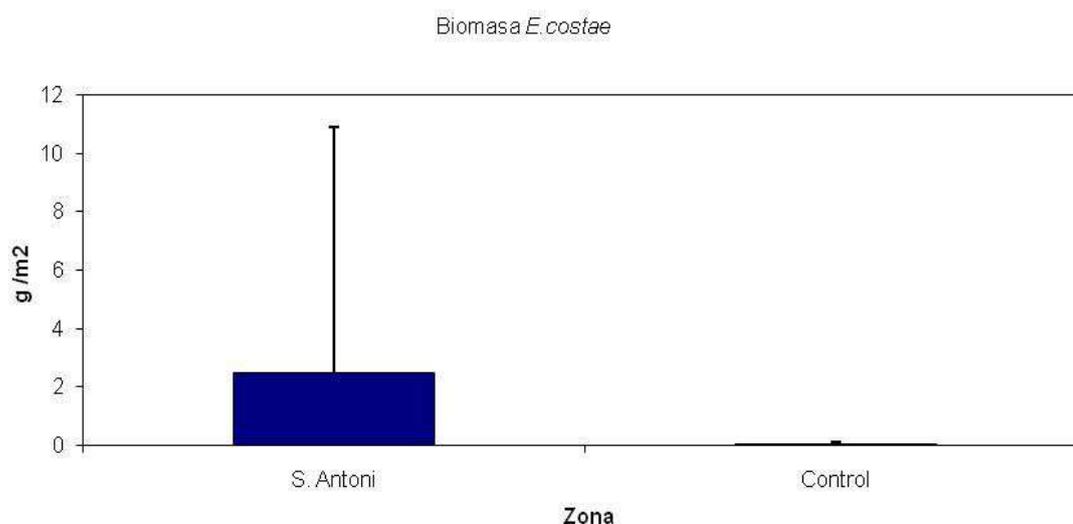


Gráfico 3: Abundancia promedio de *E. costae*.

Gráfico 4: Biomasa promedio de la especie *E. costae*.

	Df	Sum Sq	Sq Mean	F value	Pr(>F)
ZONA	1	2,915e-05	2,915e-05	9,949	0,00278**
LOCALIDAD	6	1,894e-05	3,157e-06	1,077	0,38921 ^{ns}
ZONA:LOCALIDAD:SITIO	8	7,033e-05	8,792e-06	3,000	0,00823**
Residuals (w)	4	1,407e-04	2,930e-06		
	8				

Tabla 6. Resultado del análisis de varianza (ANOVA) de la abundancia. Df.: grados de libertad; Mean sq.: cuadrados medios; Fvalue : F real. Transformación ($\sqrt{\quad}$: raíz cuadrada) nivel de significación: ns, no significativo; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.01$ w: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
ZONA	1	3,395	3,395	11,513	0,001393**
LOCALIDAD	6	3,434	0,572	1,941	0,093266 ^{ns}
ZONA:LOCALIDAD:SITIO	8	10,118	1,265	4,288	0,000602***
Residuals (w)	48	14,156	0,295		

Tabla 7. Resultado del análisis de varianza (ANOVA) de la biomasa. Df.: grados de libertad; Mean sq.: cuadrados medios; Fvalue : F real. Transformación ($\sqrt{\quad}$: raíz cuadrada) nivel de significación: ns, no significativo; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.01$ w: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$).

Dentex dentex

El denton (*Dentex dentex*) es una especie con representación similar en ambas zonas,

siendo una de las especies más codiciadas para la pesca, tanto deportiva como profesional. Los resultados muestran, una abundancia ligeramente superior de la especie en la zona de Cap de Sant Antoni (Gráfico 5) respecto a la control. Estas diferencias fueron más acusadas para la biomasa (Gráfico 6), aunque estas diferencias no fueron suficientes como para poder ser detectadas estadísticamente por el análisis ANOVA (Tabla 8, Tabla 9), por lo que la abundancia y biomasa tanto en la zona protegida como en la zona control serían semejantes.

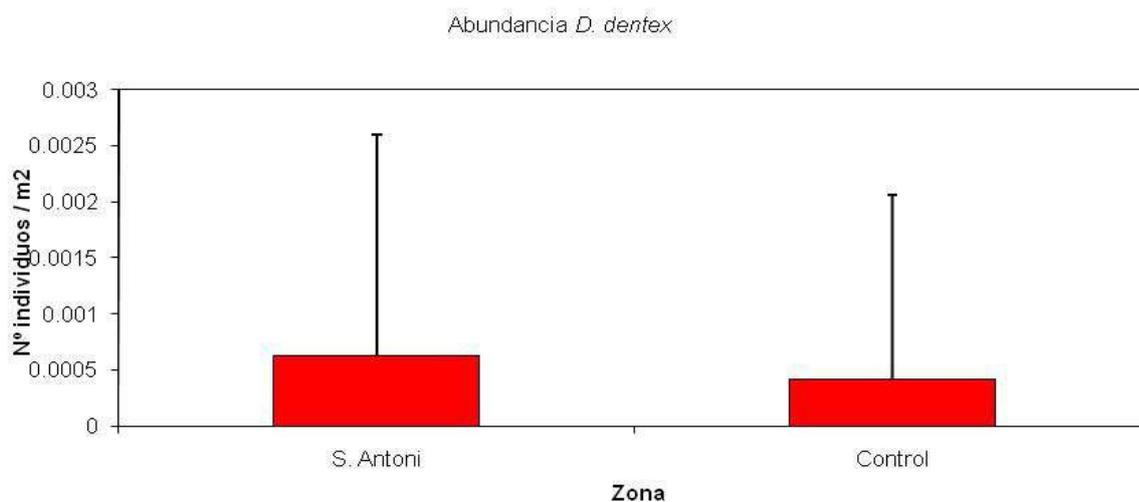


Gráfico 5: Abundancia promedio de *Dentex dentex*.

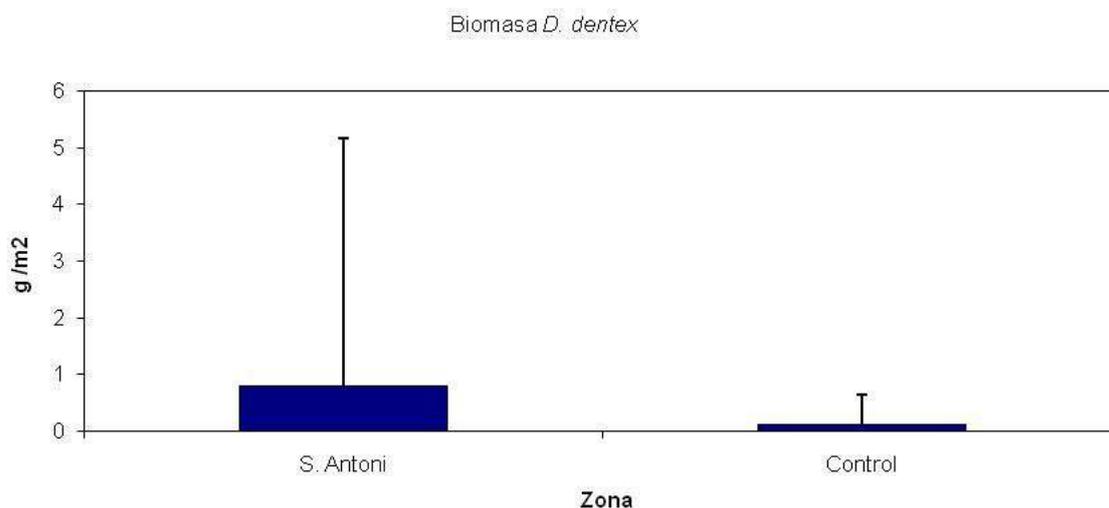


Gráfico 6: Biomasa promedio de *Dentex dentex*.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
ZONA	1	6,9000e-07	6,8980e-07	0,0968	0,76626 ^{ns}
ZONA: LOCALIDAD	6	4,2770e-05	7,1284e-06	3,4444	0,05508 ^{ns}
ZONA: LOCALIDAD: SITIO	8	1,6556e-05	2,0695e-06	0,6923	0,69629 ^{ns}
Residuals (w)	48	1,4349e-04	2,9893e-06		

Tabla 8: Resultado del análisis de varianza (ANOVA) de la abundancia. Df.: grados de libertad; Mean sq.: cuadrados medios; Fvalue : F real. Transformación ($\sqrt{\quad}$: raíz cuadrada, log: logaritmo base 10) nivel de significación: ns, no significativo; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.01$ w: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
ZONA	1	0.078	0.0779	0.393	0.534 ^{ns}
ZONA: LOCALIDAD	6	1.595	0.2658	1.341	0.258 ^{ns}
ZONA:LOCALIDAD:SITIO	8	1.079	0.1349	0.681	0.706 ^{ns}
Residual	48	9.512	0.1982		

Tabla 9: Resultado del análisis de varianza (ANOVA) de labiomasa. Df.: grados de libertad; Mean sq.: cuadrados medios; Fvalue : F real. Transformación ($\sqrt{\quad}$: raíz cuadrada) nivel de significación: ns, no significativo; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.01$ w: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$).

Diplodus sargus

El sargo (*D. sargus*) es una especie bien representada tanto en la zona protegida como en la zona control, aunque se aprecia una abundancia ligeramente superior en la zona de reserva respecto a esta última (Gráfico 7). En lo que se refiere a la biomasa, también se observa un valor promedio ligeramente superior en la localidad protegida (Gráfico 8). Realizado el análisis de ANOVA se comprobó que la abundancia, fue estadísticamente significativa a nivel de sitio de muestreo, pero no así en la diferenciación de la zona protegida y control (Tabla 10). En los análisis de la biomasa, también se detectaron diferencias significativas a nivel de sitio de muestreo (Tabla 11), no habiendo diferencias entre la zona protegida y la control para esta especie.

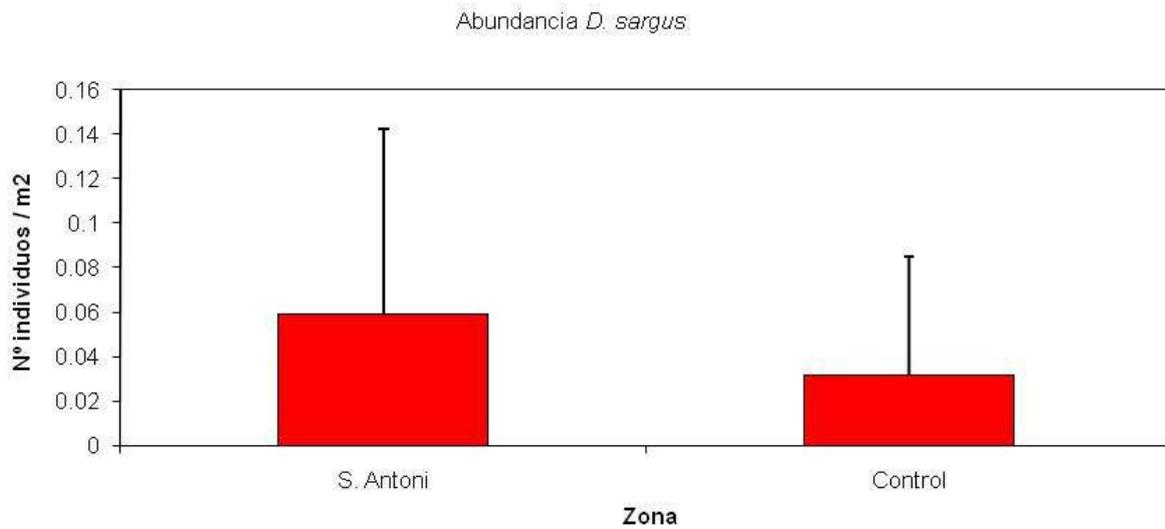


Gráfico 7: Abundancia promedio de *Diplodus sargus*.

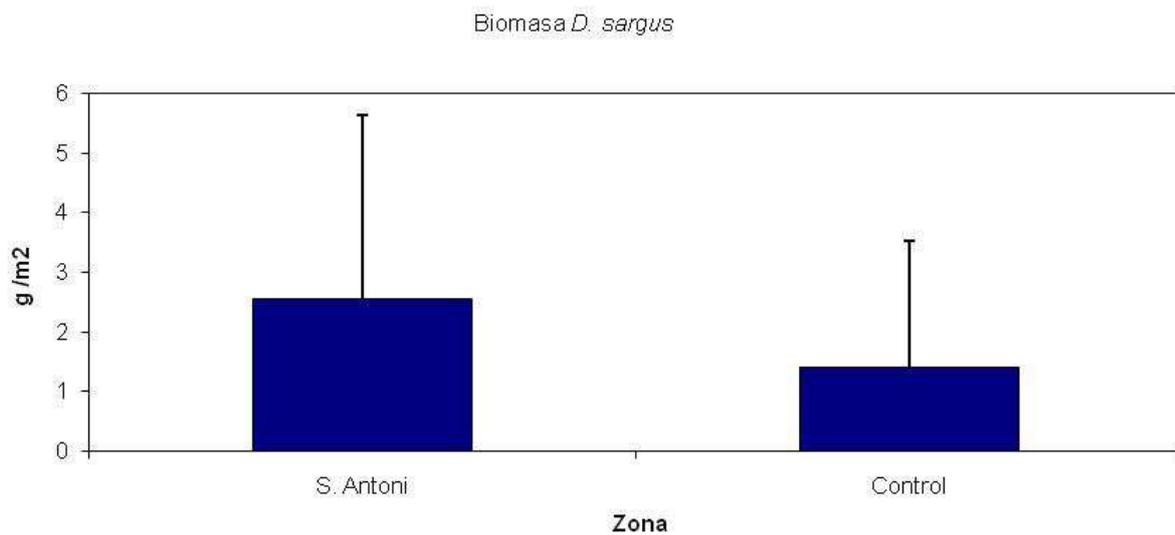


Gráfico 8: Biomasa promedio de *Diplodus sargus*.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
ZONA	1	0,009856	0,0098563	1,3584	0,2880547 ^{ns}
ZONA: LOCALIDAD	6	0,043536	0,0072561	0,7514	0,6258917 ^{ns}
ZONA:LOCALIDAD:SITIO	8	0,077249	0,0096561	4,0398	0,0009847 ^{***}
Residual (log)	48	0,114731	0,0023902		

Tabla 10: Resultado del análisis de varianza (ANOVA) de la abundancia. Df.: grados de libertad; Mean sq.: cuadrados medios; Fvalue : F real. Transformación ($\sqrt{\quad}$: raíz cuadrada) nivel de significación: ns, no significativo; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.01$ w: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
ZONA	1	2,4437	2,44370	3,2861	0,11982
ZONA: LOCALIDAD	6	4,4619	0,74365	0,9083	0,53354
ZONA:LOCALIDAD:SITIO	8	6,5497	0,81872	2,2948	0,03606 *
Residual (log)	48	17,1250	0,35677		

Tabla 11: Resultado del análisis de varianza (ANOVA) de la biomasa. Df.: grados de libertad; Mean sq.: cuadrados medios; Fvalue : F real. Transformación ($\sqrt{\quad}$: raíz cuadrada, log: logaritmo base 10) nivel de significación: ns, no significativo; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.01$ w: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$).

Aplicado el análisis *post-hoc* de Student-Neuman-Keuls (SNK), para la abundancia y biomasa, fueron los sitios S1 de la localidad 1 de la zona control y la de la reserva de Cap de Sant Antoni, los que marcaron las diferencias, con mayores valores en los sitios de la zona de reserva.

1.2.2. Caracterización del hábitat.

Todos los censos se realizaron en aguas someras, hasta -10 m, en condiciones similares de profundidad. La máxima diferencia entre punto de inicio y final de transecto fue de 4,2 m, este hecho únicamente ocurrió en dos de los transectos de la campaña, concretamente en las localidades control L2S1 (islote de Ambolo) y L3S2 (islote de Portixol), debido a su fuerte pendiente. El resto de transectos tuvo una diferencia promedio, entre el inicio y final del transecto de 30 x 5 m, de 1,43 m, ya que se intentó mantener durante los muestreos la misma profundidad, para de esta forma evitar en lo posible, la introducción de factores no deseados, manteniendo unas condiciones ambientales lo más semejante posible (Tabla 12).

Respecto al tipo de fondo, se estimaron la clase y tamaño de bloques, como se indica en el apartado de metodología, además se describieron con exactitud los tramos del tipo de fondo (*Posidonia oceanica*, arenas o roca), no de forma estimativa, sino con una mayor exactitud, tomando la longitud de cada uno de los tramos por tipo de fondo sobre el transecto y calculando posteriormente el porcentaje de recubrimiento de *P. oceanica*.

Las praderas de *Posidonia oceanica* estuvieron presentes en prácticamente todos los sitios de muestreo, excepción hecha de las localidades 3 y 4 de Cap de Sant Antoni, donde predominaron los fondos rocosos, al igual que en la localidad control (L2S1) de Ambolo en

la cara Sur. En el resto de zonas predominaron fondos mixtos con *P. oceanica*, con mayor o menor cobertura, alternando con fondos rocosos, con distintos tamaños de bloque (Tabla 12).

Zona	Localidad	Sitio	Réplica	% P. oce.	Bp	Bm	Bg	Dp
RESERVA	L1	S1	T1	3.7	15	2	11	-1.3
RESERVA	L1	S1	T2	71.3	3	8	10	0.5
RESERVA	L1	S1	T3	0.0	7	10	8	0.1
RESERVA	L1	S1	T4	0.0	4	5	10	-2.8
RESERVA	L1	S2	T1	20.7	4	1	1	-2.7
RESERVA	L1	S2	T2	36.3	1	0	0	0.1
RESERVA	L1	S2	T3	44.3	3	0	0	-2.7
RESERVA	L1	S2	T4	42.3	3	1	1	-1
RESERVA	L2	S1	T1	0.0	10	7	13	-0.5
RESERVA	L2	S1	T2	0.0	8	8	17	-1.1
RESERVA	L2	S1	T3	10.3	15	9	9	0
RESERVA	L2	S1	T4	1.0	2	4	11	-1.3
RESERVA	L2	S2	T1	35.7	1	0	0	0
RESERVA	L2	S2	T2	39.7	0	0	0	-0.1
RESERVA	L2	S2	T3	6.3	7	6	9	-0.2
RESERVA	L2	S2	T4	0.0	14	2	3	-0.4
RESERVA	L3	S1	T1	0.0	0	3	10	-2.2
RESERVA	L3	S1	T2	0.0	0	4	13	0.2
RESERVA	L3	S1	T3	0.0	0	2	5	0.7
RESERVA	L3	S1	T4	0.0	0	0	5	-2.7
RESERVA	L3	S2	T1	0.0	0	0	0	-1.1
RESERVA	L3	S2	T2	0.0	1	2	1	3
RESERVA	L3	S2	T3	0.0	0	0	2	-1.8
RESERVA	L3	S2	T4	3.7	1	0	2	-1.1
RESERVA	L4	S1	T1	0.0	20	13	10	-0.5
RESERVA	L4	S1	T2	0.0	32	15	4	3.1
RESERVA	L4	S1	T3	0.0	14	12	14	0.2
RESERVA	L4	S1	T4	0.0	15	13	9	-1.8
RESERVA	L4	S2	T1	0.0	17	7	2	0.7
RESERVA	L4	S2	T2	0.0	10	2	3	-2.1
RESERVA	L4	S2	T3	0.0	34	12	0	-3.5
RESERVA	L4	S2	T4	0.0	43	18	3	-2.3
CONTROL	L1	S1	T1	0.0	1	0	1	-3
CONTROL	L1	S1	T2	0.0	1	2	3	-1.6
CONTROL	L1	S1	T3	0.0	1	0	2	-3.5
CONTROL	L1	S1	T4	0.0	9	1	3	0.2
CONTROL	L1	S2	T1	27.3	0	0	0	3.2

CONTROL	L1	S2	T2	54.3	0	0	0	-1.1
CONTROL	L1	S2	T3	5.7	6	1	1	2.4
CONTROL	L1	S2	T4	0.0	0	0	0	-0.5
CONTROL	L2	S1	T1	0.0	5	2	5	2.8
CONTROL	L2	S1	T2	0.0	4	2	2	0.9
CONTROL	L2	S1	T3	0.0	3	6	4	2
CONTROL	L2	S1	T4	0.0	8	8	4	-0.2
CONTROL	L2	S2	T1	0.0	4	10	3	-4.2
CONTROL	L2	S2	T2	37.3	3	1	3	1.7
CONTROL	L2	S2	T3	0.0	14	4	12	-1.5
CONTROL	L2	S2	T4	0.0	17	4	10	0.2
CONTROL	L3	S1	T1	30.7	6	6	1	0.1
CONTROL	L3	S1	T2	9.7	7	1	2	2.2
CONTROL	L3	S1	T3	49.0	20	3	1	-1.1
CONTROL	L3	S1	T4	0.0	30	14	6	-2
CONTROL	L3	S2	T1	93.7	1	2	0	-1.9
CONTROL	L3	S2	T2	68.3	7	4	0	3.4
CONTROL	L3	S2	T3	72.7	0	0	1	-1.3
CONTROL	L3	S2	T4	100.0	0	1	0	-4
CONTROL	L4	S1	T1	35.7	10	13	8	-0.6
CONTROL	L4	S1	T2	52.0	10	7	3	-1
CONTROL	L4	S1	T3	29.0	17	16	7	1
CONTROL	L4	S1	T4	42.0	12	4	9	1.9
CONTROL	L4	S2	T1	56.3	0	0	1	-0.7
CONTROL	L4	S2	T2	44.0	4	7	2	-1.4
CONTROL	L4	S2	T3	31.0	0	0	0	0.7
CONTROL	L4	S2	T4	24.0	2	0	0	-2.6

Tabla 6: Descripción de los fondos de cada uno de los transectos realizados. Bp= bloques pequeños, Bm= bloques medianos, Bg = bloques grandes, Dp = diferencia de profundidad (m) entre el inicio y final del transecto.

La cantidad y tamaño de los bloques de piedra varió en función del sitio de muestreo, siendo más abundantes los bloques de mayor tamaño en la zona de reserva. El resto de sitios de muestreo tuvo siempre la presencia de bloques rocosos de mayor o menor tamaño, lo que propició la presencia de especies de peces asociadas a este tipo de fondos.

Para observar la posible dependencia entre las variables descriptoras del relieve submarino, se utilizó la técnica *Draftsman plots* (Clarke & Gorley, 2006), mediante la cual y examinando las gráficas resultantes, éstas pueden sugerir la realización de algún tipo de

transformación de los datos, evitando los efectos negativos de los valores extremos (Clarke & Gorley, 2006).

Los resultados mostraron, en general, una baja correlación entre las variables descriptoras del fondo, fundamentalmente en los que interviene el porcentaje de pradera de *P. oceanica*, por lo que su presencia no estaría en función del tamaño de bloques presentes. Si que se observa como la presencia de bloques de cualquier tamaño tienen distintos grados de correlación, así la presencia de bloques de tamaño pequeño estarían correlacionados con los de tamaño mediano. Lo que describe el *draftsman plot*, en general, son fondos similares en cuanto al tipo de fondo, con la presencia de *P. oceanica* en muchas localidades aunque con distinto nivel de importancia, predominando los bloques rocosos en la mayor parte de las localidades, siendo los de mayor tamaño predominantemente los de la zona de Cabo San Antonio. (Gráfico 9).

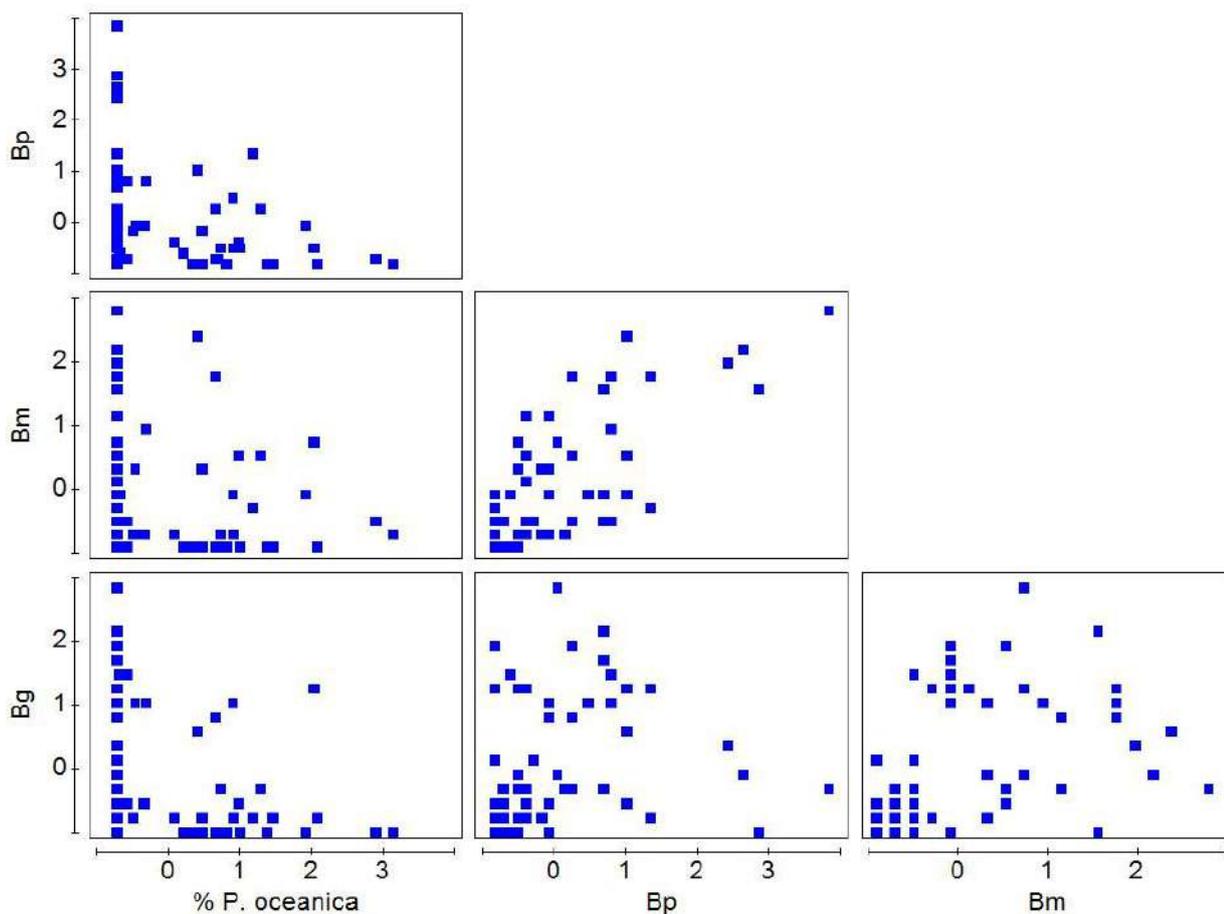


Gráfico 9: Resultado gráfico de los Draftsman plots.

Una vez realizados los *Draftmans plots*, para comprobar las características de cada uno de los sitios de muestreo y extraer la posible influencia del hábitat sobre la estructura de peces, se utilizó la técnica multivariada del análisis de componentes principales (PCA). Para ello se construyó una matriz con las variables ambientales obtenidas, se normalizaron los datos al tener distintas unidades, calculando, posteriormente, una matriz de similitudes utilizando la distancia euclídea normalizada (*Normalised Euclidean distance*). Todos los cálculos y gráficas se realizaron mediante el programa Primer (Clarke & Warwick, 2001).

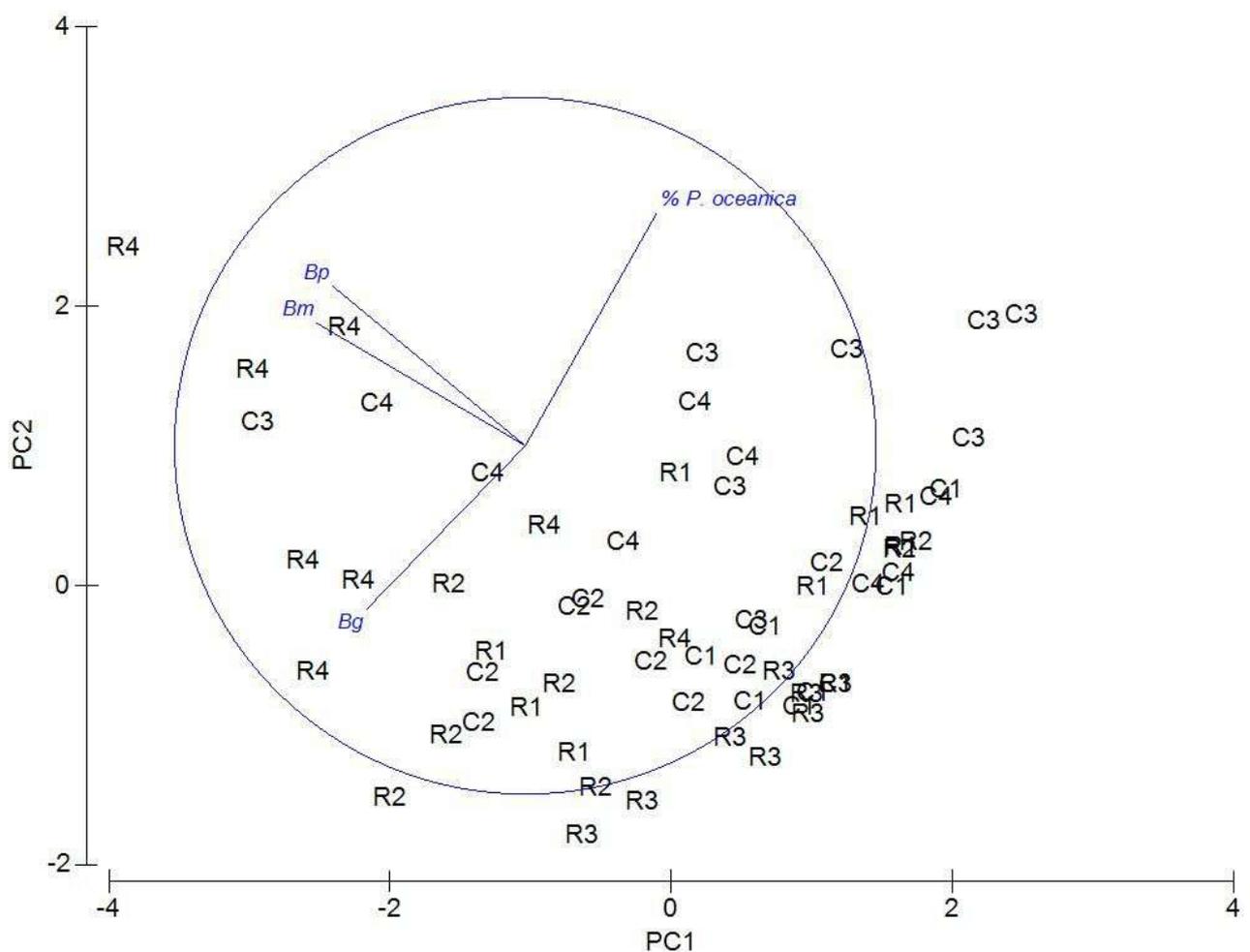


Gráfico 10: Análisis de componentes principales de las variables ambientales.

Los resultados de la PCA mostraron que los dos primeros ejes acumularon el 79 % de la variabilidad. Los vectores indicaron la importancia de la contribución de esas variables a cada uno de los ejes. Las características de los lugares de muestreo mostraron como la

mayor parte de ellos son fondos mixtos, roca / *P. oceanica*, compuestos por los distintos tipos de roca, predominando los de tamaño mediano y grande. Se observa como los sitios donde el porcentaje de *P. oceanica* fue mayor, se encuentran en la zona superior derecha del Gráfico 10, correspondiendo la mayoría de ellos ala zona control C3, en la zona Norte de la isla del Portixol. Cercano al vector correspondiente a los bloques grandes se aprecian puntos cercanos señalados como R4, correspondientes a la localidad 4, sitio2, de la zona de Cap de Sant Antoni, donde se registraron el mayor número de grandes bloques por transecto. Estos resultados son importantes ya que pueden ayudar a explicar la presencia o ausencia de algunas especies en los resultados de los censos submarinos realizados. (Gráfico 10).

1.2.3. Comparación entre número de especies, abundancia y biomasa.

Para la realización de los cálculos estadísticos del análisis de varianza (ANOVA) de abundancia y biomasa, se excluyeron aquellas especies de carácter pelágico (*Atherinidae*, *Centracantidae*, *Pomacenthridae* y los espáridos *Boops boops* y *Oblada melanura*). Estas especies son a menudo gregarias y abundantes y su alta variabilidad en la distribución espacial puede enmascarar los efectos de protección o hábitat (Harmelin, 1997; García-Charton *et al.*, 2004).

Riqueza (número de especies)

La distribución de la riqueza de especies fue similar entre zonas, aunque difirió entre cada una de las localidades, con una riqueza promedio por localidad mucho más heterogénea en la zona control y más homogénea en la zona de reserva (Cap de Sant Antoni), debido a una similitud superior en la composición de los fondos, lo que se vio reflejado en el número de especies. La menor riqueza promedio se obtuvo en la localidad control 1 (Ambolo Norte), reflejo del tipo de hábitat predominante hábitat, al estar formada, casi exclusivamente, por praderas de *P. oceanica* (Gráfico 11)

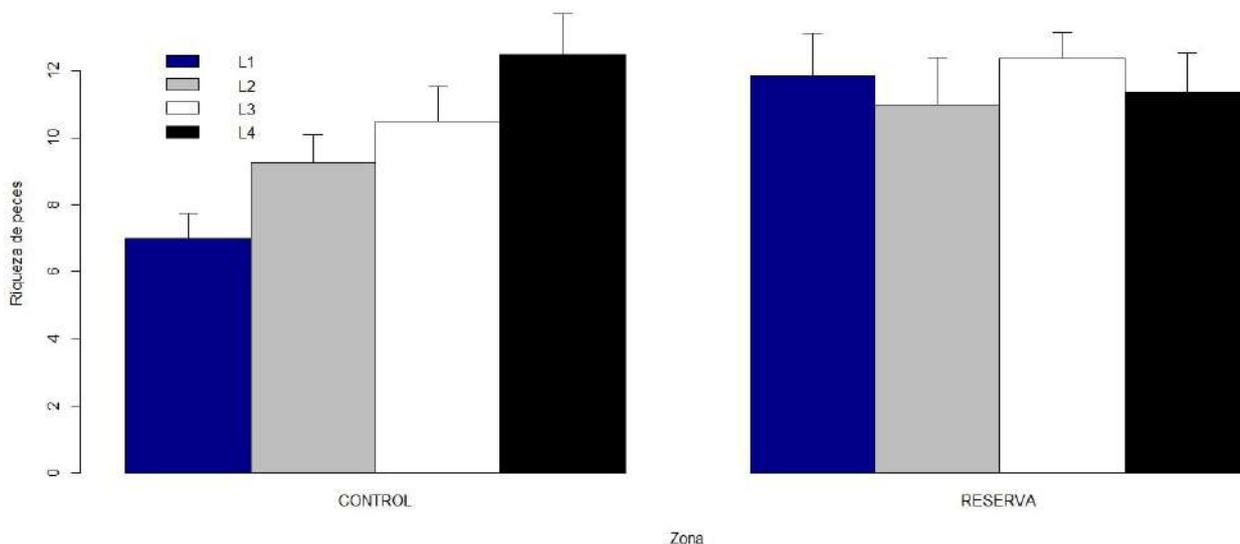


Gráfico 11: Distribución de la riqueza (número de especies) promedio por localidades. Cabo = Reserva marina de Cap de Sant Antoni.

El análisis de escalamiento multidimensional (MDS), representado en dos dimensiones, el de tipo *cluster* y el análisis de varianza multivariante (PERMANOVA), fueron realizados a partir de la matriz de similitud de la matriz de número de especies.

Se calculó, mediante análisis de conglomerados jerárquicos, en este caso un análisis de tipo *cluster*, en el que mediante un dendrograma se muestran las posibles agrupaciones de las muestras, en este caso a partir de la matriz de los datos del número de especies, de las dos zonas de estudio (reserva y control).

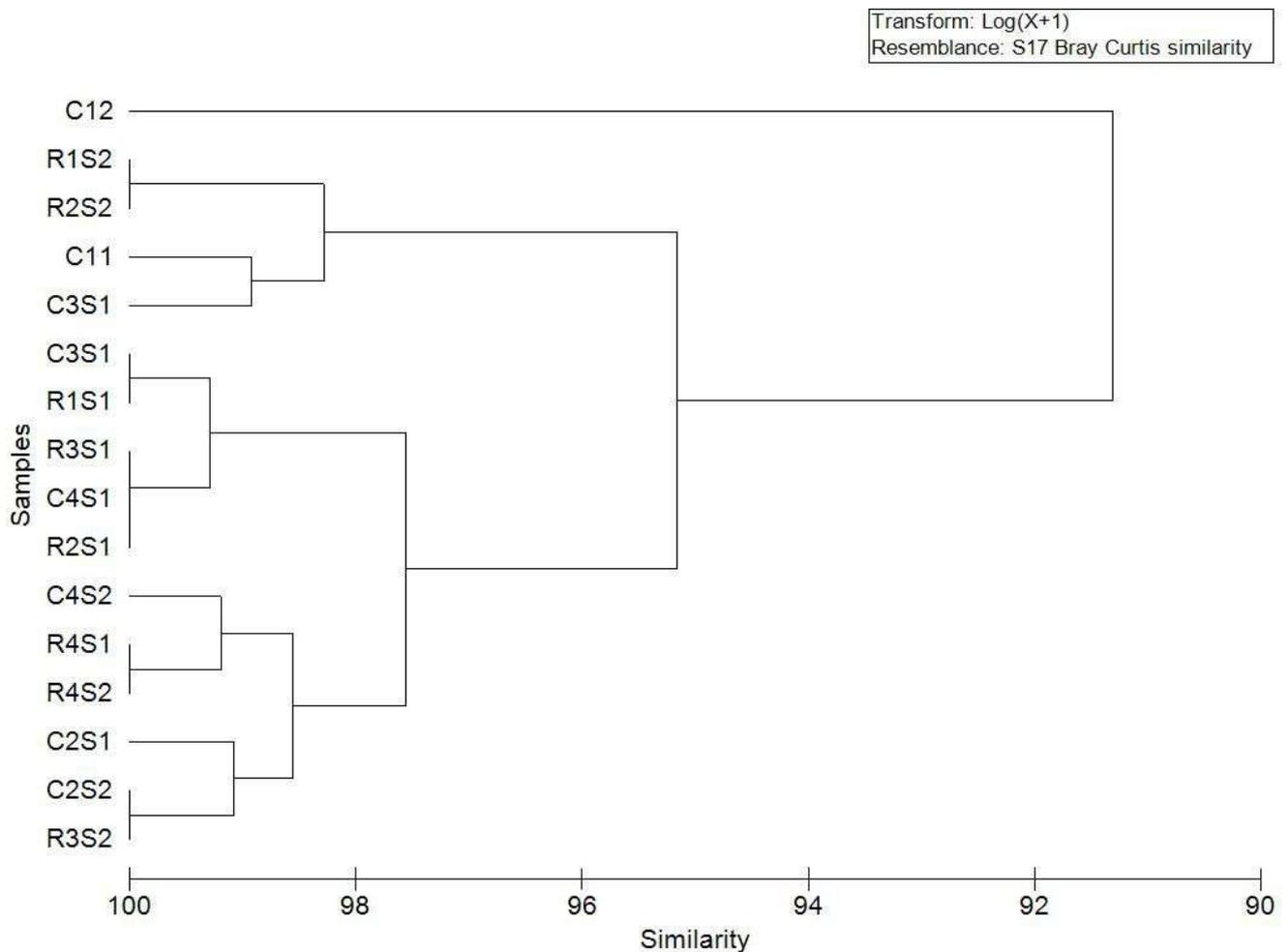


Gráfico 12: Representación tipo cluster de la riqueza (número de especies) de peces (R = reserva; C = control).

Los resultados mostraron una alta similitud de la totalidad de los grupos formados, que se discriminaron a partir del 95%, con una homogeneidad general muy elevada de los grupos, mezclándose indistintamente localidades de la zona protegida y control, lo que indicaría que la riqueza no estaría en función de la zona. Destacó el grupo C12 de la zona control que, a diferencia del resto, presentó el número de número de especies más bajo. El resto de

grupos estuvieron homogéneamente unidos, con los valores más elevados de riqueza, en pequeños grupos con más del 90% de similitud entre ellos. Los grupos se repartieron en función de la riqueza, así, el grupo formado por R1S2-R2S2 tuvo una riqueza de 14 especies, hasta el formado por C4S1-R2S1-R3S1, situados en Portixol Sur, L2S1 y L3S1 respectivamente, que formaron el grupo con mayor riqueza, con 22 especies cada uno. (Gráfico 12).

El análisis multidimensional (MDS) obtenido a partir de la matriz de similitud de los valores de riqueza o número de especies, nos muestra un claro gradiente en el eje x, en el que los valores de riqueza aumentan de izquierda a derecha del gráfico, en el que se observa claramente como el sitio control de la localidad de Ambolo Norte (C12), presenta los valores más bajos con diferencia, encontrándose en un extremo de la gráfica, mientras que el resto se distribuye gradualmente a lo largo del eje, el que los valores más elevados de riqueza se encuentran en el lado derecho de la gráfica (Gráfico 13). La baja riqueza de la localidad 1 de la zona control se explicaría porque se trata de un ambiente predominantemente de pradera de *P. oceanica* en el que la posibilidad de identificar especies es más limitada que en zonas con mayor heterogeneidad de hábitats, con mezcla de fondos rocosos y *P. oceanica*.

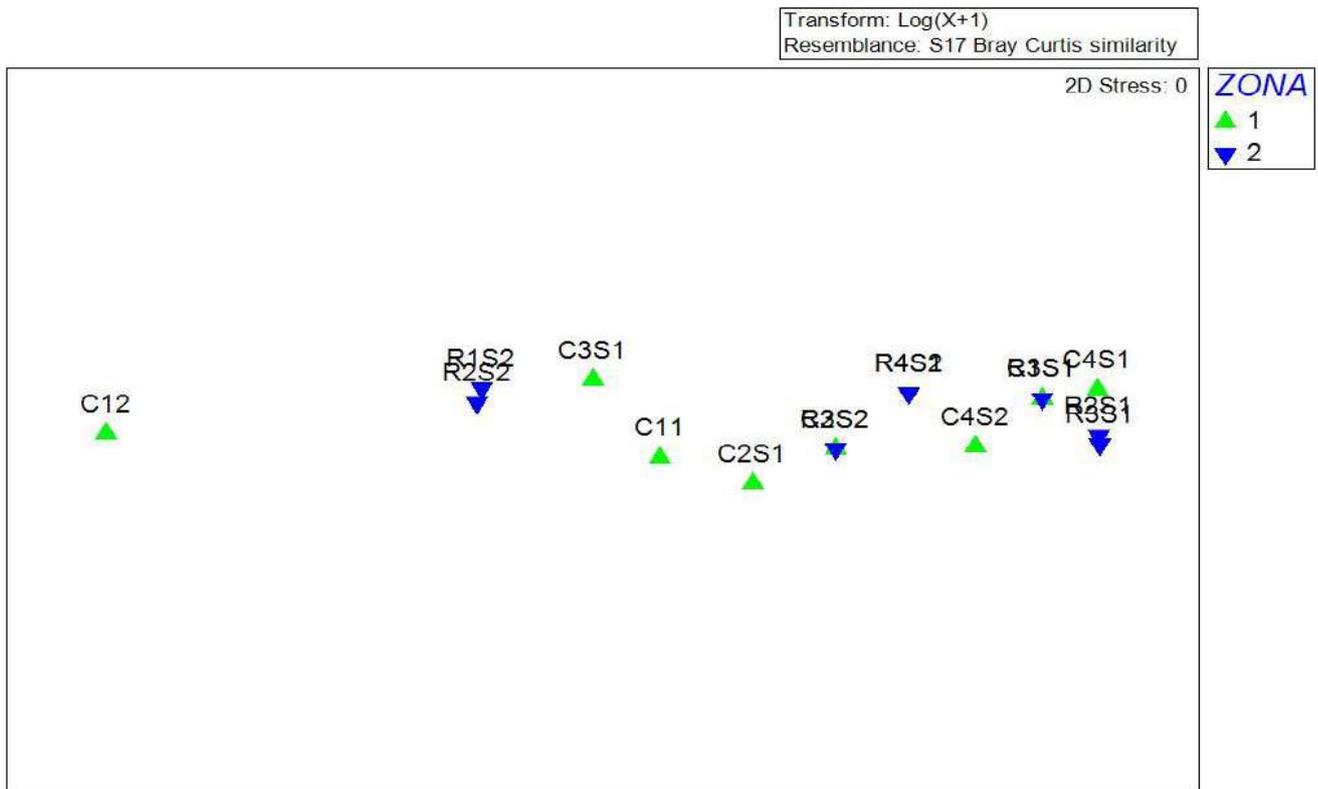


Gráfico 13: Representación bidimensional del MDS del número de especies.

Para el análisis multivariante permutacional de la varianza (PERMANOVA), se realizó un modelo con la zona, protegida y control, como factor fijo y la localidad anidada en el primero. Los resultados detectaron diferencias significativas entre las localidades, pero no a nivel de zona, corroborando lo que indicaba los anteriores análisis multivariantes, no dependiendo la riqueza de especies de si la zona era reserva o control. (Tabla 13).

Fuente de variación	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZONA	1	334,02	334,02	2,0814	0,181 ^{ns}
LOCALIDAD(ZONA)	6	962,87	160,48	2,5258	0,031*
Res	56	3558	63,536		
Total	63	4854,9			

Tabla 73: Resultados del análisis multivariante permutacional (PERMANOVA) df.: grados de libertad; MS cuadrados medios; F : F real. T; * = P < 0.05; ** = P < 0.01; *** P < 0.01.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para comprobar las posibles diferencias significativas en la abundancia en las zonas protegida y control, localidades y sitios de

muestreo, para ello se aplicó un modelo de tipo anidado, en el que la Zona (protegida, control) fue factor fijo y principal, la localidad estuvo anidada en la Zona y el sitio de muestreo anidado en los dos factores anteriores. Siguiendo el siguiente modelo:

$$\text{Zona} + \text{Localidad (Zona)} + \text{Sitio (Zona:Localidad)} + \epsilon$$

Fuente de variación	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Zona	1	54,39	54,391	2,4001	0,172298 ^{ns}
Zona:localidad	6	135,97	22,661	0,8577	0,562039 ^{ns}
Zona:localidad: sitio	8	211,37	26,422	4,0039	0,001058 ^{****}
Residual (log)	48	316,75	6,599		

Tabla 14: Resultado del análisis de varianza (ANOVA). Df.: grados de libertad; Mean sq.: cuadrados medios; Fvalue : F real. Transformación ($\sqrt{\quad}$: raíz cuadrada) nivel de significación: ns, no significativo; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.01$ w: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$).

El número de especies no resultó significativo entre las zonas, ni entre localidades, pero si que se detectaron estas diferencias entre los sitios de muestreo, lo que reflejaría, que dentro de la variabilidad de cada zona o localidad, ésta no fue suficientemente diferente como para considerar que existieran diferencias en la riqueza de especies entre la zona de reserva y la control. (Tabla 14).

Abundancia

La distribución de la abundancia fue diferente en cada una de las localidades, con una abundancia más elevada en la localidad L3 y L4 de la zona de reserva. El resto de abundancias promedio tanto en las localidades de la zona protegida como en la zona control fueron inferiores, aunque en el cómputo genera el valor promedio de abundancia en la zona protegida fue superior, por localidades se aprecia como los valores de las localidades L1 y L2 son inferiores. Por otra parte, en la zona control se observa como son las localidades L2 y L4 las que tienen un mayor valor de abundancia, destacando la menor abundancia promedio que se obtuvo en la localidad control L1, reflejo de la alta presencia de praderas de *P. oceanica* (Gráfico 14).

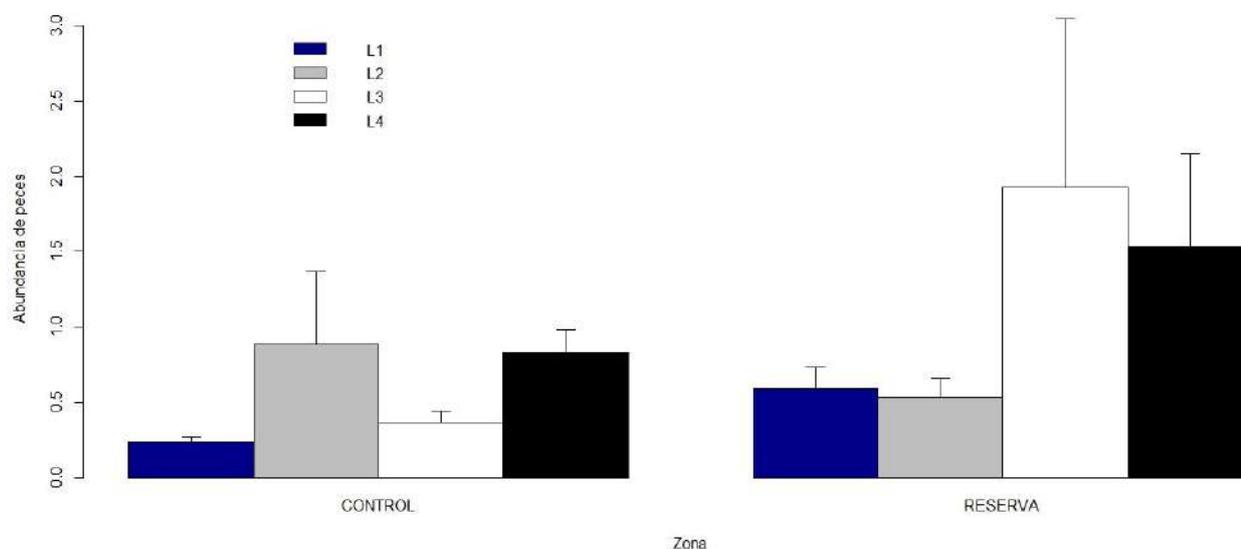


Gráfico 14: Distribución de la abundancia por localidades en las dos zonas de muestreo. Cabo = Cap de Sant Antoni.

Para reconocer qué especies, en función de la abundancia de cada una de ellas, diferenciaba la zona protegida (reserva de Cap de Sant Antoni) de la zona control, se aplicó la técnica estadística multivariante SIMPER (Clarke & Warwick, 2001).

Especies	A.M.	S.M.	Sim/SD	P	P.A.
DVUL	0,17	13,58	1,17	31,42	31,42
CJUL	0,07	9,80	1,61	22,68	54,10
STN	0,05	6,33	1,42	14,65	68,75
DSAR	0,05	4,25	0,92	9,85	78,60
SSCRI	0,03	2,80	0,83	6,48	85,08
TPAV	0,02	2,23	0,68	5,17	90,26

Tabla 158: Resumen del análisis de similitud SIMPER para la abundancia en la ZONA PROTEGIDA. S.M. similitud promedio entre tratamientos; A.M.: abundancia promedio; P: porcentaje (aportación de cada especie en la similitud entre muestras); P.A.: porcentaje acumulado. (Abreviaturas del especies en la Tabla 2).

Especies	A.M.	S.M.	Sim/SD	P	P.A.
DVUL	0,10	8,81	0,93	25,93	25,93
CJUL	0,05	7,07	0,94	20,82	46,75
TPAV	0,03	4,08	0,69	12,00	58,76
STN	0,03	3,89	0,83	11,44	70,20
AIMB	0,04	2,65	0,51	7,79	77,99
SSCRI	0,02	2,19	0,63	6,44	84,44
SSAL	0,06	2,01	0,39	5,93	90,36

Tabla 16: Resumen del análisis de similitud SIMPER para la abundancia en la CONTROL. S.M. similitud promedio entre tratamientos; A.M.: abundancia promedio; P: porcentaje (aportación de cada especie en la similitud entre muestras); P.A.: porcentaje acumulado. (Abreviaturas de las especies en la Tabla 2).

En la localidad protegida (Cap de Sant Antoni), la similitud promedio fue del 43%, siendo las especies que más contribuyeron a la igualdad dentro de la zona de reserva, *Diplodus vulgaris*, *Coris julis*, *Symphodus tinca* y *D. sargus*, todas con valores elevados de porcentaje, aportando al menos el 10% cada una de ellas a la similitud total (Tabla 15). En la zona control las especies que más aportaron a la hora de caracterizar esta zona fueron *D. vulgaris*, *C. julis*, *Thalassoma pavo* y *S. tinca*, todas ellas, también, con más del 10 % de aportación. Otras especies con menor aportación, pero que ayudarían a describir la zona, fueron *Apogon imberbis*, típica de hendiduras rocosas y cuevas, *Serranus scriba* y *Sarpa salpa*, especies habituales en praderas de *P. oceanica*. (Tabla 16).

La disimilitud promedio entre la zona protegida y la control tuvo un valor del 62 %. Las especies que más contribuyeron a diferenciar las dos zonas de estudio fueron *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa*, *Coris julis*, *D. sargus*, *Symphodus tinca* y *Apogon imberbis*, que acumularon más del 70 % de la disimilitud entre las zonas. La mayor parte de las especies, a excepción de *S. salpa*, tuvieron valores más elevados en la reserva de Cap de Sant Antoni que en la zona control. Es destacable la contribución que hace la especie *D. vulgaris* para diferenciar las dos zonas de estudio, aportando el 25 % de la disimilitud total, siendo más abundante en la zona de reserva marina que en la control (Tabla 17).

Especies	Reserva	Control	D.P.	D.P	P	P.A.
	A.M.	A.M.				
DVUL	0,10	0,17	16,07	1,15	25,61	25,61
SSAL	0,06	0,05	7,73	0,81	12,31	37,92
CJUL	0,05	0,07	6,02	1,13	9,59	47,51
DSAR	0,03	0,05	5,92	0,81	9,43	56,94
STN	0,03	0,05	4,45	1,22	7,09	64,03
AIMB	0,04	0,02	4,24	0,94	6,75	70,78
TPAV	0,03	0,02	3,98	1,01	6,34	77,13
SSCRI	0,02	0,03	3,19	0,93	5,09	82,21
DANN	0,01	0,00	1,68	0,64	2,68	84,89
MSUR	0,00	0,01	1,54	0,68	2,45	87,34
SOCE	0,00	0,01	0,97	0,52	1,55	88,89
SUMB	0,00	0,01	0,96	0,38	1,53	90,42

Tabla 17: Resumen del análisis de similitud SIMPER referente a la diferencia entre zona protegida y control respecto a la abundancia de especies. A.M.: abundancia promedio; D.P: disimilitud promedio entre tratamientos; P: Porcentaje; importancia de cada especie; P.A.: porcentaje acumulado. (Abreviaturas de las especies en la Tabla 2).

El análisis de escalamiento multidimensional (MDS), representado en dos dimensiones, el de tipo *cluster* y el análisis de varianza multivariante (PERMANOVA), fueron realizados a partir de la matriz de abundancia.

Se calculó, mediante análisis de conglomerados jerárquicos, en este caso un análisis de tipo *cluster* en el que mediante un dendrograma se muestran las posibles agrupaciones de las muestras, calculadas a partir de la matriz de los datos de abundancia de las dos zonas de estudio (zona protegida y control).

localidades, de esta manera se observa como la formación de grupos homogéneos es elevada, superando la mayoría el 90%. Destaca la formación de grupos de abundancia baja como C12-C11-C32, claramente separados del resto, que formarían un grupo con más del 85 % de similitud, con abundancias más elevadas. (Gráfico 16).

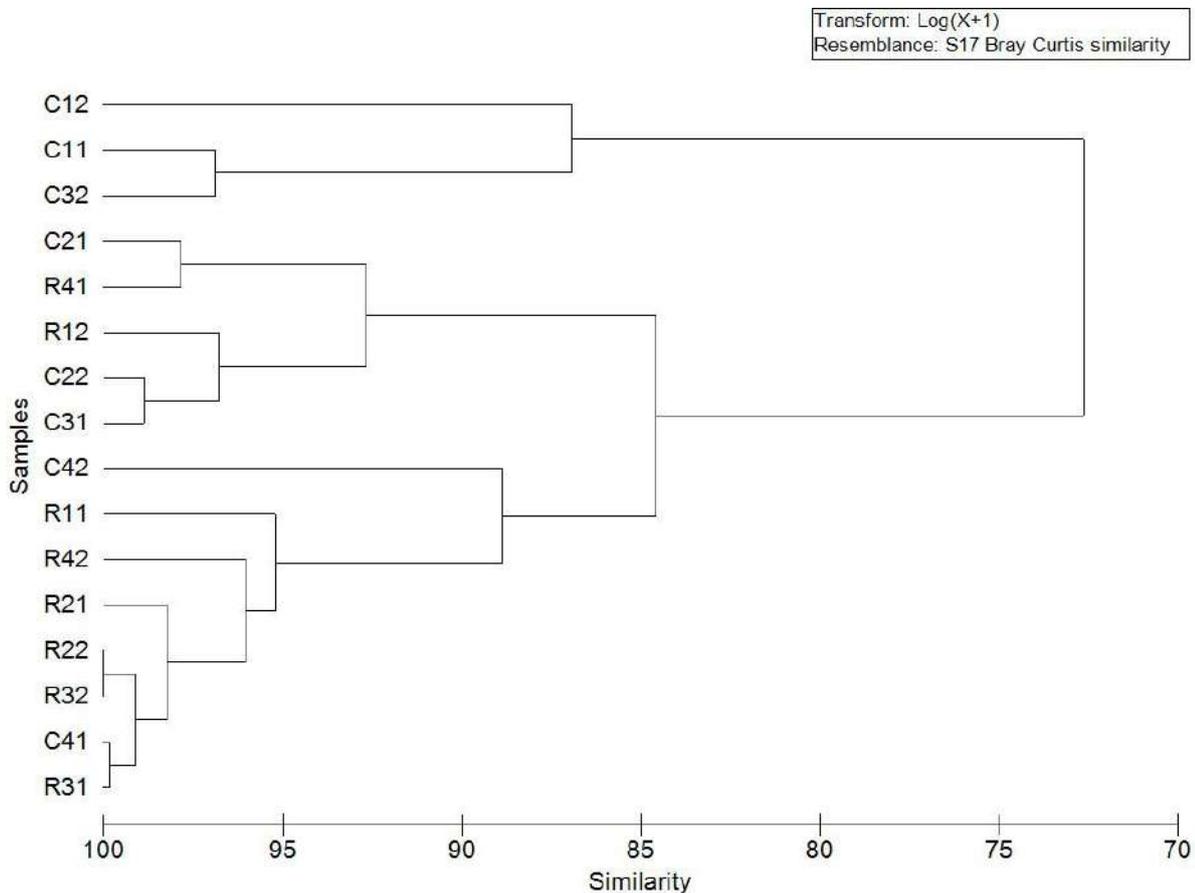


Gráfico 16: Representación tipo cluster de la abundancia agrupada de peces.

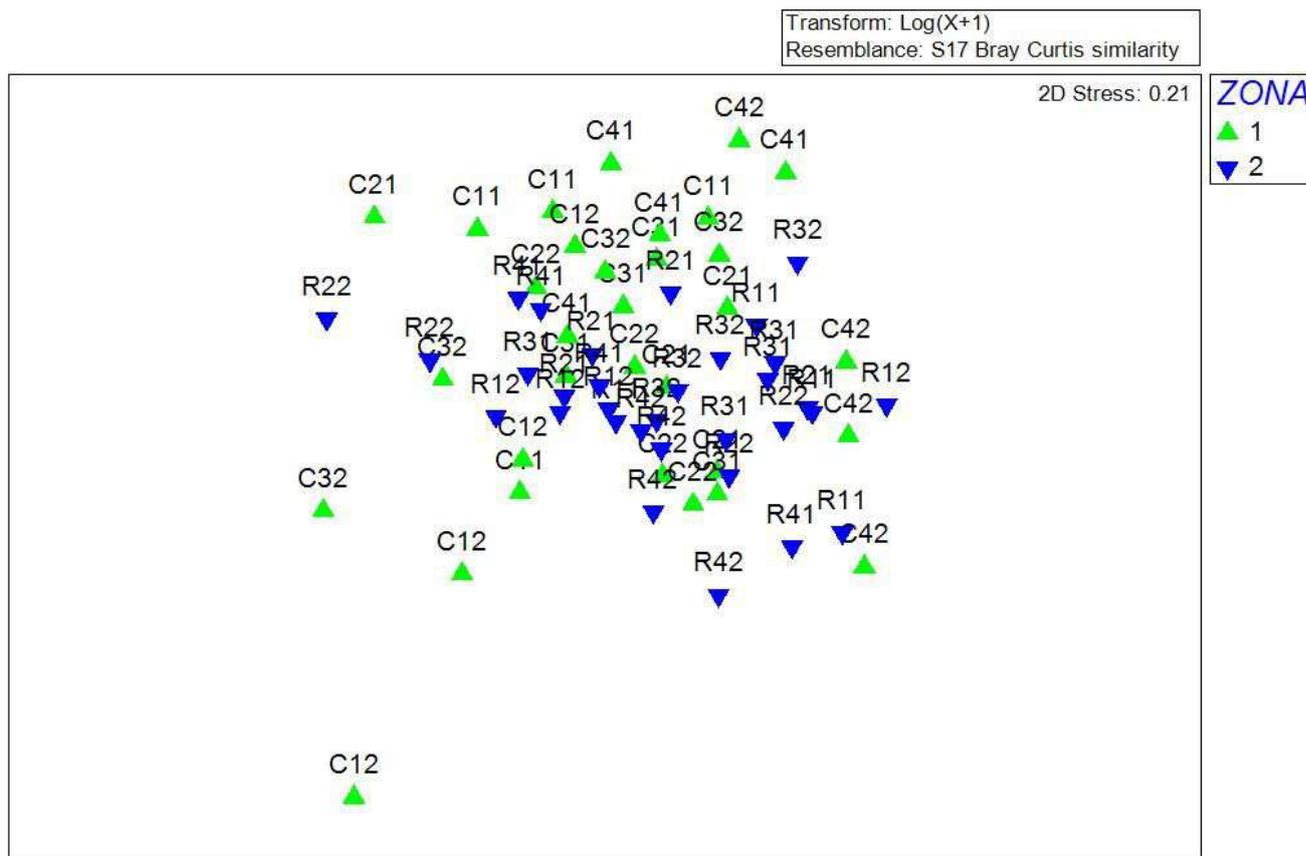


Gráfico 17 Representación bidimensional del MDS de la abundancia.

El análisis multidimensional (MDS) obtenido a partir de la matriz de similitud de la abundancia, aunque con un elevado estrés debido a la heterogeneidad de la muestra, no mostró un patrón claro en la distribución de las zonas y localidades, aunque se aprecia una mayor dispersión hacia el lado inferior izquierdo del gráfico, que refleja un gradiente de menor a mayor abundancia; donde la menor abundancia la marcaría localidad 1 de la zona control, marcada como C12 en el gráfico, unida a otras localidades con baja abundancia, con la localidad control C32. (Gráfico 17).

Al igual que para el análisis tipo *cluster*, se agruparon los datos por zonas y localidades, dando como resultado un estrés de 0,01, lo que permite una interpretación adecuada de los resultados. El gráfico muestra un claro gradiente de abundancia de izquierda a derecha, con

las más bajas en la parte izquierda en donde se sitúan las localidades control C11-C12-C32, mientras que progresivamente hacia el lado derecho del gráfico aumenta progresivamente la abundancia, con el resto de de zonas y localidades. Se observa también, un ligero agrupamiento de las localidades de la zona de reserva en la parte derecha del gráfico, intercaladas por localidades de la zona control, que correspondería todas ellas a una mayor abundancia. (Gráfico 18).

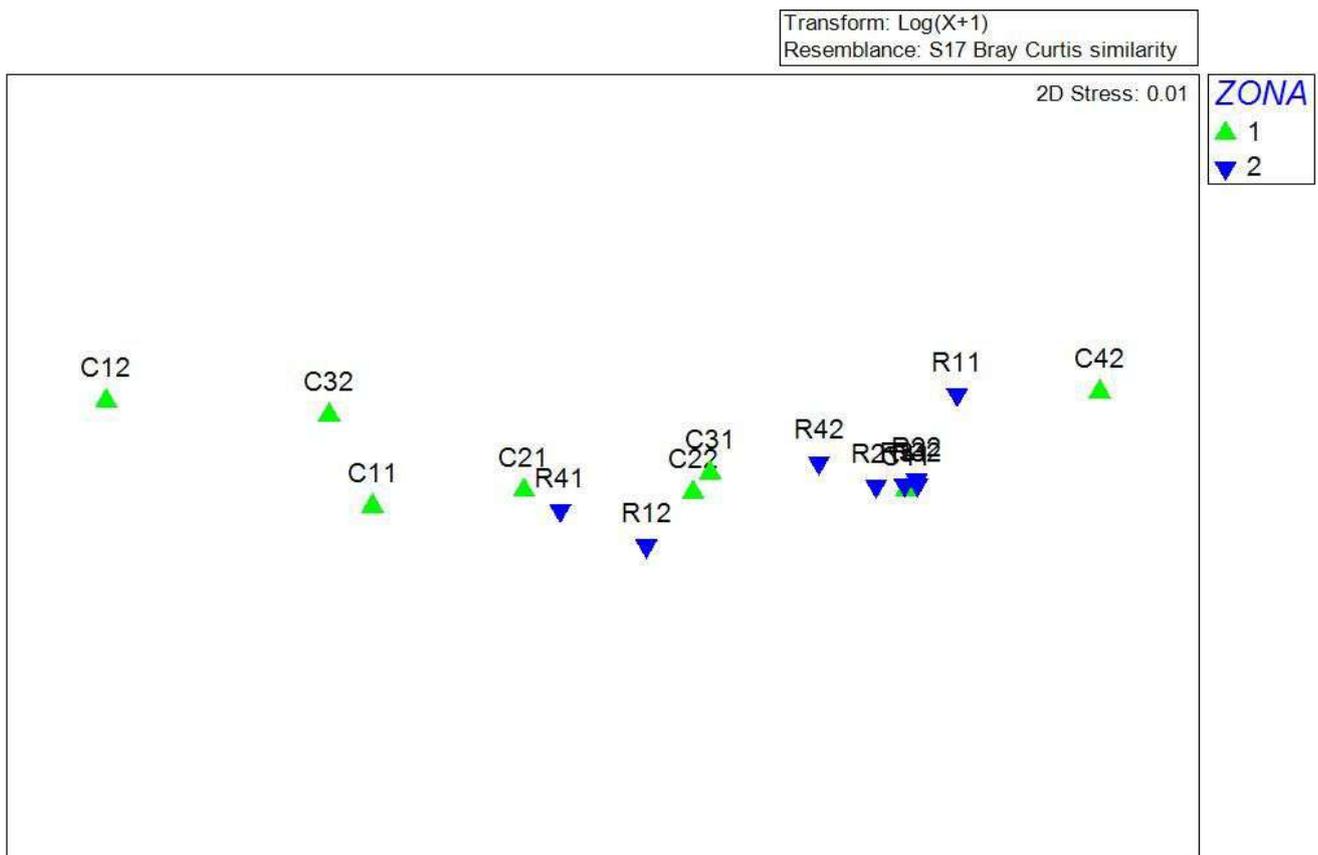


Gráfico 18 Representación bidimensional del MDS de la abundancia agrupada.

Para el análisis multivariante permutacional de la varianza (PERMANOVA), se realizó un modelo con la zona (reserva y control), como factor fijo y la localidad anidada en el primero. Los resultados detectaron diferencias significativas entre las localidades, pero no a nivel de zona, corroborando lo que indicaba el análisis MDS de la abundancia, las diferencias fueron debidas a la heterogeneidad de la abundancia entre localidades pero no de la zona (Tabla 18).

Fuente de variación	df	SS	MS	F	P
ZONA	1	4552,7	4552,7	1,3827	0,197 ^{ns}
LOCALIDAD(ZONA)	6	19755	3292,5	1,7592	0,003**
Res	56	1,0481E5	1871,6		
Total	63	1,2912E5			

Tabla 18: Resultados del análisis multivariante permutacional (PERMANOVA) df.: grados de libertad; MS cuadrados medios; F : F real. T; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para comprobar las posibles diferencias significativas de la abundancia en las zonas protegida (reserva y control), localidades y sitios de muestreo, para ello se diseñó un modelo de tipo anidado, en el que la zona (protegida, control) fue factor fijo y principal, la localidad estuvo anidada en la zona y el sitio de muestreo anidado en los dos factores anteriores. Siguiendo el siguiente modelo :

$$\text{Zona} + \text{Localidad}(\text{Zona}) + \text{Sitio}(\text{Zona:Localidad}) + \epsilon$$

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Zona	1	0,6983	0,69832	2,3325	0,1776 ^{ns}
Zona:localidad	6	1,7964	0,29939	1,9439	0,1888 ^{ns}
Zona:localidad:sitio	8	1,2321	0,15402	1,0560	0,4091 ^{ns}
Residual	48	7,0011	0,14586		

Tabla 19: Resultado del análisis de varianza (ANOVA). Df.: grados de libertad; Mean sq.: cuadrados medios; Fvalue : F real. Transformación ($\sqrt{\quad}$: raíz cuadrada) nivel de significación: ns, no significativo; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.001$ w: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$).

Realizado el análisis ANOVA. La abundancia no resultó significativa entre las zonas, ni entre las localidades, incluso tampoco entre los sitios de muestreo (Tabla 19). La razón fue que, a pesar de haber diferencias entre las abundancias de las distintas zonas y localidades, éstas no fueron suficientes como para que pudieran ser detectadas estadísticamente. Por lo que no se puede afirmar que existan diferencias entre la abundancia de la zona de Cap de Sant Antoni y la zona control.

Biomasa

La distribución de la biomasa tuvo promedios más elevados en la zona protegida que en la control, tanto por zonas como por localidades, a excepción de la localidad L4 de la zona control, que tuvo una biomasa mucho más elevada que el resto de localidades. La causa de esta diferencia residió en la presencia de un numeroso grupo de la especie *Sarpa salpa* de elevado tamaño. Esta especie por su comportamiento gregario puede dificultar la interpretación de los datos, pero no fue eliminada para los análisis estadísticos debido a que está íntimamente relacionada con la presencia de la fanerógama marina *P. oceanica*. En general, exceptuando la localidad antes mencionada, la distribución de la biomasa en la zona control tuvo promedios de biomasa más bajos que las correspondientes a la zona de reserva, con el valor más bajo de todas las localidades, concretamente en la localidad L3 (Portixol Norte) (Gráfico 19).

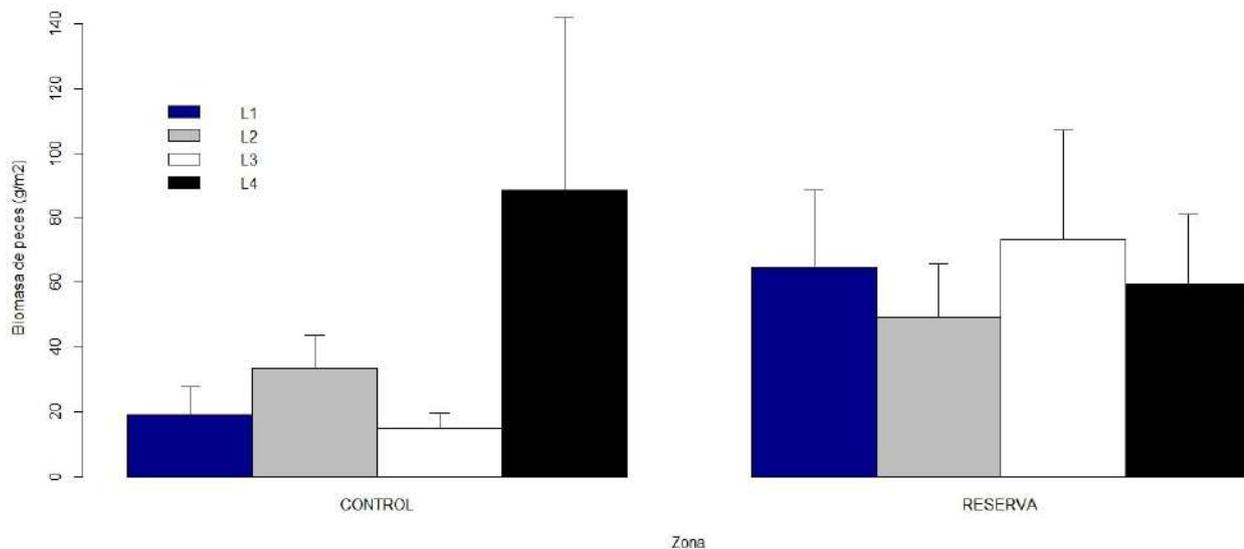


Gráfico 169: Distribución de la biomasa por localidades en las dos zonas de muestreo.

Para reconocer qué especies, en función de la biomasa de cada una de ellas, diferencian la zona protegida de la zona control, se aplicó la técnica estadística multivariante SIMPER (Clarke & Warwick, 2001).

Especies	A.M.	S.M,	Sim/SD	P	P.A.
DVUL	1,90	8,21	1,22	22,92	22,92
DSAR	1,36	8,19	1,36	22,87	45,79
STN	1,14	4,87	1,40	13,60	59,40
CJUL	0,52	3,39	1,57	9,46	68,85
SSCRI	0,60	2,75	0,96	7,69	76,54
EMAR	1,47	2,38	0,37	6,63	83,17
SSAL	1,75	1,84	0,30	5,13	88,29
MSUR	0,44	1,03	0,43	2,87	91,16

Tabla 9: Resumen del análisis de similitud SIMPER para la biomasa en la ZONA PROTEGIDA. S.M. similitud promedio entre tratamientos; A.M.: abundancia promedio; P: porcentaje (aportación de cada especie en la similitud entre muestras); P.A.: porcentaje acumulado. (Abreviaturas de las especies en Tabla 2).

Especies	A.M.	S.M,	Sim/SD	P	P.A.
DVUL	1,25	7,38	1,10	25,13	25,13
STN	1,13	6,37	1,01	21,67	46,80
DSAR	0,86	4,15	0,81	14,14	60,94
SSAL	1,87	3,09	0,44	10,53	71,47
CJUL	0,37	2,17	0,93	7,40	78,87
SSCRI	0,39	1,85	0,68	6,28	85,15
TPAV	0,26	1,40	0,76	4,75	89,90
DANN	0,32	0,99	0,41	3,37	93,27

Tabla 10: Resumen del análisis de similitud SIMPER para la biomasa en la CONTROL. S.M. similitud promedio entre tratamientos; A.M.: abundancia promedio; P: porcentaje (aportación de cada especie en la similitud entre muestras); P.A.: porcentaje acumulado. (Abreviaturas de las especies en Tabla 2).

En la zona protegida (Cap de Sant Antoni), la similitud promedio fue del 48,81%, siendo las especies que más contribuyeron a la igualdad dentro de la zona protegida la especies *Diplodus vulgaris*, *D. sargus*, *Symphodus tinca*, *Coris julis* y *Serranus scriba*, acumulando entre todas ellas más del 70 % de la similitud que describiría la zona protegida (Tabla 20). En la zona control la similitud promedio fue del 39,37 %, siendo las especies que más contribuyeron a la similitud de la zona *D. vulgaris*, *Symphodus tinca*, *D. sargus* y *Sarpa salpa*, acumulando entre las 4 especies más el 70% de toda la similitud de la zona control. (Tabla 21).

Especies	Reserva		Control		P	P,A
	A,M,	A,M,	D,P,	D,P		
SSAL	1,87	1,75	10,83	0,92	15,65	15,65
DVUL	1,25	1,90	7,92	1,14	11,45	27,09
EMAR	0,51	1,47	7,79	0,67	11,26	38,35
DSAR	0,86	1,36	5,93	0,98	8,57	46,92
STN	1,13	1,14	5,29	1,19	7,65	54,57
SUMB	0,02	0,88	3,18	0,48	4,59	59,16
SSCRI	0,39	0,60	2,76	1,11	3,99	63,16
MSUR	0,20	0,44	2,64	0,80	3,82	66,98
ECOS	0,02	0,67	2,43	0,51	3,52	70,50
CJUL	0,37	0,52	2,05	1,16	2,96	73,46
DANN	0,32	0,16	1,77	0,81	2,56	76,02
MUGI	0,36	0,14	1,53	0,30	2,22	78,24
TPAV	0,26	0,27	1,46	0,95	2,11	80,35
AIMB	0,23	0,16	1,34	0,92	1,93	82,28
DPUN	0,03	0,25	1,32	0,45	1,91	84,19
SSPH	0,23	0,00	1,13	0,20	1,63	85,82
DDEN	0,07	0,19	1,11	0,34	1,61	87,43
LMER	0,13	0,10	1,00	0,38	1,45	88,87
SAUR	0,00	0,33	0,96	0,30	1,39	90,27

Tabla 11: Resumen del análisis de similitud SIMPER referente a la diferencia entre zona protegida y control respecto a la abundancia de especies. A.M.: abundancia promedio; D.P: disimilitud promedio entre tratamientos; P: Porcentaje; importancia de cada especie; P.A.: porcentaje acumulado.

Por otra parte, la disimilitud promedio entre la zona protegida y la control fue del 69,20%. Las especies que más contribuyeron a diferenciar las dos zonas de estudio fueron *Sarpa salpa*, con un gran porcentaje de biomasa obtenido en la localidad control L4, *Diplodus vulgaris*, *Epinephelus marginatus*, *D. sargus*, *Symphodus tinca*, *Sciaena umbra*, *Serranus scriba*, *Mullus sumuletus* y *Epinephelus costae*, que acumularon más del 70 % de la disimilitud entre las zonas. A excepción de *Sarpa salpa*, el resto de especies anteriormente mencionadas tuvieron biomazas medias más elevadas en la zona protegida (Cap Sant Antoni) que en la control. Es destacable la contribución de *Epinephelus marginatus* para diferenciar las zonas, con una contribución superior al 11%, que reflejó la mayor biomasa de esta especie existente en la zona de reserva respecto a la control. Otra especie que diferenció claramente las dos zonas fue *E. costae*, que aportó valores medios de biomasa también mucho más elevados en la zona protegida que en la control. (Tabla 22).

De esta manera y mediante este método (SIMPER) se han podido definir que especies son las que caracterizan cada una de las zonas de estudio, por su biomasa, así como aquellas que diferenciaron las dos zonas, siendo *S. salpa* la que diferenció la zona control y *E. marginatus* la protegida.

Los análisis de escalamiento multidimensional (MDS), representado en dos dimensiones, el de tipo *cluster* y el análisis de varianza multivariante (PERMANOVA), fueron realizados a partir de la matriz general de biomasa (g / m²).

La formación de grupos homogéneos se calculó mediante el análisis de conglomerados jerárquicos, en este caso un análisis de tipo *cluster*, en el que mediante un dendrograma se muestran las posibles agrupaciones de las muestras, a partir de la matriz de los datos de biomasa de las dos zonas de estudio (zona protegida y control).

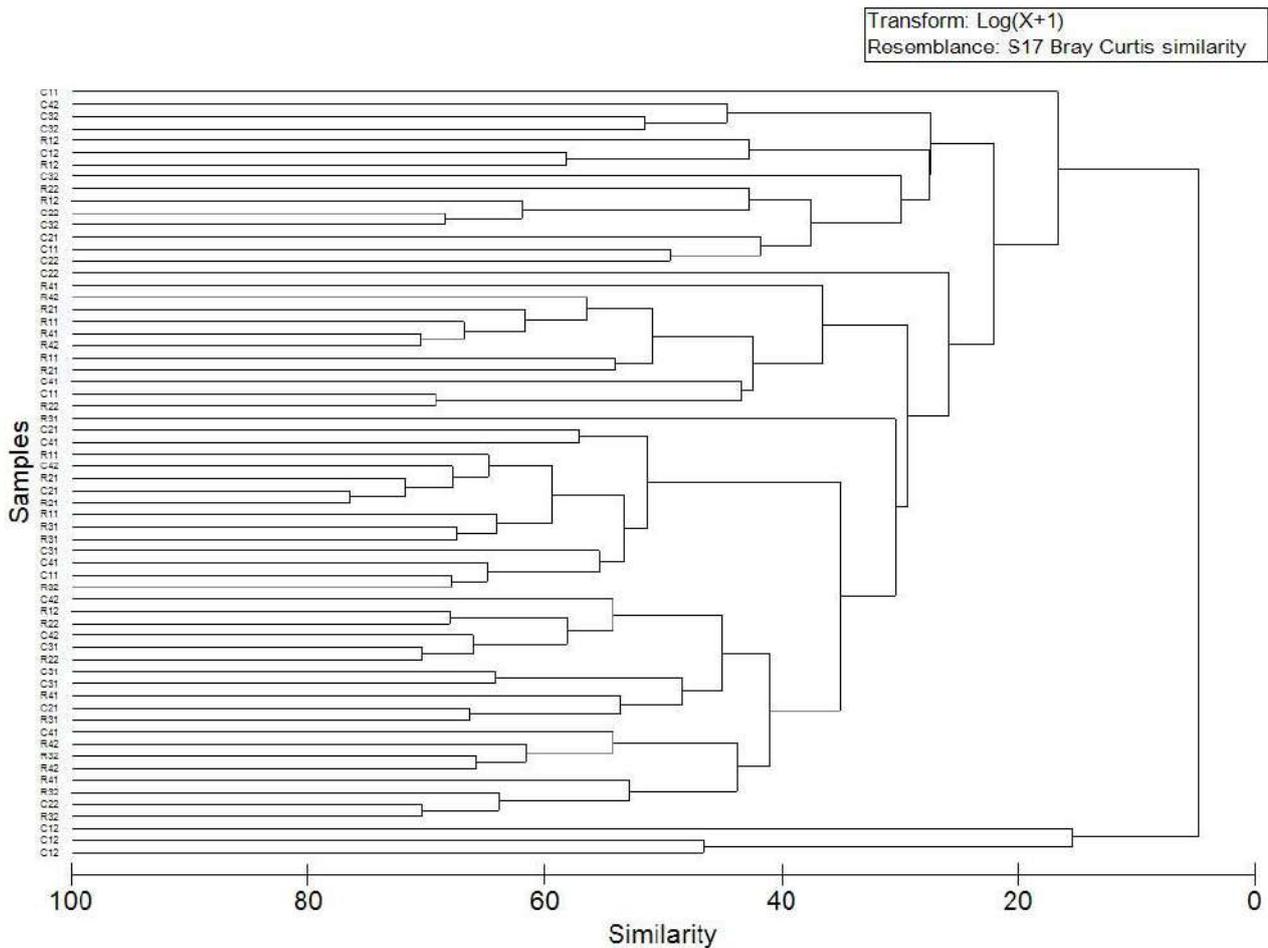


Gráfico 2017: Representación tipo *cluster* de la biomasa de peces.

Los resultados muestran la formación de distintos grupos, que se discriminaron a partir del 70% de similitud, con los grupos con una homogeneidad más elevada. Los grupos formados no distinguen entre zonas o localidades, siendo la agrupación en función del sitio de muestreo. Teniendo esto en cuenta, los grupos con una menor biomasa se agruparon, en general, en la parte superior del gráfico, mientras que los de mayor biomasa se encontraron agrupados en la zona inferior. El resto, con biomasa intermedias, y de forma muy heterogénea, se distribuyeron en el resto del gráfico. (Gráfico 20).

Para una mejor interpretación de los resultados, los datos de biomasa se agruparon por zonas y localidades, de esta manera se observa como la formación de grupos homogéneos es elevada, superando la mayoría el 80%.

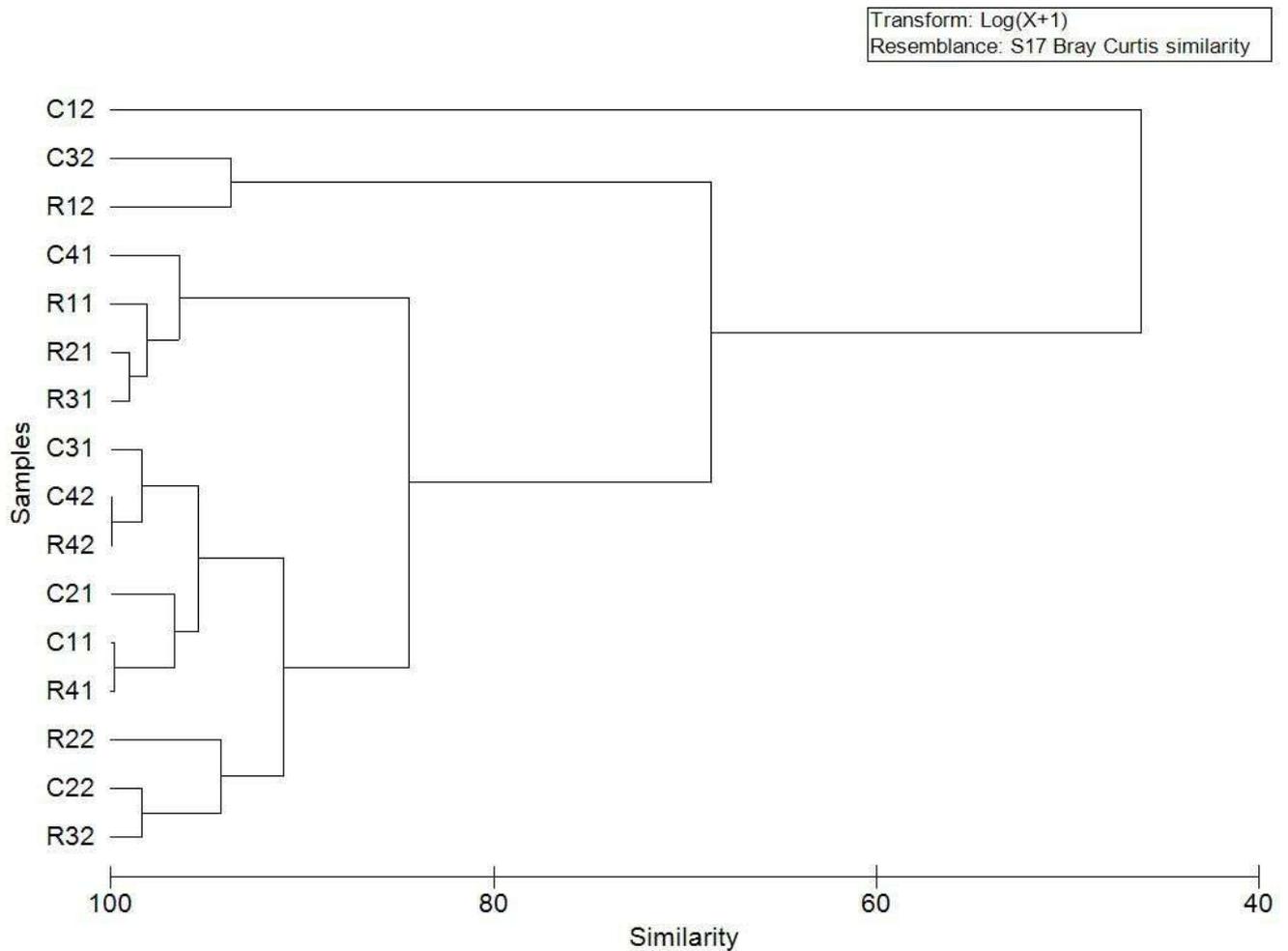


Gráfico 21: Representación tipo cluster de la biomasa agrupada de peces.

El gráfico resultante mostró la agrupación de los valores más elevados de biomasa (C41-R31-R11-R21), mayoritariamente de la zona protegida, con una similitud de más del 90 %, con valores intermedios de biomasa, mientras que los valores más bajos (C12) se encontraron en solitario unidos al resto de localidades. (Gráfico 21).

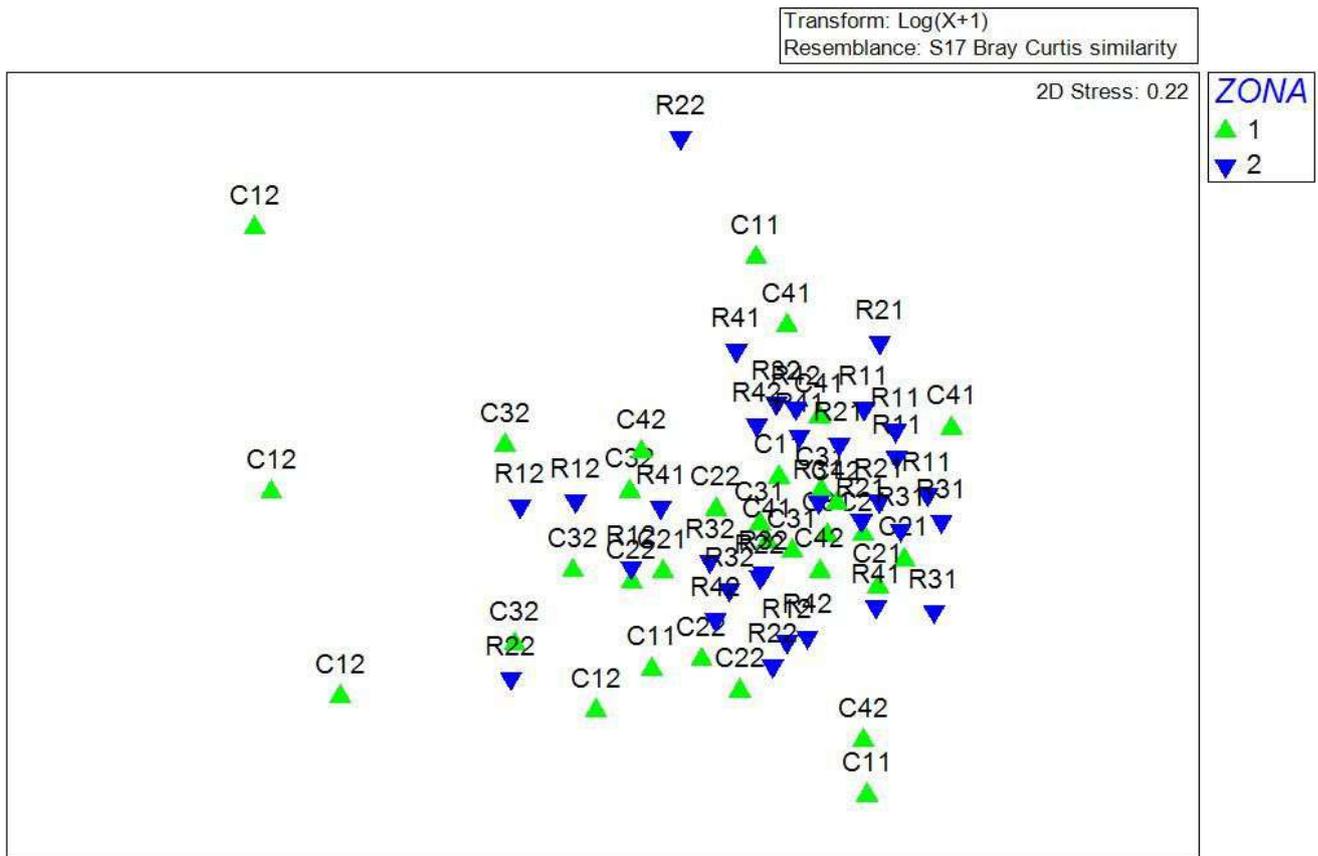


Gráfico 18: Representación bidimensional del MDS respecto a la biomasa.

El análisis multidimensional (MDS) obtenido a partir de la matriz de similitud de la biomasa, mostró un gradiente de disminución de la biomasa hacia el lado izquierdo de la representación gráfica, con una clara diferenciación entre las localidades con baja biomasa, las localidades C12 de la zona control, respecto a las de mayor biomasa, en la parte opuesta del gráfico correspondientes a las localidades de la zona protegida R31-R21-R11 y a la control C41. El resto de localidades, tanto de la zona protegida como de la control, se concentraron, de forma heterogénea, en el gráfico resultante del MDS. (Gráfico 22).

Al igual que para el análisis tipo *cluster*, se agruparon los datos de biomasa por zonas y localidades, lo que facilita una interpretación más adecuada de los resultados. de manera más clara que en el anterior MDS con los datos sin agrupar. Se observa un gradiente ascendente de biomasa de izquierda a derecha en el gráfico. Así, los valores más bajos

correspondientes a C12-C32-C11, se agruparon en la zona izquierda, mientras que las localidades con mayor biomasa, se distribuyeron de forma heterogénea en la parte derecha del gráfico MDS. (Gráfico 23)

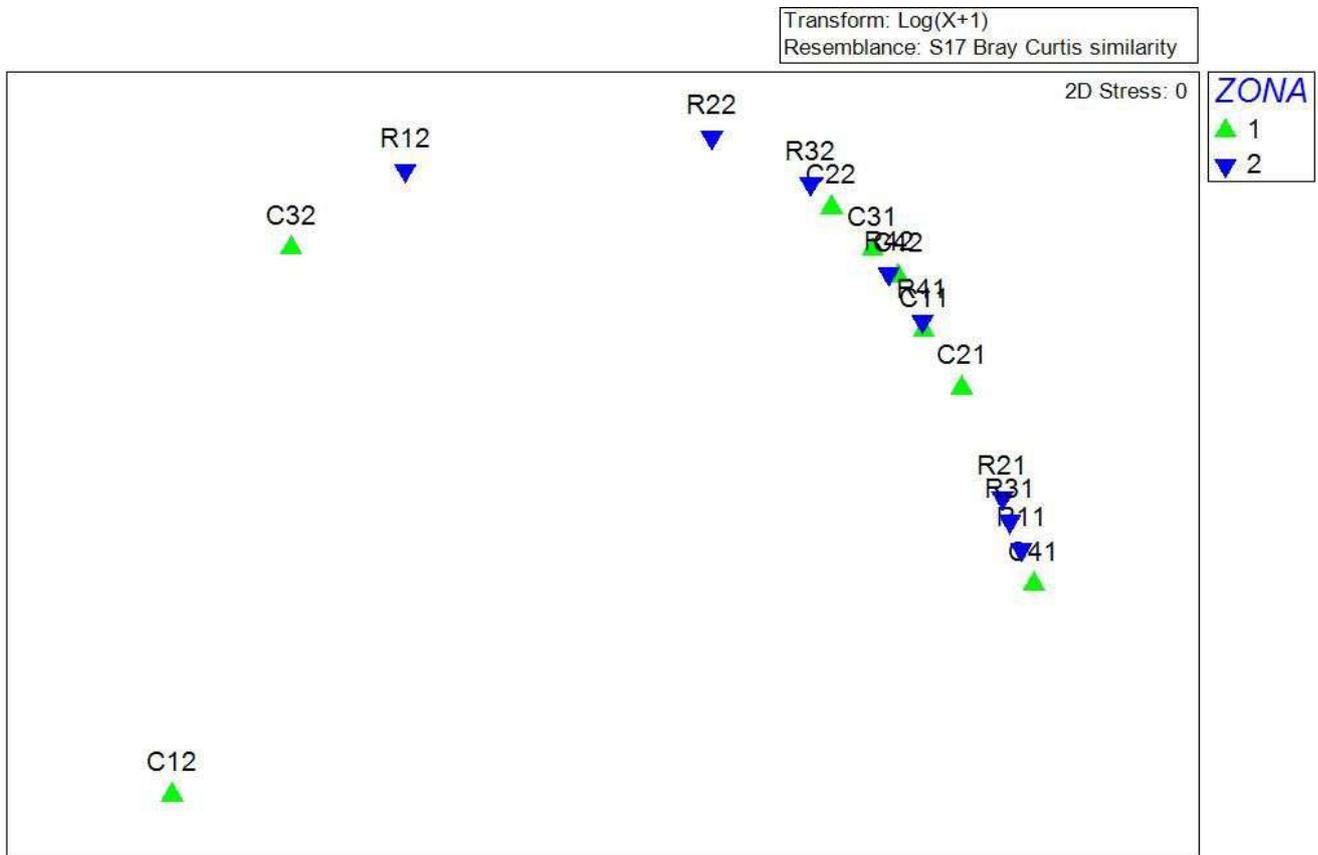


Gráfico 23. Representación bidimensional del MDS respecto a la biomasa agrupada.

De forma semejante que para la abundancia, para los datos de biomasa se realizó un análisis multivariante permutacional de la varianza (PERMANOVA). Se aplicó a partir de un modelo con la zona, protegida y control, como factor fijo y la localidad, anidada en el primero. Los resultados no detectaron diferencias significativas entre las zonas protegida y control, pero sí entre las localidades, corroborando lo que indicaba el análisis MDS (Gráfico 22) de la biomasa, por lo que, en general, las diferencias en biomasa entre las zonas protegida y control, las marcaron las localidades dentro de cada una de ellas y no la zona. (Tabla 23).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
ZONA	1	7029,9	7029,9	1,9667	0,027 ^{ns}
LOCALIDAD(ZONA)	6	21447	3574,5	1,4139	0,007**
Res	56	1,4157E5	2528,1		
Total	63	1,7005E5			

Tabla 123: Resultados del análisis multivariante permutacional (PERMANOVA) df.: grados de libertad; MS: cuadrados medios; F : F real. T; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.01$.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA), para comprobar la existencia de diferencias significativas en la biomasa entre las zonas (Cap de Sant Antoni y control), localidades en cada una de ellas y sitios de muestreo, para ello se diseñó un modelo de tipo anidado, en el que la zona (protegida, control) fue factor fijo y principal, la localidad estuvo anidada en la zona y el sitio de muestreo anidado en los dos factores anteriores. Siguiendo el siguiente modelo:

$$\text{Zona} + \text{Localidad}(\text{Zona}) + \text{Sitio}(\text{Zona}:\text{Localidad}) + \varepsilon$$

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
ZONA	1	5,273	5,2728	2,0340	0,2037 ^{ns}
ZONA:LOCALIDAD	6	15,554	2,5923	0,3174	0,9104 ^{ns}
ZONA:LOCALIDAD:SITIO	8	65,336	8,1670	11,1967	9,123e-09***
Residual (Log)	48	35,012	0,7294		

Tabla 134: Resultado del análisis de varianza (ANOVA). Df.: grados de libertad; Mean sq.: cuadrados medios; Fvalue : F real. Transformación ($\sqrt{\quad}$: raíz cuadrada) nivel de significación: ns, no significativo; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.01$ w: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: ** = $P < 0.01$; *** = $P < 0.001$).

Los resultados del análisis mostraron que las diferencias entre la biomasa de las dos zonas no fue suficiente como para ser detectada estadísticamente, al igual que para el factor localidad, por lo tanto las diferencias significativas de biomasa residieron únicamente en los sitios de muestreo. (Tabla 24).

1.2.4. Comparación de resultados años 2016, 2017 y 2018.

Los datos fueron obtenidos por el mismo equipo de buceadores durante los años 2016, 2017 y 2018, por lo que se disminuye la inclusión de sesgos en origen a la hora de la toma de datos de campo para las estimaciones de abundancia y talla de los individuos.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA), para comprobar la existencia de diferencias significativas, tanto en la zona protegida como en la control, para las variables riqueza, abundancia y biomasa, entre los años de muestreo de las campañas realizadas en 2016-17-18. Para ello se diseñó un modelo de tipo anidado, en el que Año, fue factor fijo, la zona (protegida, control) fue también factor fijo, la localidad (factor aleatorio), estuvo anidada los factores fijos año y zona, y el factor sitio (aleatorio), anidado en localidad, año y zona.

El modelo utilizado para los análisis ANOVA fue el siguiente:

$$\text{Año} + \text{Zona} + \text{Año} \times \text{Zona} + \text{Localidad}(\text{Año} \times \text{Zona}) + \text{Sitio}(\text{Localidad}(\text{Año} \times \text{Zona})) + \varepsilon$$

Riqueza de especies

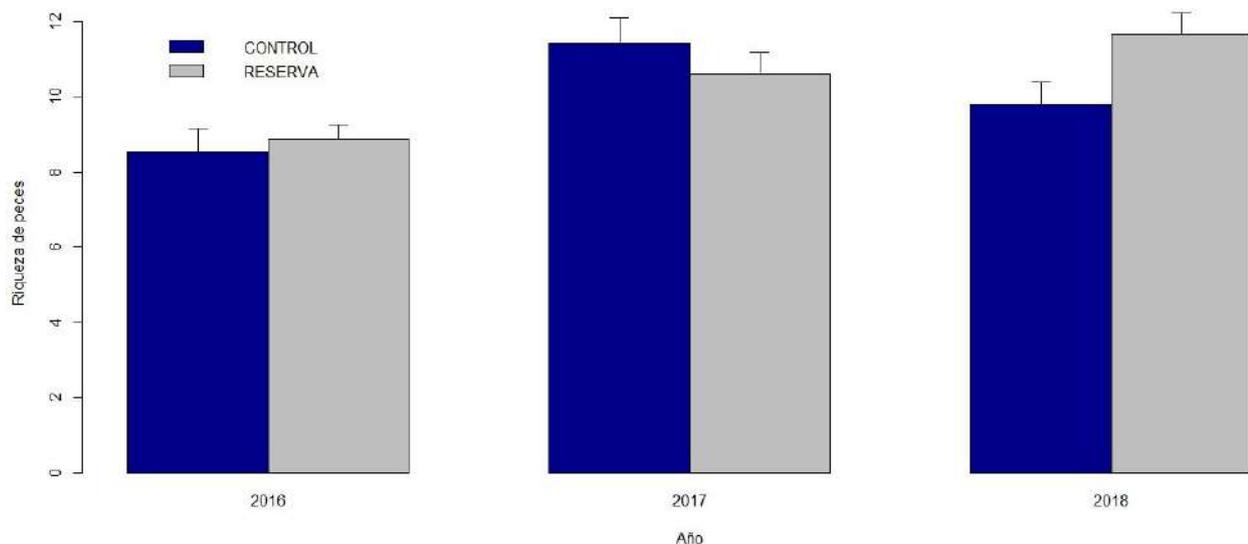


Gráfico 24. Riqueza de especies en las estaciones reserva y control durante los años 2016, 2017 y 2018.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
A	2	1,8602	0,93008	4,8244	0,0290055 *
Z	1	0,2055	0,20552	0,3475	0,5770460 ^{ns}
AxZ	2	0,4480	0,22401	1,1620	0,3457124 ^{ns}
ZxL	6	3,5487	0,59144	3,2901	0,0166075 *
L(AxZ)	12	2,3134	0,19279	1,0724	0,4229537 ^{ns}
S(L(AxZ))	24	4,3144	0,17977	2,4703	0,0005308 ***
Residual	144	10,4792	0,07277		
Transformación	log				

Tabla 25. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con cuatro factores (A: Año, Z: Zona, L: Localidad, S: Sitio), para la abundancia, biomasa y riqueza de especies de peces. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$); ω indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P < 0.01$; **= $P < 0.001$.

El gráfico nos muestra valores promedio de riqueza de especies ligeramente inferiores en el año 2016 respecto al resto de años de muestreo, siendo, en general, superiores en la zona de reserva que en la control, a excepción del año 2017 (Gráfico 24).

Para el análisis de la variable riqueza de especies, el análisis de ANOVA ha detectado diferencias significativas entre los tres años de muestreo (Tabla 25). Concretamente, fue el año 2016, con menor riqueza de especies promedio, el que marco estas diferencias ($p < 0,05$). También resultó significativa la interacción entre zona y localidad. Para comprobar entre qué pares existieron diferencias se aplicó el test de Student-Newman-Keuls (SNK), siendo la localidad L1 de la zona control del año 2016, con menor riqueza, la que marcó las diferencias con el resto.

Abundancia

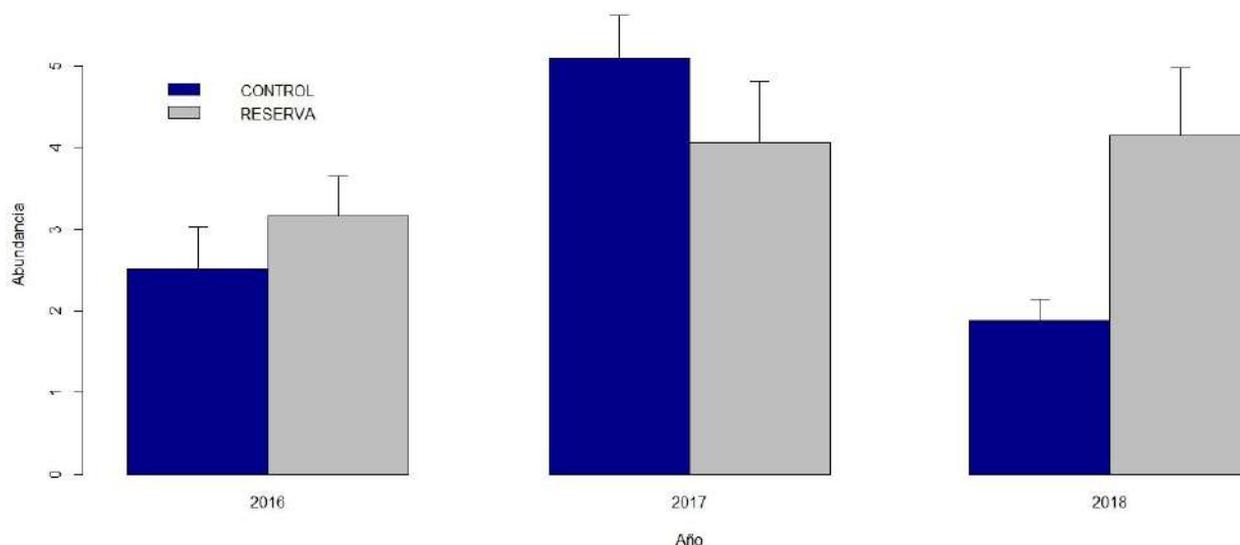


Gráfico 25. Abundancia en las estaciones reserva y control durante los años 2016 , 2017 y 2018.

La abundancia varió, según lo reflejado en el gráfico, entre los años de muestreo, fundamentalmente durante el año 2017 en la zona de control. Es importante tener en cuenta la diferencia entre el gráfico (Gráfico 25) que incluye todos los datos y los posibles resultados de las pruebas estadísticas, que excluyen a las especies gregarias pelágicas, que añaden una gran cantidad de abundancia, pero que no son descriptivas del tipo de hábitat en que se relacionaron los muestreos.

En este caso, el análisis ANOVA de la abundancia de peces no detectó diferencias significativas entre los años de muestreo, aunque sí entre el factor principal, zona y en la interacción de éste con la localidad (Tabla 26). Realizado el análisis post hoc SNK se detectó que fueron las localidades de la zona control del año 2017, las que determinaron las diferencias, ya que la abundancia fue significativamente mayor que en el resto de interacciones. (Gráfico 25).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
A	2	2,1781	1,08903	4,1475	0,04273 ns
Z	1	0,0023	0,00227	0,0060	0,94096 ns
AxZ	2	0,4684	0,23419	0,8919	0,43538 ns
ZxL	6	2,2838	0,38063	4,1219	0,0055*
L(AxZ)	12	3,1509	0,26258	2,8435	0,01413 ns
S(L(AxZ))	24	2,2163	0,09234	0,07675	
Residual	144	8,8775	0,06165		
Transformación	w				

Tabla 26. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con cuatro factores (A: Año, Z: Zona, L: Localidad, S: Sitio), para la abundancia, biomasa y riqueza de especies de peces. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$); ω indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P < 0.01$; **= $P < 0.001$.

Biomasa

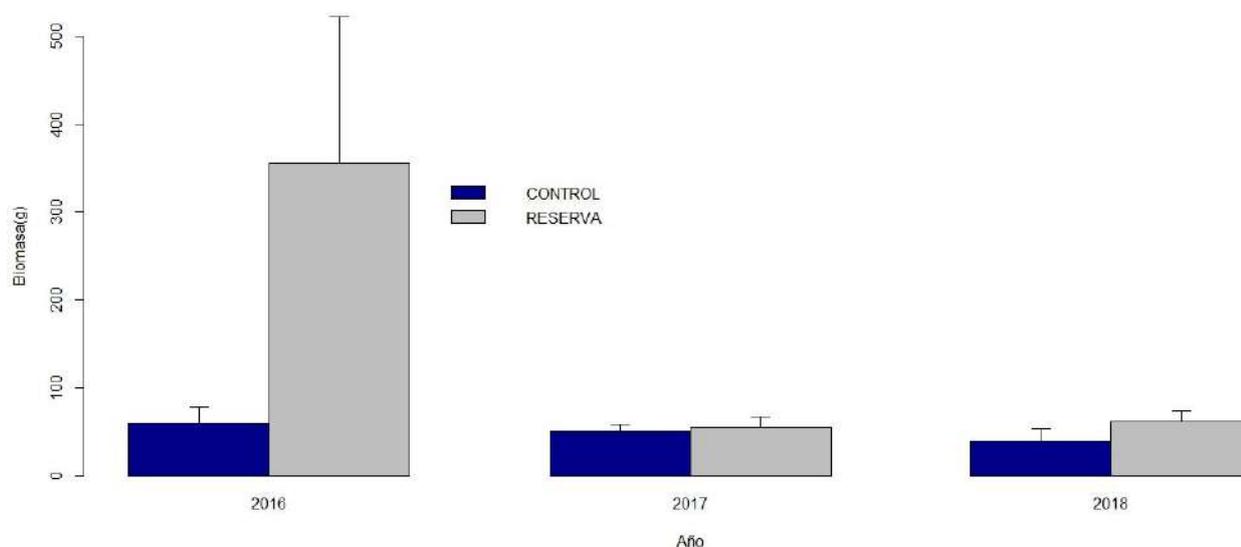


Gráfico 26. Biomasa en las estaciones reserva y control durante los años 2016, 2017 y 2018.

Las mayores biomazas se presentaron durante el año 2016, concretamente en la zona de la reserva marina de Cap de Sant Antoni, mientras que en el resto de años se observan valores inferiores. La causa de estas diferencias fue la presencia de puntual de especies gregarias de gran tamaño, que aportaron una biomasa por encima de lo promediado en el resto de años y zonas (Gráfico 26). Realizado el análisis de varianza (ANOVA) no se

detectaron diferencias significativas entre los años de muestreo. (Tabla 27), únicamente se detectaron diferencias entre el factor aleatorio localidad, anidado en año y zona.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
A	2	130	65,01	2,683	0,071748 ^{ns}
Z	1	112	111,82	4,615	0,033358 ^{ns}
AxZ	2	111	55,63	2,296	0,104334 ^{ns}
ZxL	6	388	64,74	2,672	0,017305 ^{ns}
L(AxZ)	12	878	73,17	3,020	0,000833 ^{***}
S(L(AxZ))	24	2011	83,78	3,458	1,98e-06 ^{***}
Residual	144	3489	24,23		
Transformación	W				

Tabla 27. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con cuatro factores (A: Año, Z: Zona, L: Localidad, S: Sitio), para la abundancia, biomasa y riqueza de especies de peces. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$); ω indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P < 0.01$; **= $P < 0.001$.

1.2.5. Conclusiones.

Se contabilizaron un total de 40 especies, similares a las 41 del año 2016 y 42 del 2017.

Del total de especies, 33 se identificaron en la reserva marina de Cap de Sant Antoni y 38 en la zona control, siendo 31 de ellas comunes a ambas zonas. Al igual que en el año 2017, la familia mejor representada fue la de los espáridos, con 12 especies, seguida de los lábridos, con 11 especies, serránidos, con 4 especies y escorpénidos, con dos

De entre todas las especies identificadas aquellas que presentaron una mayor abundancia numérica en la reserva marina de Cap de Sant Antoni fueron, *Chromis chromis*, *Boops boops* y *Sarpa salpa*, siendo las mismas en la zona control. Las especies que presentaron una mayor aportación de biomasa fueron, *Mugil sp.*, *Sarpa salpa* y *Epinephelus marginatus*, mientras que en la zona control fueron *S. salpa*, *Diplodus sargus* y *C. chromis*.

El número de especies (riqueza) no resultó significativo entre las zonas (reserva y control), ni entre localidades. La única diferencia significativa fue detectada entre los sitios de muestreo.

A pesar de la aparente mayor abundancia en localidades de la reserva marina de Cap de Sant Antoni, ésta no resultó significativa entre las zonas (reserva y control), ni entre las localidades, pero si entre los sitios de muestreo, con las réplicas con mayores valores de abundancia en la zona de reserva marina

Al igual que para la abundancia, las diferencias entre la biomasa de las dos zonas (reserva y control) no fue detectada estadísticamente, al igual que para el factor localidad, pero si que se detectaron estas diferencias entre los sitios de muestreo.

Las diferencias más evidentes entre la zona protegida y control se encuentran en ciertas especies en los que el efecto reserva se hace más patente, como son los grandes

serránidos, de comportamiento sedentario, no sometidos a la presión por pesca en zonas protegidas, como es el caso del mero (*Epinephelus marginatus*) que tuvo una abundancia similar en ambas zonas pero con individuos de mayor tamaño en la zona de reserva, lo que se tradujo en una mayor biomasa. De igual manera, fue más abundante el falso abadejo (*Epinephelus costae*) en la reserva marina de Cap se Sant Antoni, también con individuos de mayor tamaño que en la zona control.

Comparación de datos de las campañas 2016, 2017 y 2018.

La riqueza de especies tuvo diferencias significativas entre los tres años de muestreo, siendo el año 2016, con menor riqueza de especies promedio, el que marcó estas diferencias.

Por el contrario, la abundancia de peces no fue diferente en los tres años de muestreo, no detectándose diferencias significativas para el factor año. De igual forma ocurrió con la biomasa, no detectándose diferencias significativas entre los tres años muestreados, ni para el factor año ni para el factor zona (reserva y control).

2. Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIPCSA.

2.1. Metodología.

Se ha realizado un seguimiento de las capturas en el entorno de la RMIPCSA. Para ello se han seleccionado los puertos de Jávea y Denia, como puertos mas cercanos y, a partir de los registros de capturas diarias, se ha analizado la tendencia tanto de captura global como de algunas especies objetivo. Se han seleccionado 6 especies de interés comercial que pueden haberse visto beneficiadas por la reserva y se ha comparado las tendencias de captura de estas especies para la flota artesanal en los puertos referidos, en relación con las capturas totales en la Comunidad Valenciana. Para ello se han empleado las estadísticas de capturas diarias de los últimos 5 años, facilitadas por el Servicio de Conservación de Recursos Pesqueros de la Generalitat Valenciana.

2.2. Resultados.

2.2.1. Selección de las especies objetivo.

En total se han identificado 90 especies durante el período de estudio, en los dos puertos seleccionados para el seguimiento de las capturas en la reserva del Cabo de San Antonio, Jávea y Dénia. De estas especies, aproximadamente el 40% de las capturas, en ambos puertos, corresponden a las 6 especies seleccionadas (tanto en términos económicos como de biomasa): *Octopus vulgaris*, *Sepia officinalis*, *Dentex dentex*, *Sarda sarda*, *Sparus aurata* y *Mullus spp.* En los gráficos 1 y 2 se representan los porcentajes de capturas para las lonjas de Dénia y Jávea, respectivamente (Gráficos 28 y 29).

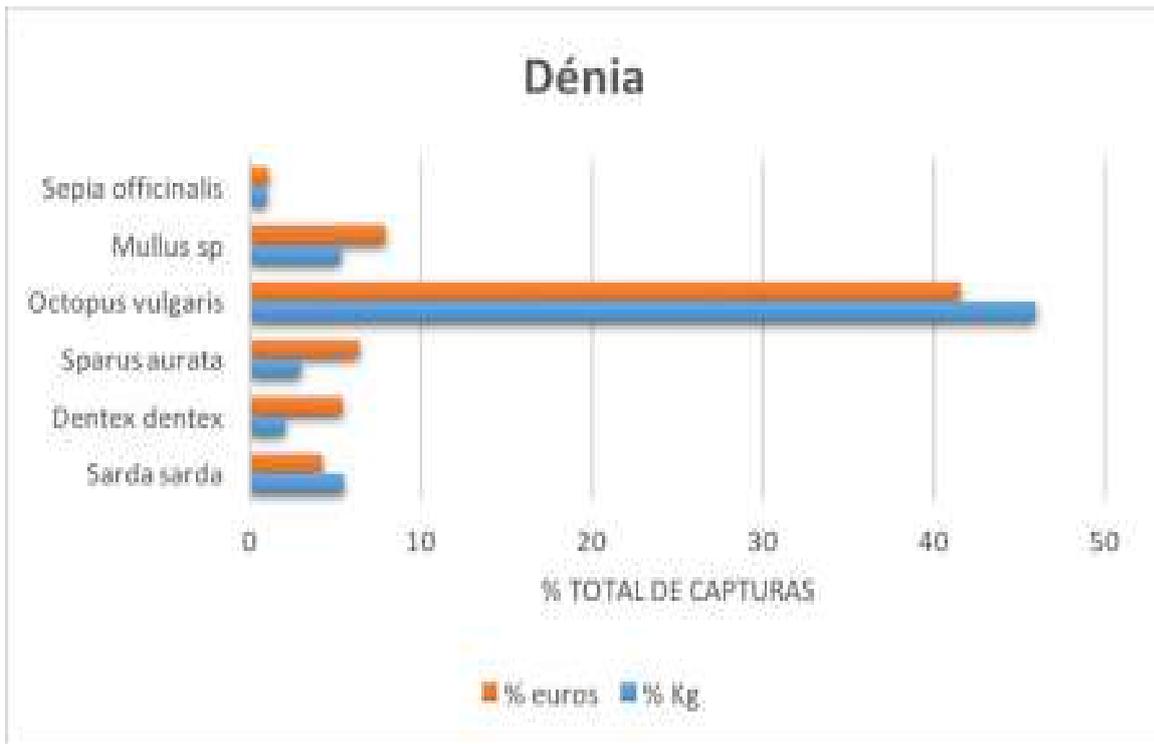


Gráfico 20: Porcentajes de capturas desembarcadas en la lonja de Dénia por parte de las embarcaciones dedicadas a artes menores para el promedio 2011 - 2015, y las principales especies.

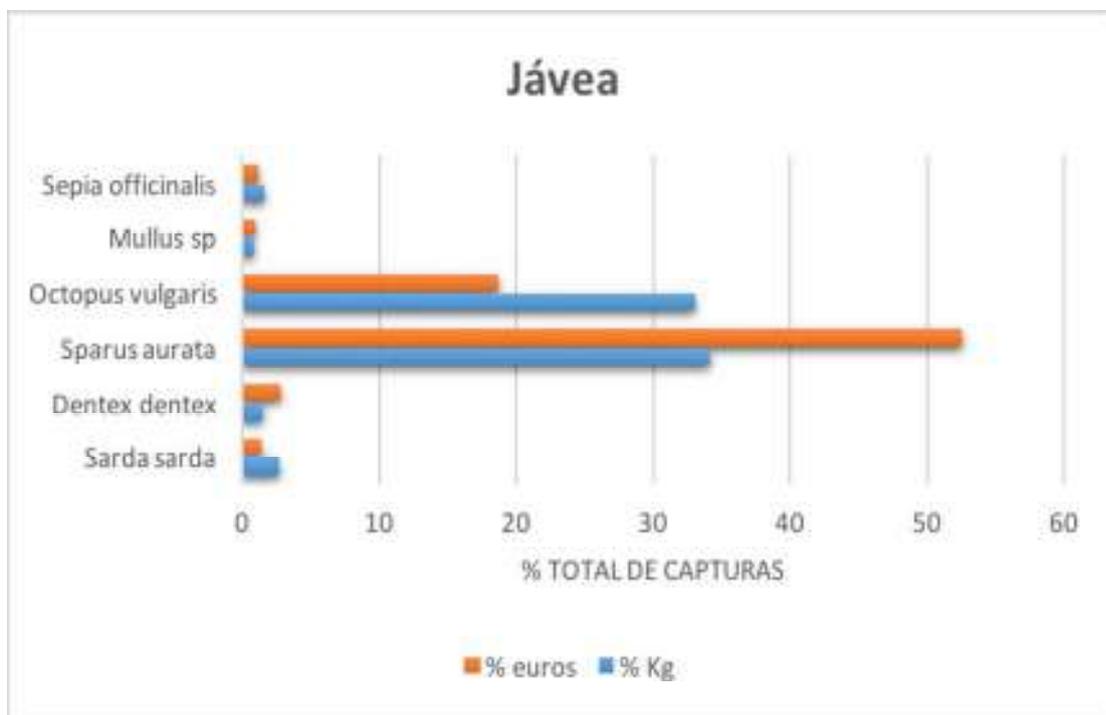


Gráfico 19: Porcentajes de capturas desembarcadas en la lonja de Jávea por parte de las embarcaciones dedicadas a artes menores para el promedio 2011 - 2015, y las principales especies.

2.2.2. Análisis de tendencias en las capturas.

Durante los 5 años de estudio, las capturas totales alrededor de la Reserva Marina de Interés Pesquero del Cabo de San Antonio rondan las 150 toneladas anualmente. Sin embargo puede observarse un descenso bastante importante desde el 2011 (200 toneladas) al 2013 (125 toneladas), con una posterior estabilización. En términos de CPUE (captura por unidad de esfuerzo) se produce el mismo descenso del 2011 al 2013, pasando de 24 toneladas por barco en 2011 a menos de 15 en 2013, con la misma estabilización en los últimos años de estudio (Gráfico 30).

Cabe destacar, que cuando hablamos de capturas totales, los dos puertos, Jávea y Dénia, están bastante igualados, mientras que al comparar las CPUE, podemos observar que Jávea extrae mayor número de kg por barco.

Por otro lado, el valor económico total durante los años de estudio, ronda los 1.400.000 € anuales. Si observamos detenidamente, ocurre algo similar a lo mencionado anteriormente. El año que mayor valor económico se produjo fue 2011 (1,7 millones de €), mientras que 2013 fue el que menos ingresos obtuvo (1,1 millones de €).

Desde el punto de vista de €PUE (€ por unidad de esfuerzo) ocurre exactamente lo mismo, ya que en 2011 se registró una media de 210.000 € por barco, mientras que en 2013 se reduce a unos 135.000€ por barco.

Sin embargo, en términos económicos (tanto en valor económico total como en €PUE), Jávea es el puerto que siempre obtiene mayores ingresos, a pesar de tener un menor número de barcos.

Por tanto, la tendencia de las capturas totales en los puertos de Dénia y Jávea parece ser decreciente, a pesar de que el número de barcos haya permanecido estable durante los años de estudio (11 barcos en Dénia y 7 en Jávea), por lo que probablemente sea debido a una reducción en el esfuerzo de pesca.

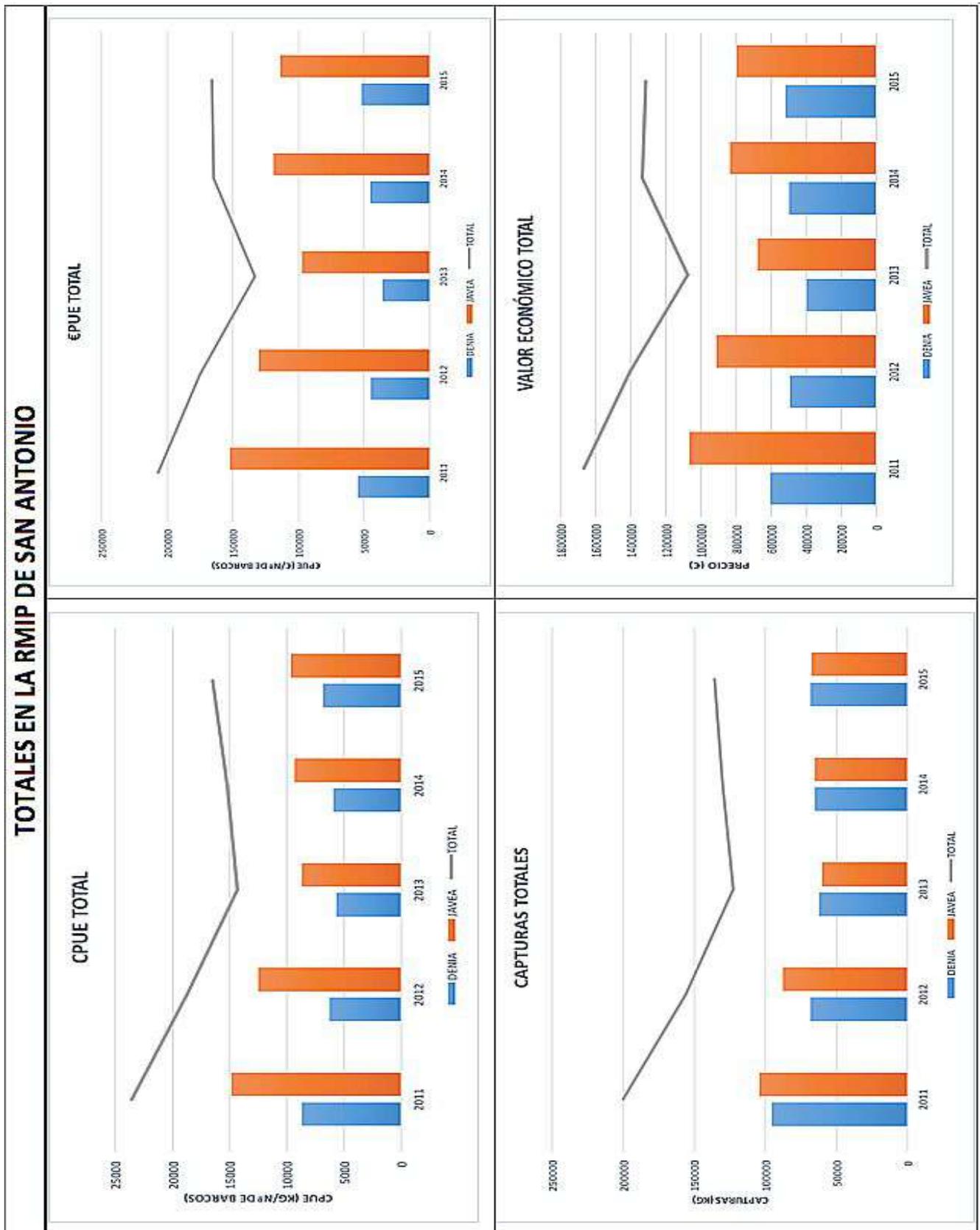


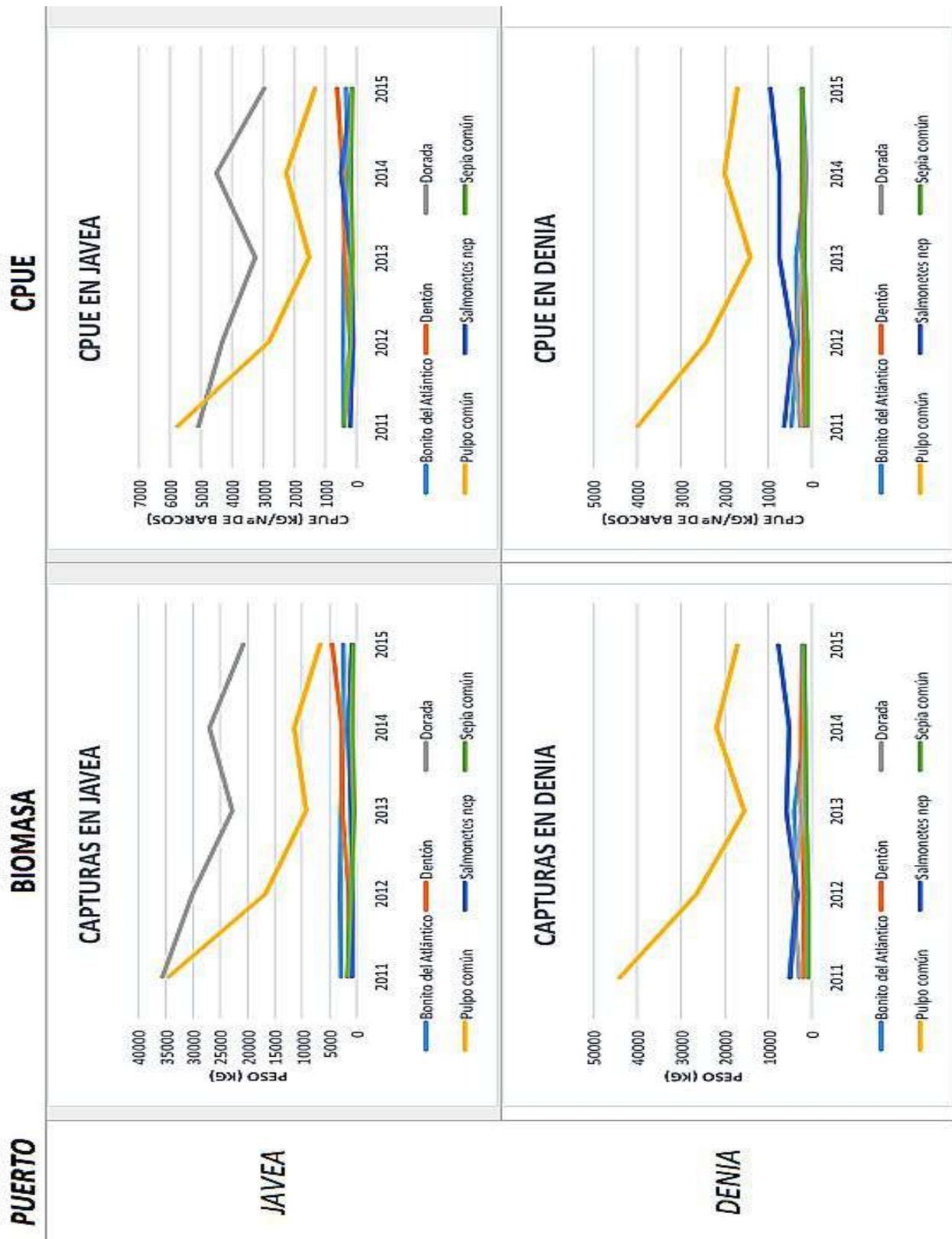
Gráfico 30. Valores de CPUE, capturas, y valores económicos en la Reserva Marina del Cabo de San Antonio por años en el período 2011-2015.

También se ha analizado la tendencia de las especies seleccionadas en ambos puertos, en términos de biomasa (capturas y CPUE) y de valor económico (valor económico y €PUE) (Gráficos 31 y 32).

Podemos observar que tanto en capturas como en CPUE, en Jávea las especies que más se extrajeron fueron dorada (*Sparus aurata*) y pulpo común (*Octopus vulgaris*) con bastante diferencia, mientras que en el puerto de Dénia la extracción de pulpo fue más destacable que el resto.

Desde el punto de vista económico la especie que mayores ingresos ha aportado en Jávea es la dorada, mientras que en Dénia es el pulpo.

En el caso de el pulpo en Dénia se puede advertir la misma tendencia que en las capturas totales, valores más altos en el año 2011, una disminución hasta 2013 y la posterior estabilización en los últimos años de estudio, mientras que en el caso de la dorada en Jávea la tendencia no parece llegar a estabilizarse, ya que vuelve a producirse un pico en 2014 y un posterior descenso en 2015.



Grá

Gráfico 31. Valores de biomasa de las principales especies de las artes menores y CPUE, para las lonjas de Dénia y Jávea.

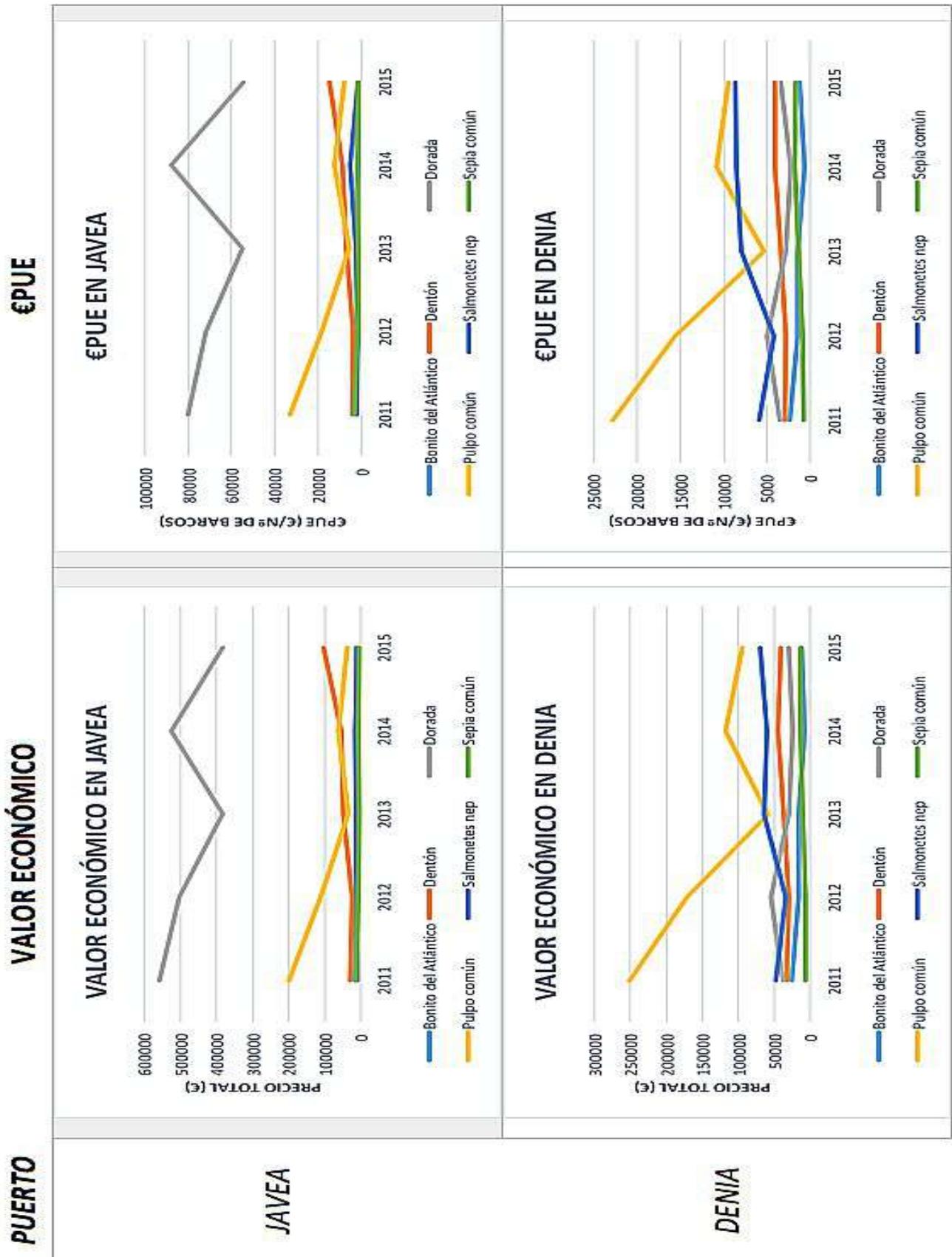


Gráfico 32 Valores económicos de las principales especies de las artes menores, para las lonjas de Dénia y Jávea.

A la hora de comparar las tendencias de captura de las especies seleccionadas de los puertos más cercanos a la Reserva Marina de Interés Pesquero del Cabo de San Antonio, en relación con las capturas totales de la Comunidad Valenciana, podemos observar que en todos los casos (biomasa, CPUE, valor económico y €PUE) la especie que más se captura en la Comunidad Valenciana es el pulpo (*Octopus vulgaris*) al igual que en el puerto de Dénia. El patrón que sigue esta especie en la Comunidad Valenciana en cuanto a valor económico y €PUE es casi el mismo descrito anteriormente para Jávea, es decir, elevadas capturas en 2011, descenso acusado hasta el 2013, recuperación en 2014 y caída de nuevo en 2015. Sin embargo en términos de biomasa (capturas y CPUE) el patrón que observamos es completamente distinto, ya que no se produce ninguna caída en 2013, lo que puede deberse a la bajada de precios por la crisis española (Gráfico 33).

Por otro lado, si comparamos las tendencias de la especie más capturada en Jávea, la dorada (*Sparus aurata*), puede notarse una gran diferencia ya que en la Comunidad Valenciana se produjo el pico más alto en 2012 con una posterior estabilización, mientras que en Jávea los picos se produjeron en 2011 y 2014 sin llegar a estabilizarse.

Descontando estas dos especies, el resto siguen tendencias bastante estables en la Comunidad Valenciana y en los puertos seleccionados, tanto en términos de biomasa como de valor económico.

TOTALES EN LA COMUNIDAD VALENCIANA

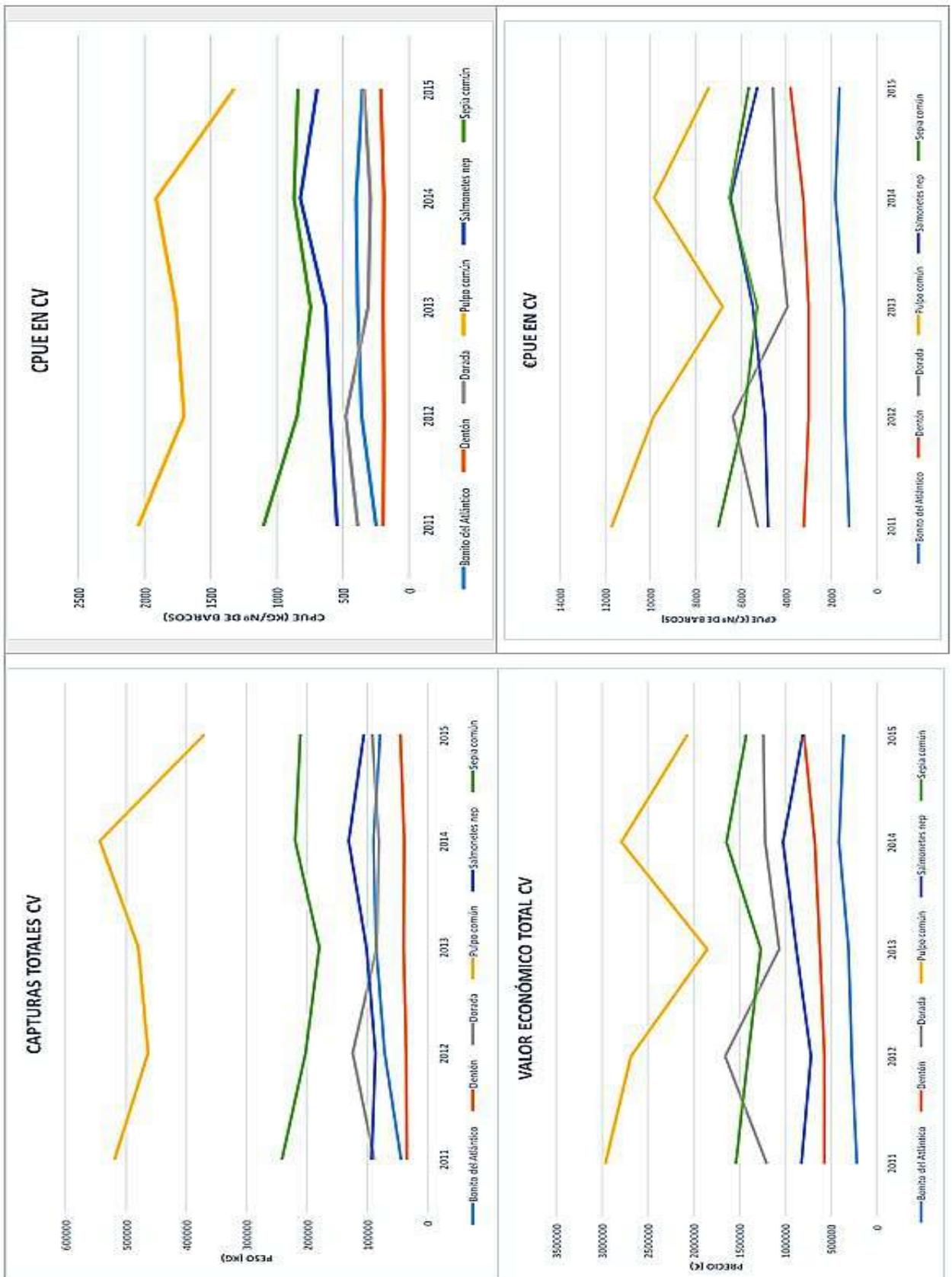


Gráfico 33 Valores de biomasa de las principales especies de las artes menores y CPUE, para el total de lonjas de la Comunidad Valenciana.

3. Referencias.

- Anderson, M.J. 2000. NPMANOVA: a FORTRAN computer program for non-parametric multivariate analysis of variance (for any two factor ANOVA design) Using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland.
- Bannerot, S. P., & Bohnsack, J. A. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. *NOAA Technical Report NMFS 41*, 1-15.
- Bayle-Sempere, J.T., Valle, C. y Verdu, A. 2001. ecoCEN: a database for fish counts. FAO – AECI
- Brock, R.E. 1982. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bulletin of Marine Science*, 32(1): 269-276.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. 2006. PRIMER version 6: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK, 192.
- English, S.C. Wilkinson & V. Baker. 1997. Survey manual for tropical marine resources. Australian Institute of Marine resources. *Australian Institute of Marine Science*, 44(2):881-892.
- Forcada, A., Bayle-Sempere, J. T., Valle, C., & Sánchez-Jerez, P. 2008. Habitat continuity effects on gradients of fish biomass across marine protected area boundaries. *Marine Environmental Research*, 66(5), 536-547.
- García Charton, J.A., Lorezi, M.R., Caló A., Treviño Otón, J., Irigoyen, A., Hernández Andreu, R., Muñoz Gabaldón, I., Marcos, C., Pérez Ruzafa, A. 2013. Estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Universidad de Murcia-Consejería de Agricultura y Agua, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. 100 pp.
- Gladfelter, W. B., Ogden, J. C., & Gladfelter, E. H. 1980. Similarity and diversity among coral reef fish communities: a comparison between tropical western Atlantic (Virgin Islands) and tropical central Pacific (Marshall Islands) patch reefs. *Ecology*, 61(5), 1156-1168.
- Harmelin-Vivien, M.L., J.G. Harmelin, C. Chauvet, C. Duval, R. Galzin, P. Lejeune, G. Barnabe, F. Blanc, R. Chevalier, J. Duclerc & G. Lasserre. 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: methodes et problemes. *Terre Vie*, 40: 467-539.
- Relini, M., G. Torchia & G. Relini. 1994. Seasonal variation of fish assemblages in the Loano artificial reef (Ligurian sea Northwestern Mediterranean). *Bulletin of Marine Science*, 55: 401-417.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sale, P.F. & B.J. Sharp. 1983. Correction for bias in visual transect censuses of coral reef fishes. *Coral Reefs*, 2: 37-42.
- Sale, P.F. & W.A. Douglas (1981). Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 6: 333-339.
- Samy-Kamal, M., Forcada, A., & Sánchez-Lizaso, J. L. 2014. Trawling fishery of the western Mediterranean Sea: Métiers identification, effort characteristics, landings and income profiles. *Ocean & Coastal Management*, 102, 269-284.
- Samy-Kamal, M., Forcada, A., & Lizaso, J. L. S. 2015. Effects of seasonal closures in a multi-specific fishery.

Fisheries Research, 172, 303-317.

Samy-Kamal, M., Forcada, A., & Lizaso, J. L. S. (2015). Daily variation of fishing effort and ex-vessel prices in a western Mediterranean multi-species fishery: Implications for sustainable management. *Marine Policy*, 61, 187-195.

Smith, M. L. 1988. Effects of observer swimming speed on sample counts of temperate rocky reef fish assemblages. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 43(3), 223-231.

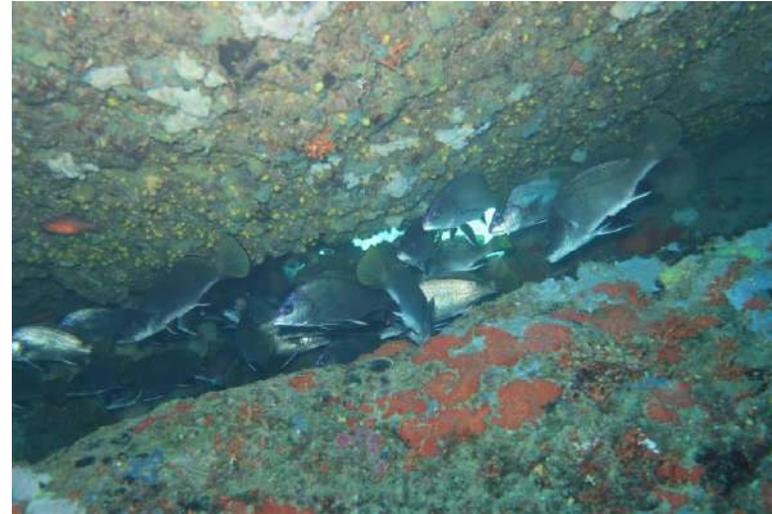
Underwood, A. J. 1997. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, 504 pp.

Anejo 2. Fotografías.

1. Censos de peces.



Fotografía 1. *Scorpaena scrofa*



Fotografía 2. *Sciaena umbra*



Fotografía 3. *Serranus cabrilla*.



Fotografía 4. *Mullus surmuletus*.



Fotografía 5. *Apogon imberbis*.



Fotografía 6. *Dentex dentex*.



Fotografía 7. *Epinephelus costae*.



Fotografía 8. *Epinephelus marginatus*.

Capítulo 3. Seguimiento de comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico.

Contenidos

1. Praderas de Posidonia oceanica.	3
1.1. Metodología.	3
1.2. Resultados.	7
1.2.1. Descriptores de densidad, cobertura y mata muerta. Análisis univariante de la varianza (ANOVA).	7
1.2.2. Tipo de crecimiento del rizoma y grado de descalzamiento o enterramiento de los haces. Análisis univariante de la varianza (ANOVA).	14
1.2.3. Morfología de los haces	22
1.2.4. Análisis multivariante. Determinación del estatus ecológico (EQR)	24
2. Caracterización del impacto del fondeo sobre las praderas de Posidonia oceanica	29
2.1. Introducción	29
2.2. Metodología.	30
2.3. Resultados.	31
2.3.1. Efectos ambientales de los fondeos	31
2.3.2. Parámetros macrodescriptores de las praderas. Análisis univariante de la varianza (ANOVA).	32
3. Formaciones organógenas (Dendropoma lebeche); 'bosques' de Cystoseira spp. e impactos sobre ellas.	39
3.1. Metodología.	39
3.2. Resultados.	42
3.2.1. Descripción de sectores.	42
3.2.2. Cálculo del Índice CARLIT.	44
4. Seguimiento de invertebrados de interés.	46
4.1. Metodología.	46
4.2. Resultados.	48

4.2.1. Poblaciones de lapas (<i>Patella</i> spp.).	48
4.2.1.1. Campaña de 2018.	48
4.2.1.2. Comparación 2016 - 2017 - 2018.	52
4.2.2. Poblaciones de erizos.	55
4.2.3. Poblaciones de nacras (<i>Pinna nobilis</i>).	67
4.2.4. Poblaciones de invertebrados sensibles al buceo.	70
5. Referencias.	75

1. Praderas de *Posidonia oceanica*.

La fanerógama marina *Posidonia oceanica* es la principal formadora del Hábitat 1120 de praderas de *P. oceanica* (*Posidonion oceanicae*). Está protegida por la legislación europea como hábitat prioritario según la Directiva de Hábitats, mientras que como especie está recogida en el Anexo I de la Convención de Berna. A escala nacional el hábitat 1120 también está protegido por el Real Decreto 1193/1998 de de 12 de junio de 1998 (modifica el RD 1997/1995 de 7 de diciembre de 1995). En comunidades autónomas como Cataluña, Comunidad Valenciana e Islas Baleares se ha desarrollado normativa específica para su protección. Esta planta es endémica del Mediterráneo, colonizando sustrato duro o blando, con un crecimiento muy lento. Albergan una gran diversidad biológica y en condiciones óptimas pueden llegar hasta los 30 - 40 m de profundidad.

La gran diversidad que posee la pradera de *Posidonia oceanica*, así como las múltiples e intrincadas relaciones que se dan entre las diferentes especies que habitan en ella, le confieren altos niveles de estructuración y madurez, estando considerada una de las biocenosis de mayor valor ecológico de los fondos litorales mediterráneos. Asimismo, su elevada productividad primaria, la fijación y asiento del sedimento marino causada por la acción prensora de los rizomas, y el constituir verdaderos viveros para la pesca por albergar organismos de interés comercial, instan a su protección y conservación.

1.1. Metodología.

Para la realización del estudio, se ha seguido el mismo esquema empleado en el seguimiento de la reserva marina realizado en el año 2016 y 2017. Siguiendo estos criterios, los datos pueden ser comparables y de esta forma puede valorar correctamente la evolución de los parámetros de la pradera. Se han seleccionado dos localidades (ver *Anejo 1. Mapas. 1. Seguimiento de especies de interés; Posidonia oceanica*) dentro de la Reserva de interés pesquero. Debido a la situación de las praderas y a la localización de la línea que delimita la

Reserva, la localidad 1 se situó a unos 10 m de profundidad. A más profundidad la estación hubiera quedado fuera de la línea de delimitación de la Reserva. La localidad 2, está situada a 15 m de profundidad. En cada una de estas localidades, se han muestreado tres sitios. Para ello se emplea el método aplicado en la Comunidad Valenciana para la clasificación de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Directiva Marco del Agua, utilizando los descriptores empleados por Fernández-Torquemada *et al.* (2008). Se divide la toma de datos, entre los realizados en el mar, mediante equipo de buceo autónomo y los que fueron llevados a cabo en laboratorio (*). Los descriptores analizados fueron;

- Densidad: mediante el empleo de un cuadrado de 40 x 40 cm² arrojado de forma aleatoria sobre las manchas de *P. oceanica*. Se tomaron tres réplicas en cada uno de los sitios, donde se contó el número de haces existentes dentro de cada cuadrado, extrapolando hasta una unidad de 1 m² de superficie.
- Tipo de crecimiento del rizoma: Se determinó la proporción de rizomas plagiotropos, que presentan un crecimiento horizontal y que por lo tanto están relacionados con la expansión de las praderas, frente a la de ortotropos que muestran un crecimiento vertical. Para estimar este descriptor se empleó un cuadrado de 40 x 40 cm² arrojado de forma aleatoria sobre las manchas de *P. oceanica*. En cada uno de los sitios se tomaron tres réplicas donde se calculó el porcentaje de haces plagiotropos existentes.
- Cobertura de *Posidonia oceanica* viva y mata muerta: La cobertura o porcentaje de la superficie del sustrato cubierta por *P. oceanica* se estimó empleando una cinta métrica de 20 metros, también con 3 réplicas, en las que se registró la longitud cubierta por la pradera, así como la existencia de mata muerta, y la de otros sustratos o especies presentes (roca, arena, *Caulerpa cylindracea*, *Pinna nobilis*, etc.). Posteriormente, los valores obtenidos se expresaron como porcentajes de recubrimiento. Se utilizó el método del intercepto lineal, en el cual el buceador recorre la cinta métrica a cierta distancia, anotando los límites de los diferentes sustratos según su proyección vertical, la medida de la longitud de cinta ocupada por cada sustrato, dividida por la longitud total del transecto, da una estima global del

porcentaje de cobertura de cada sustrato en el transecto (Díaz & Marbá, 2009).

- Grado de descalzamiento o enterramiento de los haces: Este parámetro se determinó midiendo la distancia existente entre la lígula de las hojas adultas y el sedimento para diez rizomas ortotropos en cada uno de los sitios. En cada estación de muestreo el buceador eligió al azar la punta de una hoja de *Posidonia oceanica*, siguiéndola hasta su base y, mediante una regla, midió en cm la distancia entre la base de una de las dos hojas más externas de ese haz y la superficie del sedimento, anotando con signo positivo si el sedimento estaba por debajo de las hojas, y con signo negativo si el sedimento recubría las hojas (Díaz & Marbá, 2009).
- Morfología de los haces: Consiste en la obtención y comparación de parámetros biométricos de las hojas de *P. oceanica*, para lo que se trabajó en el laboratorio con cinco haces ortotropos recogidos de forma aleatoria en cada uno de los sitios. En el laboratorio se procedió a la separación del haz del rizoma, manteniendo siempre el rango de inserción de las hojas. Las hojas separadas se conservaron en una bandeja con agua para evitar su desecación durante el periodo de manipulación, en el que se procedió a su des - epifitación y a la toma de las siguientes medidas:
 1. Número de hojas presentes en cada haz.
 2. Longitud total: longitud del limbo foliar desde el meristemo basal hasta su ápice.
 3. Anchura: que se mide en la parte media de las hojas para que sea lo más representativa posible.
 4. Superficie foliar. valor que se obtiene al multiplicar la longitud por la anchura media de todas las hojas de un haz.
 5. Estado del ápice: ya que este puede aparecer entero, roto o mordido por algún herbívoro.
 6. Manchas de necrosis: superficie de la hoja en la que aparece tejido necrosado que suele ser indicativo de que la planta está sometida a algún tipo de estrés.
 7. Biomasa foliar. Los epífitos se separan cuidadosamente mediante una hoja de

afeitar, rascándose cada una de las dos caras de cada hoja (Romero, 2012) La pesada de los epífitos se efectuaba en seco (tratamiento en la estufa a 105 °C hasta peso constante).

8. Biomasa de epífitos: Una vez tomadas las medidas anteriores se determinó la biomasa de epífitos, previa separación de éstos de las hojas empleando una cuchilla o un portaobjetos, y tras secarlos en una estufa a 70° C durante un mínimo de 48 horas, para ser pesados con posterioridad.

Los datos obtenidos se han analizado empleando métodos univariantes de análisis de la varianza (ANOVAs), comparando el estado de las praderas en las dos localidades.

El diseño experimental es anidado, siendo fijo el factor localidad. A su vez los sitios se encuentran anidados a las localidades. Se comprobó la homogeneidad de varianzas de cada una de las variables a analizar con el test de Cochran (Cochran, 1951). Las variables que mostraron diferencias significativas en el análisis de la varianza, se sometieron posteriormente a un test de Student-Newman-Keuls (SNK) (Underwood, 1981) para determinar qué niveles son los responsables de las diferencias significativas observadas.

Una vez obtenidos los datos de todos los descriptores, se realizó una matriz con las variables y las localidades de muestreo, que fue utilizada para hacer un análisis de componentes principales (ACP). El ACP construye una transformación lineal que escoge un nuevo sistema de coordenadas para el conjunto original de datos, en el cual la varianza de mayor tamaño del conjunto de datos es capturada en el primer eje (llamado el Primer Componente Principal), la segunda varianza más grande es el segundo eje, y así sucesivamente.

Siguiendo los requerimientos de la Directiva Marco del Agua (WFD 2000/60/EC) de la UE, se ha clasificado el estatus ecológico (EQR Ecological Quality Ratio) en 5 clases, de mejor a peor estado. La obtención de este indicador es por comparación con valores de referencia obtenidos de Fernández-Torquemada *et al.* (2008).

1.2. Resultados.

1.2.1. Descriptores de densidad, cobertura y mata muerta. Análisis univariante de la varianza (ANOVA).

En las tablas 1 y 2, se muestran los resultados del ANOVA, para los descriptores de densidad y cobertura. Para el descriptor de cobertura, se han encontrado diferencias significativas en el factor sitio.

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Localidad	1	98.5	98.5	0.684	0.4244
Localidad:Sitio	4	2250.9	562.7	3.908	0.0295 *
Residuals	12	1727.9	144		

Tabla 1: Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores (L: Localidad, S:Sitio), para la cobertura g.l:Grados de libertad; C.M:cuadrados medios;F: F real. P: Nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$); ↯indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P<0.01$; **= $P<0.001$

En un primer análisis, para el descriptor de densidad, las diferencias significativas se encontraron en el factor localidad, pero el test de homogeneidad de la varianza de Cochran no ha dado por válida esta significación. Para comprobar su robustez, tras un posterior análisis, las transformaciones logarítmicas han mostrado que definitivamente no existen diferencias significativas.

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Localidad	1	61601	61601	5.534	0.0365 *
Localidad:Sitio	4	49420	12355	1.11	0.3963
Residuals	12	133565	11130		

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Localidad	1	0.2798	0.2798	2.318	0.154
Localidad:Sitio	4	0.6592	0.1648	1.365	0.303
Residuals	12	1.4483	0.1207		

Tabla 2: Resultado del primer análisis de la varianza (ANOVA) y del posterior tras las transformaciones logarítmicas con dos factores (L: Localidad, S:Sitio), para la densidad g.l: Grados de libertad; C.M: cuadrados medios; F: F real. P: Nivel de significación (*= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$); ↯ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P < 0.01$; **= $P < 0.001$

Para el caso de la superficie ocupada por mata muerta, no se han encontrado diferencias significativas. La ausencia de este descriptor es prácticamente total, ya que sólo se registra en una réplica de una localidad.

Se puede observar que la tendencia para la densidad, es encontrar mayores valores en el sitio 2 y 3 de la localidad 1, y en el sitio 2 de la localidad 2 (de forma análoga a lo ocurrido en el año 2017). Sin embargo en el análisis de la cobertura de *Posidonia oceanica*, existen diferencias significativas en el factor sitio. Los gráficos 1 y 2, muestran los descriptores de cobertura y densidad. En líneas generales, los valores de cobertura son algo superiores en la localidad 1 (más destacable en el sitio 3). La densidad media, sí es claramente superior en las estaciones de la localidad 1, frente a la 2.

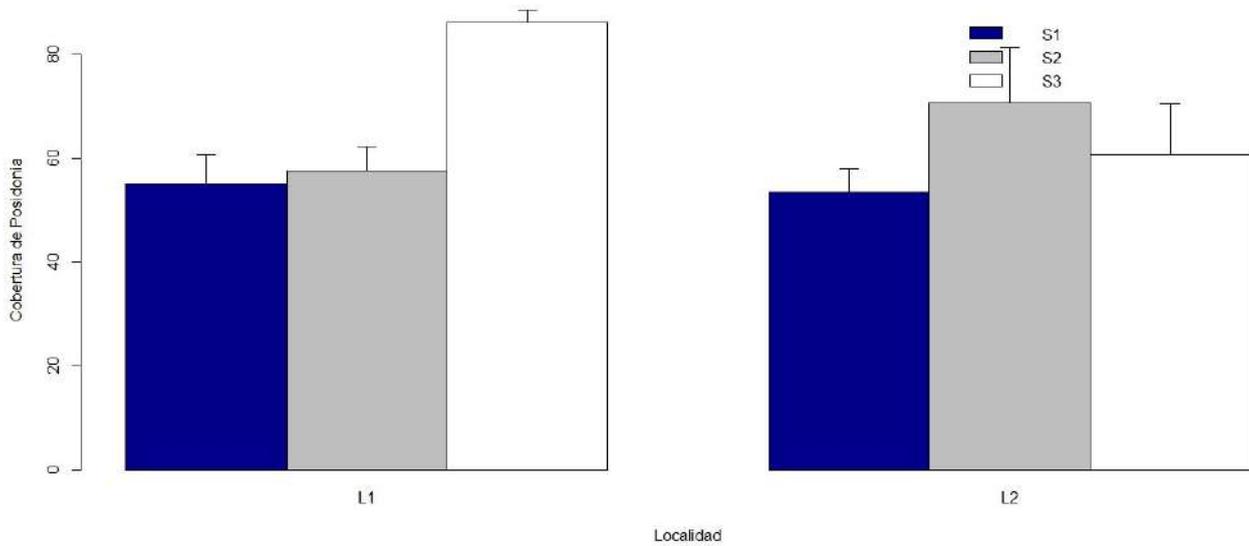


Gráfico 1. Cobertura de *Posidonia oceanica* (%), en las dos localidades

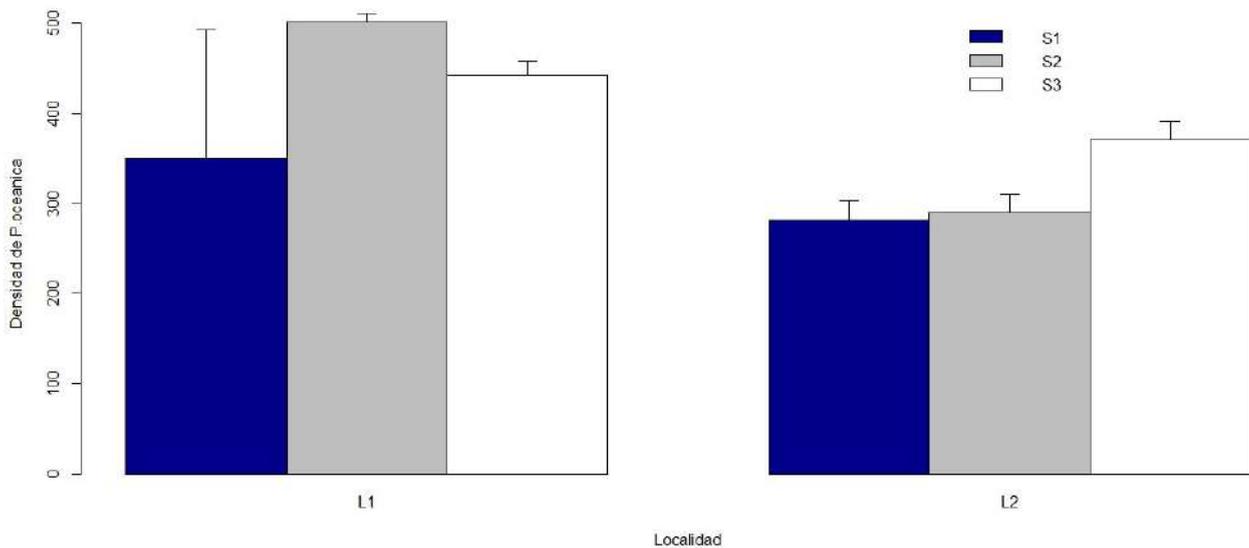


Gráfico 2. Densidad de *Posidonia oceanica* (haces/ m²), en las dos localidades

En el sitio 2, de la localidad 1, la media de la densidad, alcanza los 501 haces /m², mientras que en la localidad 2, el valor máximo es de 370,83 haces /m² (Anejo 3.1). Hay valores de la media de cobertura para la localidad 1, que alcanzan el 86,1 %, mientras que en la localidad 2 se llega a un máximo del 70,66 % (Gráfico 1). Estas localidades están ubicadas en

praderas que presentan una serie de diferencias ambientales. La localidad 1 está situada a menor profundidad (8 - 9 m) que la localidad 2 (15 m), por las razones expuestas anteriormente. La localidad 1, por tanto, recibe un mayor grado de intensidad lumínica. Además de este factor, en la localidad 2 hay un mayor porcentaje de sustrato duro (medias entre 21-35 %), compuesto por rocas y formaciones biogénicas organógenas.

A diferencia de los años 2016 y 2017, donde no se registró ninguna superficie de mata muerta, en la campaña de 2018, sí se ha contabilizado esta superficie en una réplica de la localidad 2. Se trata de una pequeña superficie, que de media ocupa un 5,83 % del área muestreada. Por lo tanto este factor no altera el óptimo estado ambiental de la pradera.

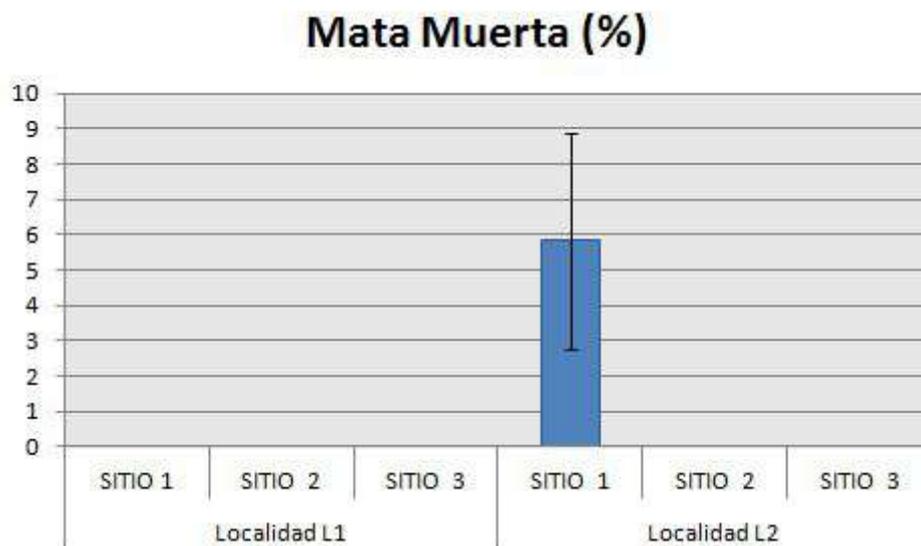


Gráfico 3. Mata muerta de *Posidonia oceanica* (%), en las dos localidades

Los resultados obtenidos en los muestreos realizados en esta campaña (año 2018) siguen el mismo patrón que los analizados en el año 2016 y 2017. El resultado del ANOVA, comparando los resultados se expone en la tabla 3.

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Año	2	1342	671	6.149	0.005044**
Año: Localidad	3	5838	1945.9	17.832	0.000000292***
Año:Localidad:Sitio	12	5171	431	3.949	0.000667***
Residuals	36	3928	109.1		

Tabla 3. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (A: Año, L: Localidad, S: Sitio), para la cobertura. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$); indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P<0.01$; **= $P<0.001$.

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Año	2	23310	11655	1.176	0.32
Año: Localidad	3	327299	109100	11.004	0.0000284***
Año:Localidad:Sitio	12	184429	15369	1.55	0.152
Residuals	36	356925	9915		

Tabla 4. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (A: Año, L: Localidad, S: Sitio), para la densidad. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$); indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P<0.01$; **= $P<0.001$.

En el análisis de cobertura de *Posidonia oceanica*, sí que existen diferencias significativas en el factor año y en la triple interacción año, localidad y sitio. Para la densidad hay diferencias significativas en la anidación año con localidad. En la localidad 1, los valores más altos en densidad media se registraron en 2016, sufriendo una reducción con el paso de los años. En el caso de la localidad 2, los valores se han mantenido más estables. En el caso de la cobertura, los valores del descriptor son prácticamente iguales en la localidad 2, a lo largo de los años. La variación es algo superior en la localidad 1, pero puede deberse a diferencias en la longitud de las hojas. En 2016 el muestreo se realizó con el nuevo ciclo de hoja (menor longitud tras el verano), mientras que en 2017 y 2018, se realizó en la época estival con mayor longitud foliar. Una mayor longitud de la hoja dificulta el conteo de haces y puede

enmascarar pequeñas zonas de arena u otro sustrato entre las matas. Estos factores pueden generar dificultad a los muestreadores. A lo largo del periodo muestreado (años 2016-2018), como se observa en los gráficos 4 y 5, los valores de los descriptores de cobertura y densidad son de un orden parecido.

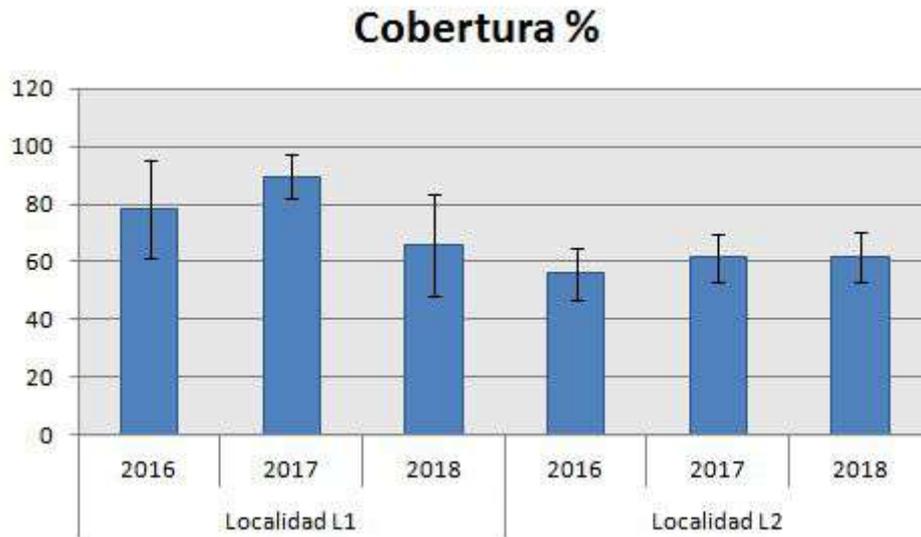


Gráfico 4: Comparativa del % de cobertura para las 2 localidades, en los años 2016, 2017 y 2018

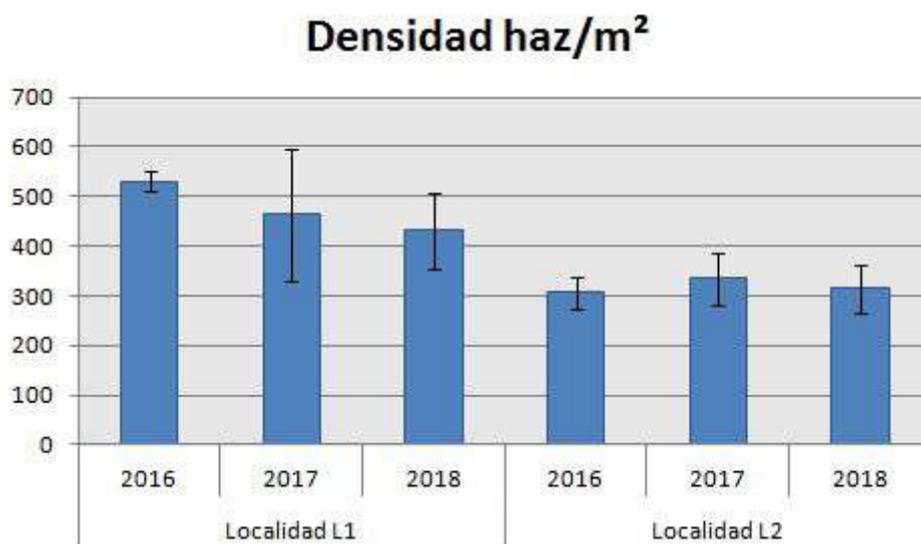


Gráfico 5. Comparativa valores densidad, para las 2 localidades, en los años 2016, 2017 y 2018

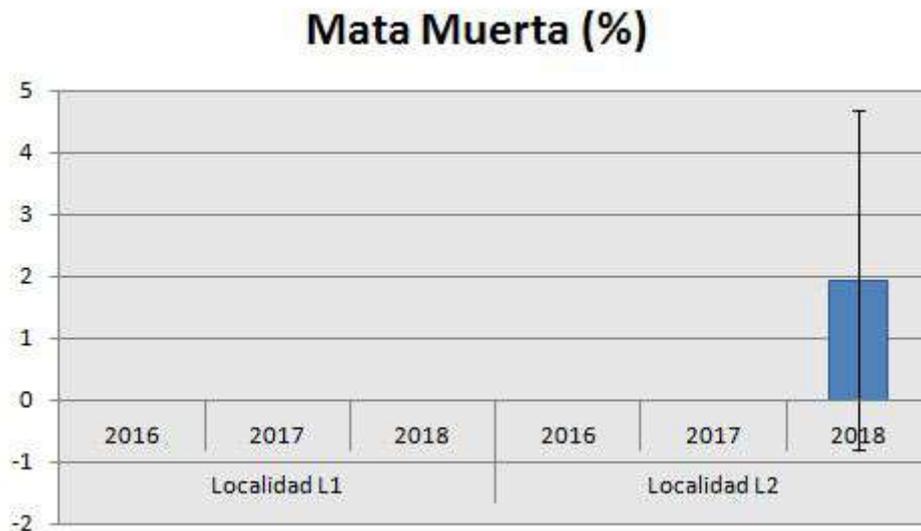


Gráfico 6. Comparativa valores de mata muerta (%), para las 2 localidades, en los años 2016, 2017 y 2018

En el año 2018 no se han dado tantos temporales de la intensidad registrada a finales de 2016 y especialmente durante 2017 (diciembre 2016, enero y marzo 2017), donde se alcanzaron alturas de ola significativa superiores a los 4 m. En el periodo 2016-2017, la elevada dinámica ambiental (efecto del oleaje en la zona de rotura) puede haber influenciado a la pradera de la localidad 1, ya que es más somera que la de la localidad 2.

En líneas generales se puede concluir que, aunque existen diferencias entre las localidades, éstas se deben principalmente a características naturales debido a las condiciones ambientales (profundidad, exposición a la luz, pendiente y tipo de sustrato del fondo) a las que están expuestas las praderas. Este hecho se suma a la escasa relevancia de la superficie ocupada por mata muerta. No se registró en las campañas de los años 2016 y 2017, mientras que en 2018, sólo supone menos de un 2 % dentro de la localidad 2. El porcentaje mínimo de recubrimiento por mata muerta, indica el buen estado ambiental de la pradera.

1.2.2. Tipo de crecimiento del rizoma y grado de descalzamiento o enterramiento de los haces. Análisis univariante de la varianza (ANOVA).

Los procesos sedimentarios y el enterramiento de los haces, están íntimamente relacionados con el hidrodinamismo. Las plantas de *Posidonia oceanica*, debido a su lento crecimiento, no pueden reaccionar con rapidez a fenómenos de sedimentación. Cuando se encuentra sobre sustrato arenoso, en vez de elevada sobre roca, dispone de menos margen para su crecimiento vertical, que alcanza tasas de 2 - 3 cm/año. El crecimiento de esta planta se realiza mediante rizomas verticales (ortotropos) u horizontales (plagiotropos). Con los primeros es capaz de reaccionar ante procesos naturales de sedimentación, de forma que alcanza más distancia sobre el sedimento y busca mayor acceso a la radiación incidente. Con el crecimiento horizontal puede colonizar más superficie, a una velocidad máxima de 6 cm/año. Un retroceso en el límite de la pradera de 1 m, supone que la pradera necesitaría de 10 a 20 años en volver a colonizar ese espacio perdido en el supuesto que se recuperasen las condiciones ambientales originales. La pradera es más vulnerable en sus límites, y acusa en estas zonas con mayor intensidad los cambios ambientales (MARM, 2009).

La tasa máxima de sedimentación anual que puede soportar *P. oceanica* es de 3 - 5 cm/año, siendo la tasa máxima de sedimentación de 5 g/ m²/día. Un enterramiento de 10 cm supone la mortalidad del 50 % de la pradera. Un enterramiento de 14 - 15 cm supone la mortalidad del 100 % de la pradera. Si la mortalidad de los rizomas supera el 5 % anual y no es compensado con el crecimiento de nuevos rizomas, se produce el declive de la pradera.

Como puede observarse en el gráfico 6, para todas las localidades, los ortotropos constituyen el mayor porcentaje de rizomas encontrados. A excepción del sitio 3, de la localidad 1 y el sitio 2 de la localidad 2, en el resto de réplicas no se ha encontrado ningún rizoma plagiotropo.

Consecuentemente el crecimiento vertical domina sobre el horizontal, en todas las localidades muestreadas. Como se observa en el gráfico 5, para ambas localidades, únicamente se registran porcentajes de rizomas plagiotropos en un sitio por localidad.

Entre los años 2016 y 2017, no se encontraron diferencias significativas en los rizomas plagiotropos, aún existiendo una tendencia creciente en el 2017, respecto al 2016. En el año 2018, tampoco se han registrado diferencias significativas en los análisis estadísticos.

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Localidad	1	0.971	0.97	0.18	0.692
Localidad:Sitio	4	21.47	5.36	2.001	0.158
Residuals	12	32.19	2.68		

Tabla 5: Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores (L: Localidad, S:Sitio), para el %rizomas plagiotropos g.l:Grados de libertad; C.M:cuadrados medios;F: F real. P: Nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ↯indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001

Esto es debido a que en el año 2018, aún se han registrado menos rizomas plagiotropos que en las campañas de años anteriores, reduciéndose el porcentaje para las dos localidades. Únicamente se han encontrado este tipo de rizomas en 2 réplicas, una por localidad.

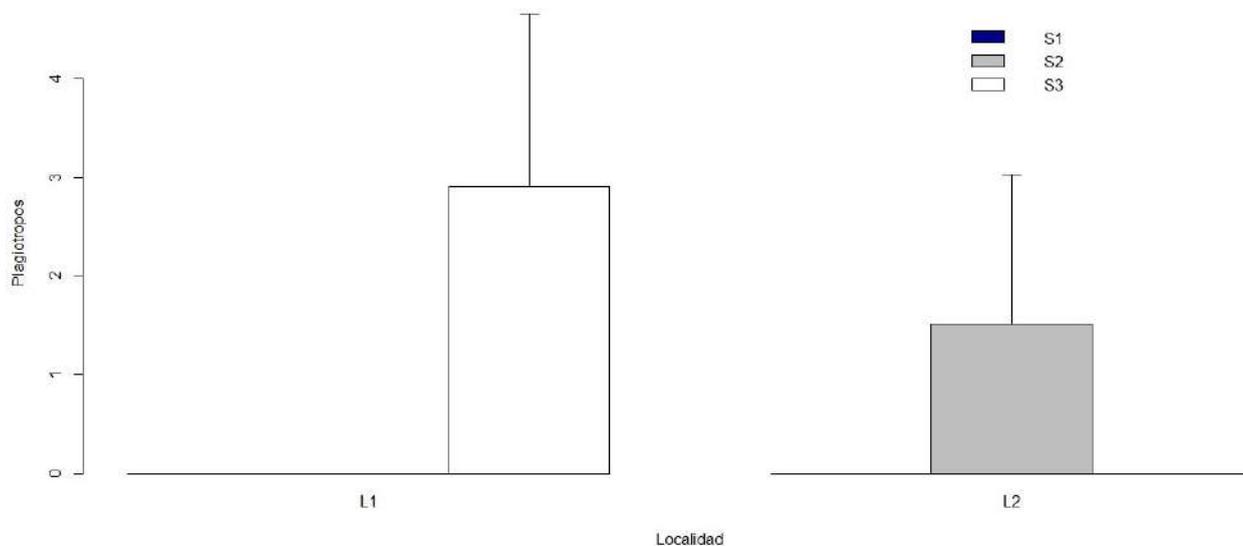


Gráfico 7: Porcentaje de rizomas plagiotropos en las dos localidades

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Año	2	362.1	181.04	2.932	0.0661
Año: Localidad	3	369.8	123.27	1.996	0.1319
Año:Localidad:Sitio	12	852.5	71.04	1.15	0.3533
Residuals	36	2223	61.75		

Tabla 6.: Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (A: Año, L: Localidad, S: Sitio), para los rizomas plagiotropos. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$); indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P < 0.01$; **= $P < 0.001$.

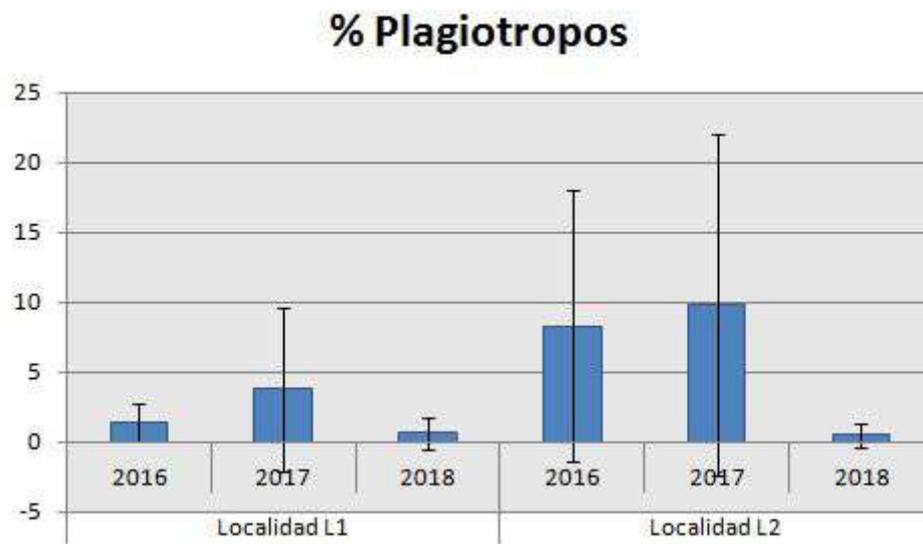


Gráfico 8. Porcentaje de rizomas plagiotropos en las dos localidades, para los años 2016, 2017 y 2018

Para evaluar el grado de exposición de las praderas al hidrodinamismo, se estudió el grado de descalzamiento de los rizomas. Generalmente los límites inferiores y superiores de la pradera, así como su forma están determinados por el régimen hidrodinámico, siendo un factor importante que condiciona la profundidad mínima de las praderas en las costas abiertas. Las praderas están fuertemente modeladas por las corrientes de fondo y de refluo costeras. Son capaces de adaptarse a una gran variabilidad de situaciones hidrodinámicas y prosperar siempre que se cumplan el resto de condicionantes ambientales.

Las hojas de *Posidonia oceanica* reducen exponencialmente el flujo del agua a medida que se progresa hacia el interior del follaje de la pradera. Sobre el sustrato se genera una capa de rugosidad en la cual comienza a disiparse la energía, de forma que el follaje de *P. oceanica* aumenta en unas 6 veces la altura de la capa de rugosidad (unos 30 cm) en relación con los sedimentos desprovistos de vegetación (5 cm). Por tanto, *P. oceanica* tiene un importante papel en la protección de los sedimentos, ya que su efecto reduce la susceptibilidad de los mismos a la resuspensión en las zonas de pradera. Es una evidencia que los sedimentos situados bajo la pradera están sujetos a una menor resuspensión, pero también se ha constatado que, a partir de un umbral (por definir), las oscilaciones bruscas de

las hojas durante oleajes intensos amplifican la energía necesaria para la resuspensión de las partículas. En las proximidades de una pradera de *P. oceanica* el tramo litoral debe estar en equilibrio dinámico. Los factores ambientales principales, como el almacenamiento de sedimentos, la acción erosiva del oleaje y las corrientes deben ser proporcionados, de forma que según predominen unos u otros la línea de costa avanzará o retrocederá. Una alteración en el equilibrio natural influirá en el régimen sedimentario y finalmente en el hábitat de la pradera de *P. oceanica*.

Para el análisis del enterramiento de *Posidonia oceanica* se encontraron diferencias significativas en la anidación de sitio con localidad, por lo que dichas diferencias están a nivel de sitio. Los resultados mostraron que dentro de la localidad 1, existe mayor grado de desenterramiento en el sitio 2 que en el 1. Así mismo, dentro de esta localidad 1, hay mayor nivel de desenterramiento en el sitio 3 que en el 2.

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Localidad	1	0.43	0.433	0.0089	0.9295
Localidad:Sitio	4	195.59	48.98	20.19	3.29e-10***
Residuals	54	130.76	2.42		

Tabla 7: Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores (L: Localidad, S:Sitio), para el nivel de desenterramiento g.l:Grados de libertad; C.M:cuadrados medios;F: F real. P: Nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ⇔indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001

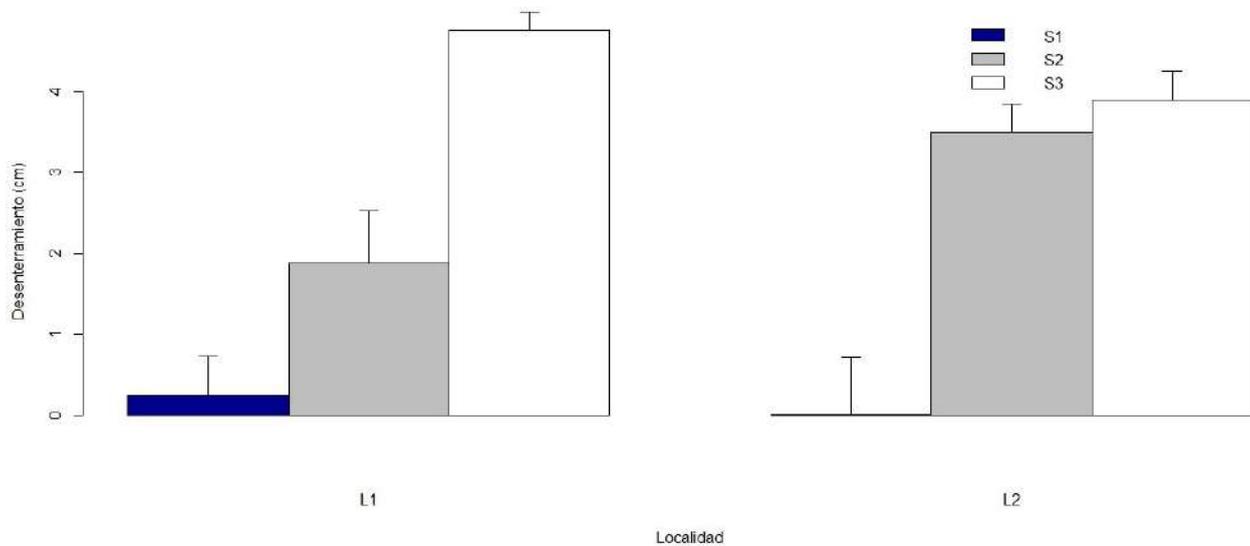


Gráfico 9. Nivel de desenterramiento (cm) de los rizomas para las dos localidades

Tal como se expone en el gráfico 9, se observa un predominio del descalzamiento frente al enterramiento por sedimentos. De todas las réplicas analizadas, no hay ninguna media con signo negativo (indicativos de enterramiento) en ambas localidades. El predominio sedimentos con granulometrías gruesas, bloques y cantos, dan una idea de la fuerte exposición de estas costas a los oleajes más dominantes y energéticos, como son los de componente este.

En este tramo litoral, el perfil activo del sedimento para una altura de ola significativa 3,4 m (régimen medio con una probabilidad de ser excedida 12 horas al año) se extiende hasta los 5,4 m de profundidad. Desde la línea de costa, hasta esta franja de profundidad se producirá el mayor transporte de sedimento. Con oleajes extremales, el perfil activo se extendería a más profundidad. Por tanto, para la localidad 1, debido a la menor profundidad del muestreo (8 - 9 m), respecto a la localidad 2, esta estación se encontraría teóricamente más cercana a la zona de rotura. Pero hay diferencias significativas entre estas dos localizaciones que permiten puntualizar esta justificación. Por un lado la isóbata de 10 m, se encuentra a unos 400 m de distancia de costa en el lugar de la localidad 1. En la localidad 2, esta misma isóbata está situada a menos de 100 m de la pared del acantilado (la isóbata de 15 m, donde

está la localidad 2 se sitúa a unos 270 m de costa). Este hecho da una idea de la diferencia del perfil del fondo y consecuentemente del comportamiento del oleaje incidente, entre ambas estaciones de muestreo. Consecuentemente, la localidad 1 no se encontraría dentro de la zona de rotura para oleajes medios. En la localidad 2, la elevada pendiente del fondo, determina que el oleaje no disponga para su disipación de energía, la misma superficie que en la localidad 1. Los fondos donde se ubica la localidad 2, se caracterizan por acantilados con grandes bloques sumergidos, donde predominan los fenómenos de reflexión del oleaje, debido a los cambios bruscos de profundidad. La estación, al estar situada a 15 m de profundidad, puede que sufra una menor transmisión de la energía del oleaje hacia el fondo (mecanismo que induce el transporte sedimentario), respecto a las zonas más someras al pie del acantilado. La localidad 2, es una zona donde se produce un lavado constante de las fracciones granulométricas más finas, y el sustrato está compuesto por arenas medias, gruesas y cantos. Junto a ellas se observa un importante recubrimiento de sustrato duro compuesto por roca y formaciones organógenas.

A continuación se analizan los resultados obtenidos en la campaña del año 2016, con los registrados en el año 2017 y 2018. El resultado del ANOVA se expone en la tabla 8 .

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Año	2	11.2	5.61	0.9	0.4088
Año: Localidad	3	60.9	20.29	3.254	0.0232*
Año:Localidad:Sitio	12	885	73.75	11.828	<2e-16***
Residuals	162	1010	6.23		

Tabla 8: Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (A: Año, L: Localidad, S: Sitio), para el desenterramiento. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

En el análisis del grado de desenterramiento de *P. oceanica*, se encontraron diferencias significativas en la triple interacción, la anidación de sitio con localidad y año y en la anidación de año y localidad. Tras analizar los datos de los distintos años muestreados (Gráfico 10), se observa como los mayores valores de descalzamiento siguen siendo los de 2017.

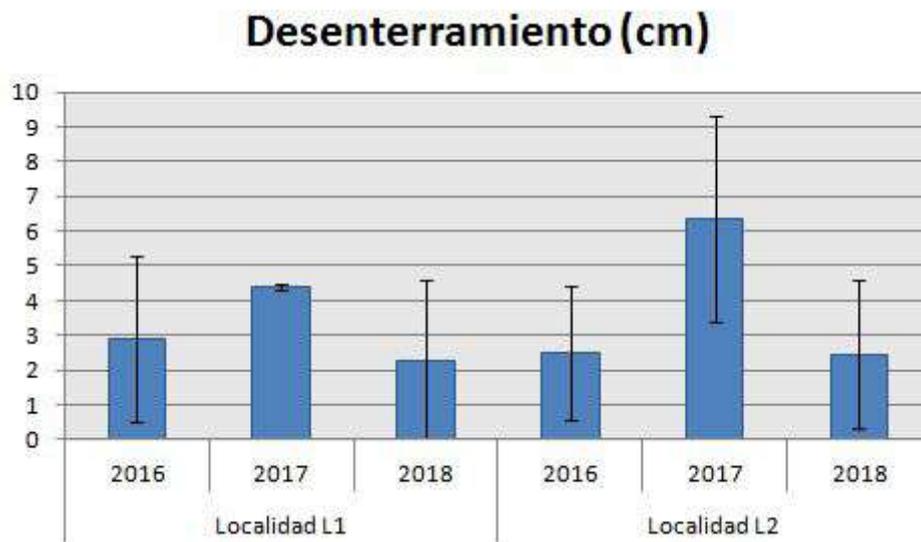


Gráfico 10. Comparativa del nivel de desenterramiento entre las localidades 1 y 2 para los años 2016, 2017 y 2018

Estos resultados coinciden plenamente con las circunstancias ambientales sufridas en el periodo entre finales del 2016 y 2017, donde tuvieron lugar los mayores temporales, con intensos oleajes de componente este. En el año 2018 los valores de este descriptor son muy similares a los registrados en el año 2016, lo que puede indicar una cierta estabilización de este parámetro tras un periodo anual (2018), donde no se han registrado regímenes de oleaje de excepcional intensidad.

1.2.3. Morfología de los haces

Los resultados obtenidos en las analíticas realizadas en el laboratorio, se muestran en el Anejo 3.1. Como se observa en estos resultados, las características morfométricas se ajustan a la época del año en que se ha realizado el muestreo. Este ha coincidido con el principio del verano (Junio). En esta época todavía no se ha alcanzado el final de ciclo de las hojas (final de verano y comienzo del otoño), donde estas presentan su mayor longitud. Para las 2 localidades, la longitud media de las hojas ha sido de 40,34 cm. Teniendo en cuenta que, en condiciones óptimas, las hojas de *P. oceanica* pueden superar el metro de longitud al final del verano, la pradera se encuentra aún en la fase de crecimiento. La longitud media de las hojas, es superior a la registrada en 2016 (fue de 29,7 cm), pero inferior a la de 2017 (48 cm).

El número normal de hojas, para haces de *P. oceanica* suele oscilar entre 3 y 7 hojas por haz. La media obtenida, para las 2 localidades, en los muestreos ha sido de 6.46 hojas, prácticamente igual que en 2017 (6,26 hojas por haz). En la campaña de 2016 fue de 3,37 hojas por haz). *P. oceanica* permite el asentamiento de un variado elenco de organismos, ya sea sobre sus hojas o sobre sus rizomas. Sobre las hojas crecen algas fotófilas, que siguen un proceso determinado de colonización; primeramente se instala un estrato algal incrustante, formado por las especies *Pneophyllum lejolisi*, *Hydrolithon farinosum*, *Myrionema magnussi*, *Dermatolithon* spp. Este estrato, a su vez, es aprovechado para la fijación de una segunda capa algal, esta vez de tipo erecto, como *Giraudia sphacelarioides*, *Castagnea* spp., *Dictyota linearis*, *Sphacelaria cirrosa*, *Stylonema alsidii* y *S. cornu-cervi*. En las hojas también se adhiere fauna, caso de hidrozoos (*Sertularia perpusilla* y *Plumularia oblicua* f. *posidoniae*), el briozoo *Electra posidoniae*, el poliqueto *Spirorbis* spp., y el tunicado *Botrillus schlosseri*. En los rizomas se instalan especies esciáfilas, cuyo crecimiento es posible merced a la sombra o penumbra creada por las hojas superiores. La proporción entre epifauna y epiflora foliares también varía con la profundidad: en las praderas someras la epiflora supera los dos tercios de la biomasa epífita, mientras que en las praderas profundas la epifauna puede superar la mitad de la biomasa epífita (Lepoint *et al.*, 1999). Como se

observa en el Anejo 3.1, la biomasa de epífitos es similar en ambas localidades, con una media de 8,66 mg/cm². Esta biomasa de epífitos también se encuentra influenciada por el fenómeno de herbivoría. La presión de herbivoría tiene un efecto importante sobre la biomasa de epífitos del dosel foliar de la pradera y modesto sobre la propia biomasa de las hojas (Alcoverro *et al.*, 1997). Esto es debido a que, aunque muchos herbívoros son capaces de digerir en mayor o menor medida las correosas hojas de *P. oceanica*, su alimentación se dirige principalmente a la flora y fauna epífita, por ser más fácilmente digerible y ser más rica en nitrógeno. Por tanto, los ataques de los herbívoros suelen concentrarse en las partes apicales de las hojas más viejas, más cargadas de epífitos (Alcoverro *et al.*, 1997). Una tasa moderada de herbivoría puede incluso estimular la producción de las angiospermas marinas (Valentine *et al.*, 1997). Habitualmente, la mayor presión de herbivoría sobre hojas y epífitos la ejercen las salpas, seguidas por los erizos y, en mucha menor medida, por el crustáceo *Idotea hectica*. Las salpas pastan en la pradera especialmente en verano, cuando la carga de epífitos es mayor (Alcoverro *et al.*, 1997). En las praderas sobre sustrato rocoso o cercanas a éste, como es el caso de muchos puntos de la Reserva Marina de San Antonio, la presión de herbivoría por parte de los erizos puede ser mayor. Cuando se producen episodios de superpoblación de erizos (normalmente ligados a procesos de eutrofización), éstos pueden llegar a consumir todo el dosel foliar, induciendo fuertes mortalidades de haces de la pradera. La presión de herbivoría es superior en la Localidad 2 frente a la Localidad 1, esto se traduce en una menor biomasa de epífitos dentro de la localidad 2.

1.2.4. Análisis multivariante. Determinación del estatus ecológico (EQR)

Se realizó una matriz con todos los descriptores empleados en el análisis estadístico (tabla 9).

	Densidad (haces/m ²)	Cobertura %	% plagtr	Enterra (cm)	Nº hojas/haz	Long Hojas (mm)	Biomasa foliar g	Superf Foliar (cm ² /haz)	Biomasa epífitos (mg/cm ²)	Superf necrosis (%)
L1S1	350	55.06	0	0.25	6.4	465.9	1.008	39.7	11.55	28.86
L1S2	501	56.2	0	1.88	6.8	511.6	1.107	44.41	8.26	35.49
L1S3	441.66	86.1	2	4.76	5.8	477.6	0.952	38.99	9.85	32.04
L2S1	281.25	53.33	0	0.01	6.8	318.6	0.694	24.06	6.45	30.54
L2S2	289.58	70.66	0.66	3.5	6.2	241.5	0.626	18.44	7.88	32.03
L2S3	370.83	60.66	0	3.89	6.6	405.6	1.081	33.07	7.98	30.45

Tabla 9: Matriz con los descriptores empleados en el análisis estadístico

Tras la realización de los análisis estadísticos, se obtienen los resultados mostrados en los siguientes gráficos.

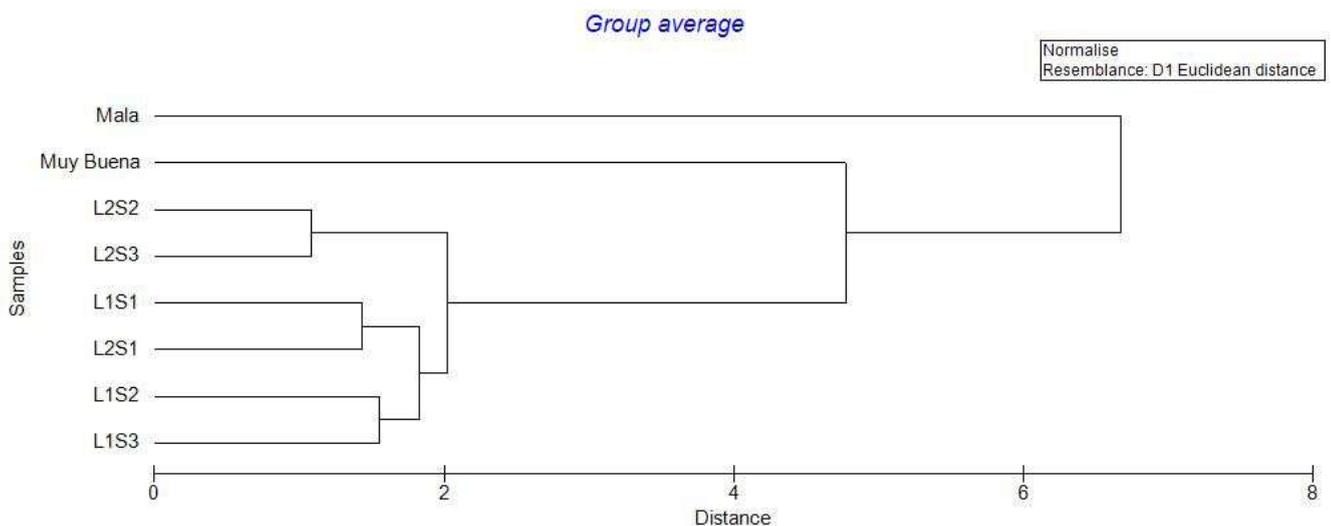


Gráfico 11. Cluster para las dos localidades

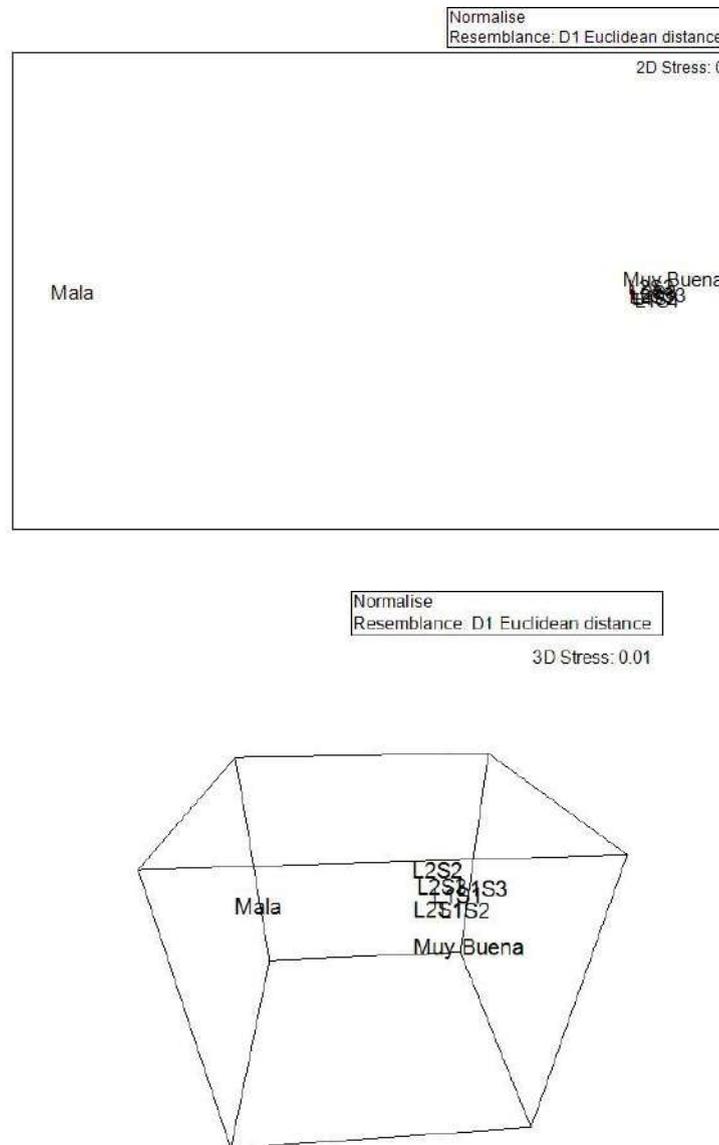


Gráfico 12. Mapa perceptual del escalamiento multidimensional (MDS), en 2D y 3D donde se representan las localidades muestreada

Como se aprecia en la serie de gráficos anteriores, hay una tendencia a la agrupación de las distintas localidades debido a la similitud en varios de los valores de sus descriptores, indicando una aproximación a un estado de calidad óptimo. La principal diferenciación entre

las dos localidades (8 - 9 m para L1 y 15 m para L2), es debida a la profundidad. Se observa una asociación clara entre los sitios 2 y 3 de la localidad 2, ya que presentan valores en su descriptores muy semejantes, a excepción de la longitud de hojas.

Para la determinación del estado ecológico (EQR) se ha elaborado una matriz con el promedio de los valores de los descriptores para cada localidad (Tabla 10).

	<i>Cob. Pos</i>	<i>Cob Mm</i>	<i>Densidad</i>	<i>Plagiotro</i>	<i>Descalzam</i>	<i>S.Foliar</i>	<i>B.epífitos</i>	<i>Hervibor</i>	<i>Necrosis</i>
<i>Mala</i>	15,3	66,2	78	29,4	12,7	71,3	1,33	64,3	59,3
<i>Muy Buena</i>	95,4	0	530,38	4	1	262,9	0,35	50,0	4
<i>L1</i>	65.78	0	430.88	0.66	2.29	41.03	9.88	4.503	32.13
<i>L2</i>	61.55	1.94	313.88	0.50	2.46	25.19	7.43	24.55	31.06

Tabla 10: Medias de los descriptores para cada localidad y valores de referencia que indican el estado de calidad

Los resultados obtenidos se plasman en la tabla 11 y el gráfico 13.

	<i>Score 1</i>	<i>Score 2</i>	<i>Score 3</i>	<i>EQR</i>
<i>Baja Calidad</i>	-3.64645469	0.38055888	-0.06402899	
<i>Alta Calidad</i>	1.79973037	2.16725182	-0.02464284	
<i>L1</i>	1.26074777	-1.51135802	-0.35728845	0.901
<i>L2</i>	0.58597655	-1.03645269	0.44596028	0.777

Tabla 11: Valores con los resultados del Estatus Ecológico (EQR) para ambas localidades.

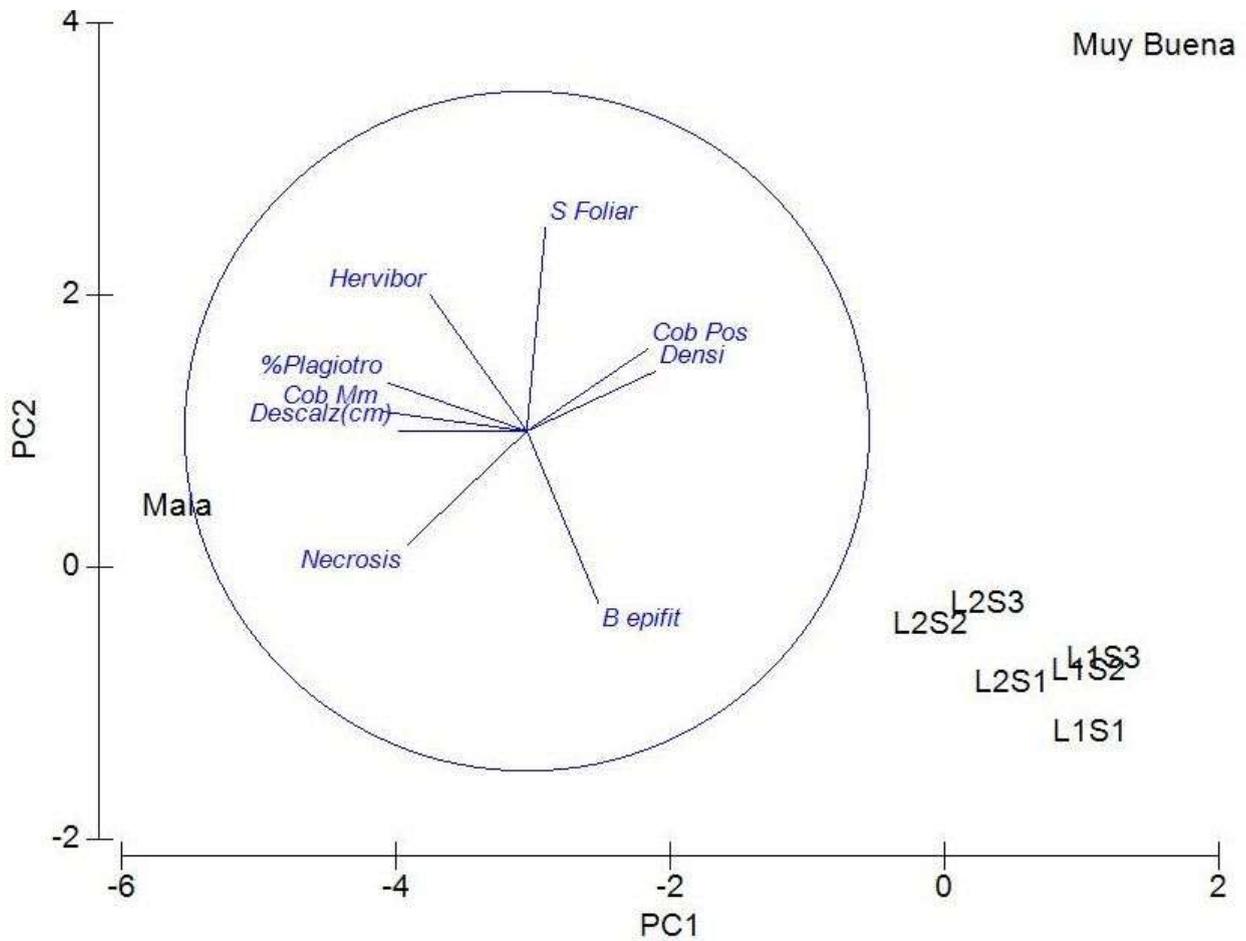


Gráfico 13. Resultado del análisis de componentes principales

Para interpretar estos resultados se ha consultado el trabajo de Romero *et al.* (2006). Según estos autores, los límites para los diferentes estados ecológicos son los especificados en la tabla 12.

<i>EQR</i>	<i>Estado Ecológico</i>
<i>0,75-1</i>	<i>Alto</i>
<i>0,550-0,774</i>	<i>Bueno</i>
<i>0,325-0,549</i>	<i>Moderado</i>
<i>0,1-0,324</i>	<i>Pobre</i>
<i>0-0,1</i>	<i>Malo</i>

Tabla 12: Límite para los distintos estados ecológicos

Tal como se aprecia en el gráfico 13, los parámetros considerados, representados en los ejes verticales (PC1 68,4 %) y horizontales (PC2 30,4 %) explican el 98,8 % de la variabilidad observada. Las variables que más influyen en el análisis son la superficie foliar y la biomasa de epífitos. Ambos parámetros se encuentran fuera del rango establecido como óptimo y malo para las praderas de referencia. Este factor está influenciando los resultados observados. El elevado porcentaje en epífitos, disminuye las capacidades fotosintéticas de la planta, pudiendo también influir en el desarrollo de la superficie foliar. Sin embargo, los buenos valores registrados en los parámetros de densidad, cobertura, mata muerta y grado de descalzamiento, compensan a los descriptores más negativos para la calidad ambiental de la pradera.

Como se observa en las tablas 11 y 12, y en el gráfico 13, el estado ecológico de las estaciones de San Antonio se puede considerar alto, especialmente en todos los sitios de la Localidad 1. Para el caso de la estación L1, el hecho de registrar unos valores muy altos de densidad, junto a la inexistencia de recubrimiento por mata muerta son determinantes para

explicar su elevado estado de calidad. Pero estos resultados han de interpretarse teniendo en cuenta que esta localidad se sitúa a menor profundidad (ver apartado 1.1. debido a la posición del límite de la reserva marina, esta localidad se encuentra a 10 m de profundidad), que las praderas que han servido para determinar los valores del EQR (estas se localizan a 15 m). Una menor profundidad, generalmente, viene asociada a mayores valores de densidad y cobertura. De igual forma los descriptores de superficie foliar, herbivoría y descalcamiento, son mejores que en la localidad 2. Los de cobertura, necrosis y biomasa de epífitos son similares en ambas localidades.

2. Caracterización del impacto del fondeo sobre las praderas de *Posidonia oceanica*

2.1. Introducción

La Comunidad Valenciana cuenta con aproximadamente 20.000 puntos de amarre distribuidos en 42 puertos deportivos. Estas instalaciones náutico-deportivas presentan una amplia distribución geográfica que favorece la presencia de embarcaciones en las aguas litorales, sobre todo, durante los meses de verano, cuando las condiciones para la navegación son las más propicias. Los principales puertos que limitan con la Reserva Marina, son el de Jávea y Denia, haciendo un total cercano a los 2000 amarres para la flota deportiva. El puerto de Dénia es el que más contribuye en número de amarres. La Reserva Marina, sufre una gran presión de tráfico marítimo, especialmente en época estival, debido a la importancia y cercanía de los puertos que la bordean. Presenta actividades de navegación deportiva, pesca profesional, buceo recreativo, así como diversas empresas charter de pasaje.

El fondeo de embarcaciones se encuentra prohibido en el área de la Reserva Marina de Interés Pesquero del Cabo de San Antonio (artículo 3 DECRETO 19/2015 de 13 de febrero, del Consell, por el que se regula la Reserva Marina de Interés Pesquero del Cabo de San

Antonio. 2015/1309). Existen algunos trenes de fondeo, mediante boyas de amarre, para dar servicio a las embarcaciones que frecuentan la reserva.

Las praderas de *Posidonia oceanica* forman la comunidad clímax de los fondos infralitorales mediterráneos (Pérès, 1977) y constituyen la comunidad más compleja del piso infralitoral. Están sometidas a muchos tipos de agresiones (pesca de arrastre, vertidos de aguas contaminadas, construcciones en la costa, actividades náuticas, etc), que provocan el deterioro de estos ecosistemas tan valiosos y que juegan un papel capital en la ecología del litoral mediterráneo (Pérès 1977; Boudouresque & Meinesz, 1982; Jeudy de Grissac, 1984). Entre estos impactos, el fondeo en bahías muy frecuentadas puede ser también una causa de regresión de las praderas de *Posidonia oceanica* (Augier & Boudouresque, 1970; Robert, 1983; Porcher, 1984), debido a la destrucción mecánica que ejercen las cadenas y anclas de los barcos.

2.2. Metodología.

En la Reserva Marina de San Antonio, se ha muestreado en dos localidades donde no está permitido el fondeo (estaciones control) y en otras dos localidades donde históricamente se han registrado problemáticas con esta actividad. Estas fueron seleccionadas tras mantener conversaciones con el personal de la Guardería del Cabo de San Antonio, los cuales trasladaron su experiencia en torno a este uso en la zona. Su ubicación definitiva, y consecuentemente la cota batimétrica a la que se pudo muestrear, fue seleccionada en función de la línea que delimita la Reserva Marina de interés pesquero y la presencia/ausencia de la biocenosis de *Posidonia oceanica* (Anejo 1. Mapas. 2. Impacto del fondeo sobre praderas de *Posidonia*).

En cada una de estas localidades se han seleccionado dos sitios al azar, para obtener información sobre la estructura de la pradera. Para la caracterización del estado de las praderas de *Posidonia oceanica*, se han analizado los descriptores de cobertura, densidad y mata muerta. Para la estimación de la densidad, se emplean cuadrados de 40x40 cm², arrojados al azar sobre la pradera. En cada sitio se tomaron tres réplicas, donde fueron

contados el número de haces existentes en cada cuadrado, extrapolandolo hasta 1 m² de superficie. La estimación de la cobertura se realiza empleando una cinta de 20 m, distinguiendo entre el recubrimiento de *P. oceanica*, mata muerta y la presencia de otros sustratos (roca, arena, algas fotófilas, etc). En cada sitio se realizaron tres réplicas, expresando los valores en porcentaje de recubrimiento.

Los datos obtenidos se han analizado empleando métodos univariantes de análisis de la varianza (ANOVAs), comparando el estado de las praderas en las zonas donde está permitido el fondeo, frente a las zonas control.

El diseño experimental es anidado, y está compuesto por tres factores;

Fondeo + L □ Fondeo + Sitio □ (Fondeo x Localidad)

- Zonas Control (no está permitido el fondeo) y zonas de Impacto (permitido el fondeo)
- 2 Localidades en zona control y 2 localidades en zona impacto
- 2 sitios por cada localidad

El factor fondeo es fijo, las localidades se encuentran anidadas al factor fondeo, y a su vez los sitios se encuentran anidados a la interacción entre fondeos y localidades. Se comprobó la homogeneidad de varianzas de cada una de las variables a analizar con el test de Cochran (Cochran, 1951). Las variables que mostraron diferencias significativas en el análisis de la varianza, se sometieron posteriormente a un test de Student-Newman-Keuls (SNK) (Underwood, 1981) para determinar qué niveles son los responsables de las diferencias significativas observadas.

2.3. Resultados.

2.3.1. Efectos ambientales de los fondeos

El piso infralitoral de la Reserva Marina de San Antonio, alberga ecosistemas bentónicos de gran valor ambiental, como las praderas de fanerógamas marinas, o sus singulares biocenosis de concreccionamiento biológico. Las praderas de *P. oceanica*, son un factor clave para el mantenimiento de la diversidad biológica de la Reserva Marina. Los cambios en

el estado de conservación de la *P. oceanica* pueden desatar procesos de regresión que acarreen serios problemas ambientales, normalmente, como consecuencia de impactos producidos por las actividades humanas

En líneas generales, los fondeos pueden causar daños ambientales produciendo un deterioro de las biocenosis que conforman el fondo marino. Normalmente, la causa se centra en el contacto mecánico del ancla y su cadena con la pradera de *Posidonia oceanica*. Estudios como los de García-Charón *et al.*(1993) indican que se producen significativas pérdidas de densidad y cobertura en las praderas de *P. oceanica*. Otros autores, como Esteban & Yepes (2005), afirman que el contacto del ancla y cadena se manifiesta con un arranque directo. Sobre la estructura de la pradera. El garreo del ancla en las embarcaciones fondeadas y el izado de ésta durante su recogida da lugar al arranque de los fascículos y rizomas a los que se encuentra fijada la planta. En aquellos fondos donde la densidad de la trama formada por los rizomas es menos compacta y la densidad de los haces más baja, se observó que el levantamiento de las raíces es más frecuente.

Una vez producido el impacto por fondeo, sus consecuencias se mantienen a lo largo de los años. La pradera de *P. oceanica* tiene un crecimiento vertical muy lento (a través de rizomas ortotropos), con tasas de 2 - 3 cm/año. El crecimiento horizontal, a través de rizomas plagiotropos es superior con tasas máximas de 6 cm/año. Esto supone que un retroceso en el límite de la pradera de 1 m, supone que la pradera necesitaría de 10 a 20 años en volver a colonizar ese espacio perdido en el supuesto que se recuperaran las condiciones ambientales originales (Díaz & Marbà, 2009).

2.3.2. Parámetros macrodescriptores de las praderas. Análisis univariante de la varianza (ANOVA).

Las dos estaciones de impacto, se ubicaron en la zona oeste de la Reserva Marina (F1 y F2). Las zonas control, se localizan al este, en lugares donde no está permitido el fondeo (C1 y C2). (ver *Anejo 1. Mapas. 2. Impacto del fondeo sobre praderas de Posidonia*). Las herramientas de análisis estadístico no permiten realizar el ANOVA debido a la práctica

ausencia de recubrimiento por mata muerta en las estaciones muestreadas. Esta es incluso inferior a la obtenida en años anteriores. No se ha registrado esta superficie en ninguna localidad control. En las localidades de impacto, sólo se registra mata muerta en 2 réplicas, constituyendo únicamente un 3 % de superficie dentro de la localidad. Si extrapolamos esta cifra, al conjunto de todas las localidades de impacto, este porcentaje aún se reduciría a la mitad de esta superficie.

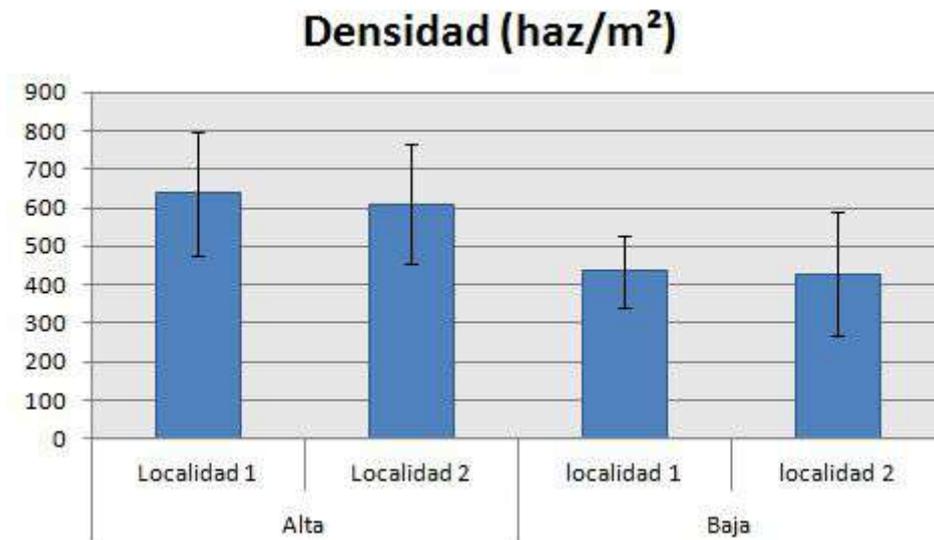


Gráfico 14. Comparativa del porcentaje de densidad (haces/m²), entre zonas con alta y baja densidad de fondeo (zonas Control) de embarcaciones

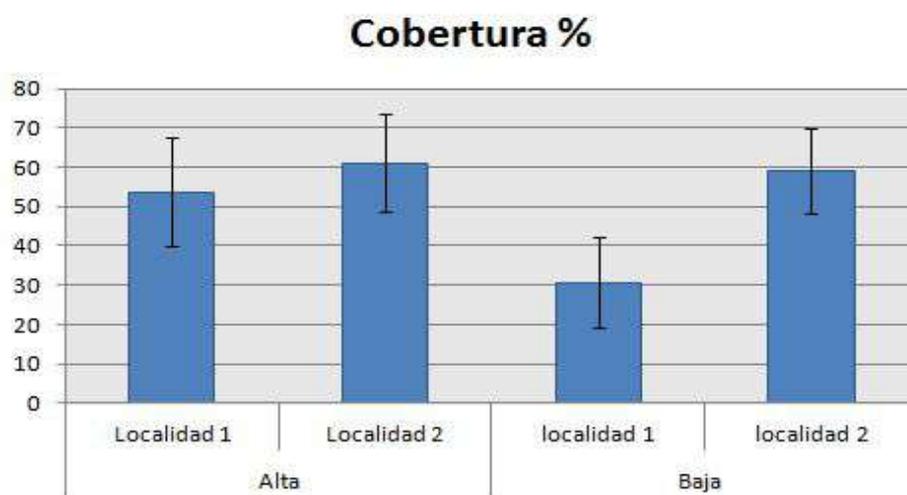


Gráfico 15. Comparativa valores cobertura de *Posidonia oceanica* (%), entre zonas con alta y baja densidad de fondeo (zonas control) de embarcaciones

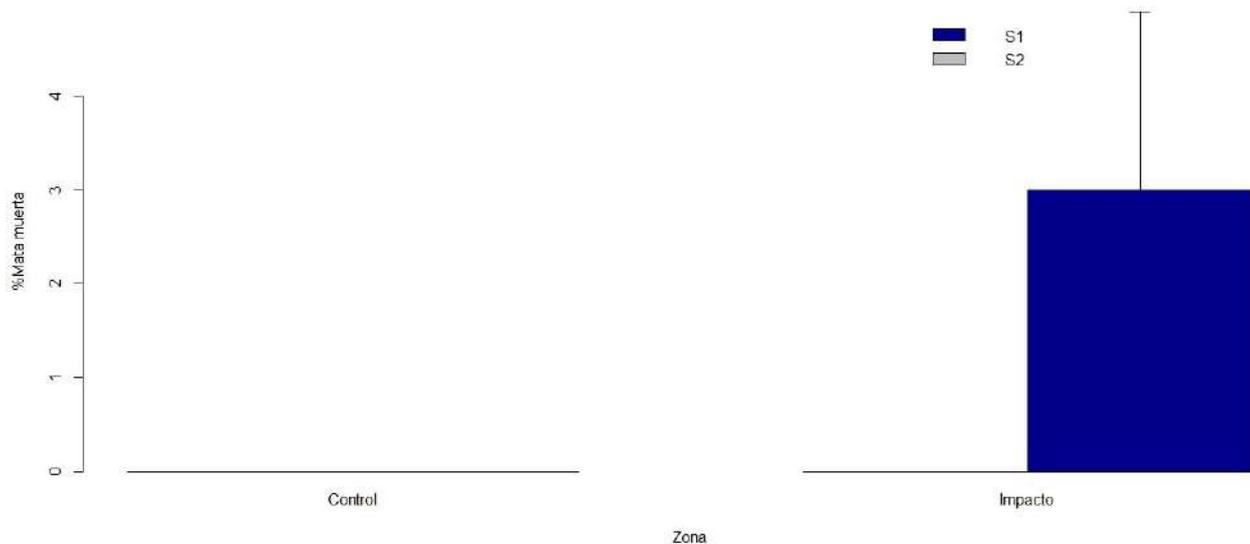


Gráfico 16. Comparativa del porcentaje de mata muerta, entre zonas con alta (impacto) y baja densidad (control) de fondeo de embarcaciones. Como se aprecia en la figura no se registraron % de mata muerta en las estaciones control

Paradójicamente, la densidad es superior en las estaciones de impacto frente a las de control. Una de las razones es la localización de las estaciones de control. Estas se encuentran a los pies del acantilado, en un fondo con más pendiente, algo más profundo y significativamente más irregular, que en la zona de impacto. El sustrato está compuesto por grandes bloques de piedra y formaciones organógenas, donde a partir del mediodía se dan condiciones de umbría. Las estaciones de impacto, se encuentran más alejadas de costa, pero a menor profundidad (mayor exposición solar), con una pendiente más suave, y con un sustrato donde, además de encontrar formaciones organógenas y bloques más pequeños de roca, también son frecuentes las arenas finas.

En el análisis de la cobertura de *Posidonia oceanica*, el ANOVA ha detectado diferencias significativas en los factores fondeo y localidad, mientras que para la densidad se encuentran en los factores fondeo y sitio. Los resultados se muestran en las tablas siguientes. Los valores de cobertura son similares entre las localidades de impacto y entre la localidad 2 de control.

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Fondeo	1	920.1	920.1	7.323	0.01558*
Fondeo: Localidad	4	2584.8	1292.4	10.286	0.00134**
Fondeo:Localidad:Sitio	12	948.3	237.1	1.887	0.16196
Residuals	16	2010.3	125.6		

Tabla 13: Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (F: Fondeo, L: Localidad, S: Sitio), para la cobertura. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Fondeo	1	220417	220417	14.559	0.00152**
Fondeo: Localidad	2	2194	1097	0.072	0.93041
Fondeo:Localidad:Sitio	4	185378	46344	3.061	0.04739*
Residuals	16	242240	15140		

Tabla 14: Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (F: Fondeo, L: Localidad, S: Sitio), para la densidad. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Año	2	4152	2076.1	12.314	0.0000482***
Fondeo	1	1877	1876.8	11.132	0.001644**
Año:Fondeo	2	323	161.4	0.957	0.391114
Año:Fondeo:Localidad	6	4980	830	4.923	0.000538***
Año:Fondeo:Localidad:Sitio	12	4113	342.7	2.033	0.041474*
Residuals	48	8092	168.6		

Tabla 15: Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con cuatro factores (A:Año,F: Fondeo,L: Localidad, S: Sitio), para la cobertura de Posidonia. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Año	2	48556	24278	1.917	0.158111
Fondeo	1	228516	228516	18.046	9.85E-05***
Año:Fondeo	2	62039	31019	2.45	0.097058
Año:Fondeo:Localidad	6	33083	5514	0.435	0.851553
Año:Fondeo:Localidad:Sitio	12	622324	51860	4.095	0.000217***
Residuals	48	607839	12663		

Tabla 16: Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con cuatro factores (A:Año,F: Fondeo,L: Localidad, S: Sitio), para la densidad de Posidonia. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$); indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P<0.01$; **= $P<0.001$.

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Año	2	75.8	37.9	1.44	0.247022
Fondeo	1	348.9	348.9	13.248	0.000666***
Año:Fondeo	2	75.8	37.9	1.44	0.247022
Año:Fondeo:Localidad	6	133.4	22.2	0.844	0.542533
Año:Fondeo:Localidad:Sitio	12	730.7	60.9	2.312	0.020087*
Residuals	48	1264.2	26.3		

Tabla 17: Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con cuatro factores (A:Año,F: Fondeo,L: Localidad, S: Sitio), para la mata muerta de Posidonia. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$); indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P<0.01$; **= $P<0.001$.

Los ANOVAS con la comparativa para los años 2016, 2017 y 2018, se exponen en las tablas 15, 16 y 17. Para la cobertura se observan diferencias significativas, en el factor año, fondeo, y en la triple anidación año, fondeo y localidad. Para la densidad, y el porcentaje de mata muerta, las diferencias significativas están a nivel del factor fondeo y de la cuádruple anidación, año, fondeo, localidad y sitio. De igual forma que ocurría en los años 2016 y 2017, en el muestreo de 2018 también se puede observar valores algo superiores de densidad y

cobertura en las zonas de alta frecuentación de embarcaciones, respecto a las de control (baja frecuentación).

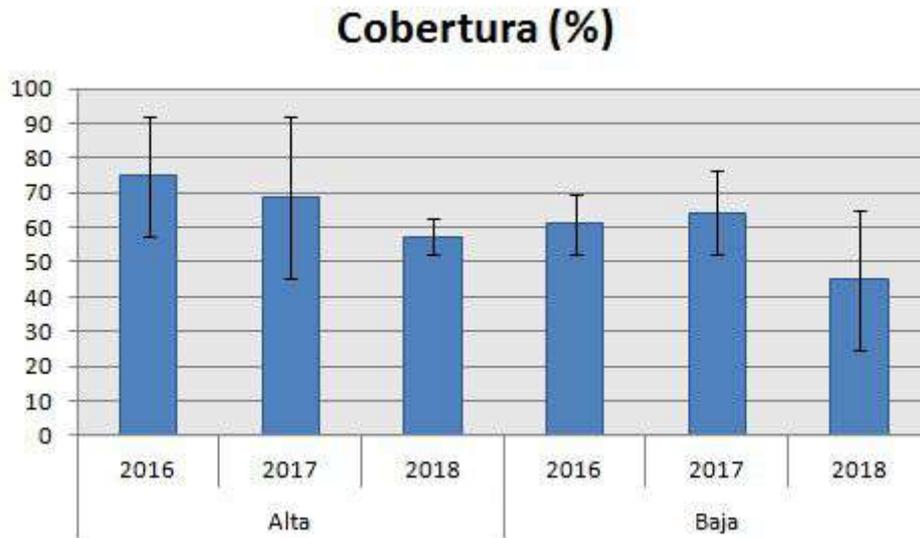


Gráfico 17. Comparativa del porcentaje de cobertura, entre zonas con alta (impacto) y baja densidad (zona control) de fondeo de embarcaciones, entre los años 2016, 2017 y 2018



Gráfico 18. Comparativa de la densidad, entre zonas con alta y baja densidad de fondeo de embarcaciones, entre los años 2016, 2017 y 2018

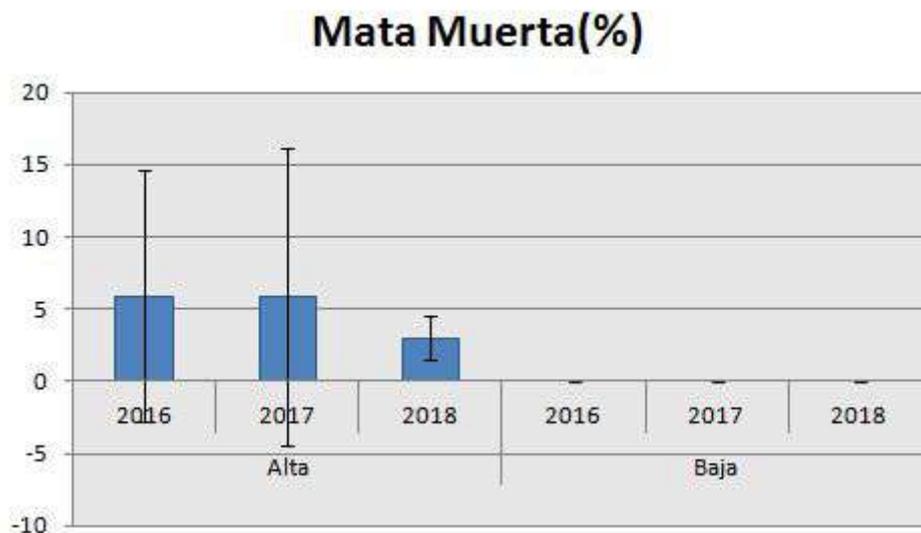


Gráfico 19. Comparativa del porcentaje de mata muerta, entre zonas con alta (impacto) y baja densidad (zona control) de fondeo de embarcaciones, entre los años 2016, 2017 y 2018

De igual forma que en los datos de la campaña de 2016 y 2017, únicamente se ha registrado recubrimiento de mata muerta en las estaciones de alta densidad de embarcaciones. El porcentaje de recubrimiento es prácticamente idéntico en los años 2016 y 2017, mientras que en el 2018 se registra un ligero descenso (de 5,8 % a 3 %). Esta ligera variación puede deberse a enterramientos parciales por sedimento, o bien a dificultad en la percepción de las manchas debido al enmascaramiento por la distinta longitud de las hojas dependiendo de la época del año. En cualquier caso las diferencias anuales son mínimas, pudiendo concluir que se aprecia una estabilidad en este descriptor.

El descriptor más determinante, para la evaluación de las repercusiones ambientales del fondeo, es el porcentaje de recubrimiento de mata muerta. Analizando el gráfico anterior, es evidente la ausencia de mata muerta en las zonas control, y la presencia moderada de un mayor recubrimiento de mata muerta en las localidades impactadas. El arrastre mecánico del ancla y la cadena dejan una huella en la pradera viva, creando superficies desprovistas de haces.

Los resultados obtenidos respecto al recubrimiento de mata muerta, evidencian que aunque en la actualidad no se registre actividad de fondeo (está prohibido el fondeo en la Reserva

Marina de Interés Pesquero), las manchas de mata muerta localizadas pueden corresponder a fondeos puntuales donde se haya infringido la normativa. Otras superficies de mata muerta corresponden a impactos producidos en el pasado. La huella del impacto que produce esta actividad (recubrimiento de mata muerta) perdura a lo largo de los años debido al crecimiento extremadamente lento de *P. oceanica*.

3. Formaciones organógenas (*Dendropoma lebeche*); 'bosques' de *Cystoseira* spp. e impactos sobre ellas.

3.1. Metodología.

Para determinar la calidad de aguas y el impacto del pisoteo se realizó el seguimiento de las poblaciones de macroalgas en la franja litoral por el método CARLIT (CARtography LIToral), utilizado en la aplicación de la Directiva Marco del Agua en la Comunitat Valenciana (DMA). Este índice evalúa el estado ecológico de las masas de agua costeras a partir de la cartografía de las comunidades de macroalgas existentes en el intermareal y submareal cercano de un determinado tramo de costa rocosa. El CARLIT usa las macroalgas como elemento biológico clave para evaluar el estado ecológico de las aguas costeras dentro del marco de la Directiva Marco del Agua europea.

Esta metodología combina la cartografía de las comunidades y la información disponible sobre su valor como indicadoras de la calidad del agua, usando tecnología SIG (Sistema de Información Geográfica). De esta forma proporciona un índice que cumple con los requerimientos de la DMA: tiene en cuenta estaciones con condiciones de referencia y se expresa como un valor numérico variando entre cero y uno. La metodología utilizada es la descrita por Ballesteros *et al.* (2007), por la que se describe el método CARLIT como una herramienta de monitoreo cartográfico que permite calcular el índice de calidad ecológica (EQR: Ecological Quality Ratio) usando macroalgas (Asnaghi *et al.*, 2009).

El muestreo se efectúa en todo el borde litoral del LIC, descartándose los tramos de arenas o guijarros (*Anejos Capítulo 4. Mapas. 1. Ubicación de las estaciones de seguimiento*). Para establecer adecuadamente las estaciones de seguimiento se realizó una caracterización y distribución de los hábitats bentónicos de las formaciones organógenas y de los bosques de *Cystoseira* spp, mediante la consulta con las cartografías bionómicas realizadas en la zona, y la inspección del borde litoral realizado desde costa y desde embarcación. A cada tramo de costa muestreado se le atribuye un estado de calidad ambiental. El índice EQR se calcula comparando los valores del área estudiada con los de la zona de referencia.

Por consiguiente, las ventajas de este índice son las siguientes:

- Su aplicación permite elaborar una cartografía de las comunidades intermareales rocosas, prestando especial atención a especies de interés para la conservación (Bermejo *et al.*, 2012).
- Es una metodología no-destructiva (muestreo visual), por lo que su aplicación no supone una amenaza para determinadas especies sensibles de crecimiento lento, como es el caso de *Cystoseira*.
- La ausencia de muestreos conlleva no trabajar en el laboratorio. Esto permite un procesado de dato rápido, reduce el coste total del seguimiento, y su aplicación es sencilla en cuanto a conocimientos taxonómicos necesarios.

En la Tabla 18, se enumeran los distintos tipos de comunidades valoradas en el estudio de Ballesteros *et al.* (2007), con sus correspondientes niveles de sensibilidad. Dado que en el litoral de la Comunitat Valenciana, las formaciones de nivel 20, definidos como “Trotoir” o cornisas de *Lithophyllum byssoides*, tan sólo están presentes en algunas zonas del norte del litoral de Castellón, por lo que no es posible su inclusión en el resto del litoral de la Comunidad Valenciana. En su lugar se ha considerado apropiado incluir con el mismo nivel su equivalente ecológico en el Mediterráneo meridional, que son las formaciones de verméticos: *Dendropoma lebeche*, en niveles al menos de formación en cornisa, descartándose las formaciones monoestratificadas, o de mamelones aislados. Dado que

estas formaciones suelen darse de forma combinada con los poblamientos de *Cystoseira*, se ha promediado en aquellos tramos en los que se han encontrado en función del nivel de sensibilidad de las formaciones de *Cystoseira*, y la longitud de costa ocupada.

Categoría	Descripción	Nivel de sensibilidad
<i>Cystoseira mediterranea</i> 5	Cinturón continuo de <i>C. mediterranea</i> / <i>stricta</i>	20
<i>Cystoseira crinita</i>	Poblamientos de <i>C. crinita</i>	20
<i>Cystoseira balearica</i>	Poblamientos de <i>C. balearica</i>	20
<i>Cystoseira</i> protegida	Poblaciones de <i>C. foeniculata</i> / <i>barbata</i> / <i>spinosa</i> v. <i>tenuior</i> / <i>compressa</i> v. <i>pustulata</i>	20
Arrecife de <i>Posidonia</i>	Arrecife barrera de <i>P. oceanica</i>	20
<i>Cymodocea nodosa</i>	Praderas de <i>Cymodocea nodosa</i>	20
<i>Zostera noltii</i>	Praderas de <i>Zostera noltii</i>	20
Trottoir	Cornisas de <i>Lithophyllum byssoides</i>	20
<i>Cystoseira mediterranea</i> 4	Cinturón casi continuo de <i>C. mediterranea</i> / <i>stricta</i>	19
<i>Cystoseira mediterranea</i> 3	Abundantes manchas densas de <i>C. mediterranea</i> / <i>stricta</i>	15
<i>Cystoseira mediterranea</i> 2	Manchas dispersas de <i>C. mediterranea</i> / <i>stricta</i>	12
<i>Cystoseira compressa</i>	Poblaciones de <i>C. compressa</i> v. <i>compressa</i>	12
<i>Cystoseira mediterranea</i> 1	Manchas raras y dispersas de <i>C. mediterranea</i> / <i>stricta</i>	10
<i>Corallina</i>	Cinturón de <i>Corallina elongata</i> sin <i>Cystoseira</i>	8
<i>Haliptilon</i>	Cinturón de <i>Haliptilon virgatum</i> sin <i>Cystoseira</i>	8
<i>Mytilus</i>	Lechos de mejillones (<i>Mytilus galloprovincialis</i>) sin <i>Cystoseira</i>	6
Corallinas incrustantes	Cinturón superficial sublitoral de <i>Lithophyllum incrustans</i> , <i>Neogoniolithon brassica-florida</i> y otras coralináceas incrustantes	6
Algas verdes	Cinturón superficial sublitoral de <i>Ulva</i> y <i>Cladophora</i>	3
Verde azuladas	Comunidades dominadas por cianobacterias y <i>Derbesia tenuissima</i>	1

Tabla 18. Descripción y niveles de sensibilidad de las principales comunidades, según Ballesteros et al. 2007.

En algunas zonas se han observado dos comunidades dominantes de la clasificación de comunidades con niveles de sensibilidad de Ballesteros et al. (2007). En esos casos, se han cuantificado y se ha realizado la media prorrateada con arreglo a las longitudes ocupadas y el valor de sensibilidad establecido.

3.2. Resultados.

3.2.1. Descripción de sectores.

Las longitudes ocupadas por las comunidades observadas se representan el *Anexo 3 Datos y Resultados. CARLIT*, donde se representan los sectores, y las comunidades identificadas en ellos. En el *Anejo 2. Fotografías. 3. Formaciones organógenas*, se muestran las distintas zonas y formaciones muestreadas.

Los sectores considerados, han sido, al igual que en los seguimientos efectuados en 2016 y 2017:

1. Escullos de Sant Nicolau - Restaurante Sendra.
2. Restaurante Sendra - Playa Fresquito.
3. Playa Fresquito - Cova Tallada.
4. Cova Tallada - Calas del Cabo.
5. Calas del Cabo.

Los días de muestreo y las condiciones de presión atmosférica, fueron los días 22 a 23 de mayo, con presión atmosférica de 1.019,1 mb, lo que equivale a 6,1 cm por debajo del nivel del cero biológico.

1. Escullos de Sant Nicolau - Restaurante Sendra.

En los escullos de Sant Nicolau hay un predominio del conjunto de *Cystoseira stricta* y formaciones en cornisa de *Dendropoma lebeche*, en el arranque del espigón los pies de *C. stricta* son algo más escasos. Este frente se observa algo deteriorado frente al restaurante El Faralló, con un desarrollo dominante del alga *Ellisolandia elongata* (= *Corallina elongata*). Posteriormente, en dirección hacia el restaurante Sendra, se desarrolla una banda casi continua de *C. stricta* y *D. lebeche*, salvo algunas zonas puntuales en las que se observa un desarrollo de ulváceas: frente al camino Badía, y en las proximidades al restaurante El Pegolí, entre este restaurante y el restaurante La Racona, hay una zona extensa de cinturón casi continuo de *C. stricta* y *D. lebeche*, con pequeños enclaves dominados por ulváceas,

frente al carrer Lleó, la franja de *C. stricta* y *D. lebeche* vuelve a ser continua, con algunas pequeñas zonas en las cuales la densidad de *C. stricta* es menor.

2. Restaurante Sendra - Playa Fresquito.

El recubrimiento algal en esta zona presenta una excelente representación de formaciones de *C. stricta* y *D. lebeche* formando casi un continuo, que a pesar de que existen pequeñas playas de guijarros, dicho cinturón no se ve interrumpido, ya que continúa asentado sobre una costra rocosa a muy escasa profundidad (0,5 m aprox.). La densidad de *C. stricta* disminuye algo en las proximidades del restaurante Mena y, el perfil del acantilado da paso a una comunidad de *Ellisolandia elongata*. El tramo comprendido entre esta zona y la playa del Fresquito está dominado por el cinturón casi continuo de *C. stricta* y *D. lebeche*, con pequeñas zonas en las que se observan manchas aisladas de *C. stricta*.

3. Playa Fresquito - Cova Tallada.

La presencia de *C. stricta* y *D. lebeche* es del tipo rara u ocasional, salvo en la zona de rompientes ubicada al sur de la playa del Fresquito, en la que ésta es continua. Desde esta zona hasta la Cova Tallada el perfil de los acantilados no permite el desarrollo de formaciones de *D. lebeche*, y tampoco hay desarrollo de *C. stricta*, estando dominada la biocenosis fotófila del piso infralitoral superior por *E.elongata* y *Haliptilon virgatum*. La presencia del islote frente a la Cova Tallada y su farallón sumergido, favorece un extraordinario desarrollo de *C. stricta* y *D. lebeche*.

4. Cova Tallada - Calas del Cabo.

El frente litoral se caracteriza por presentar paredes verticales en sus tramos de acantilado y grandes bloques de piedra en las zonas de desprendimientos. Este amplio sector está dominado por el cinturón de *Ellisolandia elongata* y *Haliptilon virgatum*, en las paredes rocosas de mayor inclinación, mientras que en las zonas con menor inclinación, más

frecuentes en las Calas, y debidas a desprendimientos de la pared del acantilado, se desarrollan pequeñas formaciones de *D. lebeche*, y zonas con manchas aisladas de *C. stricta*, pero que no llegan a continuos de más de un centenar de metros.

5. Calas del Cabo.

Se observa el mismo patrón que en el tramo anterior, pero en este sector, las Calas favorecen más la presencia de sustratos rocosos con menor pendiente, por lo que la presencia de *C. stricta* es mayor.

3.2.2. Cálculo del Índice CARLIT.

La representación cartográfica de los horizontes asignados a cada tramo se adjunta en el Anexo 1 de Mapas de este capítulo, mapas 3 a 7. Las fotografías realizadas se acompañan en el Anejo 2 de Fotografías (3 Formaciones organógenas).

El cálculo del EQR se realiza en relación a los valores óptimos de referencia, que según Ballesteros *et al.* (2007), para las costas naturales bajas, que es el caso del sector estudiado, ha resultado ser de 16,6, para el caso de las costas bajas naturales, y un valor de 15,3, para las costas naturales altas.

En la tabla 19 se representan los valores calculados por tramos y en el conjunto del Parque Natural.

Valor de sensibilidad RMIPCSA		Verm. + Cyst. 4	Verm. + Cyst. 2	Cyst. 2	Ellisol. & Halip.	Algas verdes	Long. (m)	EQ	Costa	Coef.	EQR	Estado ecológico
		19,5	16	12	8	3						
Subsector	1	773,32	443,51	39,91	159,46	98,39	1514,59	15,99	BAJA	16,60	0,96	Muy bueno
	2	1603,34	195,92	150,32	53,06	12,29	2014,93	18,20	BAJA	16,60	1,10	Muy bueno
	3	401,40		49,30	1016,48		1467,17	11,28	ALTA	15,30	0,74	Muy bueno
	4	66,22	462,72		1845,76		2374,70	9,88	ALTA	15,30	0,65	Bueno
	5	123,68	226,14		1161,00		1510,82	10,14	ALTA	15,30	0,66	Bueno
TOTAL		2967,97	1328,29	239,53	4235,75	110,68	8882,22	13,08		15,82	0,83	Muy bueno

Tabla 19. Valores obtenidos por zonas y subsectores de dominancia de las comunidades bentónicas, con el cálculo del EQ, EQR, y significación ecológica

No se han observado diferencias respecto a las observaciones de 2017. Los resultados calculados indican que el estado ecológico determinado por el índice CARLIT a nivel general es de "Muy Bueno". Por tramos, los sectores con menor pendiente, y que favorecen el desarrollo de formaciones de vermétidos y de *C. stricta*: desde los Escullos de S. Nicolau hasta la playa del Fresquito, presentan EQR entre 0,96 y 1,10, que los confiere la valoración de "Muy bueno"; por contra los sectores de mayor pendiente, comprendidos entre la playa del Fresquito y las Calas del Cabo de San Antonio, presentan EQR de 0,65 y 0,66, que califican la zona con un estado de conservación "Bueno".

4. Seguimiento de invertebrados de interés.

4.1. Metodología.

El pliego de prescripciones técnicas, indica que el seguimiento de las poblaciones litorales de lapas e infralitorales, de erizos, debe efectuarse observando su densidad (m^2) y tamaño, por medio de un diseño muestral, consistente en:

- 4 zonas (2 frecuentación alta, 2 frecuentación baja).
- 3 sitios dentro de cada zona.
- 40 réplicas para lapas (*Patella* spp.) y 20 réplicas para erizos (*Paracentrotus*, *Arbacia*).

Para el caso de las lapas (*Patella* spp.), las réplicas de tapas se realizaron por medio de cuadrados metálicos de 40 x 40 cm, ubicados de forma aleatoria a partir del 0 biológico, midiendo su diámetro longitudinal por medio de un calibrador (precisión 0,1 mm). El número total de réplicas fue superior a las 40 réplicas indicadas en el pliego al realizarse:

$$4 \text{ zonas} \times 3 \text{ sitios / zona} \times 4 \text{ réplicas / sitio} = 48 \text{ réplicas.}$$

El muestreo de erizos (*Paracentrotus*, *Arbacia*): se llevó a cabo por recuentos en cuadrados de $1m^2$. En este caso, el número de réplicas también fue superior a las 20 réplicas indicadas en el pliego de prescripciones técnicas, al realizarse:

$$4 \text{ zonas} \times 3 \text{ sitios / zona} \times 3 \text{ réplicas / sitio} = 36 \text{ réplicas.}$$

Se anotó la abundancia, especie, y tamaño de éstas, estimando éste por medio del diámetro del disco, para lo cual se empleó un calibre de precisión de décima de milímetro.

En cuanto a las zonas de recuentos, se encontró dificultad para su cumplimiento ya que el pliego indicaba que “ Las muestras al azar se tomarán a partir de la zona de rompientes y en pradera de *Posidonia*”. Ello parece indicar que la zona indicada debía estar lo más próxima a la línea de costa y en la pradera de *P. oceanica*; sin embargo, al ser sustratos combinados

de roca y *P. oceanica*, los erizos muestran una distribución no homogénea, concentrándose en los enclaves rocosos, siendo muy difícil contabilizar erizos en la pradera exclusivamente. Por ello, se optó por muestrear en los límites o interfases de roca y pradera de *P. oceanica*, donde sí se encontró una mayor densidad.

El muestreo de nacras (*Pinna nobilis*) en las praderas de *P. oceanica*. Se realizó, de acuerdo con el pliego de prescripciones técnicas, en las estaciones en las que se realizó el seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica*, estimándose simultáneamente la densidad de *P. nobilis* en 4 transectos de 20 x 2 metros.

El seguimiento de las poblaciones de especies-objetivo y frágiles al roce del buceador, se efectuó conforme al pliego de prescripciones técnicas, sobre las colonias de *Myriapora truncata* y gorgonias (*Leptogorgia*, *Eunicella* spp.) en lugares frecuentados por los mismos. Para ello se establecieron estaciones con alta frecuencia de buceadores y estaciones control, donde el seguimiento se ha realizado mediante fotografías submarinas y su posterior tratamiento de imagen. Con ello se consigue una evaluación de la densidad y observación de las partes erosionadas (porcentaje de necrosis). El muestreo, debido al escaso margen de tiempo para la realización del mismo, no pudo llevarse a cabo conforme indicaba el pliego de prescripciones técnicas: antes y después de la época de mayor buceo (verano), si no que fue realizado durante éste y al finalizar éste, en octubre.

En los casos de lapas y erizos, los datos obtenidos se analizaron empleando métodos univariantes de análisis de la varianza (ANOVAs), comparando si existían diferencias significativas entre las zonas control y las zonas impactadas o de alta afluencia. Para el caso de *Pinna* spp. la ausencia de ejemplares impidió análisis alguno, y por último, el análisis de los invertebrados sensibles al buceo, al ser muestras dependientes (antes y después), se empleó un análisis de la varianza univariante (ANOVAs), al objeto de determinar si existían diferencias entre el antes y el después.

4.2. Resultados.

4.2.1. Poblaciones de lapas (*Patella* spp.).

4.2.1.1. Campaña de 2018.

Las zonas seleccionadas como de alta frecuentación 1 y 2, fueron las franjas litorales situadas frente a los restaurantes “Sendra” y “CaNano”, respectivamente, y las zonas de baja frecuentación fueron el islote de la Cova Tallada (BF1) y la franja litoral norte de la segunda cala del Cabo de San Antonio (BF2) (*Anejo 1. Mapas. 4. Seguimiento de invertebrados de interés*), con las coordenadas siguientes: Frecuentación alta 1: 773233 – 4302852; Frecuentación alta 2: 774303 – 4302020; Frecuentación baja 1: 775051 – 4301315; Frecuentación baja 2: 777100 – 4300193.

Los datos obtenidos de tallas y abundancia, homogeneizada a m², se acompañan en el *Anejo 3. Datos. 3. Abundancia y tallas de lapas*. El resultado obtenido en el muestreo de 2018 se sintetiza en la tabla 20, registrándose un total de 879 ejemplares: 211 en las zonas de alta frecuentación, y 668 en las de baja.

ZONAS	Abundancia			Tallas	
	n	Nº/m2	Desvest	Promedio	Desvest
Alta frecuentación 1	75	68,92	24,620	14,89	4,379
Alta frecuentación 2	136	74,07	34,577	13,87	4,985
Total Alta frecuentación	211	71,40	28,856	14,13	4,791
Baja frecuentación 1	415	216,15	94,616	13,05	4,329
Baja frecuentación 2	253	131,77	59,559	16,01	7,398
Total Baja frecuentación	668	173,96	13,53	17,68	5,72

Tabla 20. Número, abundancia y tallas de las lapas contabilizadas en las zonas de alta y baja frecuentación en el Cabo de San Antonio en 2018.

Los resultados reflejan una menor abundancia de lapas en las zonas de alta frecuentación (71,40 especímenes / m²), frente al promedio registrado en las zonas de baja frecuentación (173,96 especímenes / m²). En cuanto a las tallas registradas las diferencias son menores, pero se observan promedios menores para el caso de las lapas de las zonas de alta frecuentación (14,13 mm), frente a las medidas en las correspondientes a baja frecuentación, con 17,68 mm (Gráficos 20 y 21).

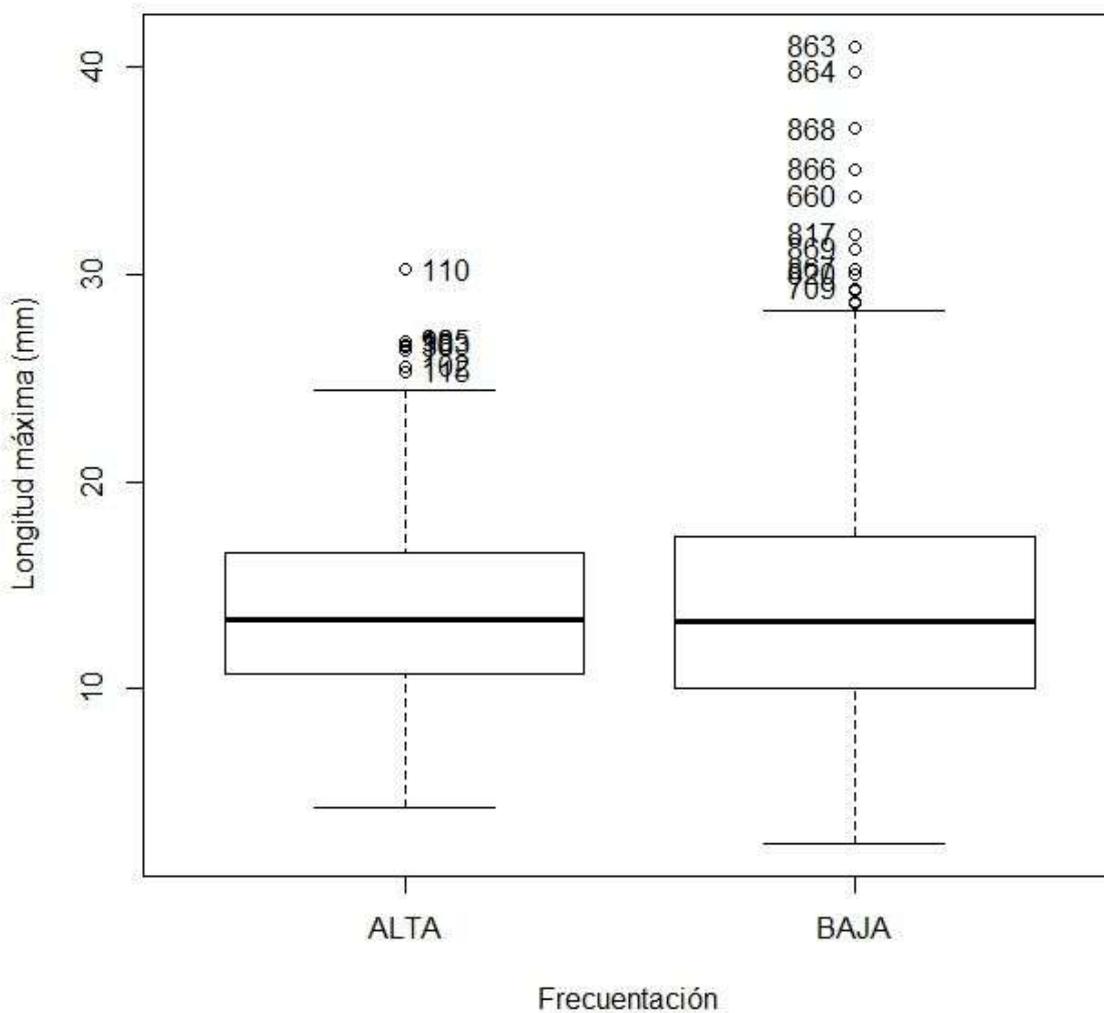


Gráfico 20: Diagrama de cajas sobre las tallas de lapas registradas en las zonas de alta y baja frecuentación.

En el análisis de varianza con los valores de las tallas, se observaron diferencias significativas en la anidación de las zonas, observándose únicamente diferencias entre zonas pero no en cuanto a grado de frecuentación (Tabla 21). Al aplicar el test de Tukey para discriminar las zonas donde se detectan estas diferencias, los pares fueron: Entre las zonas B2 y A2, y entre B2 y B1. Destacándose las diferencias en B2, por las diferencias de sustratos y exposición al oleaje presentes en B2 (2ª Cala del Cabo de San Antonio).

ANOVA Tallas	Grados de libertad	Sumatorio Mínimos cuadrados	F	P
Frecuentación	1	0	0,011	0,917
Zonas	2	1449	24,080	6,6 e ^{-11***}
Residuales	875	26325		
Transformación	ω			

Tabla 21. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores, para las tallas de lapas. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ω indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

En el análisis de varianza de la abundancia de lapas (Tabla 22) se evidenciaron diferencias significativas en cuanto a las tallas, por tipo de frecuentación, siendo muy superior la abundancia en las zonas de baja frecuentación que en las de alta (Gráfico 22). Se observó también cierta diferencia en cuanto a zonas pero de escasa significación estadística (Tabla 22).

ANOVA Abundancia	Grados de libertad	Sumatorio Mínimos cuadrados	F	P
Frecuentación	1	8,259	43,129	4,94 e ^{-08 ***}
Zonas	2	1,325	3,458	0,0403 *
Residuales	44	8,426		
Transformación	log n + 1			

Tabla 22. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores Frecuentación y Zona, para la abundancia de lapas. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ω indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

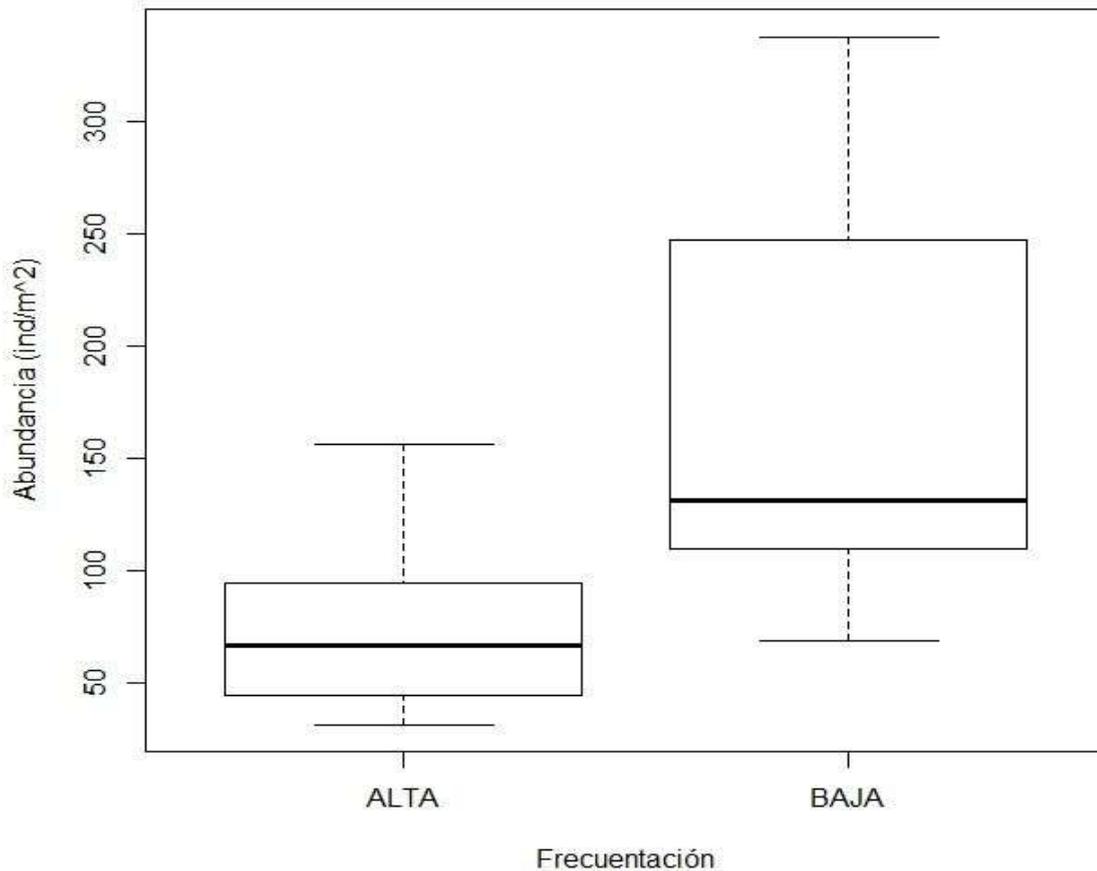


Gráfico 22: Diagrama de cajas sobre la abundancia de lapas registradas en las zonas de alta y baja frecuentación.

El resultado muestra una diferencia significativa en cuanto a abundancias de lapas entre las zonas de Alta y Baja frecuentación, y en cuanto a tallas, aunque los resultados no son tan evidentes se observa por lo general un promedio inferior de tallas en las zonas de baja frecuentación, lo que podría estar mostrando una tendencia en cuanto a recuperación con ejemplares jóvenes. Las diferencias registradas en cuanto a zonas muestran una importante fuente de variación debida a la diferente naturaleza de las zonas prospectadas.

4.2.1.2. Comparación 2016 - 2017 - 2018.

En el análisis de la abundancia de lapas, existen diferencias significativas en los dos factores principales, Año y Frecuentación, y en la anidación de año y zona. Al aplicar el test de Tukey para identificar los pares con diferencias significativas, se observan diferencias entre los años 2016 y 2017, con respecto al 2018, encontrándose en éste último año, una mayor abundancia en las zonas de baja frecuentación (tabla 23, gráfico 23), evidenciándose una tendencia de recuperación general, pero muy evidente en las zonas de baja frecuentación.

Fuentes variación	Grados de libertad	Sumatorio cuadrados	Mínimos	F	P
Año	2	81,12	199,261		< 2 e ^{-16***}
Frecuentación	1	16,88	82,934		1,17 e ^{-15***}
Zona	2	0,37	0,899		0,40965
Año : Zona	6	4,16	3,404		0,00373**
Residual	132	26,87			
Transformación		log n + 1			

Tabla 23. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (A:Año, F: Frecuentación, Z: Zona), para la abundancia de lapas. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ω indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

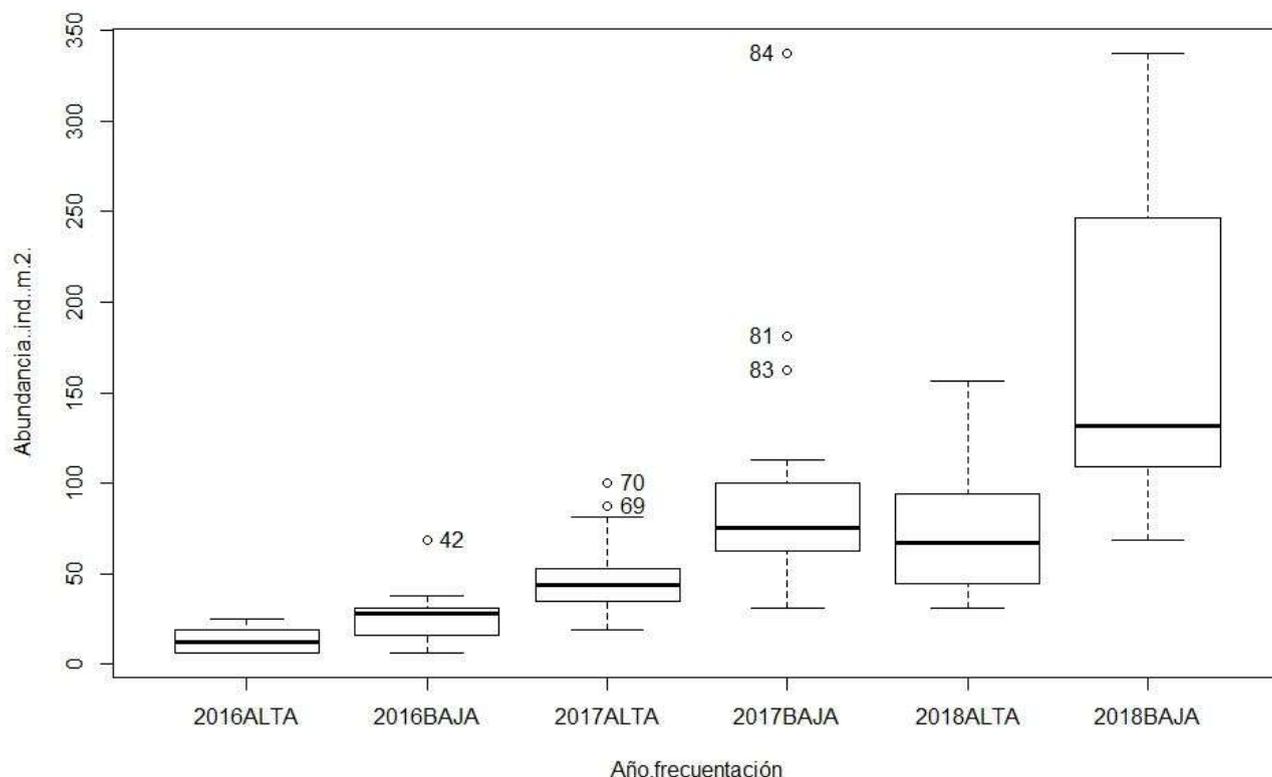


Gráfico 23. Diagrama de cajas sobre las abundancias de lapas registradas en las campañas de 2016, 2017 y 2018 por zonas de frecuentación.

En el análisis de las tallas de lapas, comparando los años 2016, 2017 y 2018, existen diferencias significativas entre años y entre zonas, mostrando por un lado la variación ambiental comentada, responsable de las diferencias entre zonas, y por otro lado, una diferencia entre años, con una tendencia hacia tallas menores, que puede interpretarse como un fenómeno de reclutamiento y recuperación de poblaciones, siendo más patente en las zonas de baja frecuentación, como se ha expuesto anteriormente para el año 2018 (Tabla 24, Gráfico 24).

Fuentes de variación	Grados de libertad	Sumatorio cuadrados	Mínimos F	P
Años	2	7,54	30,695	8,4 e ^{-14***}
Frecuentación	1	0,00	0,002	0,961
Zona	2	8,00	32,578	1,38 e ^{-14***}
Año : Zona	6	0,83	1,132	0,341
Residual	1547	189.92		
Transformación		log n + 1		

Tabla 24. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con cuatro factores (A:Año, F: Frecuentación, Z: Zona), para las tallas de lapas. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ω indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

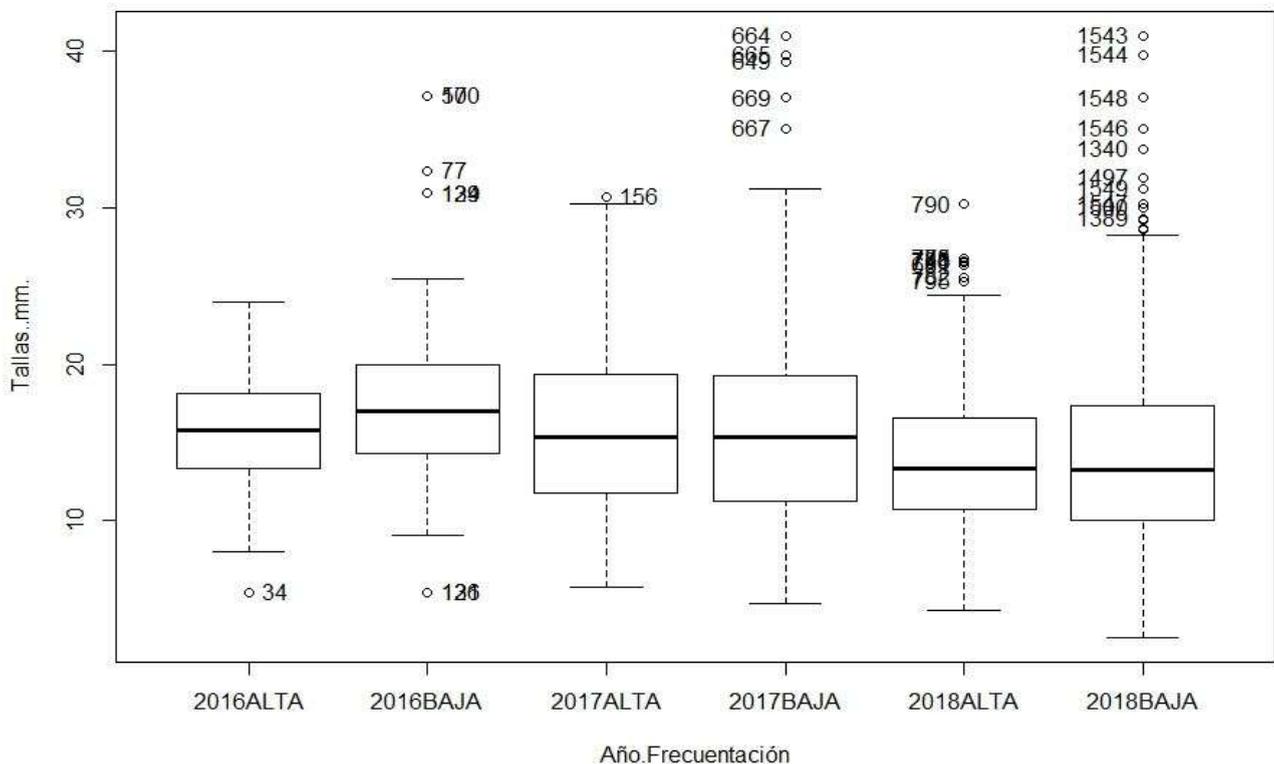


Gráfico 24. Diagrama de cajas sobre las abundancias de lapas registradas en las campañas de 2016, 2017 y 2018, en las respectivas zonas de alta y baja frecuentación.

4.2.2. Poblaciones de erizos.

Los erizos son especies consideradas como bioturbadoras y constructoras de ecosistemas, y tienen un papel importante en la cadena alimentaria (Brusca & Brusca, 2003). Se han empleado como bioindicadores, debido a su abundancia, amplia distribución, relevancia ecológica, hábitos bentónicos y su característica respuesta rápida frente a fenómenos de contaminación (Sugni *et al.*, 2007). La pesca o extracción de erizos existe en muchas culturas de consumo de gónadas de erizo de mar, particularmente en Asia, Polinesia, el Mediterráneo y Chile (Andrew *et al.*, 2002). La producción mundial de erizo se incrementó de forma paulatina desde 1960, hasta alcanzar en 1995 un pico de aproximadamente 120.000 t (Andrew *et al.*, 2002, Williams, 2002), siendo Chile, Japón, Estados Unidos, Rusia, China (debido principalmente a su cultivo) y Canadá los máximos productores (FAO, 2006). España también es un productor importante de erizo de mar en Europa (más de 740 t año⁻¹ sólo en la Comunidad Autónoma de Galicia (González-Irusta *et al.*, 2009). En otros lugares como Cádiz y Málaga, Daza *et al.* (2002) describen la extracción de erizo como una actividad de economía sumergida, siendo una ocupación compartida con otras actividades profesionales durante ciertas épocas del año.

Así, la principal salida del erizo es actualmente el mercado local, entendiéndose como tal el mercado de poblaciones litorales y provincias cercanas a las de explotación (Riquelme *et al.*, 2013).

Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816), es una especie de amplia distribución tanto en el Mediterráneo como en el noreste Atlántico, refiriéndose en este último a toda la costa que va desde Escocia e Irlanda hasta el sur de Marruecos y las islas Canarias (Bouderesque & Verlaque, 2001). Se distribuye, principalmente, sobre fondos someros de sustrato duro (Besteiro & Ugorri, 1988) y a menos de 5 m de profundidad es donde se agregan formando “manchas” de alta densidad (Tuya *et al.*, 2007). Habita preferentemente sustratos de baja inclinación, situados en zonas expuestas o semiexpuestas (Bulleri *et al.*, 1999), y según

Vega & Romero (2011) la especie en cuestión tiene tendencia a permanecer en zonas con alta acción del oleaje donde ocupa grietas y oquedades excavadas por ellos mismos. En las zonas próximas a los erizos y debajo de los mismos se suelen encontrar varias especies de algas entre las que destacan las rodófitas, después las feófitas y, con menos importancia, las clorofitas.

Las estaciones seleccionadas se muestran en el Anexo 1. Mapas. 4. Seguimientos de invertebrados de interés, y cuyas coordenadas se muestran en la Tabla 25.

	Estación	X	Y
Frecuentación Alta	FA-E1	774406	4301937
	FA-E2	774469	4301836
Frecuentación Baja	FB-E1	775789	4300926
	FB-E2	775903	4300872

Tabla 25. Códigos y coordenadas de las estaciones de seguimiento de erizos.

Los datos obtenidos en las inmersiones se acompañan en el Anexo 3. Datos. 4.2. Datos de erizos.

a. Erizos totales.

En la tabla 26 se muestra el número total de erizos medidos en ambas estaciones sin desglosar por cada especie:

ZONAS	n	Abundancia		Tallas (cm)	
		Nº/m2	Desvest	Promedio	Desvest
FA-L1	63	7.000	3.823	4.527	0.947
FA-L2	43	4.778	1.720	4.963	1.018
Total IMPACTO	106	5.889	2.976	4.704	0.995
FB-L1	39	4.333	1.581	4.313	0.880
FB-L2	56	6.222	2.447	4.398	1.072
Total CONTROL	95	5.278	2.086	4.408	0.993

Tabla 26. Número total de erizos encontrados en las localidades muestreadas.

b. *Paracentrotus lividus*.

En la tabla 27 se muestran los promedios de abundancia y tallas registrados por estaciones para la especie *Paracentrotus lividus*, y en los gráficos 25 y 26, la representación de promedios y cuartiles de abundancia para las zonas de Alta y Baja frecuentación, y de tallas, respectivamente.

ZONAS	n	Abundancia		Tallas (cm)	
		Nº/m ₂	Desvest	Promedio	Desvest
FA-E1	55	6.111	3.790	4.496	0.897
FA-E2	19	2.111	1.453	5.042	0.932
Total FA	74	4.111	3.462	4.618	0.931
FB-E1	17	1.889	1.269	4.6	0.859
FB-E2	23	2.556	2.007	4.530	1.184
Total FB	40	2.222	1.665	4.56	1.046

Tabla 27. Valores de número de ejemplares de *Paracentrotus lividus* por estación, y promedios y desviaciones estándar registradas por estaciones, para las variables tallas y abundancia de individuos por metro cuadrado.

Se registraron 74 ejemplares en el conjunto de las zonas de Alta frecuentación, concretamente 55 en FA-E1, y 19 en FA-E2. En las zonas de Baja Frecuentación, los números fueron menores, teniendo contabilizados 40 ejemplares en el global, y, por zonas, 17 en FB-E1 y 23 en FB-E2. La densidad de ejemplares por metro cuadrado fue diferente entre las zonas de Alta Frecuentación (4,11 ind/m²), y las zonas de Baja Frecuentación (2,22 ind/m²). En relación a las tallas, en la zona de Alta Frecuentación, el promedio fue de 4,62 cm (sd 0,93 cm), y en las zonas de Baja el promedio registrado fue ligeramente inferior de 4,56 cm (sd 1,04 cm).

Gráfico 25: Diagrama de cajas sobre las abundancias (individuos/m²) de Paracentrotus lividus registradas en las zonas de alta y baja frecuentación. [la caja representa los cuartiles Q1 (25%) y Q3 (75%), de modo que su altura encierra el Rango Inter-Cuartil (RIC=Q3-Q1) en el que se encuentra el 50% de los datos); la línea gruesa indica la mediana de los datos, el punto rojo la media aritmética y las líneas punteadas delimitan los valores no atípicos – estando los valores atípicos (aquellos inferiores a $Q1-1,5*RIC$ o superiores a $Q3+1,5*RIC$) representados mediante puntos].

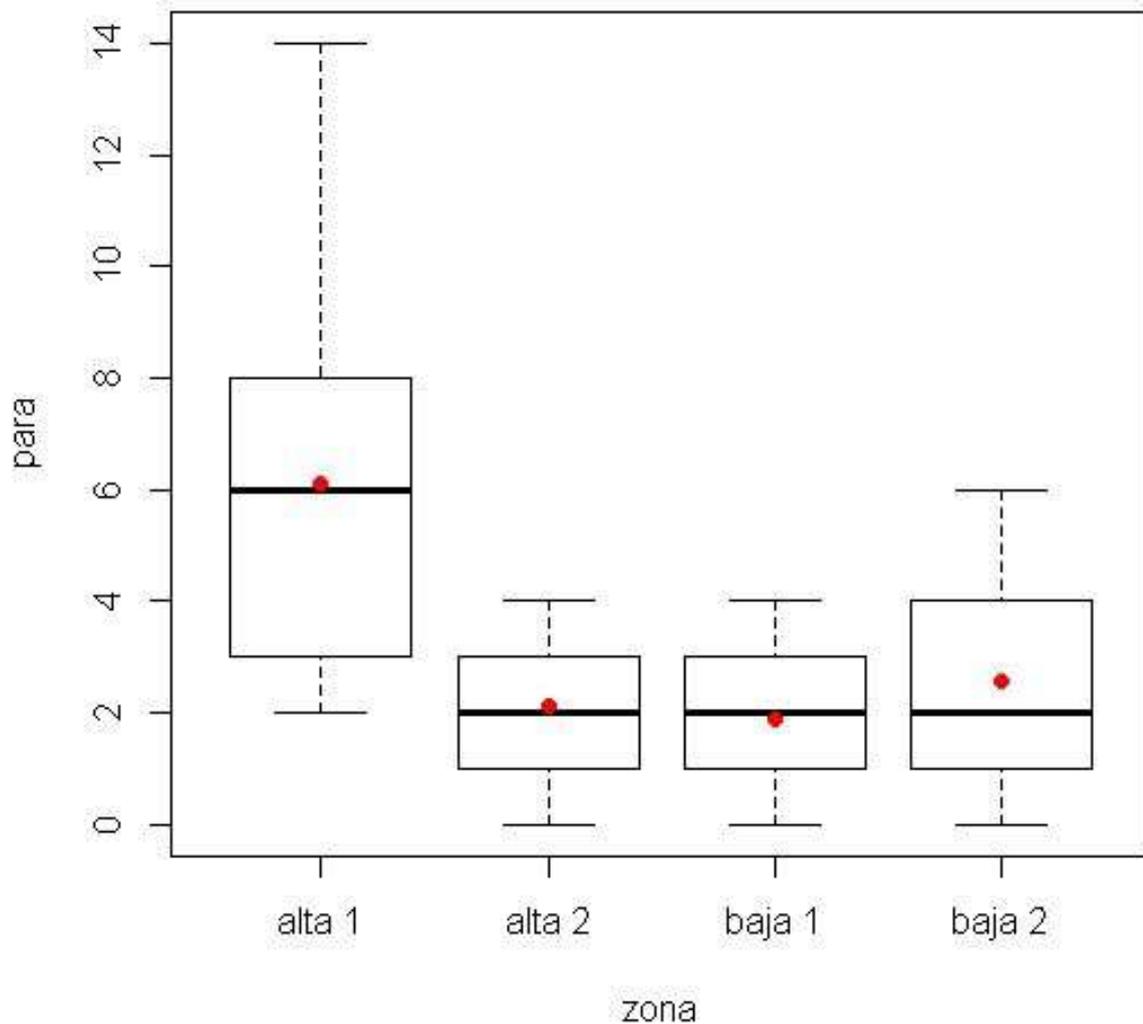
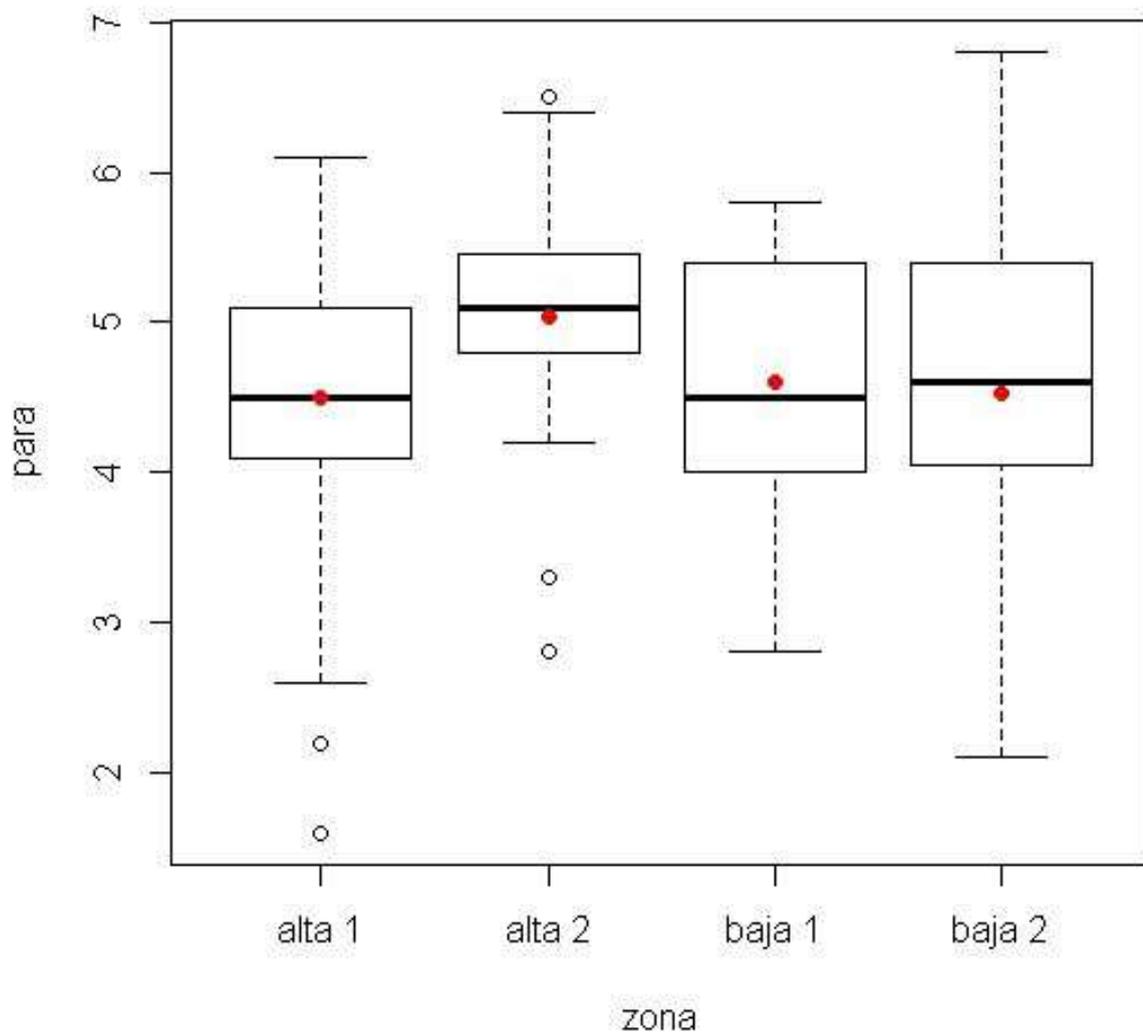


Gráfico 26: Diagrama de cajas sobre las tallas (cm) de Paracentrotus lividus registradas en las zonas de alta y baja frecuentación.



La significación de tales resultados se ha analizado, conforme al pliego de prescripciones técnicas mediante técnicas univariantes de ANOVA, realizadas mediante el programa R versión 3.1.2 ©. Para ello se tuvieron en cuenta los supuestos necesarios para su aplicación: independencia de los valores observados, homogeneidad de varianzas

(comprobada con el test de Bartlett) y normalidad de distribución de la variable. Asimismo se siguió un diseño multifactorial con dos factores: "Zona" ("alta frecuentación 1 y 2", "baja frecuentación 1 y 2") y "Sitio" (1, 2 y 3 en cada zona), más aparte la interacción entre "Zona" y "Sitio".

En todos aquellos casos donde no se cumplía la homocedasticidad de varianzas se hicieron transformaciones (logaritmo y raíz cuadrada). Si no se llegaba a ella, se realizaba ANOVA con un error del 0,01.

ANOVA <i>Paracentrotus lividus</i>	Talla	Grados de libertad	Sumatorio o Mínimos cuadrados	Media mínimos cuadrados	Valor F	Pr(>F)	Significa.
zona		3	4.41	1.4684	1.62	0.189	
sitio		2	1.2	0.6009	0.663	0.518	
zona:sitio		6	8.04	1.3401	1.478	0.193	
residuales		102	92.45	0.9064			

Tabla 28. Resultado del ANOVA ($\alpha=0,01$) en la comparación de los valores de tallas de *Paracentrotus lividus* entre zonas de "Alta frecuentación" y de "Baja frecuentación". Códigos de significación (***) = Significativo totalmente: 100%; ** = Alta significación: 99,99%; * = Significación media: 99%).

ANOVA <i>Paracentrotus lividus</i>	Abundancia	Grados de libertad	Sumatorio o Mínimos cuadrados	Media mínimos cuadrados	Valor F	Pr(>F)	Significa.
zona		3	106.1	35.37	6.697	0,00151	**
sitio		1	6	6	1.136	0.29561	
zona:sitio		3	23	7.67	1.452	0.24902	
residuales		28	147.9	5.28			

Tabla 29. Resultado del ANOVA ($\alpha=0,05$) en la comparación de los valores de abundancia de *Paracentrotus lividus* entre zonas de "Alta frecuentación" y de "Baja frecuentación". Códigos de significación (***) = Significativo totalmente: 100%; ** = Alta significación: 99,99%; * = Significación media: 99%).

Los resultados obtenidos con los análisis ANOVA indican que las diferencias en la talla de *P. lividus* no son estadísticamente significativas entre las zonas de Alta y Baja Frecuentación (Tabla 28), sin embargo estas diferencias sí existen en la variable abundancia, siendo ésta significativamente mayor en la zona de Alta Frecuentación (Tabla 29).

c. *Arbacia lixula*.

En la Tabla 30 se muestran los promedios de abundancia y tallas registrados por estaciones para la especie *Arbacia lixula*, y en los Gráficos 27 y 28, la representación de promedios y cuartiles de abundancia para las zonas de Alta y Baja frecuentación, y de tallas, respectivamente.

ZONAS	n	Abundancia		Tallas (cm)	
		Nº/m ²	Desvest	Promedio	Desvest
FA-E1	8	0.889	1.167	4.738	1.296
FA-E2	24	2.667	2.000	4.900	1.096
Total FA	32	1.778	1.833	4.859	1.130
FB-E1	22	2.444	1.878	4.286	0.892
FB-E2	33	3.667	2.828	4.306	0.995
Total FB	55	2.895	2.413	4.298	0.946

Tabla 30. Valores de número de ejemplares de *Arbacia lixula* por estación, y promedios y desviaciones estándar registradas por estaciones, para las variables tallas y abundancia por metro cuadrado.

Se encontró un menor número de ejemplares de esta especie frente a los registrados para el caso de *Paracentrotus lividus*. Se obtuvieron 32 ejemplares en la zona de Alta Frecuentación y 55 en la de Baja. La densidad de ejemplares por metro cuadrado fue de 1,778 ind/m² en las zonas de Alta Frecuentación, y de 2,9 ind/m² en la de Baja.

En relación a las tallas, en la zona de Alta Frecuentación, el promedio fue de 4,85 cm (sd 1,13 cm), y en las zonas de Baja Frecuentación el promedio registrado fue algo inferior, con 4,3 cm (sd 1,42 cm).

Gráfico 27. Diagrama de cajas sobre las abundancias de *Arbacia lixula* registradas en las zonas de alta y baja frecuentación. [la caja representa los cuartiles Q1 (25%) y Q3 (75%), de modo que su altura encierra el Rango Inter-Cuartil (RIC=Q3-Q1) en el que se encuentra el 50% de los datos); la línea gruesa indica la mediana de los datos, el punto rojo la media aritmética y las líneas punteadas delimitan los valores no atípicos – estando los valores atípicos (aquellos inferiores a $Q1-1,5*RIC$ o superiores a $Q3+1,5*RIC$) representados mediante puntos].

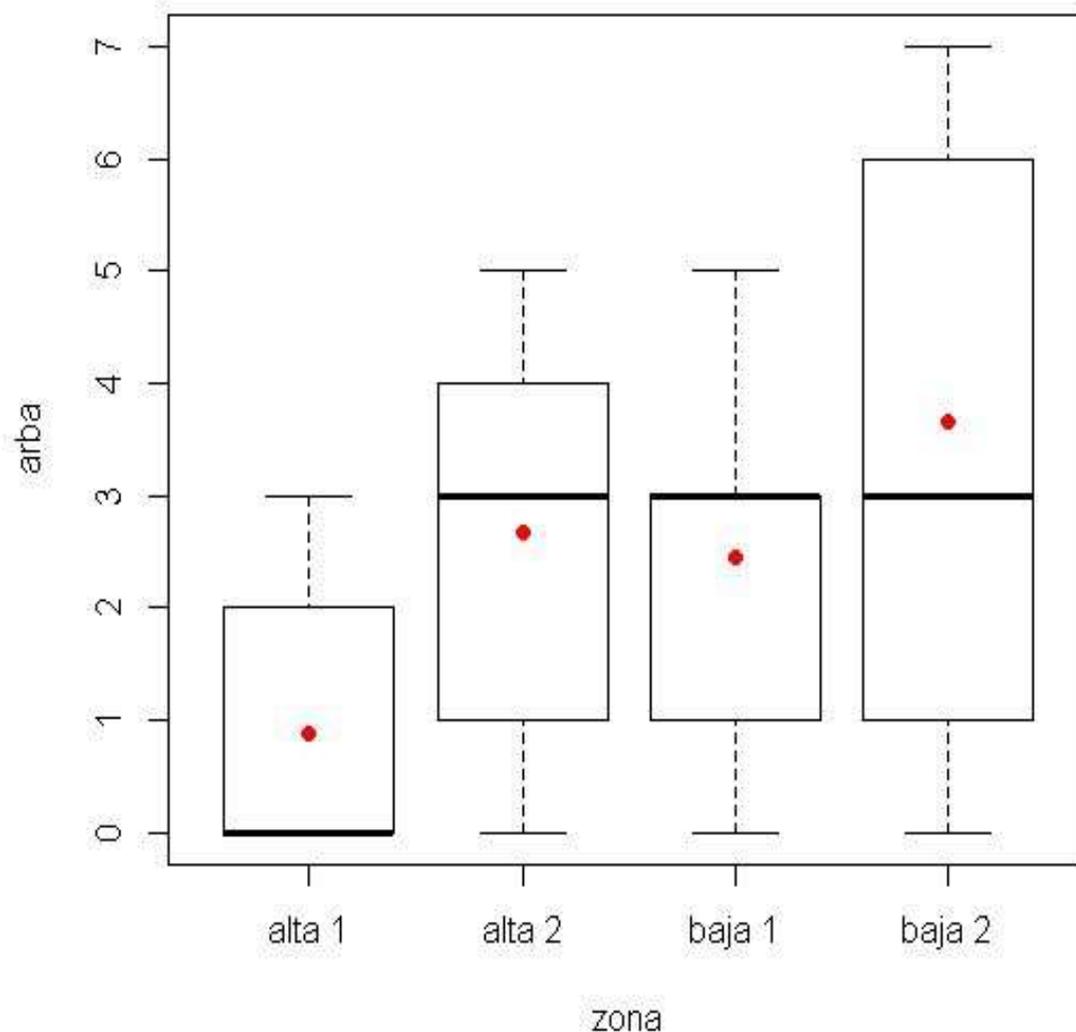
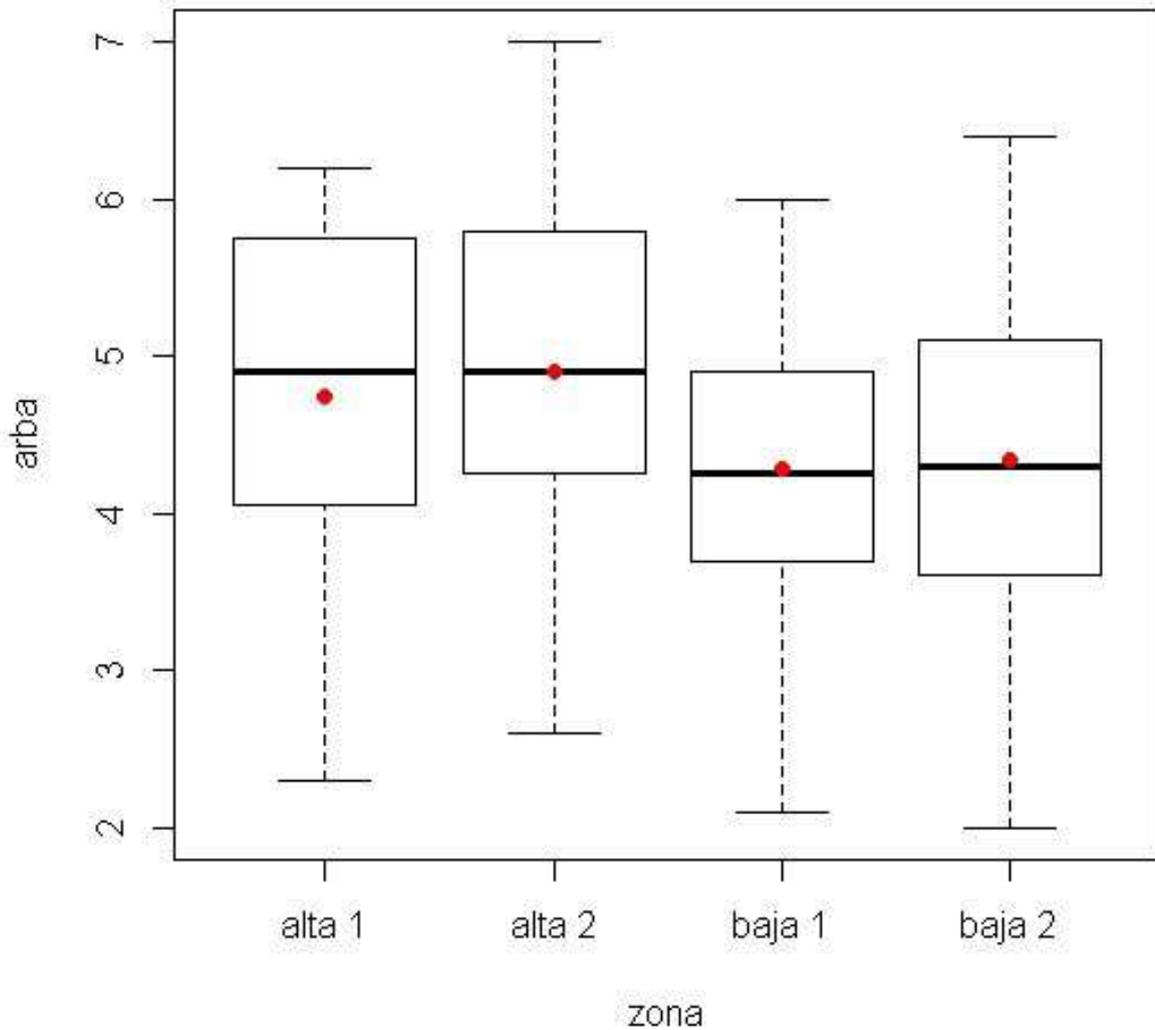


Gráfico 28. Diagrama de cajas sobre las tallas de *Arbacia lixula* registradas en las zonas de alta y baja frecuentación.



La significación de tales resultados se ha analizado, conforme al pliego de prescripciones técnicas mediante técnicas univariantes de ANOVA, realizadas mediante el programa R versión 3.1.2 ©. Se tuvieron en cuenta los supuestos de aplicación de ANOVA y se siguió el mismo diseño estadístico que en el caso de *P. lividus*. No se encontraron diferencias estadísticas entre las zonas de Alta y Baja Frecuentación, ni en cuanto a abundancia, ni en cuanto a tallas (Tablas 31 y 32, respectivamente). Puede observarse cómo las medias de las tallas entre zonas son muy parecidas. Sin embargo los promedios de la abundancia resultan más diferenciados, aunque esto no ha servido para encontrar diferencias estadísticas entre las zonas con los factores utilizados.

ANOVA <i>Arbacia lixula</i>	Tallas	Grados de libertad	Sumatorio Mínimos cuadrat.	Media mínimos cuadrados	Valor F	Pr(>F)	Significa.
zona		3	6.53	2.1782	2.057	0.113	
sitio		1	0.41	0.4106	0.388	0.535	
zona:sitio		3	3.71	1.2369	1.168	0.327	
residuales		79	83.64	1.0588			

Tabla 31. Resultado del ANOVA ($\alpha=0,01$) en la comparación de los valores de talla de *Arbacia lixula* entre zonas de "Alta frecuentación" y de "Baja frecuentación". Códigos de significación (***) = Significativo totalmente: 100%; ** = Alta significación: 99,99%; * = Significación media: 99%).

ANOVA <i>Arbacia lixula</i>	Abundancia	Grados de libertad	Sumatorio Mínimos cuadrat.	Media mínimos cuadrados	Valor F	Pr(>F)	Significa.
zona		3	35.64	11.88	2.812	0.0575	
sitio		1	3.38	3.375	0.799	0.379	
zona:sitio		3	13.46	4.486	1.062	0.381	
residuales		28	118.28	4.224			

Tabla 32. Resultado del ANOVA ($\alpha=0,01$) en la comparación de los valores de abundancia de *Arbacia lixula* entre zonas de "Alta frecuentación" y de "Baja frecuentación". Códigos de significación (***) = Significativo totalmente: 100%; ** = Alta significación: 99,99%; * = Significación media: 99%).

4.2.2.1 Comparación 2016-2017-2018.

Se ha realizado también la comparación estadística entre los datos obtenidos de las mismas variables en diferentes años (2016, 2017 y 2018). En este caso se ha realizado el mismo tipo de análisis que para las poblaciones anteriores pero añadiendo el factor (año) con tres niveles (2016, 2017 y 2018).

Así, se tiene un análisis ANOVA univariante con tres factores (zona, sitio y año) y sus interacciones para ambas especies de erizos en cada año. El diseño experimental fue el mismo que en el punto anterior, realizando las transformaciones necesarias si no se obtenía homocedasticidad de varianzas y reduciendo el error de tipo I al 1% en aquellos casos donde no se pudo obtener.

a) Abundancia.

Al comparar la abundancia en las especies *P. lividus* y *A. lixula*, en ambos casos se observa cómo el factor "año" resulta estadísticamente significativo. Además para el caso de *P. lividus* también es significativa la interacción entre "año" y "zona" (Tabla 33), mientras para *A. lixula* el factor "zona" también es diferente estadísticamente (Tabla 34).

ANOVA <i>P. lividus</i>	g.l.	S.C.	C.M.	F _{exp}	p-valor
zona	32	1.138	0.3792	1.095	0.356762
sitio	2	2.695	1.3477	3.893	0,024811*
año	2	5.34	2.6702	7.713	0,000922 ***
zona:año	6	8.856	1.476	4.263	0,000992***
sitio:año	4	0.755	0.1887	0.545	0.70306
zona:sitio	6	2.131	0.3552	1.026	0.415486
zona:sitio:año	12	4.669	0.389	1.1124	0.3551
residuales	72	24.926	0.3462		

Tabla 33. Resultado del ANOVA ($\alpha=0,05$) en la comparación de los valores de abundancia de *Paracentrotus lividus* entre zonas de "Alta frecuentación" y de "Baja frecuentación" incluyendo el factor "año". Códigos de significación (***) = Significativo totalmente: 100%; ** = Alta significación: 99,99%; * = Significación media: 99%).

ANOVA <i>A. lixula</i>	g.l.	S.C.	C.M.	F_{exp}	p-valor
zona	3	3.18	6.103	11.119	4,42e-06***
sitio	2	1.15	0.577	1.051	0.355
año	2	12.98	6.489	11.822	3,63e-05***
zona:año	6	5.49	0.914	1.666	0.1419
sitio:año	4	1.05	0.263	0.479	0.751
zona:sitio	6	4.59	0.764	1.392	0.2294
zona:sitio:año	12	14.3	1.191	2.17	0.0223
residuales	72	39.52	0.549		

Tabla 34. Resultado del ANOVA ($\alpha=0,01$) en la comparación de los valores de abundancia de *Arbacia lixula* entre zonas de "Alta frecuentación" y de "Baja frecuentación" incluyendo el factor "año". Códigos de significación (***) = Significativo totalmente: 100%; ** = Alta significación: 99,99%; * = Significación media: 99%).

En los gráficos 29 y 30 puede verse la abundancia promedio por año de *P. lividus* y *A. lixula*, respectivamente.

El año 2017 fue donde mayor abundancia se registró, resultando estadísticamente significativa para ambas especies.

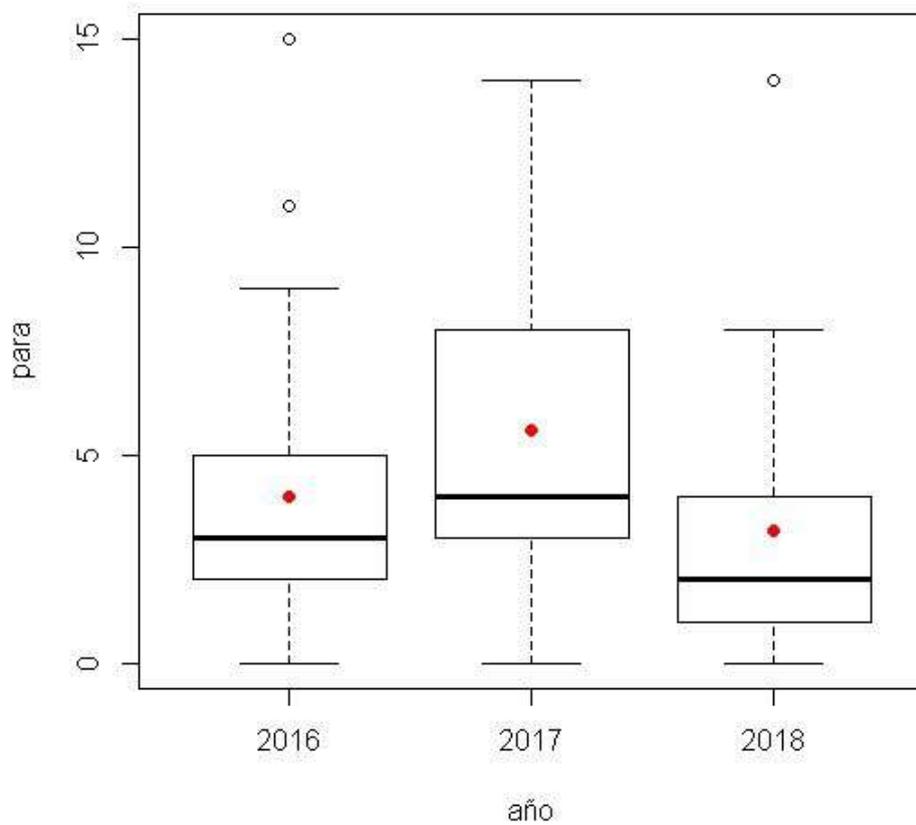


Gráfico 29. Diagrama de cajas sobre la abundancia (individuos/m²) de *Paracentrotus lividus* registrada en los años 2016, 2017 y 2018.

En el gráfico 30 también se aprecia un promedio mayor de abundancia en 2017 que resulta significativa, a pesar de que los valores de 2018 son muy similares comparativamente.

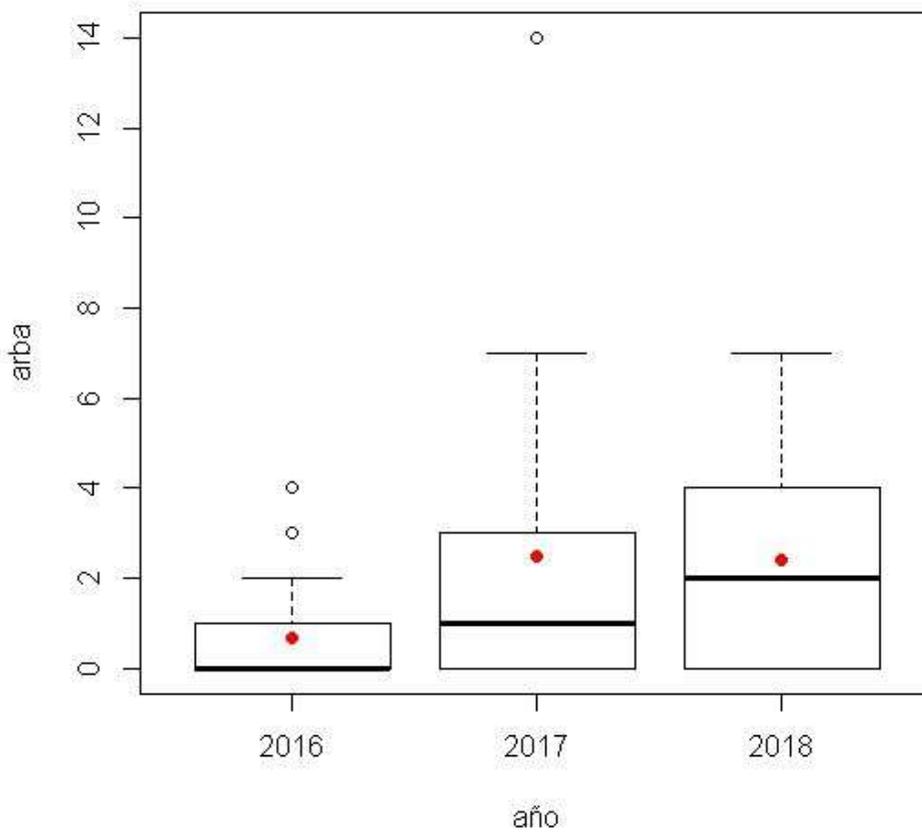


Gráfico 30. Diagrama de cajas sobre la abundancia (individuos/m²) de *Arbacia lixula* registrada en los años 2016, 2017 y 2018.

b) Tallas.

En este caso el factor “año” también es significativo junto con la interacción con “zona”, para ambas especies. La interacción de los tres factores también resulta significativa, así como por separado “zona” y “sitio” (Tablas 35 y 36). También se encontraron diferencias estadísticas en el factor “año” aunque las interacciones con este factor no obtuvieron diferencia estadística, en ninguna de estas especies.

ANOVA <i>P. lividus</i>	g.l.	S.C.	C.M.	Fexp	p-valor
zona	3	43	14.32	12.096	1,31e-07***
sitio	2	12.6	6.31	5.331	0,00517**
año	2	88.2	44.12	37.271	1,27e-15***
zona:año	6	39.4	6.56	5.544	1,52e-05***
sitio:año	4	5.6	1.41	1.192	0.31374
zona:sitio	6	17.1	2.85	2.404	0.027
zona:sitio:año	12	34.7	2.89	2.44	0,00447**
residuales	419	496	1.18		

Tabla 35. Resultado del ANOVA ($\alpha=0,01$) en la comparación de los valores de abundancia de *Paracentrotus lividus* entre zonas de "Alta frecuentación" y de "Baja frecuentación" incluyendo el factor "año". Códigos de significación (***) = Significativo totalmente: 100%; ** = Alta significación: 99,99%; * = Significación media: 99%).

ANOVA <i>A. lixula</i>	g.l.	S.C.	C.M.	Fexp	p-valor
zona	3	65.71	21.905	16.414	1,71E-09***
sitio	1	2.38	2.379	1.783	0.18345
año	1	14.26	14.261	10.687	0,00129**
zona:año	3	8.64	2.881	2.159	0.09442
sitio:año	1	0.62	0.619	0.463	0.49685
zona:sitio	3	10.81	3.603	2.7	0.04712
zona:sitio:año	3	9.69	3.23	2.42	0.06756
residuales	184	245.55	1.335		

Tabla 36. Resultado del ANOVA ($\alpha=0,01$) en la comparación de los valores de abundancia de *Arbacia lixula* entre zonas de "Alta frecuentación" y de "Baja frecuentación" incluyendo el factor "año". Códigos de significación (***) = Significativo totalmente: 100%; ** = Alta significación: 99,99%; * = Significación media: 99%).

Los gráficos 31 y 32 muestran los promedios de tallas por cada año de *P. lividus* y *A. lixula*, respectivamente. Puede observarse cómo el año 2017 (el que muestra mayores abundancias) es también donde se encuentran las tallas menores para cada especie:

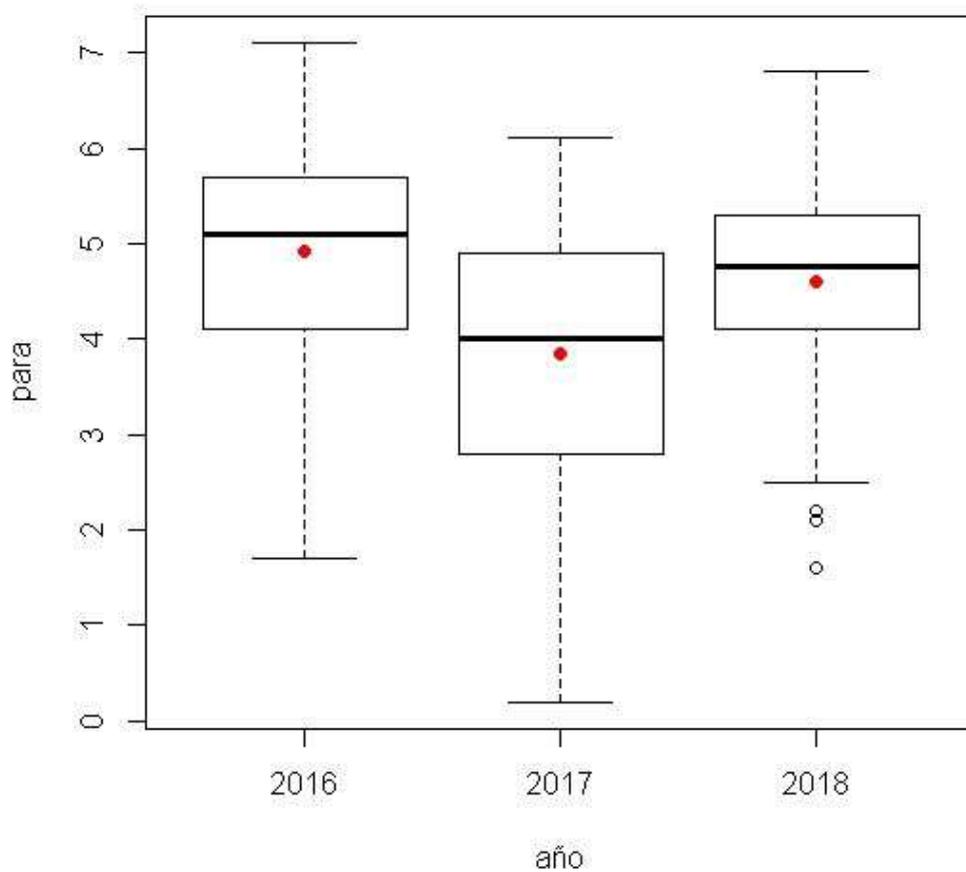


Gráfico 31. Diagrama de cajas de la talla (cm) de *Paracentrotus lividus* registrada en los años 2016, 2017 y 2018.

En el gráfico 32 se ve cómo se repite el patrón y las tallas menores de *Arbacia lixula* se ven apreciar también en el año 2017:

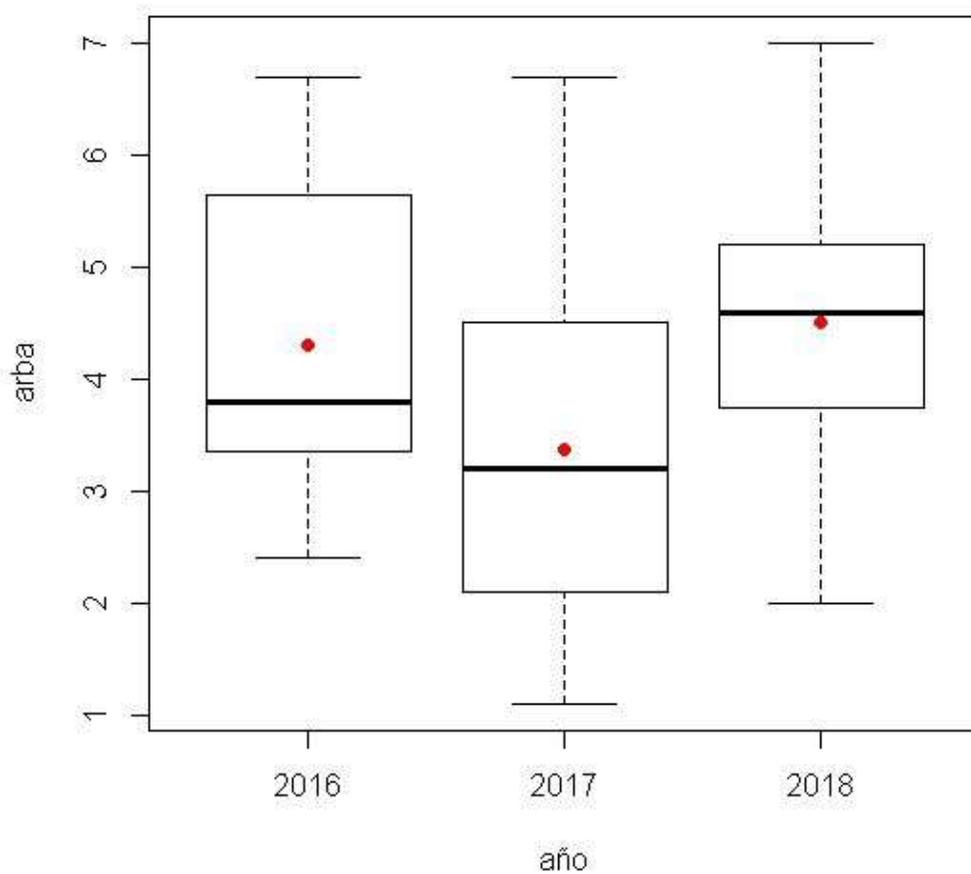


Gráfico 32. Diagrama de cajas de la talla (cm) de *Arbacia lixula* registrada en los años 2016, 2017 y 2018.

4.2.3. Poblaciones de nacras (*Pinna nobilis*).

La especie endémica *Pinna nobilis* (Linneo, 1758), también conocida como nacra, es la especie de bivalvo de mayor tamaño del mar Mediterráneo, pudiendo alcanzar una talla de 1 metro (Richardson *et al.*, 1999; García-March *et al.*, 2007). Las nacras viven con la porción anterior de la concha parcialmente enterrada y están fijadas al substrato mediante el biso (Katsanevakis, 2007). La distribución de la especie parece indicar que tiene una distribución contagiosa (Combelles *et al.*, 1986) formando metapoblaciones (García March, 2005) generalmente de 1 individuo / 100 m², intercalándose otras de mayor densidad que pueden llegar a 16 ejemplares / 100 m² (Vicente, 1990, Butler *et al.*., 1993; Ramos, 1998). Según Combelles *et al.* (1986) la distribución de la especie está principalmente relacionada con la disponibilidad de hábitat, como es la presencia de praderas de *Posidonia oceanica*.

La reproducción de esta especie acontece entre los meses de marzo y septiembre, siguiendo un patrón de hermafroditismo secuencial. *P. nobilis* se encuentra generalmente asociada a praderas de las fanerógamas marinas *P. oceanica* y *Cymodocea nodosa*, aunque también está presente en otro tipo de biocenosis, como el detrítico costero, con *maërl*, o incluso en arenas fangosas

Durante las últimas décadas las poblaciones de *P. nobilis* han decrecido bruscamente debido al abuso en su extracción por buceadores, pérdida de su biotopo natural (praderas de fanerógamas marinas), anclaje de embarcaciones y el efecto negativo que la polución tiene sobre las larvas (Katsanevakis & Tessalou, 2009). Debido a ello, *P. nobilis* ha sido incluida en el anexo II (lista de especies en peligro o amenazadas) del Convenio de Barcelona (Protocolo ASPIM) y también está estrictamente protegida por la Directiva *Habitats* 92/43/EEC.

Siguiendo lo indicado en el pliego del seguimiento científico de la reserva marina del Cap de Sant Antoni, se siguió un diseño de muestreo con dos localidades y en cada una de ellas, en tres sitios de muestreo. Los muestreos se realizaron mediante equipo de buceo autónomo (SCUBA). Para la toma de datos se contaron todos los ejemplares de *P. nobilis* dentro de

transectos de 20 m de longitud y 2 m de ancho, por lo que el área total muestreada por cada transecto fue de 40 m².

Durante el año 2018, se han realizado 18 transectos de 20 x 2 m, por lo que el área muestreada fue de 720 m², no contabilizándose ningún ejemplar vivo de *P. nobilis* en todos los muestreos realizados. Tampoco se encontraron restos de individuos muertos o conchas, consecuencia de los temporales acaecidos entre octubre de 2016 y 2018; etapa en la que se han realizado los muestreos. En concreto se han producido grandes temporales en diciembre de 2016, enero y febrero de 2017, superando los 4 m de altura de ola, por lo que es probable que los restos hayan quedado enterrados o altamente fragmentados.

En los muestreos realizados durante el año 2016 en aguas de la reserva marina del Cap de Sant Antoni, el presente equipo de trabajo, observó, en algunos de los ejemplares de *P. nobilis*, ciertos síntomas de comportamiento inusuales, como retraimiento del manto y una velocidad de respuesta lenta ante perturbaciones exteriores. Posteriormente, se comprobó que comportamiento es una de las primeras señales externas para detectar que un ejemplar de *P. nobilis* está afectado por la pandemia que está aniquilando a estos bivalvos en el mediterráneo español.

La causa de la mortalidad masiva e *P. nobilis* es un protozoo parásito del género *Haplosporidium* (Darriba, 2017), que posteriormente Catanese et al., (2018) han identificado como una nueva especie, en concreto como *H. pinnae*, que afecta de forma específica a *P. nobilis*, ya que *P. rudis*, no está siendo afectada por la mortalidad masiva (Cabanellas-Reboredo et al., 2018).

La presencia de este protozoo en *P. nobilis* produce una fuerte respuesta inflamatoria del huésped una vez producida la infección, con una grave infiltración del tejido conectivo de la glándula digestiva por los hemocitos hialinos del huésped que, finalmente, conduce a la

inanición y muerte del huésped (Vázquez-Luis *et al.*, 2017).

Debido a la rapidez en la que se ha producido la mortalidad masiva, todavía se desconocen algunos aspectos importantes de este protozoo parásito, como son la causa, o causas, que han disparado su proliferación y su forma de propagación, aunque probablemente esto último lo haga a través de las corrientes marinas, como se ha comprobado mediante la modelización de la dispersión del parásito (Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2018).

La alta mortandad de individuos de esta especie, que ocurre desde el verano de 2016, ha tenido como consecuencia su práctica desaparición en numerosas zonas mediterráneas. Así, en Andalucía e Islas Baleares, se supera hasta el 90% de mortalidad (Vazquez, *et al.*, 2017) y en la reserva marina de la isla de Tabarca el 100 %. Otras zonas del mediterráneo español, a día de hoy, no están tan afectadas por estas elevadas tasas de mortalidad, en concreto en el delta del Ebro (Tarragona) y el Mar Menor (Murcia). Esta alta mortalidad de la especie ha producido su declaración por el Ministerio para la Transición Ecológica, mediante la Orden TEC/1078/2018, de 28 de septiembre de 2018, por la que se declara la situación crítica de *P. nobilis*, entre otras especies, en España, y se declaran de interés general las obras y proyectos encaminados a la recuperación de dicho taxón.

4.2.4. Poblaciones de invertebrados sensibles al buceo.

En la última década las actividades humanas unidas al llamado “turismo acuático” han experimentado un gran auge; estas actividades son principalmente, el buceo, la pesca deportiva y las embarcaciones deportivas (Jenner & Smith, 1992). En el litoral alicantino hay algo más de 50 clubs de buceo. El buceo recreativo se ha erigido en los últimos tiempos como una importante actividad turística complementaria a la habitual de sol y playa, e incluso es capaz de generar un turismo especializado que se mantiene más o menos constante a lo largo del año. Por otro lado, el desarrollo de esta actividad ha traído como consecuencia un aumento de la densidad de buceadores en ciertas zonas y épocas del año, lo que puede

provocar diversos efectos sobre las distintas comunidades biológicas.

Las zonas con más atractivo para esta actividad son las zonas rocosas, que suelen presentar cavidades, recovecos y cuevas donde se desarrolla gran cantidad de flora y fauna; fundamentalmente lo que valora el turista subacuático es la riqueza y variedad del paisaje, esto es, la heterogeneidad espacial, o lo que algunos autores han denominado “diversidad geológica”, algo que puede verse alterado por la presencia de un exceso de practicantes de este deporte, disminuyendo tanto la calidad del medio ambiente como el atractivo de la inmersión.

En la zona de la RMIPCSA no existen puntos de buceo de gran afluencia de buceadores, motivado por un lado por el predominio de praderas de *Posidonia oceanica*, que ofrecen una escasa heterogeneidad espacial, y también por otros factores, como que son por lo general fondos bastante expuestos al oleaje, que existen zonas próximas como la Isla del Portitxol, más apreciadas por los buceadores, y donde la tramitación para el buceo deportivo es más laxa que en el interior de la reserva. No obstante en el presente trabajo se han seleccionado dos zonas donde el buceo se da con mayor frecuencia y dos donde no es así.

El buceo deportivo no es una actividad que se realiza regularmente a lo largo del año, si no que se concentra en gran medida en los meses de verano, aproximadamente el 70% de las inmersiones se efectúan en esa estación (García-Charton *et al.*, 2007).

El buceo recreativo es una de las formas más importantes de uso comercial de las AMPs en el mundo, llevando aparejado, en general, niveles variables de impacto sobre la biodiversidad – especies y comunidades (Davis & Tisdell, 1996; Dearden *et al.*, 2007; Uyarra & Côté, 2007). Una gran cantidad de estudios se han aproximado al problema de medir el impacto del submarinismo recreativo (p. ej., Hawkins & Roberts, 1997; Garrabou *et al.*, 1998; Hawkins *et al.*, 2005; Hasler & Ott, 2008). Los efectos biológicos locales pueden llegar a ser

dramáticos (Rouphael & Inglis, 2001; Walters & Samways, 2001; Rudd & Tupper, 2002; Zakai & Chadwick-Furman, 2002; Barker & Roberts, 2004; Coma *et al.*, 2004).

Los buceadores con escafandra autónoma pueden afectar a los organismos de varios modos, sea intencionadamente o no (Milazzo *et al.*, 2002; Uyarra & Côté, 2007). Los daños son debidos principalmente al contacto de aletas, equipos y el propio cuerpo con organismos, por el efecto de las burbujas en cuevas y extraplomos, o la resuspensión de sedimentos (Milazzo *et al.*, 2002), pudiendo asimismo darse cambios en el comportamiento de los peces (Kulbicki, 1998; Milazzo *et al.*, 2006).

En el Mediterráneo se han utilizado en algunas ocasiones especies frágiles para cuantificar el impacto del buceo, tales como briozoos (Sala *et al.*, 1996; Garrabou *et al.*, 1998) y cnidarios (gorgonias: Coma *et al.*, 2004). En este trabajo se aborda el estudio de las poblaciones de invertebrados que pueden servir como bioindicadoras frente a la excesiva frecuentación de buceadores, tales especies han sido las gorgonias y el conocido como falso coral.

El uso de *Myriapora truncata* como indicador del impacto de submarinismo recreativo tiene su antecedente en el trabajo de Calvisi *et al.* (2003) para el caso de las cuevas submarinas, y, más recientemente, Guarnieri *et al.* (2012) citan a esta especie como especialmente sensible y frágil al paso de buceadores en cuevas submarinas. Ya en 1991, Pérez-Ruzafa *et al.* destacaban la gran abundancia de esta especie en el área de Cabo de Palos, lo que, junto a su carácter quebradizo y frágil ante la presencia de buceadores la hace especialmente adecuada para su uso como indicador del impacto del buceo recreativo en la reserva marina.

De este modo, se muestreó en 4 puntos donde se detectó la presencia de buceadores (Tabla 37) (*Anejo 1. Mapas. 8. Seguimiento de Invertebrados de interés*).

Denominación	UTM X	UTM Y
FAM1	777.082	4.300.064
FAM2	777.335	4.299.911
FBM1	774.973	4.301.235
FBM2	775.769	4.300.780

Tabla 37. Coordenadas de muestreo de los puntos de posible influencia del buceo en los invertebrados sensibles.

En cada uno de los puntos se seleccionaron colonias de *Myriapora truncata* y/o *Eunicella singularis*, tomándose fotografías en junio y, posteriormente, en octubre. En el mes de junio se fotografiaron un total de 30 individuos de *Myriapora truncata* y a penas 4 ejemplares de *Eunicella singularis*, los cuales fueron fotografiados de nuevo en el mes de octubre, sobre éstos se ha estimado su área o volumen para posteriormente realizar un test de análisis de varianza ANOVA al objeto de detectar si hubo o no alteraciones significativas por rotura que pudieran achacarse a un potencial impacto del buceo y, en el caso de *E. singularis* viendo también la colonia epibiontes que habita sobre éstas. El resultado se muestra en la tabla 38, y en el Anejo 2 de Fotografías se muestran los pares de fotogramas.

Especie	Zona	% Antes	% Después	Especie	%Epibiontes	%Epibiontes	%Rotura	%Rotura
					Antes	Después	Antes	Después
M.truncata	Buceo	95	85	E. singularis	45	45	0	0
M.truncata	Buceo	100	100	E. singularis	5	5	5	5
M.truncata	Buceo	100	100	E. singularis	20	30	0	0
M.truncata	Buceo	95	90	E. singularis	5	5	0	0
M.truncata	Buceo	80	80					
M.truncata	Buceo	95	100					
M.truncata	Buceo	100	100					
M.truncata	Buceo	80	80					
M.truncata	Buceo	90	85					

M.truncata	Buceo	100	95					
M.truncata	Buceo	100	95					
M.truncata	Buceo	100	100					
M.truncata	Buceo	80	80					
M.truncata	Buceo	100	100					
M.truncata	Buceo	100	100					
M.truncata	No buceo	100	100					
M.truncata	No buceo	100	90					
M.truncata	No buceo	100	100					
M.truncata	No buceo	100	100					
M.truncata	No buceo	90	90					
M.truncata	No buceo	100	95					
M.truncata	No buceo	95	90					
M.truncata	No buceo	95	90					
M.truncata	No buceo	100	95					
M.truncata	No buceo	90	90					
M.truncata	No buceo	90	95					
M.truncata	No buceo	100	100					
M.truncata	No buceo	100	100					
M.truncata	No buceo	100	100					
M.truncata	No buceo	80	85					
	Promedio	95,16666667	93,66666667		18,75	21,25	1,25	1,25

Tabla 38. Organismos y colonias evaluados antes (junio) y después (octubre), con la estimación de su superficie o volumen (%) inicial y final.

El resultado obtenido con los especímenes de *Myriapora truncata* mostró una variación promedio del 2% entre ambos meses, siendo el mes de octubre donde se han observado las colonias más deterioradas respecto a las observaciones realizadas a principio de la temporada estival. En el caso de las colonias de *Eunicella singularis* observadas, se registró un mayor porcentaje de epibiontes en las observaciones realizadas en el mes de octubre respecto a las realizadas en el mes de junio, no obstante el estado de conservación de los

especímenes no varió en el espacio temporal de la temporada veraniega.

El análisis estadístico efectuado para determinar si hay afectación o no entre las colonias de *M. truncata*, determinó que no hay diferencias estadísticamente significativas, por lo que no se puede inferir que haya impacto por buceo (Tabla 39). Hay que destacar que debido al limitado número de individuos de *Eunicella singularis* encontrados en los puntos de muestreo, no es posible realizar un análisis estadístico lo suficientemente robusto para determinar si existen diferencias estadísticamente significativas.

Resultados ANOVA	GL	SC	CM	F	P valor
	1	0,4	0,42	0,008	0,927

Tabla 39. Resultado del análisis de ANOVA para las muestras “antes” y “después” de *Myriapora truncata*. GL: grados de libertad. SC: suma de cuadrados. CM: cuadrados medios. F: valor de f.

5. Referencias.

- Andrew, N. L., Y. Agatsuma, E., Ballesteros, A. G., Bazhin, E. P., Creaser, D. K. A., Barnes, L. W., Botsford, A., Bradbury, A., Campbell, J. D., Dixon, S., Einarsson, P. K., Gerring, K., Hebert, M., Hunter, S. B., Hur, C. R., Johnson, M. A., Juinio-Meñez, P., Kalvass, R. J., Miller, C. A., Moreno, J. S., Palleiro, D., Rivas, S. M. L., Robinson, S. C., Schroeter, R. S., Steneck, R. L., Vadas, D. A. & Xiaoqi, W. Z., 2002. Status and management of World sea urchin fisheries. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 40: 343-425.
- Asnaghi, V., Chiantore, M., Bertolotto, R-M., Parravicini, V., Cattaneo-Vietti, R., Gaino, F., Moretto, P., Privitera, D. & Mangialajo, L. 2009. Implementation of the European Water Framework Directive: Natural variability associated with the CARLIT method on the rocky shores of the Ligurian Sea (Italy). *Marine Ecology*, 30 (4): 505–513.
- Augier H. y C.F. Bouderesque, 1970. Vegetation marine de l' île de Port-Cros VI: La baie de Port-Man et le problème de la régression de l' herbier de Posidonies. *Bull. Mus. Hist. Nat. Marseille*. 30: 145-164.
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L. & Torres, M. 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 172-180.
- Barker, N.H.L. & Roberts, C. 2004. Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* 120: 481-489.
- Bermejo, R., Vergara, J.J. & Hernández, I. 2012. Application and reassessment of the reduced species list index for macroalgae to assess the ecological status under the Water Framework Directive in the Atlantic coast of Southern Spain. *Ecological Indicators. Marine Benthic Indicators* 12, (1): 46–57.
- Besteiro, C. & Ugorri, V., 1988. Inventario de dos equinodermos de Galicia (Echinodermata). En: O Castro-Sada (Ed.). *Cadernos da Area de Ciencias Biolóxicas*, (Inventarios). Seminario de Estudos Galegos, A Coruña: 51.
- Boudouresque, C.F. y A. Meinesz, 1982. Decouverte de l'herbier de posidonie. *Cahier Parc Nation. Pot-Cros* 4: 79 pp.
- Boudouresque, C. F. & Verlaque, M., 2001. Ecology of *Paracentrotus lividus*. In: Lawrence J.M. (ed) *Edible sea urchins: biology and ecology*. Elsevier Science, Amsterdam, 32.
- Brusca, R.C. & Brusca, G.J. 2003. *Invertebrates*, Sinauer Associates, Sunderland, M.A.
- Bulleri, F., Beneditti-Cecchi, L. & Cinelli, F., 1999. Grazing by the sea urchins *Arbacia lixula* L. and *Paracentrotus lividus* Lam. in the Northwest Mediterranean. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 241: 81-95.
- Butler, A., Vicente, N., & De Gaulejac, B. (1993). Ecology of the pteroid bivalves *Pinna bicolor* Gmelin and *Pinna nobilis* L. *Marine Life*, 3(1-2), 37-45.
- Cabanellas-Reboredo, M., Vázquez-Luis, M., Mourre, B., Álvarez, E., Deudero S., Amores, A., Addis, P.,

- Ballesteros, K., Barrajón, A., Coppa, S., García-March, J.R., Giacobbe, S., Giménez Casaldueiro, F., Hadjioannou, L., Jiménez-Gutiérrez, S.V., Katsanevakis, S., Kersting, D., Mačić, V., Mavrič, B., Paolo Patti, F., Planes, S., Prado, P., Sánchez, J., Tena-Medialdea, J., de Vaugelas, J., Vicente, N., Zohra Belkhamssa, F., Zupan, I., Hendriks, I.E. (2018). Tracking the dispersion of a pathogen causing mass mortality in the pen shell *Pinna nobilis*: a collaborative effort of scientists and citizens. *Scientific Reports* (en prensa).
- Calvisi, G., Pais, M. & Floris, A. 2003. Un metodo di valutazione dell'impacto dell'attività subacquea in un'area marina protetta sarda. *Biologia Marina Mediterranea* 10: 503-505.
- Catanese, G., Grau, A., Valencia, J. M., Garcia-March, J. R., Vázquez-Luis, M., Alvarez, E., Deudero, S., Darriba, S., Carballal, M.J., Villalba, A. (2018). Haplosporidium pinnae sp. nov., a haplosporidan parasite associated with mass mortalities of the fan mussel, *Pinna nobilis*, in the Western Mediterranean Sea. *Journal of invertebrate pathology*, 157, 9-24.
- Cochran, W.G. 1951. Testing a linear relation among variances. *Biometrics*, 7: 17-32.
- Coma, R., Pola, E., Ribes, M., Zabala, M. 2004. Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas. *Ecological Applications* 14: 1466-1478.
- Combelles, S., Moreteau, J. C., & Vicente, N. (1986). Contribution a la connaissance de l'ecologie de *Pinna nobilis* L.(Mollusque eulamelibranche). *Sci. Rep. Port--Cros Nat. Park*, 12, 29-43.
- Darriba, S. (2017). First haplosporidan parasite reported infecting a member of the Superfamily Pinnoidea (*Pinna nobilis*) during a mortality event in Alicante (Spain, Western Mediterranean). *Journal of invertebrate pathology*, 148, 14-19.
- Daza, J. L., Del Castillo y Rey, F. & Márquez, I., 2002. *La pesquería del erizo y anémona de mar en el litoral de Cádiz y Málaga*. JUNTA DE ANDALUCÍA. Consejería de Agricultura y Pesca.
- Davis, D. & Tisdell, C. 1996. Economic management of recreational scuba diving and the environment. *Journal Environmental Management* 48: 229-248.
- Dearden, P., Bennett, M. & Rollins, R. 2007. Perceptions of diving impacts and implications for reef conservation. *Coastal Management* 35: 305-317.
- Díaz, E. & Marbà, N., 2009. 1120 *Posidonia oceanica*. Praderas de *Posidonia oceanica* (*). En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 129 pp.
- Esteban, V. Yepes, V. 2005. Ordenación de la náutica de recreo sobre las praderas de *Posidonia oceanica*. *VIII Jornadas españolas de Ingeniería de Costas y Puertos*.
- FAO, 2006. Fishstat Plus, Dataset-Total Fishery Production (1996-2006).
- García-Charton J.A, J.T. Bayle, J.L. Sánchez-Lizaso, P. Chiesa, F. Llaudó, C. Pérez and H. Djian, 1993. Respuesta de la pradera de *Posidonia oceanica* y su ictiofauna asociada al anclaje de embarcaciones en el parque Nacional de Port-Cros Francia. *Publ. Espec. - Inst. Esp. Ocean.* 11, pp. 423-430.
- García-Charton, J.A., Herrero-Pérez, A., Esparza-Alaminos, O., Pérez-Ruzafa, A., & Marcos, C. 2007. Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- García March, J. R. 2005. Aportaciones al conocimiento de la biología de *Pinna Nobilis* Linneo, 1758 (Mollusca bivalvia) en el litoral mediterráneo ibérico.
- García-March, J. R., García-Carrascosa, A. M., Cantero, A. P., & Wang, Y. G. 2007. Population structure,

- mortality and growth of *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758 (Mollusca, Bivalvia) at different depths in Moraira bay (Alicante, Western Mediterranean). *Marine Biology*, 150(5), 861-871.
- Garrabou, J., Sala, E., Arcas, A. & Zabala, M. 1998. The impact of diving on rocky sublittoral communities: A case study of a bryozoan population. *Conservation Biology* 12: 302-312.
- González-Irusta, J. M., Goñi de Cerio, F. & Canteras, J. C., 2009. Reproductive cycle of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the Cantabrian Sea (northern Spain): environmental effects. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*: 11.
- Guarnieri, G., Terlizzi, A., Bevilacqua, S. & Frascchetti, S. 2012. Increasing heterogeneity of sensitive assemblages as a consequence of human impact in submarine caves. *Marine Biology* 159: 1155-1164.
- Harmelin, J.G., Sartoretto, S. & Francour, P. 1999. *Mise en place d'une stratégie de suivi de l'ichtyofaune et des peuplements de Gorgonaires de l'archipel de Riou*. Contrat Ville de marseille, Direction de l'environnement et des Déchets & Centre d'Océanologie de Marseille. COM, publ. Marseille: 1-10.
- Hasler, H., Ott, J.A. 2008. Diving down the reefs? Intensive diving tourism threatens the reefs of the northern Red Sea. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1788-1794.
- Hawkins, J.P. & Roberts, C.M. 1997. Estimating the carrying capacity of coral reefs for scuba diving. En: Lessios HA, Macintyre IG (Ed.) *Proceedings 8th International Coral Reef Symposium, Vol. 2. Panama: 8th International Coral Reef Symposium Executive Committee, Smithsonian Tropical Research Institute: 1923-1926*.
- Hawkins, J.P., Roberts, C.M., Kooistra, D., Buchan, K. & White, S. 2005. Sustainability of scuba diving tourism on coral reefs of Saba. *Coastal Management* 33: 373-387.
- Jenner, P. y C. Smith. 1992. Europe. In. *The tourism industry and the environment. London: The economist Intelligence Unit* (Special Report 2453).
- Jeu de Grissac, A., 1984. Effects des herbiers a *Posidonia oceanica* sur la dynamique marine et la sédimentologie littorale. En *International workshop Posidonia oceanica Beds*. C.F. Bouderesque, A. Jeu de Grissac y J. Olivier (Eds.) *Gis Posidonie Pubul, Fr. 1: 437-443*.
- Jiménez-Gutiérrez, S.V., Triviño, A., García-March R., Lozano, F. 2010. Bayle Sempere (Coord.). XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina: Bases científicas para la gestión sostenible de la biodiversidad marina. Libro de resúmenes, Universidad de Alicante, Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada, Alicante. 370 pp.
- Katsanevakis, S. 2007. Growth and mortality rates of the fan mussel *Pinna nobilis* in Lake Vouliagmeni (Korinthiakos Gulf, Greece): a generalized additive modelling approach. *Marine Biology*, 152(6), 1319-1331.
- Katsanevakis, S., & Thessalou-Legaki, M. 2009. Spatial distribution, abundance and habitat use of the protected fan mussel *Pinna nobilis* in Souda Bay, Crete. *Aquatic Biology*, 8(1), 45-54.
- Kulbicki, M. 1998. How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 222: 11-30.
- Milazzo, M., Chemello, R., Badalamenti, F., Camarda, R. & Riggio, S. 2002. The impact of human recreational activities in marine protected areas: what lessons should be learnt in the Mediterranean Sea?. *Marine*

Ecology 23: 280–290.

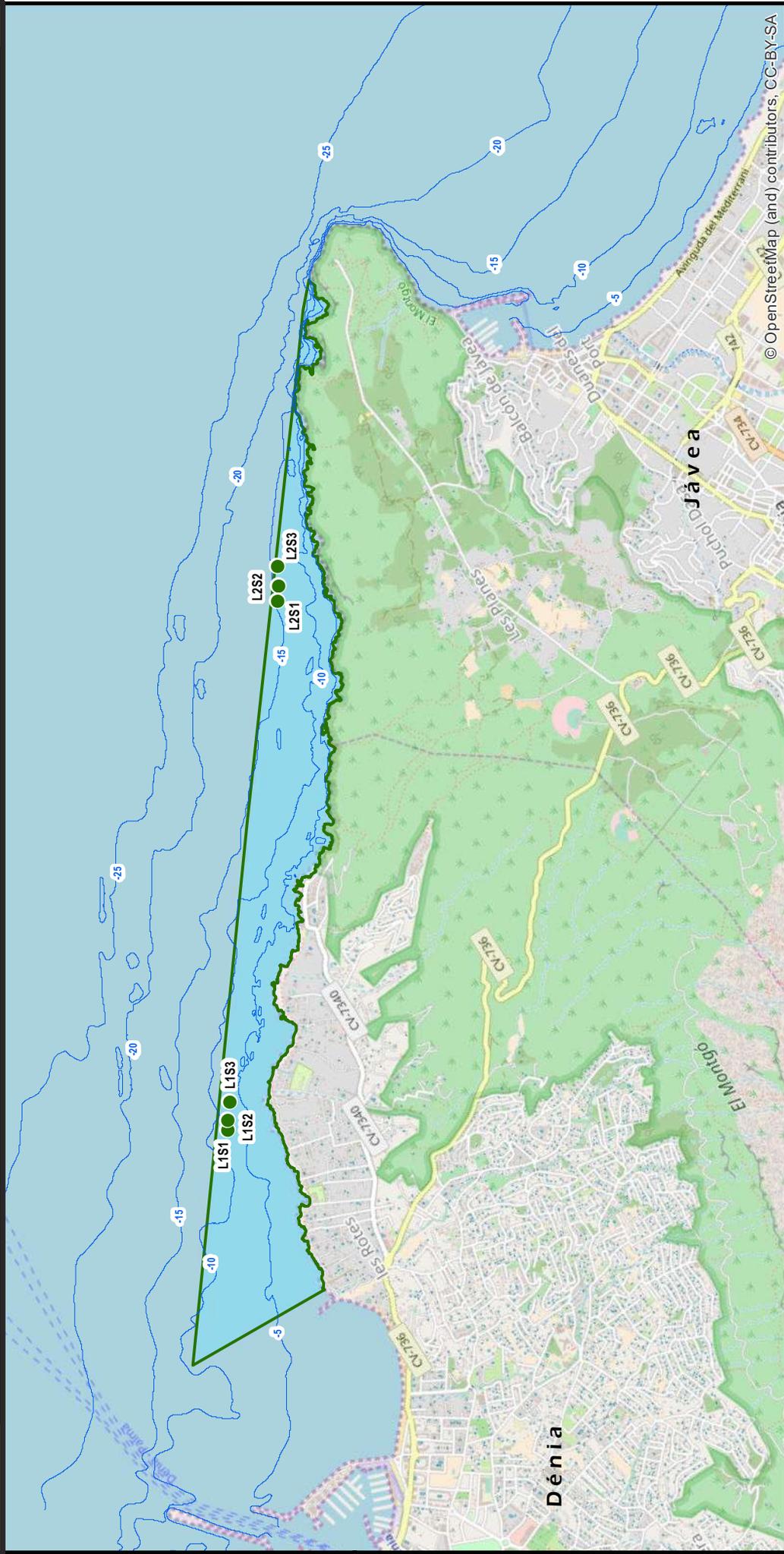
- Milazzo, M., Anastasi, I. & Willis, T.J. 2006. Recreational fish feeding affects coastal fish behaviour and increases frequency of predation on damselfish (*Chromis chromis*) nests. *Marine Ecology Progress Series* 310: 165-172.
- Pérès, J.M., 1977. Utilité et importance de l'herbier de posidonies en Méditerranée. *Bull. Off. Nat. Peches Tunisie*. 1 (1): 3-8.
- Pérez-Ruzafa, A., Calvín, J.C., Marcos, C., Marín, A., Pérez-Ruzafa, I.M., Terrados, J. & Ros, J.D. 1991. Contribución al estudio de las comunidades bentónicas del cabo de Palos (Murcia, SE de España) y su cartografía bionómica. *Actas V Simp. Ibér. Estud. Bentos Mar.* 1: 385-420.
- Porcher, M. 1984. Impact de moullages forains sur les herbiers a *Posidonia oceanica*. En International En International workshop Posidonia oceanica Beds. C.F. Bouderesque, A. Jeudy de Grissac y J. Olivier (Eds.) *Gis Posidonie Publ, Fr.* 1: 145-148.
- Ramos, M. A. 1998. Implementing the Habitats Directive for Mollusca in Spain. *Journal of Conchology*, (2), 125-132.
- Richardson, C. A., Kennedy, H., Duarte, C. M., Kennedy, D. P., & Proud, S. V. 1999. Age and growth of the fan mussel *Pinna nobilis* from south-east Spanish Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Marine Biology*, 133(2), 205-212.
- Riquelme, F., Bald, J., Galparsoro, I., Liria, P., Menchaca, I. & Rodríguez, J.G. 2013. Análisis de la idoneidad del hábitat del erizo de mar (*Paracentrotus lividus*) en el litoral del País Vasco. *Revista de Investigación Marina*, 20(9): 149 -163.
- Robert, P. 1983. Degradation de l'herbier de Posidonies dans la zone de mouillage organisé de la baie de Port-Cros. *Trav. Sci. Parc nation.* 9: 195-198.
- Rouphael, A.B. & Inglis, G.J. 2001. 'Take only photographs and leave only footprints'? An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation* 100: 281–287.
- Rudd, M.A. & Tupper, M.H. 2002. The impact of Nassau grouper size and abundance on scuba diver site selection and MPA economics. *Coastal Management* 30: 133–151.
- Sala, E., Garrabou, J. & Zabala, M. 1996. Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology* 126: 451– 459.
- Siletic, T., & Peharda, M. 2003. Population study of the fan shell *Pinna nobilis* L. in Malo and Veliko Jezero of the Mljet National Park (Adriatic Sea). *Scientia Marina*, 67(1), 91-98.
- Sugni, M., Mozzi, D., Barbaglio, A., Bonasoro, F. & Candia Carnevali, M.D. 2007. Endocrine disrupting compounds and echinoderms: New ecotoxicological sentinels for the marine ecosystem. *Ecotoxicology*, 16: 95 – 108.
- Tuya, F., Cisneros-Aguirre, J., Ortega-Borges, L. & Haroun, R. J., 2007. Bathymetric segregation of sea urchins on reefs of the Canarian Archipelago: Role of flow-induced forces. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 73: 481-488.
- Underwood, A.J. 1981. Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 19: 513-605.

- Uyarra, M.C. & Côté, I.M. 2007. The quest for cryptic creatures: impacts of species-focused recreational diving on corals. *Biological Conservation* 136: 77–84.
- Vázquez-Luis, M., Álvarez, E., Barrajon, A., García-March, J.R., Grau, A., Hendriks, I.E., Jiménez, S., Kersting, D.K., Moreno, D., Pérez, M., Ruiz, J., Sánchez, J., Villalba, A., Deudero, S., (2017). S.O.S. *Pinna nobilis*: a mass mortality event in western Mediterranean Sea. *Front. Mar. Sci.* 4, 220.
- Vega, M., Pardo, R., Barrado, E. & Deban, L., 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research*, 32: 3581-3592.
- Vicente, N. 1990. Estudio ecológico y protección del molusco lamelibranquio *Pinna nobilis* L. 1758 en la costa mediterránea. *Iberus*, 9(1-2), 269-279.
- Walters, R.D.M. & Samways, M.J. 2001. Sustainable dive ecotourism on a South African coral reef. *Biodiversity and Conservation* 10: 2167–2179.
- Williams, H., 2002. Sea Urchin Fisheries of the World: A Review of Their Status, Management Strategies and Biological of the Principal Species. Department of Primary Industries, Water and Environment. *Tasmania*: 29 pp.
- Zakai, D. & Chadwick-Furman, N.E. 2002. Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation* 105: 179-187.

Anejo1. Mapas.

- 1. Seguimiento de Especies de Interés: *Posidonia oceanica***
- 2. Impacto del Fondo sobre praderas de *Posidonia oceanica***
- 3. Hábitat Arrecifes: Índice Carlit / Sector 1**
- 4. Hábitat Arrecifes: Índice Carlit / Sector 2**
- 5. Hábitat Arrecifes: Índice Carlit / Sector 3**
- 6. Hábitat Arrecifes: Índice Carlit / Sector 4**
- 7. Hábitat Arrecifes: Índice Carlit / Sector 5**
- 8. Seguimiento de Invertebrados de Interés**

Seguimiento de Especies de Interés: *Posidonia oceanica*



Leyenda

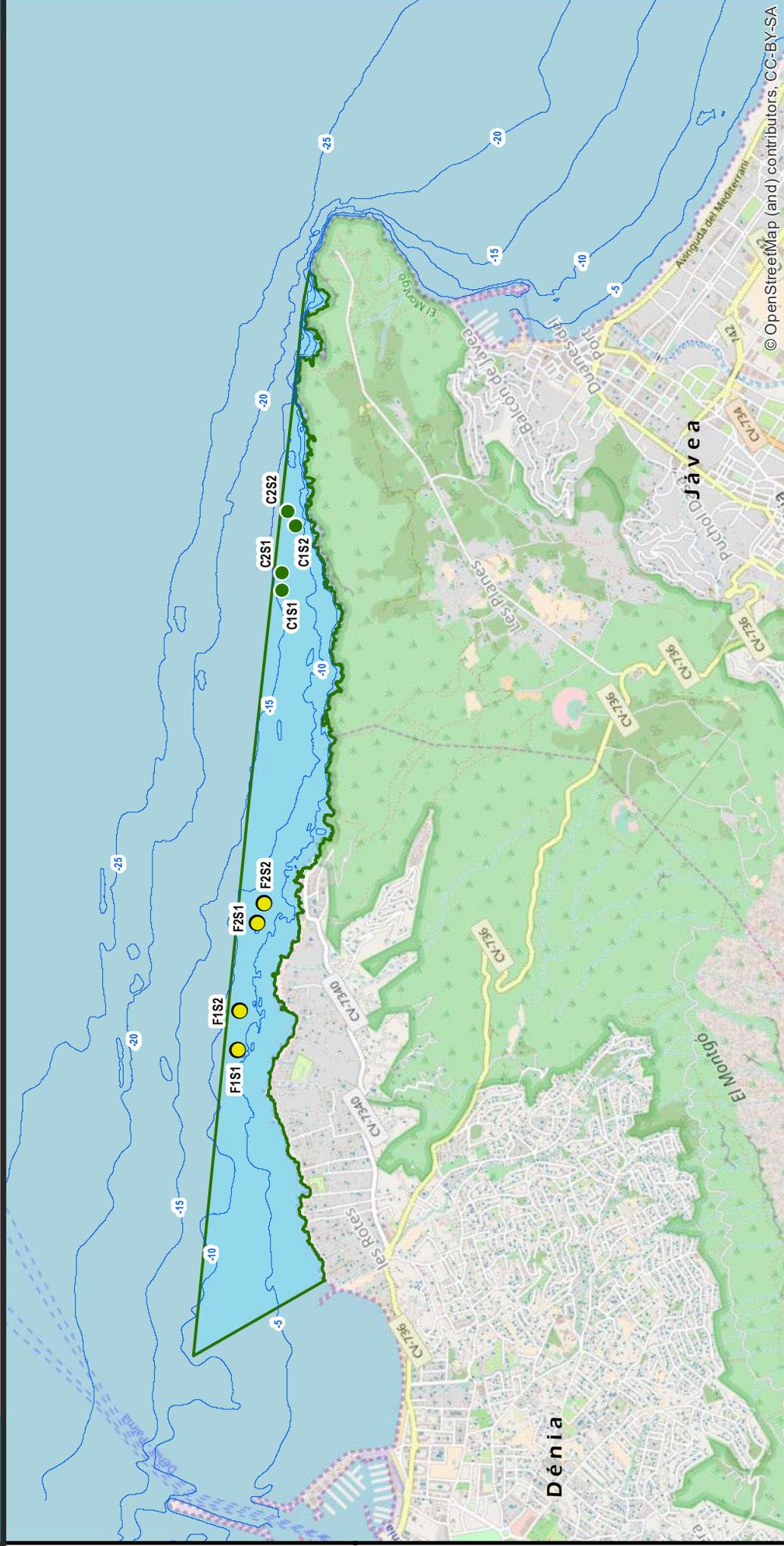
-  Isobatas (cada 5 m)
-  Reserva Marina del Cabo de San Antonio

-  Estaciones de *Posidonia oceanica*
L=Lugar, S= Sitio



ETRS89 UTM Zona 30

Impacto del Fondeo sobre praderas de Posidonia oceanica



© OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA

Leyenda

- Isobatas (cada 5 m)
- Reserva Marina del Cabo de San Antonio

Estaciones de Fondeo sobre praderas de *Posidonia oceanica*:

- Impacto
- Control



ETRS89 UTM Zona 30

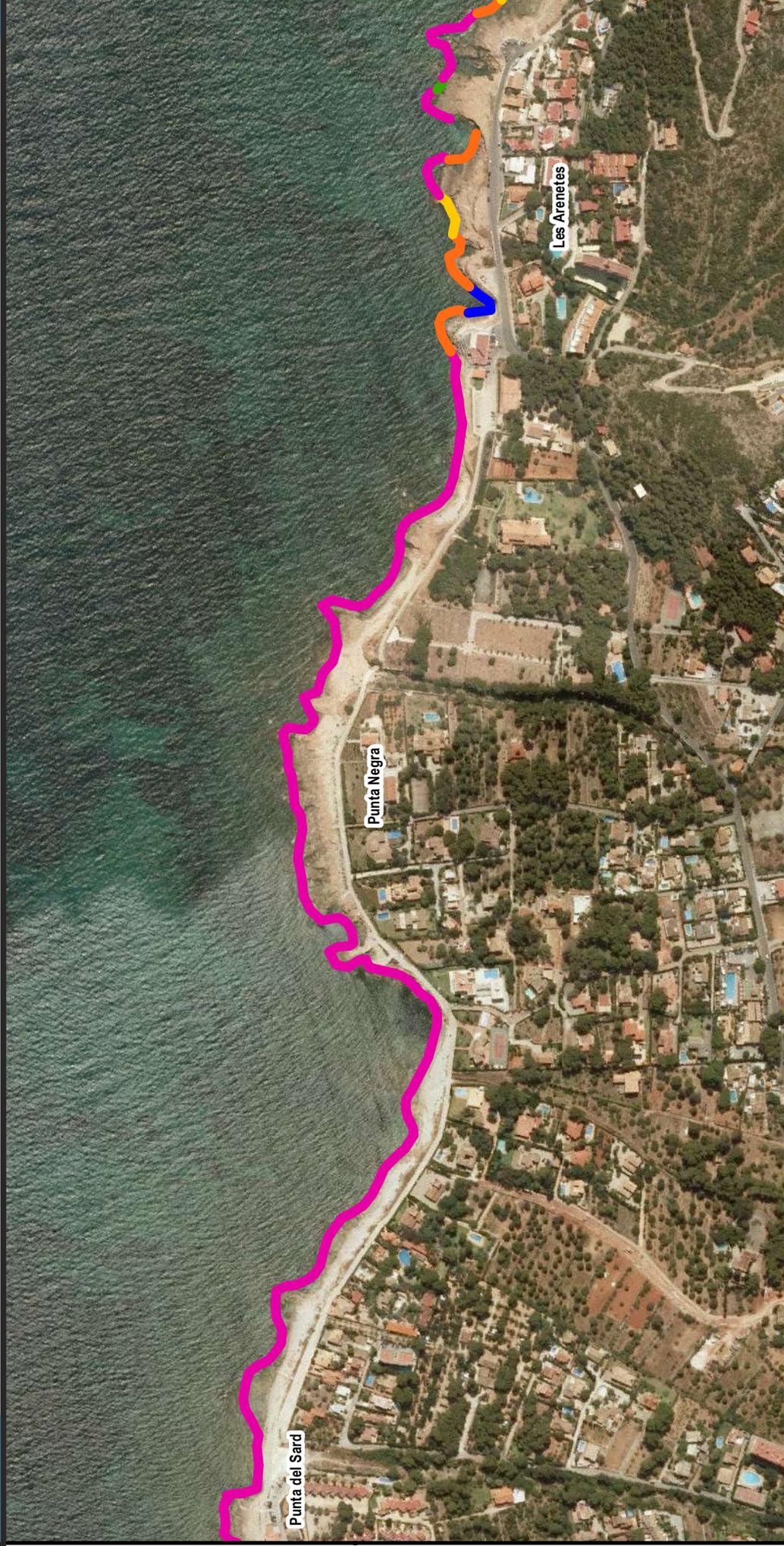


Leyenda

- █ Algas verdes
- █ *Ellisolandia elongatum* / *Heliptilon virgatum*
- █ *Cystoseira* - Vermétidos continua
- █ *Cystoseira* - manchas aisladas
- █ *Cystoseira* - manchas raras y dispersas

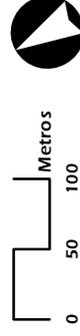


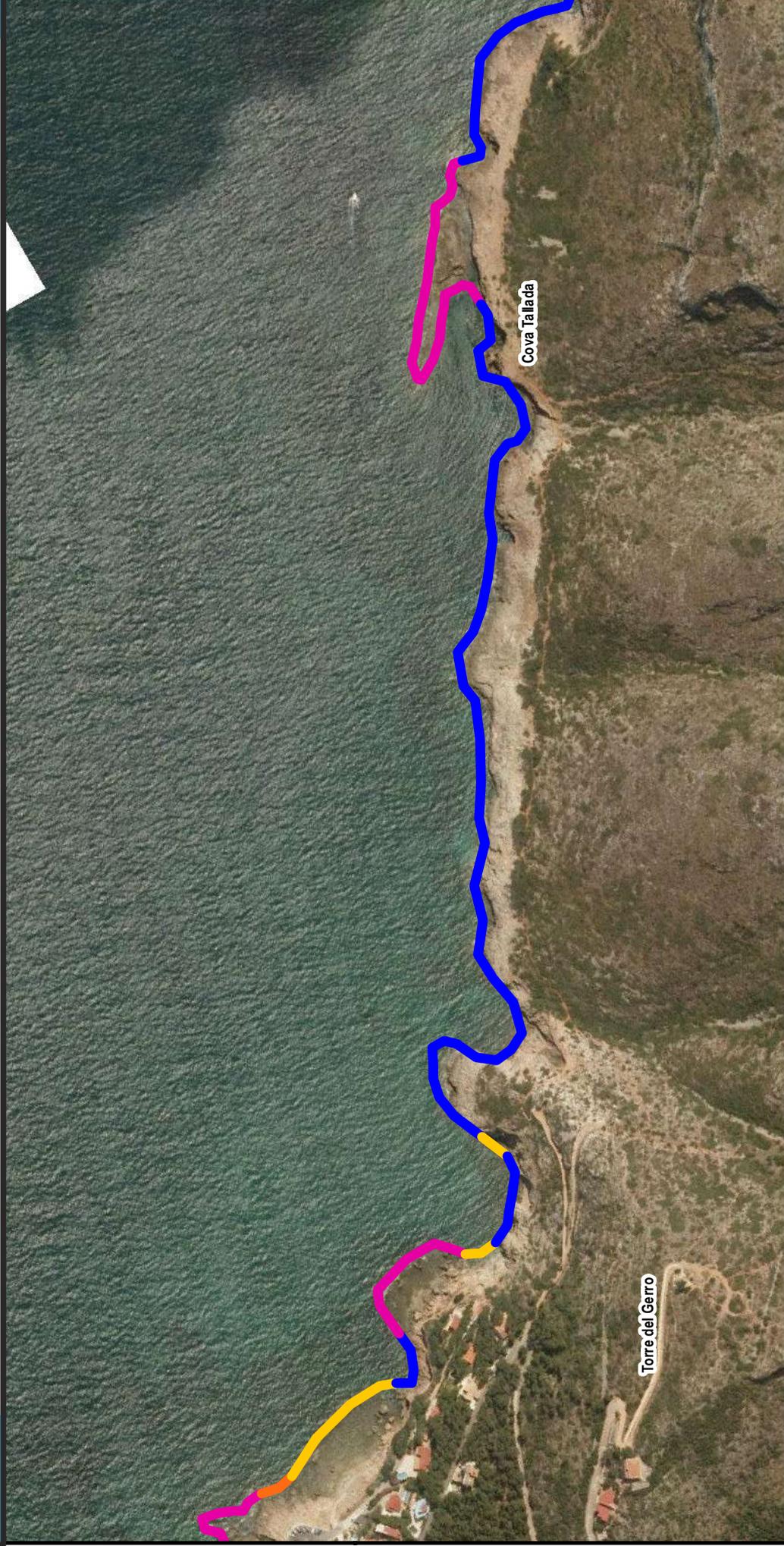
ETRS89 UTM Zona 30



Leyenda

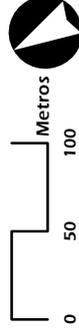
- █ Algas verdes
- █ *Ellisolandia elongatum* / *Heliptilon virgatum*
- █ *Cystoseira* - Vermétidos continua
- █ *Cystoseira* - manchas aisladas
- █ *Cystoseira* - manchas raras y dispersas

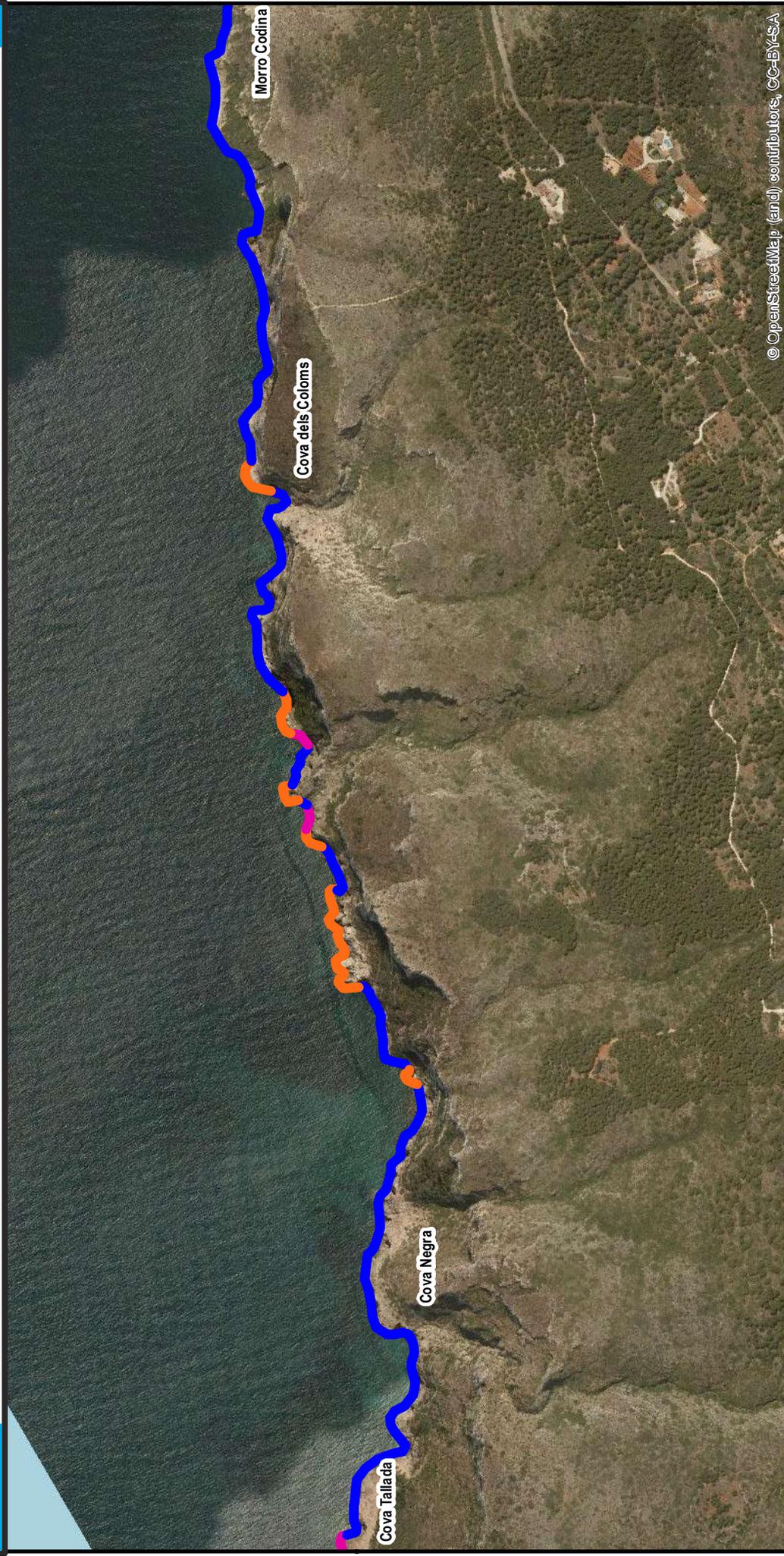




Leyenda

- █ Algas verdes
- █ *Ellisolandia elongatum* / *Heliptilon virgatum*
- █ *Cystoseira* - Vermétidos continua
- █ *Cystoseira* - manchas aisladas
- █ *Cystoseira* - manchas raras y dispersas





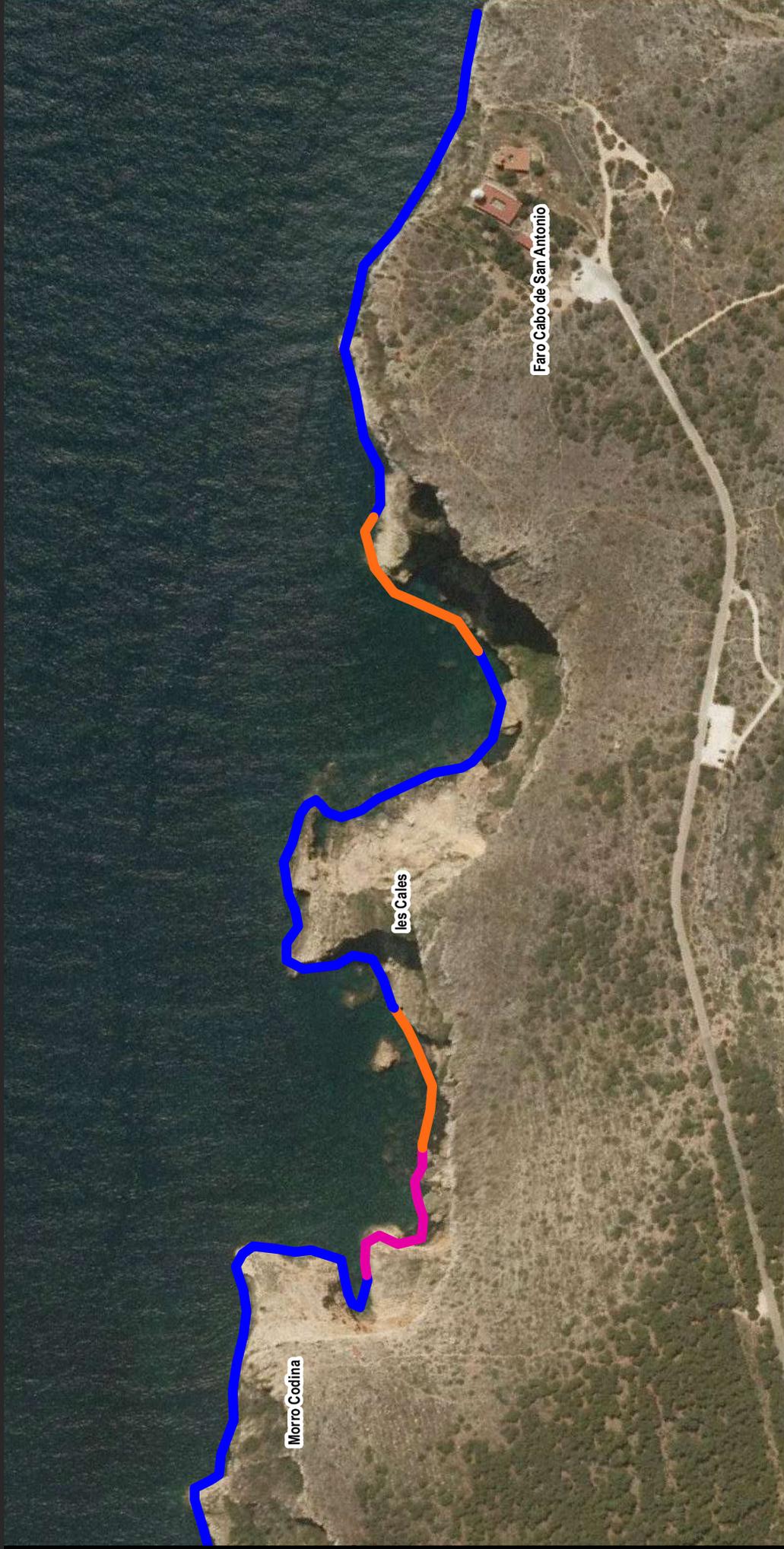
Leyenda

- Algas verdes
- Elisolandia elongatum* / *Heliptilon virgatum*
- Cystoseira* - Vermétidos continua
- Cystoseira* - manchas aisladas
- Cystoseira* - manchas raras y dispersas



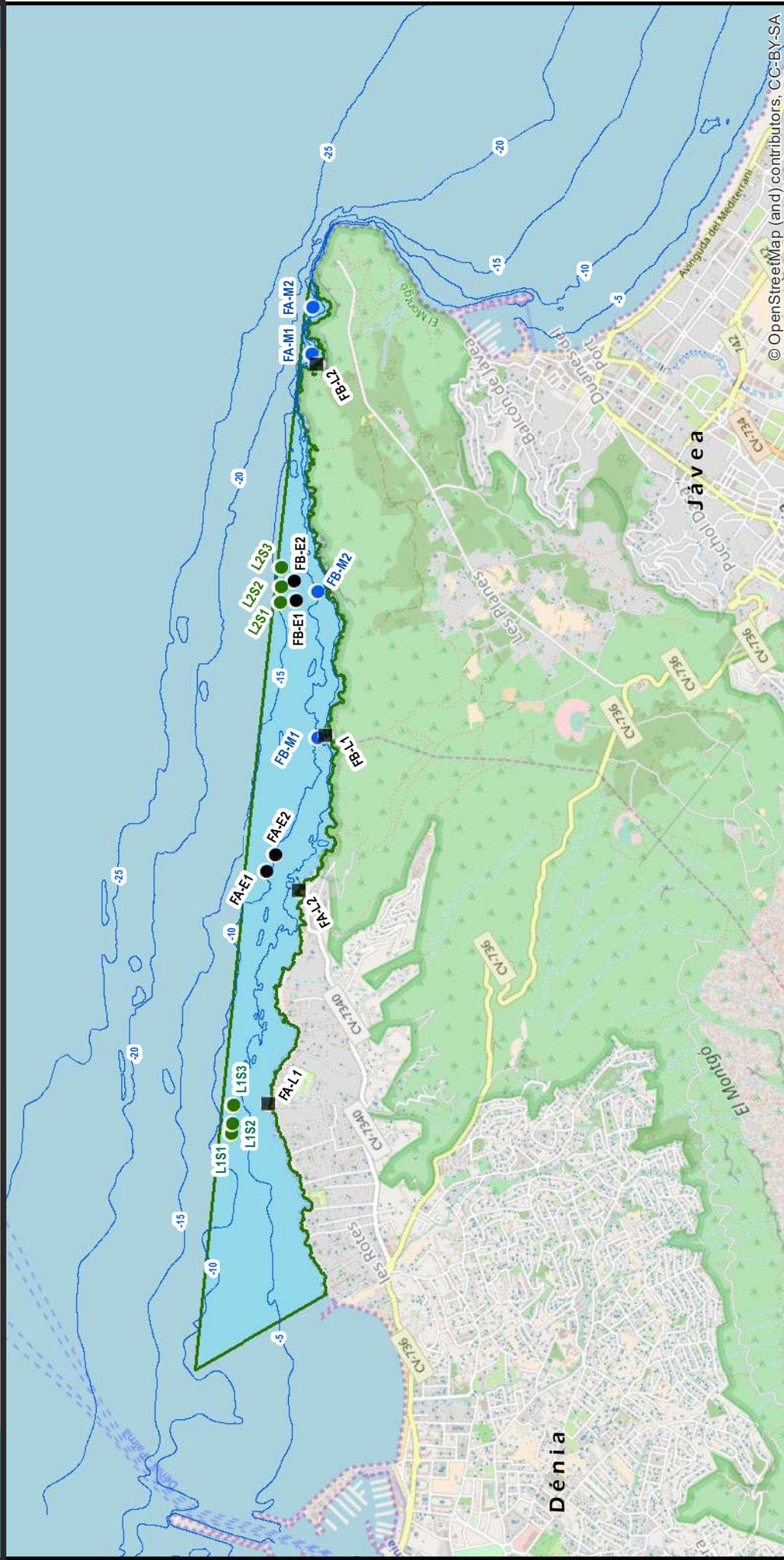
Metros
0 50 100 150

ETRS89 UTM Zona 30



Leyenda

-  Algas verdes
-  *Ellisolandia elongatum* / *Heliptilon virgatum*
-  *Cystoseira* - Vermétidos continua
-  *Cystoseira* - manchas aisladas
-  *Cystoseira* - manchas raras y dispersas



© OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA

Leyenda

-  Isobatas (cada 5 m)
-  Reserva Marina del Cabo de San Antonio

Estaciones de Muestreo:

-  Lapas (*Pateila* spp.)
FB=Baja Frecuenciación, FA=Alta Frecuenciación
-  Erizos (*Paracentrotus Arbacia*)
FB=Baja Frecuenciación, FA=Alta Frecuenciación
-  Nacra (*Perna nobilis*)
L=Lugar, S=Sitio
-  Inv. Sensibles a la Erosión por Buceo Autónomo
FB=Baja Frecuenciación, FA=Alta Frecuenciación



Metros

0 250 500 750

ETRS89 UTM Zona 30

Anejo 2. Fotografías.

1. Praderas de *Posidonia oceanica*

2. Arrecifes y formaciones organógenas.

3. Invertebrados de interés:

3.1. Lapas.

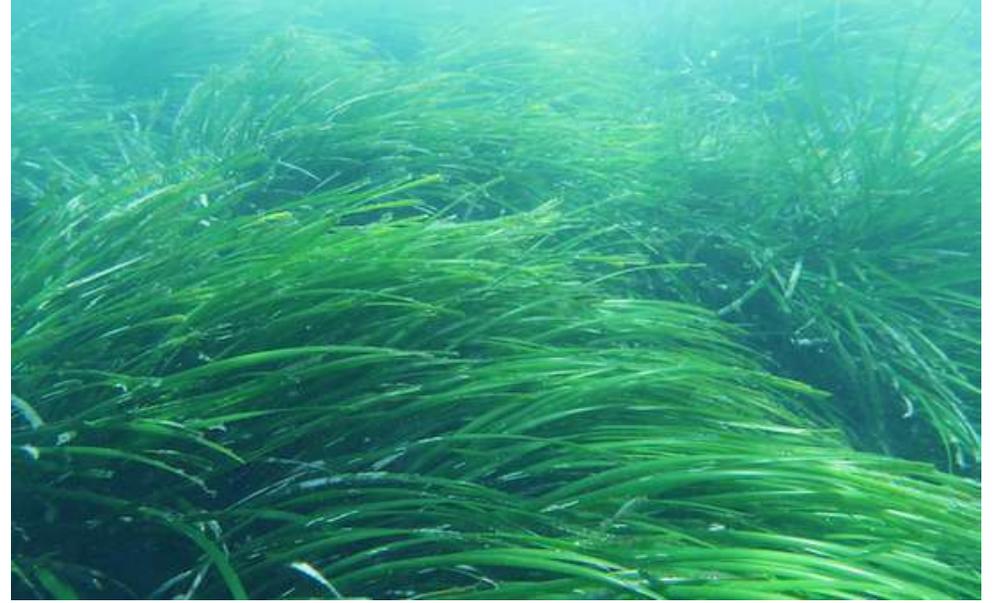
3.2. Erizos.

3.3. Invertebrados sensibles al buceo.

1. Praderas de *Posidonia oceanica*.



Fotografía 1. Buceador cogiendo muestras de *Posidonia oceanica*



Fotografía 2. Pradera de *Posidonia oceanica*



Fotografía 3. Pradera de *Posidonia oceanica* intercalada con zonas rocosas recubiertas de algas fotófilas



Fotografía 4. Mata de *Posidonia oceanica* sobre un lecho rocoso recubierto de algas fotófilas



Fotografía 5. Zona rocosa recubierta de algas fotófilas con manchas esporádicas de *Posidonia oceanica*



Fotografía 6. Buceador tomando datos de cobertura



Fotografía 7. Pradera de *Posidonia oceanica*



Fotografía 8. Pradera de *Posidonia oceanica* intercalada con zonas rocosas recubiertas de algas fotófilas

2. Arrecifes y formaciones organógenas



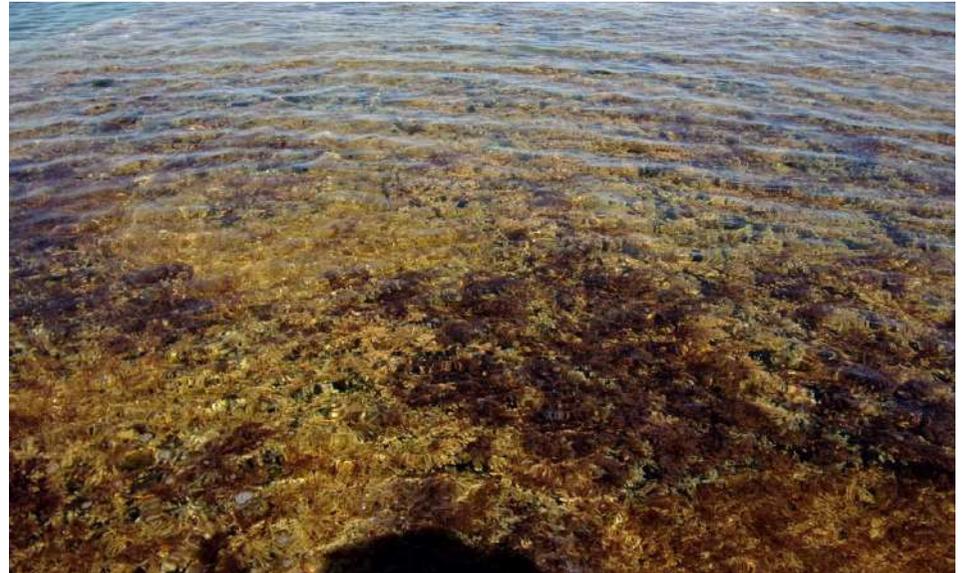
Fotografía 1: Entorno del restaurante Mena. Poblaciones de *Cystoseira barbata*.



Fotografía 2: Entorno del restaurante Mena. Formaciones en cornisa de *Dendropoma lebeche*, con recubrimiento de *Cystoseira stricta*.



Fotografía 3: Detalle del cinturón de *Cystoseira stricta*.



Fotografía 4: Entorno del restaurante Sendra. Formaciones de *Cystoseira barbata* en las plataformas sublitorales costeras.



Fotografía 5: Plataformas rocosas con formaciones de *Cystoseira barbata* y *C. stricta*.



Fotografía 6: Mancha aislada de *C. stricta* en el entrono del restaurante CaNano.



Fotografía 7: Recubrimiento continuo de *Cystoseira* spp. Final de Les Rotes.



Fotografía 8: Detalle desarrollo de *C. stricta*.



Fotografía 9: Zona sublitoral con recubrimientos de *Dyctiopteris* y *Padina pavonica*.



Fotografía 10: Comunidades infralitorales de *Cystoseira* spp. y *Dyctiopteris* sp.



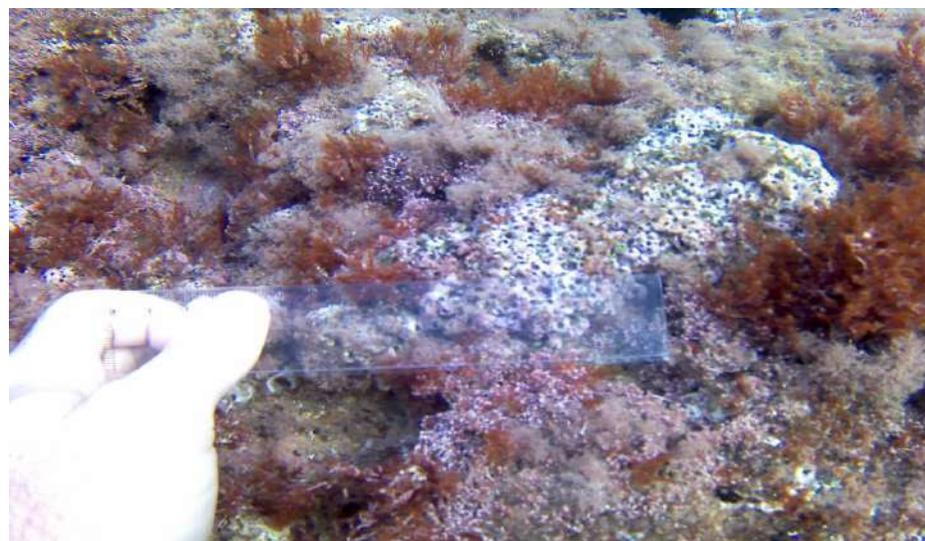
Fotografía 12: Pared vertical con recubrimiento de *Cystoseira stricta* y *Jania rubens*.



Fotografía 11: Playa del Fresquito. Cinturón continuo de *Cystoseira stricta*.



Fotografía 13: Arrecife de vermétidos (*D. lebeche*) en las inmediaciones del a Cova Tallada.



Fotografía 14: Detalle de las colonias submarinas de *D. lebeche*



Fotografía 15: Cinturón con predominio de *Laurencia* sp. Islote de la Cova Tallada.



Fotografía 16: Recubrimiento de *Cystoseira* y *Laurencia*. Islote de la Cova Tallada.

3. Invertebrados de interés:

3.1. Lapas.



Fotografía 1: Patella sp. En la zona de Alfa frecuentación 1 (Entorno del restaurante Sendra).



Fotografía 2: Patella sp. En la zona de Alfa frecuentación 1. Agregación en a banda mediolitoral.



Fotografía 3: Patella sp. En la zona de Alfa frecuentación 1.



Fotografía 4: Patella sp. En la zona de Alfa frecuentación 1. Coincidencia con poblaciones de Dendropoma lebeche.



Fotografía 5: *Patella* sp. En la zona de Alfa frecuentación 2 (entorno del restaurante CaNano). Poblamientos de *D. lebeche*.



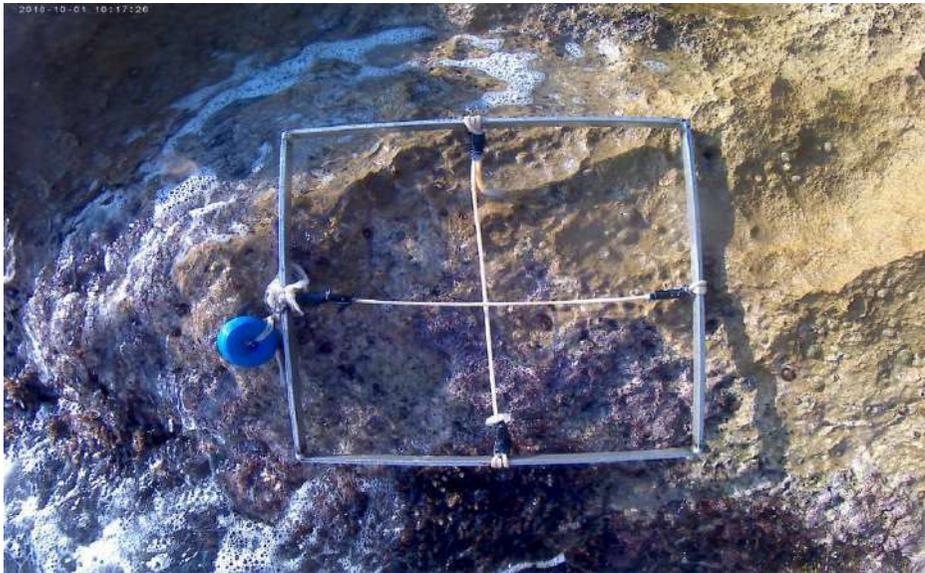
Fotografía 6: *Patella* sp. En la zona de Alfa frecuentación 2.



Fotografía 7: *Patella* sp. En la zona de Alfa frecuentación 2.



Fotografía 8: *Patella* sp. En la zona de Alfa frecuentación 2. Poblamientos de *D. lebeche* y límite con el piso infralitoral.



Fotografía 9: Cuadro de medición en la zona de Baja Frecuentación 1 (Islote de la Cova Tallada).



Fotografía 10: *Patella sp.* en el cuadro de medición en la zona de Baja Frecuentación 1.



Fotografía 12: Cuadro de medición en la zona de Baja Frecuentación 1. Agrupamiento de *Patella sp.* en la banda mediolitoral.



Fotografía 11: Cuadro de medición en la zona de Baja Frecuentación 1



Fotografía 13: Cuadro de medición en la zona de Baja Frecuentación 1. Limite con el piso infralitoral.



Fotografía 14: Cuadro de medición en la zona de Baja Frecuentación 2. Segunda cala del cabo de San Antonio.



Fotografía 15: Cuadro de medición en la zona de Baja Frecuentación 2, con identificación de especímenes por tratamiento de análisis de imagen.



Fotografía 16: Cuadro de medición en la zona de Baja Frecuentación 2, con identificación de especímenes por tratamiento de análisis de imagen.

3. Invertebrados de interés:

3.2. Erizos.



Fotografía 1. Ejemplar de *Paracentrotus lividus*.



Fotografía 2. Población de erizos en su hábitat natural.



Fotografía 3. Ejemplar de *Sphaerechinus granularis*.



Fotografía 4. Ejemplar de *Arbacia lixula*.

3. Invertebrados de interés:

3.3. Invertebrados sensibles al buceo.



Fotografía 1. Ejemplar de *Myriapora truncata* fotografiado en junio 2018 en el punto de buceo



Fotografía 2. Ejemplar de *Myriapora truncata* fotografiado en octubre 2018 en el punto de buceo



Fotografía 3. Ejemplar de *Myriapora truncata* fotografiado en junio 2018 en el punto de buceo



Fotografía 4. Ejemplar de *Myriapora truncata* fotografiado en octubre 2018 en el punto de buceo



Fotografía 5. Ejemplar de *Myriapora truncata* fotografiado en junio 2018 en el punto de buceo



Fotografía 6. Ejemplar de *Myriapora truncata* fotografiado en octubre 2018 en el punto de buceo



Fotografía 7. Ejemplar de *Myriapora truncata* fotografiado en junio 2018 en el punto de no buceo



Fotografía 8. Ejemplar de *Myriapora truncata* fotografiado en octubre 2018 en el punto de no buceo



Fotografía 9. Ejemplar de *Myriapora truncata* fotografiado en junio 2018 en el punto de no buceo



Fotografía 10. Ejemplar de *Myriapora truncata* fotografiado en octubre 2018 en el punto de no buceo



Fotografía 11. Ejemplar de *Myriapora truncata* fotografiado en junio 2018 en el punto de no buceo



Fotografía 12. Ejemplar de *Myriapora truncata* fotografiado en octubre 2018 en el punto de no buceo



Fotografía 13. Ejemplar de *Eunicella verrucosa* fotografiado en junio 2018 en el punto de buceo



Fotografía 14. Ejemplar de *Eunicella verrucosa* fotografiado en octubre 2018 en el punto de buceo



Fotografía 15. Ejemplar de *Eunicella verrucosa* fotografiado en junio 2018 en el punto de no buceo



Fotografía 16. Ejemplar de *Eunicella verrucosa* fotografiado en octubre 2018 en el punto de no buceo

Anejo 3. Datos.

1. Praderas de *Posidonia oceanica*.
2. Invertebrados de interés:
 - 2.1. Lapas.
 - 2.2. Erizos

1. Praderas de *Posidonia oceanica*.

Localidad	Sitio	Densidad	Densidad m2/haz	Cobertura	MM	%Plagiotropo
1	1	19	118.75	61.2	0	0
1	1	51	318.75	44	0	0
1	1	98	612.5	60	0	0
1	2	83	518.75	48.4	0	0
1	2	77	484.25	64	0	0
1	2	80	500	60	0	0
1	3	66	412.5	88.5	0	6.06
1	3	71	443.75	81.5	0	0
1	3	75	468.75	88.5	0	2.66
2	1	45	281.25	62.5	6.5	0
2	1	39	243.75	48	8.5	0
2	1	51	318.75	49.5	2.5	0
2	2	42	262.5	50.5	0	0
2	2	53	331.25	86.5	0	0
2	2	44	275	75	0	4.54
2	3	53	331.25	79	0	0
2	3	61	381.25	45.5	0	0
2	3	64	400	57.5	0	0

Fecha muestreo								
EST. MUESTREO	CABO DE SAN ANTONIO							
LOCALIDAD								
L1S1	Nº de Haz	Nº de Hoja	Longitud (cm)	Anchura (cm)	Peciolo (cm)	Limbo (cm)	Superficie foliar (cm ²)	Ápice
Haz 1 hojas 8	1	1	50.7	1	3	47.7	47.7	C
	1	2	63.9	1	3.5	60.4	60.4	C
	1	3	18.1	1	3.3	14.8	14.8	C
	1	4	52.8	1	3.8	49	49	C
	1	5	36	1	3.5	32.5	32.5	C
	1	6	29.9	1	3.4	26.5	26.5	C
	1	7	10.5	0.9	3	7.5	6.75	C
	1	8	62	1	3	59	59	C
Haz 2 hojas 6	2	1	34.4	1	3.8	30.6	30.6	C

Fecha muestreo								
EST. MUESTREO	CABO DE SAN ANTONIO							
LOCALIDAD								
L1S1	Nº de Haz	Nº de Hoja	Longitud (cm)	Anchura (cm)	Pecíolo (cm)	Limbo (cm)	Superficie foliar (cm ²)	Ápice
	2	2	71	0.9	4	67	60.3	C
	2	3	71.2	0.9	4.1	67.1	60.39	C
	2	4	19.4	1	3.9	15.5	15.5	C
	2	5	64.4	1	3.9	60.5	60.5	C
	2	6	68.7	0.9	4.1	64.6	58.14	C
Haz 3 hojas 6	3	1	41	0.9	5.5	35.5	31.95	C
	3	2	62.9	0.8	5.2	57.7	46.16	C
	3	3	43	0.8	4.5	38.5	30.8	C
	3	4	64.1	0.8	5.2	58.9	47.12	C
	3	5	53.9	0.8	5.4	48.5	38.8	C
	3	6	13.6	0.9	5.1	8.5	7.65	R
Haz 4 hojas 7	4	1	22.4	0.9	3.3	19.1	17.19	C
	4	2	18.5	1	3	15.5	15.5	C
	4	3	42.5	0.9	3.5	39	35.1	M
	4	4	62.7	1	3	59.7	59.7	C
	4	5	53	0.9	3	50	45	C
	4	6	39.5	0.9	3	36.5	32.85	C
	4	7	55.6	0.9	3	52.6	47.34	C
Haz 5 hojas 5	5	1	45.5	1	4.4	41.1	41.1	M
	5	2	66	1	4	62	62	C
	5	3	31.3	1	4	27.3	27.3	C
	5	4	72.5	0.9	4	68.5	61.65	C
	5	5	49.9	0.9	4	45.9	41.31	C

Fecha muestreo	EST. MUEST.		BIOMASA		Promedio Superficie Foliar	Biomasa foliar (mg/cm ²)	Biomasa epifitos (mg/cm ²)
LOCALIDAD	NECROSIS						
L1S1	Long. (cm)	Superficie necrosada %	Biomasa foliar (mg)	Biomasa epifitos (mg)			
Haz 1 hojas 8	0	0	1211	511	3.708.125	326.580.145	1.378.054.947
	12	1.986.754.967					
	14	9.459.459.459					
	10.5	2.142.857.143					
	15	4.615.384.615					
	10.5	3.962.264.151					
	0	0					
	3	5.084.745.763					
Haz 2 hojas 6	17	5.555.555.556	1032	596	4.757.166.667	2.169.358.512	1.252.846.582
	26.2	3.910.447.761					
	1	1.490.312.966					
	9.8	6.322.580.645					
	0	0					
	24.6	3.808.049.536					
Haz 3 hojas 6	14.9	4.197.183.099	972	287	3.374.666.667	2.880.284.473	8.504.543.659
	7.5	129.982.669					
	0	0					
	4.4	7.470.288.625					
	10	206.185.567					
	8.5	100					
Haz 4 hojas 7	8.5	445.026.178	952	523	3.609.714.286	2.637.327.845	1.448.868.134
	8.5	5.483.870.968					
	23	5.897.435.897					
	17	2.847.571.189					
	2	4					
	0	0					
	9.5	180.608.365					
Haz 5 hojas 5	7.5	1.824.817.518	876	405	46.672	1.876.928.351	8.677.579.705
	10	1.612.903.226					
	16	5.860.805.861					
	10	1.459.854.015					
	0	0					

2.886.573.692

ESTACIÓN DE MUESTREO	CABO DE SAN ANTONIO							
LOCALIDAD								
L1S2	Nº de Haz	Nº de Hoja	Longitud (cm)	Anchura (cm)	Pecíolo (cm)	Limbo (cm)	Superficie foliar (cm ²)	Ápice
Haz 1 hojas 7	1	1	53.8	0.9	4	49.8	44.82	C
	1	2	7.4	0.9	4	3.4	3.06	R
	1	3	69	0.9	4	65	58.5	C
	1	4	72.5	0.9	3	69.5	62.55	C
	1	5	43.4	0.9	4	39.4	35.46	R
	1	6	56	1	4.2	51.8	51.8	R
	1	7	35.8	0.8	4	31.8	25.44	C
Haz 2 hojas 7	2	1	57	0.9	3	54	48.6	C
	2	2	36.5	0.9	4	32.5	29.25	R
	2	3	57.8	0.9	4	53.8	48.42	R
	2	4	72	0.9	3	69	62.1	C
	2	5	27	1	3.9	23.1	23.1	R
	2	6	31	0.9	3	28	25.2	C
	2	7	71	1	3	68	68	C
Haz 3 hojas 6	3	1	43	1	4	39	39	R
	3	2	71	0.9	4	67	60.3	R
	3	3	68	0.9	3	65	58.5	C
	3	4	54	0.9	4	50	45	C
	3	5	26.7	1	3.5	23.2	23.2	C
	3	6	64.7	0.9	4	60.7	54.63	R
Haz 4 hojas 8	4	1	55	1	3.8	51.2	51.2	R
	4	2	73.6	1	3.8	69.8	69.8	C
	4	3	36	1	4.4	31.6	31.6	R
	4	4	73	1	4	69	69	C
	4	5	21	1	4	17	17	R
	4	6	27	0.9	3	24	21.6	R
	4	7	56.5	0.9	4	52.5	47.25	C
	4	8	82	0.9	4	78	70.2	C

ESTACIÓN DE MUESTREO	CABO DE SAN ANTONIO							
LOCALIDAD								
L1S2	Nº de Haz	Nº de Hoja	Longitud (cm)	Anchura (cm)	Pecíolo (cm)	Limbo (cm)	Superficie foliar (cm ²)	Ápice
Haz 5 hojas 6	5	1	77.5	1	4	73.5	73.5	C
	5	2	48.5	1	4.5	44	44	M
	5	3	29	1	4.5	24.5	24.5	R
	5	4	61	1	3.3	57.7	57.7	R
	5	5	61	0.9	4	57	51.3	R
	5	6	21	0.8	3	18	14.4	C
			5.116.764.706				4.441.117.647	

ESTACIÓN DE MUESTREO	NECROSIS		BIOMASA		Promedio Superficie Foliar	Biomasa foliar (mg/cm ²)	Biomasa epífitos (mg/cm ²)
LOCALIDAD	Longitud (cm)	Superficie necrosada %	Biomasa foliar (mg)	Biomasa epífitos (mg)			
L1S2							
Haz 1 hojas 7	5	1.004.016.064	1067	332	4.023.285.714	2.652.061.215	8.251.961.794
	0	0					
	4	6.153.846.154					
	25	3.597.122.302					
	27.4	6.954.314.721					
	27	5.212.355.212					
	0						
Haz 2 hojas 7	8	1.481.481.481	1073	255	4.352.428.571	2.465.290.314	5.858.798.044
	20	6.153.846.154					
	34.5	6.412.639.405					
	25	3.623.188.406					
	11	4.761.904.762					
	0	0					
19	2.794.117.647						
Haz 3 hojas 6	30	7.692.307.692	1020	327	4.677.166.667	2.180.807.469	699.141.218
	21	3.134.328.358					
	24.5	3.769.230.769					
	10.5	21					
	17	7.327.586.207					

ESTACIÓN DE MUESTREO	NECROSIS		BIOMASA		Promedio Superficie Foliar	Biomasa foliar (mg/cm ²)	Biomasa epífitos (mg/cm ²)
LOCALIDAD	Longitud (cm)	Superficie necrosada %	Biomasa foliar (mg)	Biomasa epífitos (mg)			
L1S2	19	313.014.827					
Haz 4 hojas 8	37	72.265.625	1458	412	4.720.625	3.088.574.077	8.727.657.884
	32	4.584.527.221					
	20	6.329.113.924					
	22	3.188.405.797					
	12	7.058.823.529					
	0	0					
	5	9.523.809.524					
	7	8.974.358.974					
Haz 5 hojas 6	12	1.632.653.061	919	550	4.423.333.333	2.077.618.689	1.243.406.179
	29	6.590.909.091					
	16	6.530.612.245					
	19	3.292.894.281					
	15	2.631.578.947					
	0	0					
		3.549.407.927					

ESTACIÓN DE MUESTREO	CABO DE SAN ANTONIO							
LOCALIDAD	Nº de Haz	Nº de Hoja	Longitud (cm)	Anchura (cm)	Pecíolo (cm)	Limbo (cm)	Superficie foliar (cm ²)	Ápice
L1S3								
Haz 1 hojas 5	1	1	55.5	0.8	5	50.5	40.4	C
	1	2	77	0.8	3	74	59.2	R
	1	3	73	0.8	4.5	68.5	54.8	C
	1	4	56	0.9	3.5	52.5	47.25	C
	1	5	23	1	3	20	20	R
	2	1	72.5	1	5	67.5	67.5	C

ESTACIÓN DE MUESTREO	CABO DE SAN ANTONIO							
LOCALIDAD								
L1S3	Nº de Haz	Nº de Hoja	Longitud (cm)	Anchura (cm)	Pecíolo (cm)	Limbo (cm)	Superficie foliar (cm ²)	Ápice
Haz 2 hojas 6	2	2	34.5	1	5.4	29.1	29.1	R
	2	3	83	1	4	79	79	R
	2	4	59.2	0.8	5	54.2	43.36	C
	2	5	74.5	0.9	5	69.5	62.55	M
	2	6	52.5	1	5.4	47.1	47.1	C
Haz 3 hojas 5	3	1	85	0.9	4	81	72.9	C
	3	2	37	1	5	32	32	R
	3	3	66	0.9	4.5	61.5	55.35	C
	3	4	75	0.9	3.5	71.5	64.35	C
	3	5	56	0.8	3.5	52.5	42	C
Haz 4 hojas 7	4	1	28	1	4	24	24	R
	4	2	46	1	3	43	43	C
	4	3	43	0.8	2.5	40.5	32.4	C
	4	4	34	1	3	31	31	R
	4	5	24	0.8	2	22	17.6	C
	4	6	18	0.9	3	15	13.5	R
	4	7	32	0.8	2.5	29.5	23.6	C
Haz 5 hojas 6	5	1	20	0.8	3	17	13.6	R
	5	2	45	0.8	2.5	42.5	34	C
	5	3	17	0.8	3	14	11.2	C
	5	4	34	0.8	4	30	24	C
	5	5	26	0.8	4	22	17.6	R
	5	6	38.5	0.8	3	35.5	28.4	C
			4.776.551.724				3.899.172.414	

EST. MUESTREO	NECROSIS		BIOMASA		Promedio Superficie Foliar	Biomasa foliar (mg/cm ²)	Biomasa epífitos (mg/cm ²)
LOCALIDAD	Long. (cm)	Superficie necrosada %	Biomasa foliar (mg)	Biomasa epífitos (mg)			
L1S3							
Haz 1 hojas 5	5	9.900.990.099	797	402	44.33	179.787.954	9.068.351.004
	13	1.756.756.757					
	24	3.503.649.635					
	39	7.428.571.429					
	12	60					
Haz 2 hojas 6	49	7.259.259.259	1494	547	5.476.833.333	2.727.853.687	9.987.523.204
	24	824.742.268					
	10	1.265.822.785					
	10	184.501.845					
	29	4.172.661.871					
	42.5	9.023.354.565					
Haz 3 hojas 5	10	1.234.567.901	1135	477	53.32	2.128.657.164	8.945.986.497
	16	50					
	24	3.902.439.024					
	3	4.195.804.196					
	0	0					
Haz 4 hojas 7	14	5.833.333.333	867	327	2.644.285.714	3.278.768.233	1.236.628.849
	14	3.255.813.953					
	6	1.481.481.481					
	10	3.225.806.452					
	0	0					
	11	7.333.333.333					
	0	0					
Haz 5 hojas 6	9	5.294.117.647	470	192	2.146.666.667	2.189.440.994	8.944.099.379
	7	1.647.058.824					
	0	0					
	0	0					
	0	0					
	10	2.816.901.408					
		320.472.587					

L2S1	Nº de Haz	Nº de Hoja	Longitud (cm)	Anchura (cm)	Peciolo (cm)	Limbo (cm)	Superficie foliar (cm ²)	Ápice
Haz 1 hojas 6	1	1	3	0.7	2	1	0.7	C
	1	2	16	0.7	2.3	13.7	9.59	R
	1	3	29	0.8	2	27	21.6	C
	1	4	18.3	0.7	2	16.3	11.41	C
	1	5	25	0.8	2.5	22.5	18	R
	1	6	26	0.8	2	24	19.2	C
Haz 2 hojas 12	2	1	29	0.9	2.8	26.2	23.58	C
	2	2	26	0.8	2	24	19.2	C
	2	3	24.5	0.8	2	22.5	18	C
	2	4	28.4	0.8	2	26.4	21.12	C
	2	5	5.8	0.7	2	3.8	2.66	C
	2	6	31.5	0.9	2	29.5	26.55	C
	2	7	12.3	0.7	2	10.3	7.21	C
	2	8	25.5	0.8	2.3	23.2	18.56	C
	2	9	18.7	0.9	2.5	16.2	14.58	C
	2	10	14.5	0.8	2.5	12	9.6	C
	2	11	20	0.7	2	18	12.6	C
	2	12	35	0.9	2	33	29.7	C
Haz 3 hojas 5	3	1	35.8	0.9	4.5	31.3	28.17	R
	3	2	72.4	0.9	3.8	68.6	61.74	R
	3	3	62.8	0.9	4.5	58.3	52.47	R
	3	4	62.5	0.8	5	57.5	46	C
	3	5	75.1	0.8	4.3	70.8	56.64	C
Haz 4 hojas 6	4	1	18.4	0.8	2.5	15.9	12.72	R
	4	2	32.2	0.8	2.1	30.1	24.08	C
	4	3	11.8	0.7	2.2	9.6	6.72	C
	4	4	12.2	0.7	2.5	9.7	6.79	R
	4	5	27.5	0.8	1.7	25.8	20.64	R
	4	6	25.9	0.7	1.9	24	16.8	M
Haz 5 hojas 5	5	1	28	0.9	3.9	24.1	21.69	R
	5	2	66.2	0.8	4	62.2	49.76	C
	5	3	37.8	0.7	4	33.8	23.66	C

	5	4	50.4	0.9	4	46.4	41.76	R
	5	5	75.8	0.9	4	71.8	64.62	C
			3.186.176.471				2.406.235.294	

ESTACIÓN DE MUESTREO	NECROSIS		BIOMASA		Promedio Superficie Foliar	Biomasa foliar (mg/cm ²)
	LOCALIDAD					
L2S1	Longitud (cm)	Superficie necrosada %	Biomasa foliar (mg)	Biomasa epífitos (mg)		
Haz 1 hojas 6	0	0	358	190	1.341.666.667	2.668.322.981
	12	8.759.124.088				
	14	5.185.185.185				
	3.5	2.147.239.264				
	17.5	7.777.777.778				
	10	4.166.666.667				
Haz 2 hojas 12	12	4.580.152.672	764	118	1.694.666.667	4.508.261.212
	1	4.166.666.667				
	0	0				
	0	0				
	0	0				
	4.5	1.525.423.729				
	0	0				
	6.5	2.801.724.138				
	11	6.790.123.457				
	6	50				
	0	0				
7	2.121.212.121					
Haz 3 hojas 5	13.1	4.185.303.514	1141	210	49.004	2.328.381.357
	17.1	249.271.137				
	24.2	4.150.943.396				
	4.8	8.347.826.087				
	15.4	2.175.141.243				
Haz 4 hojas 6	12.1	7.610.062.893	405	72	14.625	2.769.230.769
	15.5	5.149.501.661				
	0	0				
	8.9	9.175.257.732				
	13.6	5.271.317.829				
	6.8	2.833.333.333				

Haz 5 hojas 5	10.8	4.481.327.801	805	82	40.298	1.997.617.748
	2	3.215.434.084				
	0	0				
	13	2.801.724.138				
	8	1.114.206.128				
3.054.954.495						

ESTACIÓN DE MUESTREO	CABO DE SAN ANTONIO							
	LOCALIDAD							
L2S2	Nº de Haz	Nº de Hoja	Longitud (cm)	Anchura (cm)	Pecíolo (cm)	Limbo (cm)	Superficie foliar (cm ²)	Ápice
Haz 1 hojas 6	1	1	31	0.7	2.5	28.5	19.95	C
	1	2	13.5	0.8	2.5	11	8.8	R
	1	3	21.5	0.8	2.5	19	15.2	R
	1	4	31	0.8	2.5	28.5	22.8	M
	1	5	35	0.8	2.5	32.5	26	M
	1	6	23.5	0.8	2.9	20.6	16.48	M
Haz 2 hojas 8	2	1	3.6	0.7	1.5	2.1	1.47	C
	2	2	19	0.9	2	17	15.3	C
	2	3	15.9	0.8	2	13.9	11.12	C
	2	4	9.5	0.8	1.5	8	6.4	C
	2	5	10	1	2.5	7.5	7.5	R
	2	6	16	1	2.5	13.5	13.5	C
	2	7	18.8	1	2	16.8	16.8	C
	2	8	17	1	2.5	14.5	14.5	M
Haz 3 hojas 4	3	1	15	0.9	2.5	12.5	11.25	R
	3	2	24.5	0.9	2	22.5	20.25	M
	3	3	26.7	0.9	2	24.7	22.23	R
	3	4	21.5	0.8	2	19.5	15.6	C
Haz 4 hojas 6	4	1	14.7	0.9	2.8	11.9	10.71	M
	4	2	20.2	0.8	2.5	17.7	14.16	M
	4	3	27.2	0.8	2.5	24.7	19.76	M
	4	4	20.4	0.8	3	17.4	13.92	M
	4	5	31.9	0.9	2.8	29.1	26.19	M

ESTACIÓN DE MUESTREO	CABO DE SAN ANTONIO							
	LOCALIDAD							
L2S2	Nº de Haz	Nº de Hoja	Longitud (cm)	Anchura (cm)	Pecíolo (cm)	Limbo (cm)	Superficie foliar (cm ²)	Ápice
		4	6	24	0.7	2.6	21.4	14.98
Haz 5 hojas 7	5	1	52.1	1	2	50.1	50.1	R
	5	2	41.8	0.8	1.8	40	32	C
	5	3	19.9	0.8	2.2	17.7	14.16	C
	5	4	27.9	0.9	3.5	24.4	21.96	R
	5	5	38	0.8	3.5	34.5	27.6	R
	5	6	48.7	0.9	3.8	44.9	40.41	R
	5	7	29	0.8	3.2	25.8	20.64	C
			2.415.483.871				1.844.322.581	

EST. MUESTREO	NECROSIS		BIOMASA		Promedio Superficie Foliar	Biomasa foliar (mg/cm ²)	Biomasa epífitos (mg/cm ²)
	LOCALIDAD	Long. (cm)	Superficie necrosada %	Biomasa foliar (mg)			
L2S2							
Haz 1 hojas 6	6	2.105.263.158	610	125	18.205	3.350.727.822	6.866.245.537
	11	100					
	13	6.842.105.263					
	3.5	1.228.070.175					
	11.5	3.538.461.538					
	10	4.854.368.932					
Haz 2 hojas 8	0	0	596	208	1.082.375	5.506.409.516	1.921.699.965
	0	0					
	0	0					
	0	0					
	4.5	60					
	11	8.148.148.148					
	3	1.785.714.286					
6.5	4.482.758.621						
Haz 3 hojas 4	11	88	348	43	173.325	2.007.788.836	2.480.888.504
	7	3.111.111.111					

EST. MUESTREO	NECROSIS		BIOMASA		Promedio Superficie Foliar	Biomasa foliar (mg/cm ²)	Biomasa epífitos (mg/cm ²)
LOCALIDAD	Long. (cm)	Superficie necrosada %	Biomasa foliar (mg)	Biomasa epífitos (mg)			
L2S2	9	3.643.724.696					
	1.5	7.692.307.692					
Haz 4 hojas 6	10.8	9.075.630.252	585	84	16.62	3.519.855.596	5.054.151.625
	4.6	2.598.870.056					
	3.2	1.295.546.559					
	8.6	4.942.528.736					
	8.2	2.817.869.416					
	1.5	7.009.345.794					
Haz 5 hojas 7	4.2	8.383.233.533	995	83	2.955.285.714	3.366.848.746	2.808.527.094
	2.5	6.25					
	0	0					
	13.5	5.532.786.885					
	15.1	4.376.811.594					
	5.4	1.202.672.606					
	0	0					
		3.203.739.701					

ESTACIÓN DE MUESTREO	CABO DE SAN ANTONIO							
LOCALIDAD								
L2S3	Nº de Haz	Nº de Hoja	Longitud (cm)	Anchura (cm)	Pecíolo (cm)	Limbo (cm)	Superficie foliar (cm ²)	Ápice
Haz 1 hojas 8	1	1	22.5	0.8	3	19.5	15.6	R
	1	2	31	1	2.5	28.5	28.5	M
	1	3	23	0.9	2.5	20.5	18.45	C
	1	4	36.5	0.9	2.5	34	30.6	R
	1	5	31.5	0.9	2.5	29	26.1	C
	1	6	13.5	0.8	2.5	11	8.8	C
	1	7	33.5	0.9	2.5	31	27.9	M
	1	8	17.9	1	3	14.9	14.9	R
Haz 2 hojas 5	2	1	29.5	1	3.5	26	26	R
	2	2	35.3	0.7	3	32.3	22.61	C
	2	3	47	0.9	3	44	39.6	R
	2	4	54.5	0.8	3	51.5	41.2	C
	2	5	48.5	0.9	3.5	45	40.5	R
Haz 3 hojas 8	3	1	40	1	3	37	37	R
	3	2	47.5	1	3	44.5	44.5	R
	3	3	28	0.8	3	25	20	C
	3	4	34	1	3	31	31	C
	3	5	29	1	3	26	26	R
	3	6	22.1	1	3	19.1	19.1	M
	3	7	23	1	3	20	20	R
	3	8	35.5	0.9	3	32.5	29.25	M
Haz 4 hojas 6	4	1	32.5	1	5.3	27.2	27.2	R
	4	2	47.2	0.9	5.5	41.7	37.53	M
	4	3	83.2	0.9	3.4	79.8	71.82	M
	4	4	63.8	0.9	5.8	58	52.2	M
	4	5	78.8	0.8	4.5	74.3	59.44	C
	4	6	86.6	0.8	4	82.6	66.08	M
Haz 5 hojas 6	5	1	27	0.9	3.8	23.2	20.88	M
	5	2	32.1	0.9	3.9	28.2	25.38	R
	5	3	42.8	0.8	4.5	38.3	30.64	C
	5	4	49.4	0.9	3.6	45.8	41.22	M
	5	5	54	0.8	2.5	51.5	41.2	M
	5	6	58.1	0.9	2.4	55.7	50.13	M

ESTACIÓN DE MUESTREO	CABO DE SAN ANTONIO							
LOCALIDAD								
L2S3	Nº de Haz	Nº de Hoja	Longitud (cm)	Anchura (cm)	Pecíolo (cm)	Limbo (cm)	Superficie foliar (cm ²)	Ápice
Haz 1 hojas 8	1	1	22.5	0.8	3	19.5	15.6	R
	1	2	31	1	2.5	28.5	28.5	M
	1	3	23	0.9	2.5	20.5	18.45	C
	1	4	36.5	0.9	2.5	34	30.6	R
	1	5	31.5	0.9	2.5	29	26.1	C
	1	6	13.5	0.8	2.5	11	8.8	C
	1	7	33.5	0.9	2.5	31	27.9	M
	1	8	17.9	1	3	14.9	14.9	R
			4.056.969.697				3.307.060.606	

EST. MUESTREO	NECROSIS		BIOMASA		Promedio Superficie Foliar	Biomasa foliar (mg/cm ²)	Biomasa epífitos (mg/cm ²)
LOCALIDAD	Long. (cm)	Superficie necrosada %	Biomasa foliar (mg)	Biomasa epífitos (mg)			
L2S3							
Haz 1 hojas 8	12	6.153.846.154	912	272	2.135.625	4.270.412.643	1.273.631.841
	15	5.263.157.895					
	0	0					
	10	2.941.176.471					
	0	0					
	0	0					
	8	2.580.645.161					
14.5	9.731.543.624						
Haz 2 hojas 5	15	5.769.230.769	713	246	33.982	2.098.169.619	7.239.126.596
	0	0					
	12	2.727.272.727					
	0	0					
Haz 3 hojas 8	15	3.333.333.333	996	218	2.835.625	3.512.453.163	7.687.899.493
	5	1.351.351.351					
	15.5	3.483.146.067					
	0	0					

EST. MUESTREO	NECROSIS		BIOMASA		Promedio Superficie Foliar	Biomasa foliar (mg/cm ²)	Biomasa epífitos (mg/cm ²)
LOCALIDAD	Long. (cm)	Superficie necrosada %	Biomasa foliar (mg)	Biomasa epífitos (mg)			
L2S3	6.5	2.096.774.194					
	17	6.538.461.538					
	11	5.759.162.304					
	19	95					
	10	3.076.923.077					
Haz 4 hojas 6	10.5	3.860.294.118	1009	206	5.237.833.333	1.926.369.046	3.932.923.919
	11.8	2.829.736.211					
	4.4	5.513.784.461					
	19.7	3.396.551.724					
	1.2	1.615.074.024					
	5.2	6.295.399.516					
Haz 5 hojas 6	7.5	3.232.758.621	1776	291	3.490.833.333	5.087.610.408	8.336.118.405
	21.2	7.517.730.496					
	3.6	9.399.477.807					
	7	1.528.384.279					
	12.4	240.776.699					
	17.5	3.141.831.239					
		3.045.559.149					

		DENSIDAD (haces/m ²)	Cobertura %	% plagio.	enterra. (cm)	Nº hojas/haz	Long hojas (mm)
Localidad L1	SITIO 1	350	55.06	0	0.25	6.4	465.9
	SITIO 2	501	56.2	0	1.88	6.8	511.6
	SITIO 3	441.66	86.1	2	4.76	5.8	477.6
Localidad L2	SITIO 1	281.25	53.33	0	0.01	6.8	318.6
	SITIO 2	289.58	70.66	1.51	3.5	6.2	241.5
	SITIO 3	370.83	60.66	0	3.89	6.6	405.6

		Biomasa foliar g	Superficie foliar (cm ² /haz)	Biomasa epífitos (mg/cm ²)	Necrosis (%)
Localidad L1	SITIO 1	1.008	39.7	11.55	28.86
	SITIO 2	1.107	44.41	8.26	35.49
	SITIO 3	0.952	38.99	9.85	32.04
Localidad L2	SITIO 1	0.694	24.06	6.45	30.54
	SITIO 2	0.626	18.44	7.88	32.03
	SITIO 3	1.081	33.07	7.98	30.45

2. Invertebrados de interés:

2.1. Lapas.

ZONAS	Denom.	Sitio	Cuadrado	Imagen	Tallas		Abundancia		
					Long. Máx.	Desvest	Nº/m2	Desvest	
Alta frecuentación 1	Rest. Sendra_1	1	1	RIMG1543b	L1	26.34	43.790	0.00	
					L2	13.26			
					L3	16.47			
					L4	11.28			
					L5	20.81			
					L6	12.42			
					L7	20.99			
Alta frecuentación 1	Rest. Sendra_1	1	2	RIMG1550b	L1	11.60	43.790	0.00	
					L2	13.61			
					L3	22.53			
					L4	23.93			
					L5	16.99			
					L6	14.29			
Alta frecuentación 1	Rest. Sendra_1	1	3	RIMG1551b	L1	13.29	43.790	0.00	0.0000
					L2	16.42			
					L3	13.54			
					L4	17.52			
					L5	18.20			
					L6	12.02			
					L7	13.39			
					L8	13.31			
					L9	9.42			
Alta frecuentación 1	Rest. Sendra_1	1	4	RIMG1552b	L1	16.20	43.790	0.00	
					L2	16.88			
					L3	10.27			
					L4	16.01			
Alta frecuentación 1	Rest. Sendra_2	2	1	RIMG1553b	L1	18.22	43.790	0	
					L2	20.19			
					L3	7.91			
					L4	6.36			
					L5	5.85			
					L6	13.78			
					L7	13.27			
					L8	19.37			
					L9	16.50			

ZONAS	Denom.	Sitio	Cuadrado	Imagen	Tallas		Abundancia	
					Long. Máx.	Desvest	Nº/m2	Desvest
Alta frecuentación 1	Rest. Sendra_2	2	2	RIMG1554b	L1	26.51		0
					L2	15.35		
					L3	15.57		
					L4	17.59		
					L5	14.00		
					L6	11.66		
					L7	10.84		
					L8	18.35		
					L9	15.43		
Alta frecuentación 1	Rest. Sendra_2	2	3	RIMG1556b	L1	15.84		0.00
					L2	19.54		
Alta frecuentación 1	Rest. Sendra_2	2	4	RIMG1563b	L1	10.23		0.00
					L2	16.24		
					L3	12.98		
					L4	17.22		
Alta frecuentación 1	Rest. Sendra_3	3	1	RIMG1565b	L1	14.30		0.00
					L2	12.19		
					L3	12.99		
					L4	21.35		
					L5	20.28		
					L6	15.37		
Alta frecuentación 1	Rest. Sendra_3	3	2	RIMG1567b	L1	15.86		0
					L2	14.50		
					L3	23.57		
					L4	10.53		
					L5	14.01		
					L6	16.75		
Alta frecuentación 1	Rest. Sendra_3	3	3	RIMG1572b	L1	16.20		0
					L2	12.41		
					L3	11.00		
					L4	11.28		
Alta frecuentación 1	Rest. Sendra_3	3	4	RIMG1594b	L1	15.66		0
					L2	16.25		
					L3	9.37		
					L4	16.27		
					L5	9.27		

ZONAS	Denom.	Sitio	Cuadrado	Imagen	Tallas		Abundancia		
					Long. Máx.	Desvest	Nº/m2	Desvest	
					L6	6.79			
					L7	8.57			
					L9	8.69			
					L9	13.19			
				Promedio		14.89			0.00
ZONAS	Denominación	Sitio	Cuadrado	Imagen	Tallas		Abundancia		
					Long. Máx	Desvest	Nº/m2	Desvest	
Alta frecuentación 2	Rest. CaNano_1	1	1	P1010006b	L1	12.88	49.855	0.00	0.0000
					L2	18.26			
					L3	15.35			
					L4	16.88			
					L5	6.06			
					L6	17.74			
					L7	16.49			
					L8	16.28			
					L9	9.21			
					L10	12.38			
					L11	9.25			
					L12	8.60			
					L13	12.47			
					L14	14.22			
					L15	14.39			
					L16	10.76			
					L17	13.03			
					L18	10.95			
					L19	20.94			
					L20	11.17			
					L21	23.43			
					L22	15.42			
					L23	26.77			
					L24	22.56			
					L25	14.79			
Alta frecuentación 2	Rest. CaNano_1	1	2	P1010009b	L1	23.88	0.00	0.00	
					L2	25.55			
					L3	26.61			
					L4	14.79			

ZONAS	Denom.	Sitio	Cuadrado	Imagen	Tallas		Abundancia	
					Long. Máx.	Desvest	Nº/m2	Desvest
					L5	26.74		
					L6	19.14		
					L7	9.39		
Alta frecuentación 2	Rest. CaNano_1	1	3	P1010015b	L1	11.44		0.00
					L2	18.93		
					L3	30.21		
					L4	16.30		
					L5	22.13		
Alta frecuentación 2	Rest. CaNano_1	1	4	P1010016b	L1	16.18		0.00
					L2	10.81		
					L3	25.30		
					L4	10.80		
					L5	8.35		
					L6	8.03		
Alta frecuentación 2	Rest. CaNano_2	2	1	P1010026b	L1	8.96		0.00
					L2	10.17		
					L3	12.21		
					L4	9.32		
					L5	10.02		
					L6	11.24		
					L7	8.44		
					L8	11.74		
		2	2	P1010027b	L1	21.98		0.00
					L2	15.50		
					L3	16.06		
					L4	6.98		
					L5	12.72		
					L6	18.59		
					L7	9.45		
					L8	14.02		
					L9	10.85		
					L10	9.35		
Alta frecuentación 2	Rest. CaNano_2	2	3	P1010036b	L1	17.46		0.00
					L2	24.41		
					L3	9.40		
					L4	9.72		
					L5	15.22		

ZONAS	Denom.	Sitio	Cuadrado	Imagen	Tallas		Abundancia		
					Long. Máx.	Desvest	Nº/m2	Desvest	
					L6	19.59			
					L7	9.41			
					L8	14.50			
					L9	8.21			
					L10	12.52			
					L11	10.62			
					L12	7.13			
Alta frecuentación 2	Rest. CaNano_2	2	4	P1010039b	L1	17.39			0.00
					L2	12.34			
					L3	19.86			
					L4	17.70			
					L5	13.47			
					L6	10.17			
					L7	12.95			
					L8	17.20			
					L9	17.78			
					L10	8.53			
Alta frecuentación 2	Rest. CaNano_3	3	1	P1010040b	L1	16.56			0.00
					L2	16.20			
					L3	19.70			
					L4	21.98			
					L5	10.53			
					L6	9.35			
					L7	17.02			
					L8	11.47			
					L9	15.41			
					L10	15.59			
Alta frecuentación 2	Rest. CaNano_3	3	2	P1010041b	L1	9.22			0.00
					L2	14.75			
					L3	16.98			
					L4	11.63			
					L5	11.63			
					L6	9.93			
					L7	8.06			
					L8	7.47			
					L9	11.82			
					L10	10.48			

ZONAS	Denom.	Sitio	Cuadrado	Imagen	Tallas		Abundancia	
					Long. Máx.	Desvest	Nº/m2	Desvest
					L11	10.00		
					L12	19.85		
					L13	15.54		
					L14	10.99		
Alta frecuentación 2	Rest. CaNano_3	3	3	P1010042b	L1	14.05		0.00
					L2	14.18		
					L3	10.03		
					L4	11.87		
					L5	12.91		
					L6	11.69		
					L7	10.19		
					L8	7.98		
					L9	11.42		
					L10	10.71		
					L11	9.53		
					L12	4.26		
					L13	9.31		
					L14	13.77		
					L15	13.29		
					L16	12.15		
					L17	10.72		
					L18	6.07		
Alta frecuentación 2	Rest. CaNano_3	3	4	P1010103	L1	13.54		0.00
					L2	15.09		
					L3	6.23		
					L4	12.69		
					L5	11.75		
					L6	6.99		
					L7	13.60		
					L8	13.08		
					L9	12.54		
					L10	10.98		
					L11	13.16		
				Promedio		13.87		0.00

ZONAS	Denom.	Sit.	Cuad.	Imagen	Tallas		Abundancia		
					Long. Máx	Desvest	Nº/m2	Desvest	
Baja frecuentación 1	Cova Tallada_1	1	1	P1010006	L1	16.21		68.75	
					L2	16.58			
					L3	14.38			
					L4	10.92			
					L5	13.19			
					L6	10.53			
					L7	5.82			
					L8	17.52			
					L9	11.64			
					L10	19.11			
					L11	13.73			
Baja frecuentación 1	Cova Tallada_1	1	2	P1010011	L1	12.12	43.295	125	946.156
					L2	11.15			
					L3	9.45			
					L4	10.93			
					L5	7.19			
					L6	11.89			
					L7	12.76			
					L8	10.50			
					L9	14.74			
					L10	13.64			
					L11	17.33			
L12	9.82								
L13	18.00								
L14	15.12								
L15	17.99								
L16	13.59								
L17	15.96								
L18	14.39								
L19	15.05								
L20	22.72								
Baja frecuentación 1	Cova Tallada_1	1	3	P1010012	L1	15.87		118.75	
					L2	11.65			
					L3	9.57			
					L4	12.20			
					L5	13.03			
					L6	13.15			

					L7	11.26		
					L8	6.16		
					L9	14.75		
					L10	11.29		
					L11	14.41		
					L12	9.45		
					L13	11.42		
					L14	12.24		
					L15	10.42		
					L16	12.50		
					L17	14.12		
					L18	11.68		
					L19	6.52		
Baja frecuentación 1	Cova Tallada_1	1	4	P1010013	L1	13.37	112.5	
					L2	17.18		
					L3	8.03		
					L4	14.71		
					L5	7.60		
					L6	8.75		
					L7	13.08		
					L8	17.81		
					L9	10.47		
					L10	8.65		
					L11	13.61		
					L12	16.77		
					L13	19.50		
					L14	14.47		
					L15	10.37		
					L16	13.44		
					L17	15.17		
					L18	6.84		
Baja frecuentación 1	Cova Tallada_2	2	1	P1010015	L1	18.35	206.25	
					L2	10.31		
					L3	17.53		
					L4	8.61		
					L5	20.61		
					L6	17.63		
					L7	6.33		
					L8	5.01		

					L9	9.39		
					L10	6.25		
					L11	11.17		
					L12	9.15		
					L13	13.45		
					L14	18.12		
					L15	11.42		
					L16	9.92		
					L17	9.75		
					L18	10.60		
					L19	5.95		
					L20	9.07		
					L21	11.48		
					L22	8.96		
					L23	8.02		
					L24	12.17		
					L25	10.69		
					L26	14.67		
					L27	6.10		
					L28	5.84		
					L29	9.34		
					L30	12.03		
					L31	10.31		
					L32	11.46		
					L33	12.44		
Baja frecuentación 1	Cova Tallada_2	2	2	P1010016	L1	17.38		
					L2	11.42		
					L3	22.10		
					L4	12.98		
					L5	14.67		
					L6	10.54		
					L7	9.67		
					L8	11.47		181.25
					L9	22.36		
					L10	6.52		
					L11	14.73		
					L12	4.32		
					L13	6.50		
					L14	11.51		

						L15	8.59		
						L16	6.35		
						L17	6.71		
						L18	13.20		
						L19	7.96		
						L20	5.65		
						L21	19.91		
						L22	12.33		
						L23	12.67		
						L24	13.22		
						L25	17.46		
						L26	8.36		
						L27	7.57		
						L28	21.12		
						L29	15.91		
						L1	14.56		
						L2	25.64		
						L3	9.90		
						L4	21.82		
						L5	15.92		
						L6	12.93		
						L7	17.76		
						L8	12.44		
						L9	9.44		
						L10	9.28		
						L11	10.58		
Baja frecuentación 1	Cova Tallada_2	2	3	P1010018		L12	18.58	243.75	
						L13	11.26		
						L14	15.32		
						L15	11.74		
						L16	9.48		
						L17	14.39		
						L18	8.88		
						L19	11.85		
						L20	10.34		
						L21	10.43		
						L22	11.90		
						L23	9.49		
						L24	13.72		

					L25	10.14		
					L26	6.85		
					L27	12.32		
					L28	10.62		
					L29	17.85		
					L30	9.67		
					L31	16.16		
					L32	5.40		
					L33	8.06		
					L34	18.57		
					L35	13.53		
					L36	15.18		
					L37	5.55		
					L38	10.91		
					L39	5.74		
Baja frecuentación 1	Cova Tallada_2	2	4	P1010020	L1	18.61	256.25	
					L2	15.00		
					L3	17.00		
					L4	13.12		
					L5	12.97		
					L6	9.03		
					L7	8.37		
					L8	11.08		
					L9	15.10		
					L10	13.26		
					L11	13.62		
					L12	20.35		
					L13	14.75		
					L14	11.19		
					L15	11.19		
					L16	17.91		
					L17	14.05		
					L18	12.27		
					L19	15.66		
					L20	13.26		
					L21	11.63		
					L22	11.87		
					L23	11.96		
					L24	15.63		

					L25	20.39		
					L26	8.76		
					L27	5.81		
					L28	12.14		
					L29	13.35		
					L30	11.19		
					L31	9.80		
					L32	11.57		
					L33	12.79		
					L34	17.04		
					L35	11.85		
					L36	13.44		
					L37	19.47		
					L38	10.78		
					L39	14.30		
					L40	17.40		
					L41	13.53		
					L1	7.62		
					L2	13.25		
					L3	9.35		
					L4	19.10		
					L5	21.07		
					L6	19.01		
					L7	10.77		
					L8	13.41		
					L9	10.56		
					L10	13.70		
Baja frecuentación 1	Cova Tallada_3	3	1	P1010021	L11	16.69	331.25	
					L12	15.08		
					L13	20.36		
					L14	25.79		
					L15	10.87		
					L16	16.87		
					L17	7.63		
					L18	5.40		
					L19	10.36		
					L20	4.94		
					L21	20.34		
					L22	8.52		

					L23	9.67		
					L24	10.15		
					L25	13.24		
					L26	20.87		
					L27	11.11		
					L28	12.09		
					L29	11.48		
					L30	12.74		
					L31	13.18		
					L32	15.70		
					L33	23.65		
					L34	11.61		
					L35	26.80		
					L36	11.95		
					L37	12.72		
					L38	15.82		
					L39	11.60		
					L40	9.23		
					L41	12.26		
					L42	13.10		
					L43	22.21		
					L44	17.63		
					L45	16.78		
					L46	11.86		
					L47	14.89		
					L48	12.63		
					L49	10.91		
					L50	9.57		
					L51	14.02		
					L52	9.82		
					L53	15.03		
Baja frecuentación 1	Cova Tallada_3	3	2	P1010023	L1	18.94		
					L2	12.75		
					L3	11.07		
					L4	13.38		
					L5	9.05		
					L6	8.68		
					L7	17.43		
					L8	11.52		
							293.75	

					L9	8.58		
					L10	13.59		
					L11	14.53		
					L12	10.99		
					L13	5.98		
					L14	16.91		
					L15	16.56		
					L16	6.16		
					L17	10.81		
					L18	14.83		
					L19	17.58		
					L20	15.77		
					L21	17.99		
					L22	11.14		
					L23	16.54		
					L24	14.76		
					L25	14.41		
					L26	8.79		
					L27	9.74		
					L28	16.47		
					L29	15.71		
					L30	12.65		
					L31	13.96		
					L32	12.53		
					L33	14.25		
					L34	12.42		
					L35	22.37		
					L36	9.82		
					L37	18.42		
					L38	15.85		
					L39	16.09		
					L40	9.66		
					L41	28.09		
					L42	13.76		
					L43	14.30		
					L44	20.54		
					L45	12.05		
					L46	6.31		
					L47	8.50		

Baja frecuentación 1	Cova Tallada_3	3	3	P1010024	L1	11.62	318.75
					L2	11.95	
					L3	14.52	
					L4	10.90	
					L5	11.30	
					L6	14.74	
					L7	7.57	
					L8	18.77	
					L9	9.14	
					L10	12.98	
					L11	17.45	
					L12	14.22	
					L13	12.19	
					L14	11.08	
					L15	12.29	
					L16	15.32	
					L17	7.92	
					L18	4.55	
					L19	6.22	
					L20	3.55	
					L21	12.27	
					L22	7.11	
					L23	9.69	
					L24	9.25	
					L25	12.06	
					L26	13.64	
					L27	8.20	
					L28	12.85	
					L29	7.38	
					L30	12.32	
					L31	20.14	
					L32	14.59	
					L33	12.61	
					L34	15.12	
					L35	15.50	
					L36	13.15	
					L37	18.10	
					L38	13.09	
					L39	20.86	

					L40	11.85		
					L41	6.61		
					L42	7.11		
					L43	16.58		
					L44	8.18		
					L45	11.26		
					L46	16.18		
					L47	4.51		
					L48	7.06		
					L49	13.80		
					L50	6.37		
					L51	11.46		
Baja frecuentación 1	Cova Tallada_3	3	4	P1010046	L1	18.62		
					L2	13.17		
					L3	23.32		
					L4	7.86		
					L5	17.21		
					L6	16.27		
					L7	15.38		
					L8	15.42		
					L9	16.16		
					L10	16.12		
					L11	16.03		
					L12	13.37		
					L13	18.25		
					L14	13.51		337.5
					L15	17.39		
					L16	20.77		
					L17	9.89		
					L18	17.19		
					L19	15.68		
					L20	15.47		
					L21	10.46		
					L22	14.68		
					L23	9.02		
					L24	18.32		
					L25	20.60		
					L26	17.26		
					L27	19.36		

					L28	7.05			
					L29	4.73			
					L30	10.70			
					L31	17.47			
					L32	9.36			
					L33	6.22			
					L34	14.47			
					L35	18.84			
					L36	8.00			
					L37	6.65			
					L38	19.78			
					L39	17.18			
					L40	14.36			
					L41	13.45			
					L42	18.42			
					L43	15.66			
					L44	9.86			
					L45	21.08			
					L46	21.10			
					L47	18.62			
					L48	24.99			
					L49	13.10			
					L50	10.11			
					L51	13.98			
					L52	20.50			
					L53	14.87			
					L54	15.38			
					Promedio	13.05		216.15	
ZONAS	Denom.	Sit.	Cuad.		Tallas		Abundancia		
				Imagen	Long. Máx.		Desvest	Nº/m2	Desvest
Baja frecuentación 2	Cala 2ª_1	1	1	20181001_111207A	L1	15.02			
					L2	20.80			
					L3	16.58			
					L4	10.86			
					L5	12.57	73.978	218.75	595.591
					L6	17.23			
					L7	16.42			
					L8	17.66			
					L9	10.53			

					L10	18.77			
					L11	14.67			
					L12	24.65			
					L13	14.64			
					L14	4.82			
					L15	28.10			
					L16	17.34			
					L17	13.99			
					L18	27.19			
					L19	23.11			
					L20	9.80			
					L21	18.36			
					L22	11.29			
					L23	11.02			
					L24	5.22			
					L25	13.23			
					L26	15.76			
					L27	27.79			
					L28	11.95			
					L29	16.22			
					L30	9.01			
					L31	9.40			
					L32	11.08			
					L33	10.84			
					L34	33.72			
					L35	23.60			
Baja frecuentación 2	Cala 2 ^a _1	1	2	20181001_111306A	L1	16.17			
					L2	16.96			
					L3	10.65			
					L4	17.96			
					L5	20.02			
					L6	19.56			
					L7	20.91			131.25
					L8	13.54			
					L9	18.74			
					L10	13.48			
					L11	21.55			
					L12	22.18			
					L13	12.62			

					L14	25.78		
					L15	24.98		
					L16	14.01		
					L17	12.93		
					L18	7.25		
					L19	17.10		
					L20	10.25		
					L21	15.33		
Baja frecuentación 2	Cala 2 ^a _1	1	3	20181001_111456A	L1	16.30		
					L2	6.08		
					L3	12.04		
					L4	8.35		
					L5	7.01		
					L6	19.57		
					L7	12.59		
					L8	19.90		
					L9	11.20		
					L10	9.49		
					L11	22.35	131.25	
					L12	14.42		
					L13	21.51		
					L14	24.23		
					L15	13.77		
					L16	28.55		
					L17	21.24		
					L18	25.90		
					L19	24.44		
					L20	22.81		
					L21	17.06		
Baja frecuentación 2	Cala 2 ^a _1	1	4	20181001_111534A	L1	16.29		
					L2	24.11		
					L3	14.06		
					L4	13.25		
					L5	11.52		
					L6	29.27		
					L7	25.59		
					L8	23.10		
					L9	28.24		
					L10	21.34	68.75	

					L11	28.55		
					L1	8.42		
					L2	7.88		
					L3	18.31		
					L4	22.44		
					L5	7.59		
					L6	5.62		
					L7	19.83		
					L8	7.88		
Baja frecuentación 2	Cala 2ª_2	2	1	20181001_112414A_snap	L9	9.57	106.25	
					L10	7.67		
					L11	10.62		
					L12	7.86		
					L13	4.22		
					L14	10.01		
					L15	14.97		
					L16	8.28		
					L17	19.76		
					L1	26.97		
					L2	7.35		
					L3	23.89		
					L4	11.62		
					L5	7.61		
					L6	13.74		
					L7	13.43		
					L8	12.41		
Baja frecuentación 2	Cala 2ª_2	2	2	20181001_112437A	L9	6.25	112.5	
					L10	5.88		
					L11	9.36		
					L12	12.01		
					L13	5.64		
					L14	6.71		
					L15	5.70		
					L16	3.76		
					L17	2.56		
					L18	10.06		
Baja frecuentación 2	Cala 2ª_2	2	3	P1010030	L1	27.28	200	
					L2	17.44		
					L3	17.44		

					L4	17.93		
					L5	9.76		
					L6	13.75		
					L7	21.28		
					L8	10.91		
					L9	14.35		
					L10	23.86		
					L11	13.96		
					L12	14.73		
					L13	28.08		
					L14	8.71		
					L15	11.84		
					L16	7.78		
					L17	28.14		
					L18	7.59		
					L19	15.41		
					L20	8.74		
					L21	9.63		
					L22	28.64		
					L23	22.35		
					L24	17.00		
					L25	18.61		
					L26	11.94		
					L27	17.69		
					L28	25.04		
					L29	16.95		
					L30	13.54		
					L31	11.64		
					L32	16.88		
Baja frecuentación 2	Cala 2ª_2	2	4	P1010032	L1	12.83		
					L2	8.44		
					L3	10.18		
					L4	11.25		
					L5	14.75		
					L6	10.51		
					L7	9.93		
					L8	10.49		
					L9	6.23		
					L10	8.64		
							250.0	

					L11	9.55		
					L12	15.44		
					L13	13.73		
					L14	23.52		
					L15	12.32		
					L16	10.91		
					L17	17.36		
					L18	21.87		
					L19	4.14		
					L20	9.28		
					L21	4.49		
					L22	7.17		
					L23	12.86		
					L24	11.46		
					L25	23.89		
					L26	18.95		
					L27	16.25		
					L28	24.74		
					L29	22.37		
					L30	15.53		
					L31	16.78		
					L32	25.97		
					L33	18.38		
					L34	13.82		
					L35	19.13		
					L36	31.92		
					L37	26.30		
					L38	26.41		
					L39	30.00		
					L40	19.58		
Baja frecuentación 2	Cala 2ª_3	3	1	P1010033	L1	13.78		75
					L2	8.84		
					L3	24.90		
					L4	13.69		
					L5	15.66		
					L6	10.81		
					L7	23.54		
					L8	24.24		
					L9	21.09		

					L10	26.68		
					L11	20.99		
					L12	26.83		
Baja frecuentación 2	Cala 2 ^a _3	3	2	P1010034	L1	7.79	100	
					L2	7.45		
					L3	9.57		
					L4	6.51		
					L5	20.69		
					L6	17.82		
					L7	11.32		
					L8	9.28		
					L9	12.35		
					L10	8.14		
					L11	12.97		
					L12	5.95		
					L13	7.85		
					L14	19.27		
					L15	20.33		
					L16	16.15		
Baja frecuentación 2	Cala 2 ^a _3	3	3	P1010036	L1	23.82	75	
					L2	21.95		
					L3	8.39		
					L4	7.53		
					L5	8.48		
					L6	10.73		
					L7	8.79		
					L8	10.51		
					L9	9.55		
					L10	8.19		
					L11	8.12		
					L12	5.80		
Baja frecuentación 2	Cala 2 ^a _3	3	4		L1	18.83	112.5	
					L2	40.96		
					L3	39.73		
					L4	29.21		
					L5	35.04		
					L6	30.25		
					L7	36.99		
					L8	31.24		

					L9	19.83		
					L10	14.70		
					L11	10.79		
					L12	17.12		
					L13	18.20		
					L14	25.35		
					L15	21.19		
					L16	21.49		
					L17	23.53		
					L18	18.78		
					Promedio	16.01		131.77

2. Invertebrados de interés:

2.2. Erizos

Zona	Sitio	Replica (m2)	Especie	Nº Indiv.	Nº Ind. Total	Tamaño			
FA	L1S1	1	P	5	7	5,1	4,5	5,6	5,4
			A	2		2,3	5,8		
		2	P	3	6	5,1	5	5,9	
			A	3		4,8	3,5	4,6	
		3	P	8	10	3,8	5,4	3,1	5,3
			A	2		5	5,7		
	L1S2	4	P	7	8	5	4,4	5,8	5,6
			A	1		6,2			
		5	P	8	8	5,3	4,7	5,7	3,8
			A	0		-	-	-	-
		6	P	2	2	5,3	4,2		
			A	0		-	-	-	-
	L1S3	7	P	2	2	5,1	4,7		
			A	0		-	-	-	-
		8	P	6	6	3,5	4,3	4,9	4,3
			A	0		-	-	-	-
		9	P	14	14	5,3	3,7	4,3	4,4
			A	0		5	4,6	4,3	4,8
	L2S1	1	P	2	2	6,3	5,3		
			A	0		-	-	-	-
		2	P	4	4	6,4	5,3	5	5
			A	0		-	-	-	-
		3	P	3	8	5,6	4,8	5,3	
			A	5		4,8	5,8	4	4,6
	L2S2	4	P	4	5	5,1	2,8	5,6	3,3
			A	1		5			
		5	P	0	5	-	-	-	-
			A	5		5,8	5	4,9	2,6
		6	P	1	5	5,2			
			A	4		7	5,4	4,5	3,4
	L2S3	7	P	1	4	4,8			
			A	3		5,2	6	4,9	
		8	P	1	5	4,8			
			A	4		5,8	3	4	3,8
		9	P	3	5	4,5	6,5	4,2	
			A	2		6,8	4,5		
Extra	1	P	7	8	5,5	6,5	6,1	5,8	
		A	1		4,2				
	2	P	6	6	6	5,1	4,7	5,2	
		A	0		-	-	-	-	
	3	P	5	6	6,1	4,5	5,5	5,8	
		A							

			A	1		5,9			
		4	P	8	8	6	4,5	4,6	4
			A	0		-	-	-	-
		5	P	2	2	6,2	5,8		
			A	0		-	-	-	-
FB	L1S1	1	P	4	6	4,5	4,3	4,1	5,5
			A	2		3,8	5,6		
		2	P	2	5	4,3	5,2		
			A	3		2,1	3,5	4,6	
		3	P	1	6	5,4			
			A	5		4,6	3,6	3,7	4,1
	L1S2	4	P	1	6	5,4			
			A	5		4,2	4,5	3,1	5,6
		5	P	0	3	-	-	-	-
			A	3		5	4,9	3,8	
		6	P	3	3	5,8	4	3,3	
			A	0		-	-	-	-
	L1S3	7	P	2	3	5,2	2,8		
			A	1		6			
		8	P	3	3	5,5	3,9	4	
			A	0		-	-	-	-
		9	P	1	4	5			
			A	3		4,9	3,6	4,3	
	L2S1	1	P	2	3	4	3		
			A	1		3			
		2	P	2	8	6	4,5		
			A	6		4,3	4	3,5	3,4
		3	P	0	1	-	-	-	-
			A	1		6,4			
	L2S2	4	P	1	8	4,8			
			A	7		5	5,3	4,5	2
		5	P	2	5	6,8	5,8		
			A	3		5,7	5,7	5,5	
		6	P	1	8	4,8			
			A	7		5	4,8	3,6	4,2
L2S3	7	P	5	11	5,5	4,1	5	4,8	
		A	6		4,3	4	3,8	3,6	
	8	P	6	8	5,5	5,3	2,5	4,6	
		A	2		4,5	4,1			
	9	P	4	4	4,6	5,6	4,6	4,1	
		A	0		-	-	-	-	
Extra	1	P	3	3	3,2	2,5	4,1		

		A	0		-	-	-	-
	2	P	6	6	4,7	2,8	3,2	3,1
		A	0		-	-	-	-
	3	P	4	4	5,6	2,6	7,4	2,5
		A	0		-	-	-	-

Zona	Sitio	Réplica (m2)	Especie	Tamaño				Media	Desvest
FA	L1S1	1	P	2,2				4,560	1,383
			A					4,050	2,475
		2	P					5,333	0,493
			A					4,300	0,700
		3	P	2,6	4,2	4,1	3,6	4,013	0,976
			A					5,350	0,495
	L1S2	4	P	5,1	4,4	3,4		4,814	0,821
			A					6,200	-
		5	P	3,7	6,1	1,6	3,9	4,350	1,434
			A	-	-	-	-		
		6	P					4,750	0,778
			A	-	-	-	-		
	L1S3	7	P					4,900	0,283
			A	-	-	-	-		
		8	P	4,6	4,1			4,283	0,475
			A	-	-	-	-		
		9	P	5	3,8	4,1	4,3	4,493	0,460
			A	4,5	4,8				
	L2S1	1	P					5,800	0,707
			A	-	-	-	-		
		2	P					5,425	0,665
			A	-	-	-	-		
		3	P					5,233	0,404
			A	4,8				4,800	0,648
L2S2	4	P					4,200	1,359	
		A					5,000	-	
	5	P	-	-	-	-	4,860	1,352	
		A	6						
	6	P					5,200	-	
		A					5,075	1,522	
L2S3	7	P					4,800	-	
		A					5,367	0,569	
	8	P					4,800	-	
		A					4,150	1,182	

Extra	9	P					5,067	1,250	
		A					5,650	1,626	
	1	P	5,1	4,2	3,1		5,186	1,181	
		A					4,200	-	
	2	P	4,5	3,7			3,400	1,277	
		A	-	-	-	-			
	3	P	4,1				5,200	0,860	
		A					5,900	-	
	4	P	6,1	6,2	5	6,3	16,680	25,351	
		A	-	-	-	-			
	5	P					6,000	0,283	
		A	-	-	-	-			
	FB	L1S1	1	P				4,600	0,622
				A				4,700	1,273
2			P					4,750	0,636
			A					3,400	1,253
3		P					5,400	-	
		A	4,7				4,140	0,503	
L1S2		4	P				5,400	-	
			A	4,1			4,300	0,897	
		5	P	-	-	-	-	4,567	0,666
			A						
		6	P					4,367	1,290
			A	-	-	-	-		
L1S3	7	P				4,000	1,697		
		A				6,000	-		
	8	P					4,467	0,896	
		A	-	-	-	-			
	9	P					5,000	-	
		A					4,267	0,651	
L2S1	1	P				3,500	0,707		
		A				3,000	-		
	2	P					5,250	1,061	
		A	5,2	2,8			3,867	0,833	
	3	P	-	-	-	-	6,400	-	
		A							
L2S2	4	P				4,800	-		
		A	4,8	3,6	3,6		4,114	1,141	
	5	P					6,300	0,707	
		A					5,633	0,115	
	6	P					4,800	-	
		A	4,7	5,6	5,2		4,729	0,660	

	L2S3	7	P	2,5				4,380	1,165
			A	3,6	2,8			3,683	0,508
		8	P	2,1	3,7			3,950	1,431
			A					4,300	0,283
		9	P					4,725	0,629
			A	-	-	-	-		
	Extra	1	P					3,267	0,802
			A	-	-	-	-		
		2	P	5,2	1			3,333	1,494
			A	-	-	-	-		
		3	P					4,525	2,396
			A	-	-	-	-		

Capítulo 4. Calentamiento global y especies exóticas.

Contenidos

1. Blanqueamiento y necrosis.	3
1.1. Metodología.	3
1.2. Resultados.	4
2. Registro en continuo de temperaturas.	6
2.1. Metodología.	6
2.2. Resultados.	9
3. Especies exóticas.	12
3.1. Metodología.	12
3.2. Resultados.	13
3.2.1. Detección de especies invasoras.	13
3.2.2. Abundancia de especies invasoras.	30
4. Referencias.	32

1. Blanqueamiento y necrosis.

1.1. Metodología.

Se llevó a cabo la observación de los episodios de fuerte calentamiento (temperatura superficial, termoclina) mediante el seguimiento de las poblaciones de formaciones coralinas (octocoralarios) superficiales de *Cladocora caespitosa* y *Oculina patagonica* en estaciones fijas y por fotografía submarina.

En el *Anejo Capítulo 4. 1. Mapas. 1. Mapa de ubicación de las estaciones de muestreo*, se muestran las estaciones seleccionadas para el seguimiento de los fenómenos de blanqueamiento y recubrimiento por epizoontes. En la Tabla 1 se detallan las coordenadas geográficas, los muestreos se llevaron a cabo entre los días 19 y 21 de septiembre.

UTM X	UTM Y
777.082	4.300.064
777.335	4.299.911
774.973	4.301.235
775.769	4.300.780

Tabla 1. Coordenadas de las estaciones de muestreo para detectar cambios producidos por el calentamiento global (Datum ETRS89).

Las colonias de las especies objetivo localizadas fueron fotografiadas con una referencia métrica, y posteriormente analizadas con el programa de análisis de imagen Motic Image Plus®, y se cuantificó el porcentaje de blanqueamiento y grado de recubrimiento por epizoontes.

1.2. Resultados.

En el *Anejo Capítulo 4. 2. Fotografías. 1. Afecciones por blanqueamiento*, se muestran las distintas especies - objetivo fotografiadas, por estaciones de seguimiento. En total se han fotografiado 109 colonias de *Oculina patagonica* y *Cladocora caespitosa*, como especies donde se aprecia de forma más evidente el fenómeno del blanqueo y necrosis, como posible indicador de fenómenos de cambio climático. De estas colonias, 59 fueron de *O. patagonica*, y 50 de *C. caespitosa*. Los datos de campo se representan en el *Anejo 3.1. Datos Blanqueamiento y necrosis*. Los resultados de la identificación de los fenómenos de blanqueamiento y recubrimientos por epizoontes, para *O. patagonica* y *C. caespitosa*, para la zona de estudio se muestran en la Tabla 2.

De las 59 colonias localizadas de *O.patagonica*, 56 presentaban síntomas de blanqueamiento y el mismo número presentaban también recubrimiento de epizoontes. El porcentaje de afección en las colonias con blanqueamiento y con recubrimiento de epizoontes fue del 94,92%, mientras que el promedio fue de 19,83% y 12,20% respectivamente. Por otro lado, se localizaron y fotografiaron 50 colonias de *C.caespitosa*, de éstas 34 estaban afectadas por blanqueo y 48 por epizoontes, correspondiendo un porcentaje de afección del 68,00% y 96,00% respectivamente, y unos promedios de afección de blanqueamiento del 16,20% y de recubrimiento por epizoontes del 18,40% .

En el año anterior a este estudio se observaron unos valores bastante diferentes a los obtenidos en este presente año. Respecto a las colonias de *O. patagonica*, el año 2017 las colonias presentaban un porcentaje mayor de afección por blanqueo y por recubrimiento de epizoontes, siendo 96,15% el registrado para en ambos casos el pasado año; este año se observa un descenso del promedio de afección por blanqueo respecto al registrado en el año 2017, el cual fue de 27%, mientras que el promedio por recubrimiento de epizoontes experimenta un ligero aumento siendo el año pasado de 11% frente al registro de 12,20% del presente año. Por otro lado, en el pasado año 2017 los porcentajes de afección de las

colonias de *C.caespitosa* con síntomas de blanqueamiento y de recubrimiento por epizoontes, fueron respectivamente del 100% y del 90,5%. Este año, al igual que ocurre con *O. patagonica*, los promedios de blanqueamiento han descendido y los de afección por epizoontes han aumentado respecto al año 2017. Por un lado, mientras este año se registraba un 16,20% de blanqueamiento, el pasado año este valor alcanzaba el 40%. Por el contrario, el promedio de recubrimiento de epizoontes ha experimentado un aumento del 8,4% al registrarse este año un 18,4% y el año anterior un 10%.

Si se evalúan en su conjunto ambas especies, el porcentaje de colonias afectadas por blanqueamiento es del 82,57 %, mientras que por recubrimiento por epizoontes es superior, del 95,41%. Las colonias afectadas con tales síntomas presentaron porcentajes de daños del 18,17% para el blanqueo, y del 15,05% para el caso de los recubrimientos por epizoontes.

Zona	Parámetros	<i>O. patagonica</i>	<i>C. caespitosa</i>	Total
Cabo de San Antonio	nº	59	50	109
	nº afectadas blanqueo	56	34	90
	% colonias blanqueo	94,92%	68,00%	82,57%
	Promedio afección blanqueo	19,83%	16,20%	18,17%
	nº afectadas epizoontes	56	48	104
	% colonias con epizoontes	94,92%	96,00%	95,41%
	Promedio afección epizoontes	12,20%	18,40%	15,05%

Tabla 2. Valores de colonias de *Oculina patagonica* y *Cladocora caespitosa* afectadas por fenómenos de blanqueo y/o recubrimiento por epizoontes para la zona de estudio.

Los resultados obtenidos permiten establecer una base de datos que sirvan de comparación para futuros seguimientos, y poder evaluar la tendencia sobre porcentajes de afección de

estas colonias, tanto por blanqueo que pueda servir como indicador de fenómenos de calentamiento global, como por recubrimiento por epizoontes, que también sirvan como indicadores de este fenómeno, o incluso de acidificación del agua.

2. Registro en continuo de temperaturas.

2.1. Metodología.

Con el objetivo de tener registros continuos de temperatura del mar y observar su evolución anual para la series temporales de la misma, se colocó un registrador sumergible con data logger (marca HOBO). A pesar de que en el pliego de condiciones se indicaba la profundidad de -5 m, se fondeó a 15 m profundidad, debido a que el sustrato a 5m de profundidad es roca y no permitía fijar el anclaje. Por otra parte, el elevado hidrodinamismo al pie del acantilado desaconsejaba esta opción. El objeto de su instalación es el relacionar la temperatura del agua de mar con los fenómenos de blanqueamiento y necrosis.

El registrador térmico fue instalado por primera vez, en una de las boyas de fondeo de la Reserva Marina (*Anejo Capítulo 4. 1. Mapas. 1. Mapa de ubicación de las estaciones de muestreo*) en Octubre de 2016. La primera serie de datos abarca desde Octubre de 2016 hasta Junio de 2017. Posteriormente se instaló en octubre de 2017 y se recuperó en septiembre de 2018. Tras extraer los datos volvió a ser instalado en el mes de septiembre de 2018. Las coordenadas del punto de instalación del registrador son 777127,907 y 4300087,227.



Fotografía 1: Instalación del sensor de temperatura en septiembre de 2018



Fotografía 2: Sensor de temperatura instalado en el fondeo de la R.Marina.Septiembre 2018

El modelo de registrador térmico empleado fue el HOBO® Water Temp pro v2 (U22-001), diseñado con un modernizado puerto de rayos UV duradero, que facilita su instalación por tiempos prolongados para mediciones de temperatura en agua dulce o salada. El pequeño tamaño del registrador permite que sea fácilmente montado y / o escondido en el campo. Es resistente al agua hasta 120 m y lo suficientemente resistente como para soportar años de uso, incluso en condiciones de la corriente. Posee la suficiente memoria para grabar más de 42.000 mediciones de temperatura de 12 bits.

El registrador utiliza una interfaz de comunicaciones USB óptico para el lanzamiento y la lectura de la registrador. La interfaz óptica permite que el registrador pueda descargar sin comprometer la integridad de los sellos. La compatibilidad con USB permite una fácil configuración y descargas rápidas.

Las características técnicas, son:

Sensor de temperatura:

Rango de operaciones: -40° a 70°C en el aire; la temperatura máxima registrable en el agua es de 50°C . Exactitud: $\pm 0,21^{\circ}\text{C}$ de 0° a 50°C . Resolución: $0,02^{\circ}\text{C}$ a 25°C .
Tiempo de respuesta: (90%) 5 minutos en agua; 12 minutos in aire con movimiento típico de 2 m/s. Estabilidad: $0,1^{\circ}\text{C}$ por año.

Registros:

Tiempo real: ± 1 minuto por mes de 0° a 50°C . Batería: 2/3 AA, 3,6 Volt Litio. Vida de la batería (Uso típico): 6 años con intervalos de grabación de 1 minuto o superiores. Memoria (No-volátil) 64K bytes (aprox. 42.000 12-bit medidas de temperatura). Peso: 42 g. Dimensiones: 3,0 cm de diámetro máximo, 11,4 cm de longitud. Materiales húmedos: carcasa de Polipropileno, juntas tóricas de EPDM, tornillería de acero inoxidable. Flotabilidad: +13 g en agua dulce a 25°C . Resistente al agua hasta 120 m. Resistente a choques o caídas: 1,5 m de 0°C a 70°C . Intervalo de mediciones: Rango fijo o intervalos múltiples, hasta 8 definidos por el usuario; los intervalos pueden ser de 1 s a 18 horas. Las especificaciones e instrucciones de uso se adjuntan en el *Anexo*

Capítulo 4. 4. Registrador en continuo de temperaturas. Características e instrucciones.

2.2. Resultados.

El sensor se programó para tomar datos de temperatura cada 30 minutos. La máxima temperatura registrada fue de 27,25 °C el 8 de Septiembre de 2018, mientras que la mínima quedó registrada el 12 de febrero de 2018 con 12,09 °C. A lo largo de toda la serie de datos el promedio de temperatura fue de 17.74 °C (desv 3,67) para un total de 16781 datos).

A continuación, en los siguientes gráficos, se exponen los datos de temperaturas registradas en el periodo de octubre 2016-Junio 2017, así como los del periodo Octubre 2017 hasta Septiembre 2018. Puede observarse una variaciones menos intensas en los registros durante la época invernal. A partir de Mayo y Junio, se registran variaciones diarias de varios grados, especialmente conforme se acercan los meses más calurosos, julio, agosto y septiembre. Esto es debido a que la ubicación del sensor, 15 m de profundidad, coincide con la cota donde suele producirse la termoclina estival (fuerte gradiente de temperatura con la profundidad). El movimiento de esta termoclina, favorecido por las intensas corrientes registradas en la zona, explican la variabilidad observada en los registros.

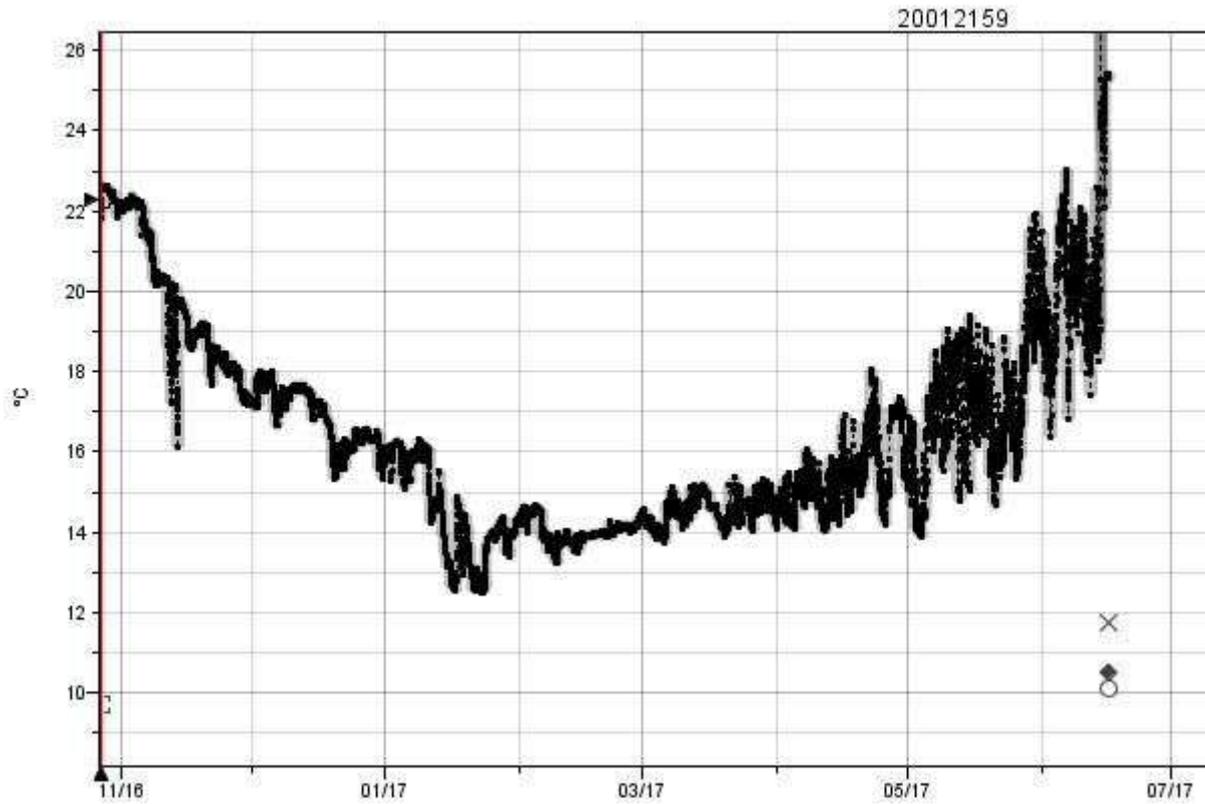


Gráfico 1: Primer Registro de temperaturas desde Octubre 2016 hasta Junio de 2017.

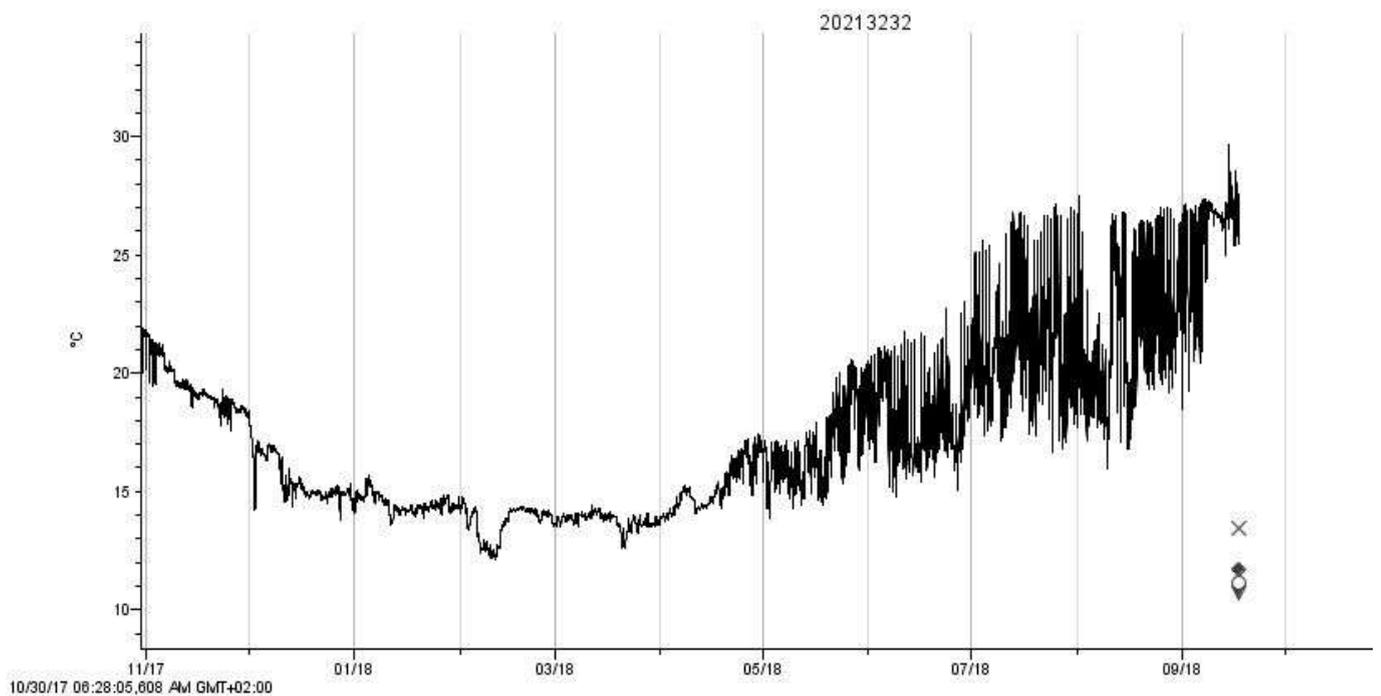


Gráfico 2: Registro de temperaturas desde 1 de Octubre 2017 hasta 15 septiembre 2018.

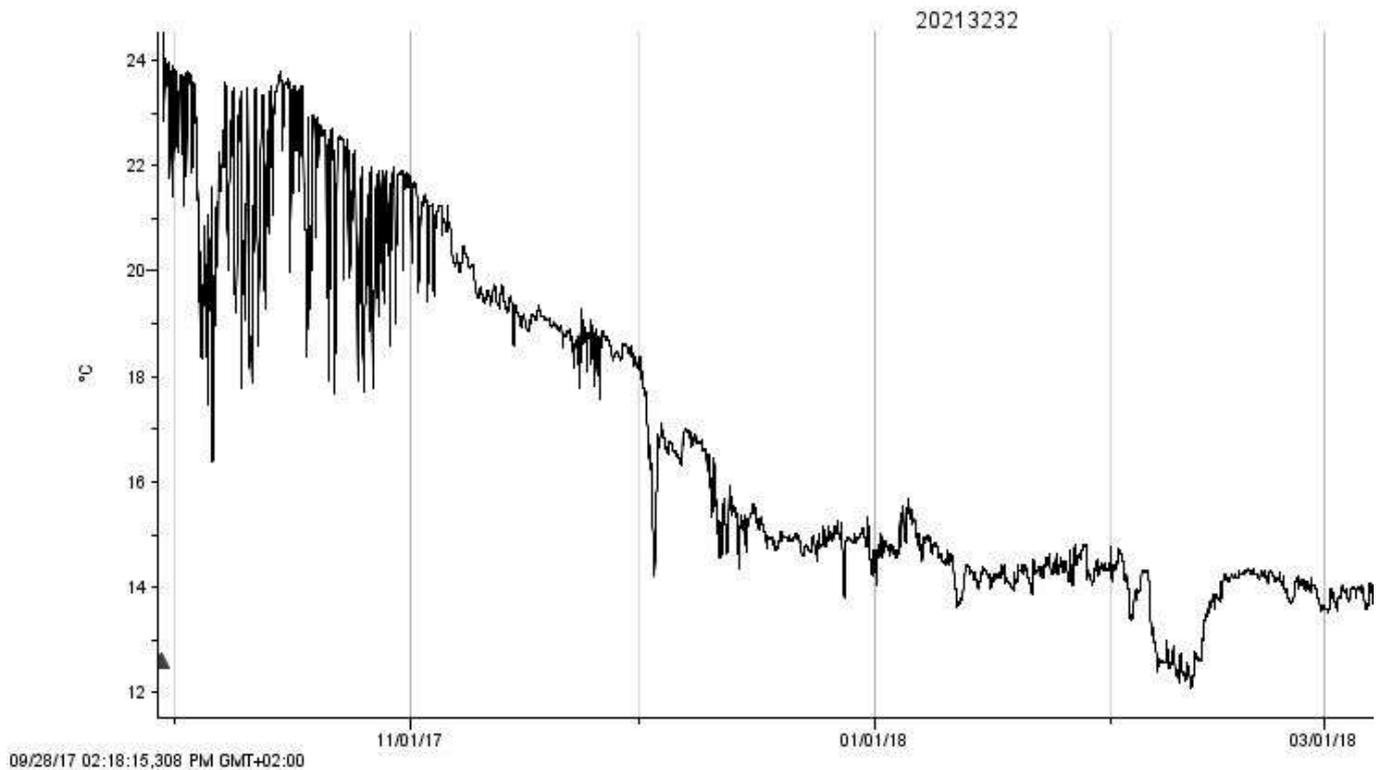


Gráfico 3: Detalle registro de temperaturas desde Octubre 2017 hasta Marzo 2018.

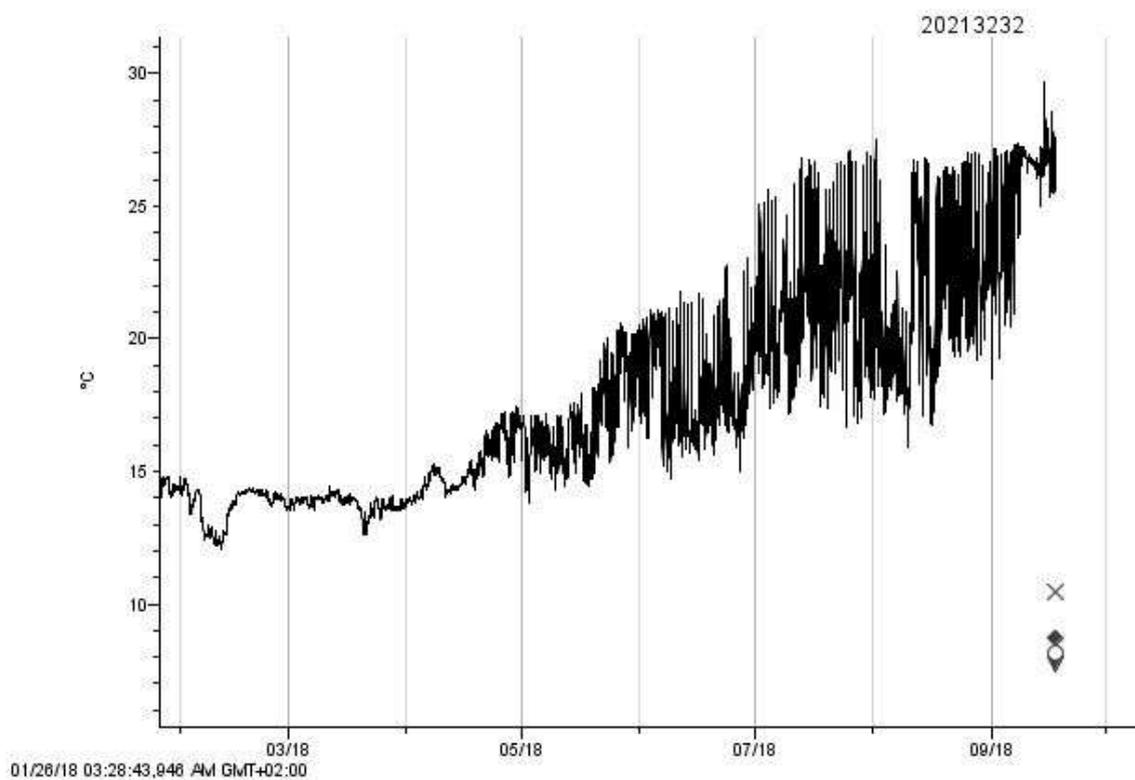


Gráfico 4: Detalle registro de temperaturas desde Marzo 2018 hasta Septiembre 2018.

3. Especies exóticas.

3.1. Metodología.

La observación y seguimiento de las especies exóticas (macroalgas e invertebrados), algunas de ellas de efecto invasor en los pisos litoral e infralitoral. Las especies a realizar seguimiento fueron:

- Macroalgas: Clorofitas (*Caulerpa cylindracea*), rodofitas (*Asparagopsis taxiformis*, *Lophocladia lallemandii*, *Wormersleyella setacea*).
- Invertebrados: Poliquetos (*Branchiomma luctuosum*), moluscos gasterópodos (*Bursatella leachii*), crustáceos decápodos (*Percnon gibbesi*, *Callinectes sapidus*).
- Peces: *Fistularia commersonii*, *Lagocephalus sceleratus*.

Los muestreos se llevaron a cabo simultáneamente durante todas las inmersiones realizadas para efectuar los transectos de cobertura de praderas *Posidonia oceanica*, efectos de fondeos sobre éstas, censos de peces, censos de erizos, y formaciones organógenas, se anotó la presencia de las especies exóticas. También se efectuó la preceptiva consulta con los responsables de la RMIPCSA.

Además de las observaciones efectuadas durante los muestreos de este proyecto, se emplearon otras fuentes de información, tales como: bibliografía científica, el banco de datos de biodiversidad de la Comunidad Valenciana, y entrevistas con pescadores y el servicio de vigilancia de la RMIPCSA.

3.2. Resultados.

3.2.1. Detección de especies invasoras.

Caulerpa cylindracea: Las variedades que se extendieron por el Mediterráneo Oriental durante el siglo XX fueron *C. racemosa* var. *turbinata-uvifera* y var. *lamourouxii* f. *requienii*, pero la especie invasora que se introdujo posteriormente, a finales del siglo fue la variedad *C. racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman & Boudouresque, 2003, procedente de Australia, que finalmente ha sido renombrada como *C. cylindracea* Sonder, 1845.

Es una especie con una importante expansión en el mar Mediterráneo desde finales del siglo XX, lo que puede poner en peligro las praderas de fanerógamas protegidas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*. Por ello, está incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, BOE nº 185); también en la Comunidad Valenciana, por el Decreto 213/2009, de 20 de noviembre, del Consell, por el que se aprueban medidas para el control de especies exóticas invasoras en la Comunitat Valenciana. Está incluida en distintos listados internacionales, entre los cuales destaca, el SEBI, por su integración de los indicadores europeos de la biodiversidad para 2010.

La especie es de origen tropical, la mayor parte de las variedades proceden del Mar Rojo. La variedad invasora, es nativa del suroeste de Australia (Verlaque *et al.* 2003). Fue observada por primera vez en 1926, quedando confinada su expansión a la cuenca oriental durante más de 60 años. Durante este periodo coexisten en el Mediterráneo Oriental dos especies: *C. racemosa* var. *turbinata-uvifera* y var. *Lamourouxii* f. *requienii*. La variedad invasora fue introducida más recientemente y corresponde a otra especie endémica de la localidad australiana de Perth (Verlaque *et al.* 2003). La colonización del Mediterráneo Occidental no se inicia hasta 1991

(Trípoli, Libia), mostrando un comportamiento invasor más agresivo e imparable, llegando a las costas españolas, francesa e italianas años más tarde. En España se registra por primera vez en 1998 en Baleares, posteriormente en 1999 en Castellón (Aranda *et al.*, 1999), en 2001 llega a las costas de Alicante (Aranda *et al.*, 2003).

Las vías de entrada y expansión, se consideran que a través del Mar Rojo, entrando por el Canal de Suez a través del transporte marítimo, bien por las aguas de lastre o en fragmentos enganchados en las anclas de las embarcaciones o en las redes de pesca (Verlaque *et al.* 2003).

Es una especie anual y pseudoperenne, conserva una parte del talo cada nueva temporada. Se reproduce mediante holocarpia, todo el talo participa en la formación de los gametos (Panayotidis & Zuljevic 2001). Asexualmente también se reproduce mediante la formación de propágulos y por fragmentación (Renoncourt & Meinesz, 2001). Presenta una dinámica estacional con un máximo de crecimiento en octubre y un mínimo en abril (Piazzi & Cinelli, 1999).

Es una especie cenocítica, constituida por una serie de estolones de 1-2 mm de diámetro de los que surgen múltiples y delgados rizoides y frondes de tamaño pequeño (<10 cm) divididos en pinnas de aspecto vesicular. La tasa de crecimiento vegetativo de *C. cylindracea* es cuatro veces superior a la de *C. taxifolia* y, a diferencia de ésta, produce propágulos sexuales viables que multiplican la probabilidad y la velocidad de dispersión. Se desarrolla sobre un amplio rango de profundidades (hasta los 60 metros) y es capaz de colonizar todo tipo de biocenosis fotófilas infralitorales y circalitorales y sustratos (rocoso, arenoso, etc.) (Verlaque *et al.*, 2003).

En la Comunidad Valenciana ha sido encontrada desde el piso infralitoral en

biocenosis de la roca superior a escasos centímetros de profundidad hasta fondos de 50 m de profundidad. Sobre sustratos rocosos, mata muerta de pradera de *Posidonia oceanica*, próxima o entre la pradera de *P. oceanica*, en este caso, se da cuando la densidad es baja o la pradera está muy fragmentada, bien de forma natural o bien por causa de un impacto antrópico (Ceccherelli *et al.*, 2000). Las mayores extensiones y densidades, sobre sustratos arenoso – detríticos a partir de 25 m de profundidad.

Se desarrolla sobre un amplio rango de profundidades y es capaz de colonizar todo tipo de biocenosis fotófilas infralitorales y circalitorales. En poco tiempo forma un denso tapiz sobre el fondo colonizado que impide la difusión de oxígeno al sedimento volviendo el ambiente tóxico para multitud de especies epibentónicas e infaunales de la biocenosis original.

El ritmo de su expansión en el litoral valenciano desde 1999, puede estimarse en una tasa anual de 17 Km²/año (Guillén *et al.*, 2010). En la Tabla 3 se muestra las superficies estimadas por provincias en la Comunidad Valenciana, por la Red de Control de especies algales invasoras que el Instituto de Ecología Litoral, realiza en colaboración con la Generalitat Valenciana desde el año 1995, actualmente con el Servicio de Planificación de Recursos Hidráulicos y Calidad de Aguas, Dirección General del Agua, de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural.

Provincias/años	1999	2002	2006	2008	2010	2012	2016
Castellón	3,02	11,7	58,7	84,97	95,88	95,88*	173,22
Valencia	0	0	27,22	46,23	51,45	96,13	96,13
Alicante	0	10,05	24,65	45,59	57,85	65,38	98,64
Total	3,02	21,75	110,57	168,4	205,19	257,39	368,49

Tabla 3. Áreas en Km² ocupadas por *Caulerpa racemosa* en el litoral de la Comunidad Valenciana. (* no se inspeccionó en 2012).

En el entorno de la RMIPCSA se ha observado su presencia, aunque no de forma

masiva, en enclaves de la roca infralitoral, sobretudo en ambientes calmados, desde los 2 a los 12 m de profundidad (*Anejo del Capítulo 4. 2. Fotografías. 2. Presencia de especies invasoras*).

Asparagopsis taxiformis: Esta especie está considerada como invasora en las costas de Andalucía, Comunidad Valenciana, Región de Murcia e Islas Baleares. En algunas zonas de la región de Murcia es la especie dominante de del hábitat rocoso fotófilo, mostrando comportamiento propio de una especie invasora. Está incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, BOE nº 185), incluida en el SEBI 2010 («Integrando los indicadores europeos de la biodiversidad para 2010»).

El área de distribución natural es el océano indo – pacífico. Presente en el Mediterráneo. La invasión reciente es muy activa que está en pleno proceso de expansión. La vía de entrada más plausible es a través del Canal de Suez. Se instala sobre sustratos rocosos y/o praderas de *Posidonia oceanica*, compitiendo de forma eficaz con *Asparagopsis armata*, a la que relega a los primeros metros de la columna de agua. Presenta reproducción sexual y asexual con una fase gametofítica (= *Asparagopsis*) y una fase esporofítica (= *Falkenbergia*). La fase gametocítica se encuentra en la zona eulitoral inferior y, ocasionalmente, en charcos del eulitoral medio. La fase tetrasporofítica puede encontrarse epífita.

Al igual que otras especies invasivas presenta ciclos de vida cortos, en los que los individuos transportados alcanzan la madurez sexual en poco tiempo. Presentan altas tasas de fecundidad, de crecimiento y capacidad de dispersión.

El principal impacto se produce al modificar el hábitat al formar auténticas alfombras constituidas por poblaciones reproductivas densas bien establecidas. Como consecuencia se ocasiona la contaminación genética y la consecuente pérdida de

diversidad biológica marina. Además, esta especie puede representar una seria amenaza real para importantes comunidades marinas como las praderas de *P. oceanica* o los bosques de *Cystoseira*.

En el litoral de la Comunidad Valenciana se encuentra en las Islas Columbretes, el litoral de la Sierra de Irta, y frente al puerto de Dénia. En el presente trabajo se detectó en la RMIPCSA, aunque de forma muy puntual en los transectos de control del estado de la pradera de *Posidonia oceanica*.

Lophocladia lallemandii: *Dasya lallemandii* es un basiónimo de esta especie. Se trata de una especie de talos filamentosos que puede confundirse fácilmente con otras especies con la misma estructura. Actualmente se encuentra bien asentada y mostrando un fuerte carácter invasor en las costas de Baleares, donde puede encontrarse desde aguas someras hasta los 65 m de profundidad en Formentera, Cabrera y Mallorca (Patzner, 1998; Ballesteros, 2006). También se ha localizado en fondos de Menorca, Columbretes y litoral de Murcia. No se descarta su presencia en otras localidades más meridionales y septentrionales de las costas española. Se encuentra incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, BOE nº 185). Está incluida en numerosos listados internacionales, incluido el SEBI 2010 (“Integrando los indicadores europeos de la biodiversidad para 2010).

Lophocladia lallemandii tiene una distribución natural en el Mar Rojo. Su distribución nativa es indo-pacífica, encontrándose en países como Australia y Nueva Zelanda, Japón, India, Irán, Israel, Omán, Maldivas, Kenia, Tanzania. Además de la distribución anterior, se introdujo en el Mediterráneo probablemente a través del Canal de Suez desde el Mar Rojo (Boudouresque & Verlaque, 2002; Verlaque, 1994; Streftaris & Zenetos, 2006). Actualmente se encuentra presente en la mayoría de los países mediterráneos, con la excepción de Marruecos y la costa noroccidental del

Mediterráneo (Gómez Garreta *et al.*, 2001). En España se encuentra presente en las Islas Baleares, Valencia y Murcia, donde se ha extendido de manera muy alarmante. En las Islas Baleares presenta un fuerte carácter invasor desde aguas someras hasta los -65m en Formentera, Cabrera y Mallorca (Patzner, 1998; Ballesteros, 2006).

Las vías de entrada y expansión se desconocen con certeza, pero se sospecha de una expansión mediada por actividades relacionadas con el tráfico marítimo. Se sospecha su introducción desde el Mar Rojo a través del Canal de Suez. Es una especie en activo y agresivo proceso de invasión en las costas españolas mediterráneas. En menos de un año colonizó una superficie de más de 450 ha en las costas de Baleares (Cebrián & Ballesteros, 2007).

Esta especie es capaz de colonizar todo tipo de comunidades, prefiriendo los fondos desde los 5 a los 30m de profundidad (Cebrián & Ballesteros 2007). Puede invadir superficies rocosas desnudas, fondos rocosos colonizados por comunidades de algas, praderas de *P. oceanica*, y comunidades de *maërl* (Ballesteros, 2006). En la isla de Cabrera el periodo reproductivo de la especie comprende desde abril a octubre, mientras que el vegetativo tiene lugar a lo largo de todo el año, con un mínimo durante los meses de otoño e invierno. Presenta un elevada capacidad de dispersión y colonización debido a su elevada capacidad reproductiva, estimada en aproximadamente un millón de esporas por metro cuadrado y unos 350 individuos por metro cuadrado (Cebrián & Ballesteros, 2010). A esto hay que añadirle su capacidad de propagación por mecanismos vegetativos, principalmente por fragmentación de los talos, que son capaces de generar un disco de fijación tras su ruptura (Cebrián & Ballesteros, 2010). Esta especie no muestra diferencias en cuanto a su carácter invasor en relación a la profundidad, siendo igual de agresiva independientemente de la batimetría, pero prefiriendo temperaturas estivales, tanto en reproducción como en crecimiento (Cebrián & Ballesteros, 2010). *Lophocladia*

lallemandii produce sustancias alelopáticas denominadas lofocladinas (Sureda *et al.* 2006, 2008).

Las comunidades invadidas por *L. lallemandii*, ven reducida de manera grave su diversidad taxonómica y funcional, principalmente debido a la homogeneización producida por su elevada capacidad de crecimiento (Patzner, 1998; Boudouresque & Verlaque, 2002; Ballesteros *et al.*, 2007; Cebrián & Ballesteros, 2007). Existen referencias sobre el grave impacto de *L. lallemandii* sobre determinadas de especies, vegetales y animales. Ballesteros *et al.* (2007), observaron la dinámica de la invasión de esta especie sobre una pradera de *P. oceanica* en Formentera, demostrando el importante impacto de esta invasión sobre la biología de esta fanerógama marina. Inicialmente *L. lallemandii* se asienta sobre rizomas, y ocasionalmente también sobre hojas viejas, creciendo como componente epífita de la comunidad. Los filamentos del alga invasora crecen en altura, y producen pequeños discos de fijación pedicelados o sésiles, que se adhieren a otras partes del rizoma o las hojas, formando un entramado denso de filamentos sobre las hojas de *P. oceanica*. Esta capa densa de filamentos invasores crece de manera rápida atrapando también a las hojas jóvenes de *P. oceanica*, pudiendo alcanzar un grosor de 5-6 cm, e impidiendo que las hojas de la fanerógama marinas puedan traspasarla, quedando confinadas dentro de la capa de *L. lallemandii* y mostrando claros síntomas de clorosis. Muchas de las hojas de *P. oceanica* sufren necrosis y mueren. Las zonas de la pradera más sensibles de sufrir la invasión de *L. lallemandii* son parches con una baja densidad de haces foliares, y los bordes de la pradera. Debido a esta especial sensibilidad a la invasión de esta especie, el paisaje de una pradera de *P. oceanica* invadida, se caracteriza por la alternancia de rodales densamente invadidos con zonas íntegras de pradera, y ésta su vez, rodeada por completo por *L. lallemandii*. Algunas manifestaciones más de la invasión de *L. lallemandii* sobre pradera de *P. oceanica* son, haces foliares más cortos, hojas con una menor biomasa, o porcentaje menor de haces vivos (Ballesteros *et al.*, 2007). Todos éstos síntomas conducen hacia la muerte de la pradera de manera rápida, en

una manera similar a como actúa *Caulerpa taxifolia* (Villèle & Verlaque, 1995). De igual manera se han descrito impactos de *L. lallemandii* sobre organismos animales marinos. Deudero *et al.* (2010) han descrito una disminución de un 85% en la densidad del briozoo *Reteporella grimaldii* en praderas de *P. oceanica* invadidas por *L. lallemandii*, así como cambios importantes en la distribución de los mismos. También se han descritos alteraciones importantes en la cadena trófica, relacionada con el bivalvo *Pinna nobilis*, debido a los cambios que infringen en la dieta de este bivalvo, la invasión de *L. lallemandii* (Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2010). Estos autores sugieren que la presencia de las sustancias alelopáticas lofocladinas pueden afectar la fisiología de *P. nobilis*, como se ha comprobado para otros organismos marinos (Sureda *et al.*, 2006, 2008).

En la Comunidad Valenciana, se ha descrito para el litoral de las Islas Columbretes, y en el litoral peninsular se ha localizado en la mitad sur: cabo de La Nao, Serra Gelada, El Campello, Cabo de Santa Pola, Tabarca, y frente al Pilar de la Horadada (Banco de datos de la biodiversidad de la Comunidad Valenciana). No ha sido localizada en los fondos de la RMIPCSA.

Wormersleyella setacea: Sinónimo de *Polysiphonia setacea*. Se trata de una especie de talo filamentosos que puede confundirse fácilmente con otras especies de la misma estructura. La primera cita de especie en el Mediterráneo data de los años ochenta. Actualmente se encuentra muy extendida en las Islas Baleares y en creciente expansión en la costa de Cataluña. Se encuentra incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, BOE nº 185). Incluida en distintos listados internacionales, incluido el SEBI 2010 («Integrando los indicadores europeos de la biodiversidad para 2010»). El área de distribución natural es el archipiélago de Hawái. En la actualidad, se encuentra en el Mediterráneo, estando presente de manera muy extendida en las costas de Italia, Francia, Grecia, y Malta, así como en el Mar Adriático.

Se desconocen las vías de entrada con certeza, pero se sospecha de una expansión mediada por actividades relacionadas con el tráfico marítimo. Desde la primera referencia de esta especie (Verlaque, 1989) en las costas francesas, la especie se ha expandido rápidamente por el resto del Mediterráneo (Airoldi *et al.*, 1995; Athanasiadis, 1997; Ballesteros *et al.*, 1997; Furnari *et al.*, 1999). Es una especie en activo y agresivo proceso de invasión en las costas españolas mediterráneas. En menos de quince años esta especie ha colonizado la mayoría de los fondos rocosos de Baleares situados por debajo de 10-15m de profundidad y hasta los 60 m aproximadamente.

Esta especie invade principalmente las comunidades coralígenas (Ballesteros, 2006; Cebrián & Rodríguez 2012) aunque también se localiza sobre rizomas de *Posidonia oceanica* y otros fondos rocosos, siempre constituyendo agregados densos y persistentes (Ballesteros, 2004). Se ven favorecidos en aquellos sitios con perturbaciones relacionadas con el movimiento y deposición de sedimentos (Airoldi *et al.*, 1995; Airoldi & Cinelli, 1997; Airoldi, 1998; Piazzzi & Cinelli, 2001). Se puede encontrar mezclada con *Acrothamnion preissii*, otra especie de alga roja invasora en el Mediterráneo. Su rápida expansión y agresiva invasión son debidas principalmente a la capacidad de un rápido crecimiento vegetativo, con el cual no pueden competir las especies nativas que se reproducen por esporas.

Entre los principales impactos y amenazas, destacan los efectos de crecer sobre fondos coralígenos y otros fondos rocosos poblados por algas esciáfilas y hemiesciáfilas. Excepcionalmente se localiza también en praderas de *Posidonia oceanica*, fondos de maërl y otros fondos rocosos. En las praderas de *P. oceanica*, *Womersleyella setacea* se asienta sobre los rizomas y sobre bordes de mata muerta. En todas las comunidades receptoras esta especie invasora produce un importante impacto, reduciendo de manera importante la diversidad taxonómica y funcional de

la misma (Airoldi *et al.*, 1995; Airoldi & Cinelli, 1997; Piazzzi & Cinelli, 2000, 2001, 2003; Piazzzi *et al.*, 2002). En ciertas praderas de *P. oceanica* se ha registrado una cobertura epífita de esta especie de más del 90%. Otro efecto a tener en cuenta es la competencia con las especies de macroalgas marinas que forman parte de la comunidad acompañante de las praderas de *P. oceanica*, y con las especies nativas de los fondos rocosos.

En la Comunidad Valenciana se ha descrito en las Islas Columbretes, pero no en la costa peninsular.

Branchiomma luctuosum: se trata de un anélido poliqueto de la familia *Sabellidae*, proviene de los mares circundantes de la Península Arábiga, originalmente descrita a partir de materiales del Mar Rojo (Grube, 1869). La primera localización en el Mediterráneo, se produjo en 1979 en Nápoles, en el lago Lucrino (Giangrande, 1989). Se trata de una especie ampliamente distribuida en el Mar Rojo, Golfo de Adén y Golfo Pérsico (Wehe & Fiege 2002). Recientemente localizada también en Sao Paulo (Brasil) (Rossi & Nogueira, 2004). En el Mediterráneo se han localizado poblaciones de esta especie en Grecia (Arvanitidis, 2000; Simboura & Nicolaidou, 2001), Turquía (Çinar *et al.*, 2006) y Chipre (Çinar, 2005) y a lo largo de la costa italiana (Mares Tirreno, Jónico y de Liguria) (Castelli *et al.*, 1995). En la Comunidad Valenciana, se localizó en el puerto de Valencia, y en Cullera (El Haddad *et al.* 2007), donde se han localizado importantes poblaciones de esta especie en las paredes de los muelles interiores y escolleras exteriores del puerto, y también en el Cabo de Cullera, costa rocosa más próxima (20 km) al Sur del Puerto. Constituye la primera cita de esta especie para la fauna Ibérica. Se le considera un potencial componente del “fouling” que todavía no se ha localizado sobre cascos de embarcaciones aunque sí sobre otras estructuras artificiales sumergidas. El potencial invasivo considerado por El Haddad *et al.* (2007) es alto, por su potencial reproductor (hermafroditismo simultáneo sin autofecundación y larvas pelágicas de

vida libre muy corta -3 días-) y su tolerancia a ambientes antropizados (elevado enriquecimiento orgánico, alta turbidez y salinidades variables) hacen prever un éxito importante en la colonización de medios portuarios. Los vectores de introducción estimados son las aguas de lastre.

A pesar de la cercanía de las colonias del Cabo de Cullera, no se ha encontrado en el ámbito de la RMIPCSA.

Bursatella leachii: especie originaria del Indo – Pacífico, su área de distribución actual es circuntropical (Lowe & Turner, 1976). La primera cita en el Mediterráneo fue en Israel (O'Donoghue & White, 1940), y desde entonces se ha registrado en Turquía, Grecia, Italia, Francia y España: Baleares, Alicante, Águilas, Mar Menor, y en Cataluña (Oliver & Terrasa, 2004; Weitzmann *et al.*, 2007). Los hábitats en los que se asienta son las praderas de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*.

El tamaño máximo que alcanza es de unos 15 cm, aunque lo más frecuente es encontrar individuos de entre 8 y 10 cm. El color es variable entre marrón verdoso, verde grisáceo o marrón claro, con manchas oscuras, y generalmente una mancha en el centro de color azul brillante. La superficie del cuerpo está recubierta de vellosidades alargada y desiguales, que le confieren su aspecto típico. El pie es ancho con el borde frontal separado en dos y la parte trasera redondeada. Los parapodos no le permiten nadar como a otras liebres de mar pues están soldados entre sí, dejando únicamente una ranura abierta en el centro del dorso que da acceso a la cavidad paleal. Los adultos carecen de concha interna (Voss, 1980). En la cabeza tienen dos rinóforos largos y retráctiles, así como tentáculos orales a ambos lados de la boca.

Se distribuye en aguas someras y de baja hidrodinámica por lo que es común en lagunas y puertos. Se alimenta de algas cianofíceas, diatomeas y macrófitos como

Ectocarpus y *Enteromorpha* (Paige, 1988). Después de eclosionar y tras una breve fase planctónica, las larvas se asientan sobre sustratos recubiertos por algas cianofíceas. Alcanzan la madurez sexual a los 2 – 3 meses de edad. El desarrollo embrionario es normal entre 20 y 30 °C, pero se detiene a menos de 15 °C (Paige, 1988). Su presencia en estuarios y lagunas costeras evidencia su tolerancia hacia las variaciones en la salinidad, y tolera también las zonas contaminadas. En el Mar Menor, se han reportado densidades de hasta 660 individuos / m² (Paige, 1988).

No ha sido localizada en los fondos de la RMIPCSA, pero en mayo de 2018, durante la Semana de la Biodiversidad, fue encontrada a unos 2 km de la reserva, por lo que su presencia es muy probable.

Percnon gibbesi: es una especie exótica en el Mediterráneo, su origen es del Atlántico tropical o del Océano Pacífico Oriental (Galil *et al.* 2002). Las primeras observaciones ocurrieron en 1999 en Italia y España (Relini *et al.*, 2000; García & Reviriego, 2000). El hábitat mediterráneo preferente para la especie es la orilla rocosa infra-litoral poco profunda, con más frecuencia alrededor de 1-2 m de profundidad que se caracteriza por la presencia de cantos rodados o rocas con abundantes grietas (Müller, 2001; Deudero *et al.*, 2005; Thessaou-Legaki *et al.*, 2006). Su presencia en la cuenca oriental del Mediterráneo se ha observado en todos los países. Las únicas áreas en las que no se ha observado esta especie, sin embargo, son la Liguria y el mar Adriático, probablemente debido a la temperatura más baja de estos mares (Katsanevakis *et al.*, 2011). Debido a su rápida propagación, se propuso a *P. gibbesi* para ser incluido en las 100 especies marinas invasoras peor a nivel europeo Streftaris & Zenetos (2006). Sin embargo, otros estudios han indicado que *P. gibbesi* tiene un fuerte carácter herbívoro, que viven en los niveles superiores infralitoral. De hecho, en estos niveles se producen sólo unos pocos otros decápodos, la mayoría de los cuales no son estrictamente herbívoros o son de pequeño tamaño. La morfología de quelas, las adaptaciones de alimentación

del molino gástrico y los resultados del análisis del contenido del estómago indican que *P. gibbesi* es una especie estrictamente herbívora, capaz de tomar las comidas blandas y duras de algas, que otras especies de decápodos no explotan (Puccio *et al.*, 2006). Estudios llevados a cabo por Guillén *et al.* (2016) en la comunidad han demostrado que en las zonas donde se ha implantado esta especie, la diversidad de crustáceos decápodos no ha variado.

Los registros de esta especie en el Banco de datos de la Comunidad Valenciana, muestran su presencia en la Bahía de Altea, Benidorm, El Campello, Villajoyosa, Cabo de San Antonio, Cabo Roig, y Cabo de Huertas. Durante la realización de este trabajo fue localizado también en dos de las estaciones de control de censos visuales de peces, en la Illa Mitjana, y también en el Peñón de Ifach. No se ha observado su presencia en la RMIPCSA durante la realización del presente trabajo, pero su presencia parece probable.

Callinectes sapidus: Cangrejo azul. Presenta una amplia área de distribución nativa, que abarca la costa este de Norte y Sudamérica, desde Nueva Escocia y Canadá hasta Argentina. Las mayores poblaciones se localizan entre Massachusetts y Texas. El primer registro para esta especie en aguas europeas se remonta a 1900, cuando fue localizado en la costa atlántica de Francia. Aunque se ha capturado ocasionalmente no se considera establecido en esta región. Puede haberse establecido en Holanda, donde fue detectado en 1932 y se capturó una hembra reproductora en 1983, con capturas posteriores en la década de los 90. También se conoce su presencia en la costa norte de Alemania desde 1964, con registros posteriores en 1965, 1990, 1998 y 2007. En Dinamarca aparece un único ejemplar en 1951 y, posteriormente, en 2007. En Bélgica aparece en 1981. Se captura una hembra reproductora en 1995 y posteriormente cada año. En el mar Mediterráneo se registra en 1949 (Adriático) y con posterioridad se distribuye ampliamente por su cuenca oriental. Se dispone de registros para la laguna de Venecia, en el sur de Italia y regularmente del mar

Adriático. Se considera establecido en la costa mediterránea de Albania, Turquía e Israel. En España se considera establecido en el estuario del Guadalquivir. También existen referencias para Gijón (una hembra inmadura capturada en 2004). En 2012 se captura una única hembra adulta en el Delta del Ebro y, en 2013, se captura un macho en esta misma localidad. Estas citas constituyen la primera referencia para esta especie en el mediterráneo español. También se conoce la presencia de esta especie en Japón.

Existe poca información acerca de los impactos producidos por esta especie. Inicialmente fue incluido en la lista de los 100 organismos más invasoras del Mediterráneo, pero tras más de medio siglo de residencia en esta zona los impactos reales no sustentan tal clasificación. *C. sapidus* puede competir con otras especies de cangrejo en el Mediterráneo. También consume el pescado atrapado en las redes y daña las artes de pesca. Se trata de una especie de importancia comercial en su área de origen y en algunas zonas en las que ha sido introducido, como por ejemplo en Turquía, donde se ha establecido un tamaño mínimo para su captura.

Se trata de un cangrejo nadador con caparazón gris o verde grisáceo de unos 17 cm de longitud (con un máximo de 24), mucho más ancho que largo. En el extremo lateral del caparazón posee dos espinas largas y puntiagudas así como 8 espinas pequeñas delante de éstas. El quinto par de patas está aplanado y adaptado al nado. Los machos son en general más grandes que las hembras y exhiben una coloración azulada en sus pinzas, mientras que las hembras muestran también dicha coloración y manchas de color rojo anaranjado.

Callinectes sapidus tolera un amplio rango de temperatura y salinidad, pero es sensible a las aguas pobres en oxígeno. Es una especie poco longeva, habitualmente menos de 4 años. Los juveniles emplean las praderas marinas como viveros y su mortalidad es mayor en zonas donde estas praderas están

fragmentadas o son de pequeña extensión. Se trata de una especie sensible a la depredación, especialmente tras la muda. Alcanza su madurez sexual cuando el caparazón mide alrededor de 10 cm. Para llegar a este estado habrá experimentado entre 18-20 mudas. La reproducción tiene lugar en áreas de baja salinidad de los estuarios. El desarrollo larval tiene lugar en aguas costeras y las larvas son transportadas por las corrientes dominantes.

Es una especie depredadora de moluscos y crustáceos, incluidos aquellos de importancia comercial como mejillones, ostras o almejas, así como todo tipo de invertebrados. La selección de la presa depende de su abundancia y en la complejidad del hábitat. El canibalismo es frecuente en esta especie y una importante causa de mortalidad. Otras causas de mortalidad pueden ser las temperaturas bajas (<3°C), las cuales incrementan su mortalidad, especialmente si la salinidad es baja.

En la Comunidad Valenciana se registró en 2014, por parte de la Red de Alerta de Especies Invasoras de la Generalitat Valenciana, en aguas de l'Albufera. Posteriormente, también ha sido pescada en casi todo el litoral de Valencia y Castellón, y también en Guardamar del Segura, en Alicante (Datos del Banco de datos de Biodiversidad de la Comunidad Valenciana). No se ha encontrado durante el presente trabajo en aguas de la RMIPCSA, pero debido a que su principal hábitat son los fondos arenosos y la mayoría de los trabajos de seguimiento se han centrado en praderas de *P. oceanica* o en fondos rocosos, no ha sido localizado, pero su presencia es también probable. Su presencia está constatada en la reserva, habiéndose producido en 2018 10 citas de esta especie en el banco de datos de la biodiversidad de la Comunidad Valenciana.

Fistularia commersonii: o pez trompeta o corneta. Su hábitat natural es por el Indo-Pacífico; desde el Mar Rojo y África Oriental hasta Rapa y la Isla de Pascua, por

el norte con el Japón meridional y al sur con Australia y Nueva Zelanda, también en el Pacífico centro-oriental: desde México hasta Panamá, incluyendo las islas distantes de la costa. La vía de entrada más probable al Mediterráneo, es a través del canal de Suez, dado que el primer avistamiento fue en Enero de 2000 en Israel (Golani, 2000). En la península se empezaron a observar en septiembre de 2007 en Benicarló (Castellón, España) (FishBase, 2007). Posteriormente se ha encontrado también en Palamós, Granada, y en la Isla de Benidorm. Los daños pueden ser a parte de los ecosistémicos y de competencia con otras especies de interés pesquero.

La información facilitada por la guardería de la Reserva Marina, confirmó la presencia ocasional de esta especie en la misma. En los censos efectuados en la RMIPCSA no se localizó a ningún ejemplar.

Lagocephalus sceleratus: según la ficha de la UICN para la especie (Shao *et al.*, 2014) se conoce desde el Mar Rojo y el Golfo Pérsico para Indo-Pacífico occidental del Océano Índico occidental, al este de las Filipinas, al norte de las costas del Mar del Sur de China y Taiwán (Su y Li 2002) y el sur de Japón, hasta el sur de Australia. Está considerada como una de las especies más invasivas para el Mar Mediterráneo. Fue citada por primera vez en 2003 (Feliz & Er, 2004; Akyol *et al.*, 2005). Desde entonces se ha expandido rápidamente por todo el Mediterráneo oriental, llegar a las partes más al norte del Mar Egeo y el sur-oeste de Túnez, pero aún no se ha observado en el oeste de Italia Mediterráneo (Kalogirou 2013). Se encuentra a profundidades que van desde 8 a 180 metros.

Las características ecológicas de *L. sceleratus* se estudiaron en el Mediterráneo oriental. Se determinó que *L. sceleratus* habita fondos arenosos durante las etapas tempranas de su vida, se alimentan de diversos invertebrados. Esta especie experimenta cambios ontogenéticos en la dieta. Los moluscos representan el 75% de la dieta de las personas mayores (> 20 cm), crustáceos aproximadamente el 20%, y los

peces de alrededor del 5%. Esta especie se alimenta de la importancia económica de pulpo *Octopus vulgaris* y *Sepia officinalis*. Con el aumento de tamaño, esta especie se desplaza a su hábitat lechos de algas marinas, que son propensos a ser sus lugares de desove. Los individuos más grandes (> 75 cm) han sido capturados sobre fondos rocosos, indicando además cambio de hábitat a los motivos más profundos o rocosos (Kalogirou, 2013). *L. sceleratus* se considera invasora en la cuenca mediterránea debido a su crecimiento isométrico, temprana edad de la primera reproducción (dos años), comportamiento de alimentación altamente adaptable, la inteligencia, y la ausencia de competidores (EastMed, 2010).

La longitud estándar máxima (SL) de *L. sceleratus* es de 110 cm macho / asexuada (Masuda *et al.*, 1984), sin embargo, es más común longitud total es 40,0 cm, macho / asexuada (Bouhlef 1988). El máximo publicado peso es 7,0 kg (Smith & Heemstra, 1986). El tamaño a 50% de madurez en el Mediterráneo es de 36 cm (Kalogirou 2013).

La familia de los tetraodontidos se caracterizan por una piel dura que a menudo cubierto de pequeñas escamas o espínulas, una placa dental en forma de pico dividido por una sutura mediana, una abertura branquial anterior en forma de hendidura a la base de la aleta pectoral, no hay aletas pélvicas, no hay espinas de la aleta, una sola aleta dorsal corta por lo general, una sola aleta anal, y no hay costillas. Son capaces de inflar el abdomen con agua cuando se asustan o perturban y son capaces de producir y acumular toxinas tales como la tetrodotoxina y saxitoxina en la piel, las gónadas, y el hígado. El grado de toxicidad varía según la especie, y también de acuerdo a la zona geográfica y la temporada. A pesar de ello, se pesca para el consumo humano en partes de su área natural de distribución. Hay interés en el desarrollo de una pesquería dirigida a esta especie en el Mediterráneo oriental con el fin de controlar su población (Akyol *et al.*, 2005). Sin embargo, está prohibida la importación de tetraodontidos tóxicos en la Unión Europea.

Lagocephalus sceleratus afecta a la pesca local, al disuadir a los clientes de comprarlo (Katikou *et al.*, 2009), la creación de trabajo adicional (descartando los peces no deseados, el refuerzo usando líneas de acero, pesca en aguas profundas), y la reducción de las poblaciones locales de calamar de importancia económica y el pulpo (Kalogirou, 2013; Streftaris & Zenetos, 2006).

En los censos efectuados en la RMIPCSA no se localizó a ningún ejemplar.

3.2.2. Abundancia de especies invasoras.

La cuantificación de éstas siguiendo la escala ACFOR, acrónimo de una simple escala, algo subjetivo usado para describir la abundancia de especies dentro de un área determinada.

La escala ACFOR es el siguiente (Crisp & Southward, 1958):

A - Las especies observadas es "abundante" en la zona considerada.

C - Las especies observadas es "común" dentro del área determinada.

F - Las especies observadas es "frecuente" en la zona considerada.

O - Las especies observadas es "ocasional" en la zona considerada

R - Las especies observadas es "raro" en la zona considerada.

Este método de muestreo es simple y fácil de implementar, pero puede ser subjetiva. frecuencia de especies es el número de veces de una especie vegetal está presente en un número dado de cuadrantes de un tamaño particular o a un número dado de puntos de muestra. La frecuencia se expresa generalmente como un porcentaje y a veces llamado un índice de frecuencia. En el presente trabajo se han seguido los criterios expresados en la Tabla 4.

ACFOR Letras de escala	Abundancia	Porcentaje de cobertura aproximado
A	Abundante	90 – 100
C	Común	50 – 90
F	Frecuente	20 – 50
O	Ocasional	5 – 20
R	Raro	< 5
X	Ausente	0

Tabla 4. Criterio seguido para la cuantificación de las especies invasoras, según método ACFOR.

Los resultados se muestran en la Tabla 5, con la presencia testimonial de *Caulerpa cylindracea* como frecuente y de *Asparagopsis taxiformis* y *Callinectes sapidus* en la categoría de ocasional en el entorno de la RMIPCSA.

RMIPCSA	Categoría ACFOR
<i>C. cylindracea</i>	F
<i>A. taxiformis</i>	O
<i>L. lallemandii</i>	X
<i>W. setacea</i>	X
<i>B. luctuosum</i>	X
<i>B. leachii</i>	X
<i>P. gibbesi</i>	X
<i>C. sapidus</i>	O
<i>F. commersonii</i>	X
<i>L. scleratus</i>	X

Tabla 5. Cuantificación por categorías ACFOR de las especies invasoras en los fondos de la RMIPCSA.

4. Referencias.

- Airolidi, L. 1998. Roles of disturbance, sediment stress and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology* 79: 2759-2770.
- Airolidi, L. & Cinelli, F. 1997. Effect of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental *Womerleyella setacea* study from a Mediterranean rocky shore. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 215: 271-290.
- Airolidi, L. Rindi, F., Cinelli, F. 1995. Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Bot. Mar.* 38: 227-237.
- Akyol, O., Unal, V., Ceyhan, T., and Bilecenoglu, M., 2005. First confirmed record of *Lagocephalus sceleratus* Gmelin, 1789 in the Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology* 66: 1183-1186.
- Aranda, A., Mallol, J. & Solano, I. 1999. Presencia del alga *Caulerpa racemosa* Forsskål J. Agardh (Chlorophyta, caulerpales) en el Mediterráneo ibérico. *Actas XIII Congreso Nac. Bot. Criptogámica*, 53.
- Aranda, A., Bueno, M., Solano, I. & Guillén, J.E. 2003. Red de vigilancia del litoral valenciano frente al peligro de invasión de especies exóticas del género *Caulerpa*. *Actas del I Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras*, 160.
- Arvanitidis, C. 2000. Polychaete fauna of the Aegean Sea: inventory and new information. *Bulletin of Marine Science* 60(1): 73-96.
- Athanasiadis, A. 1997. North Aegean marine algae. IV. *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris (Rhodophyta, ceramiales). *Bot. Mar.* 40: 473-476.
- Ballesteros, E. 2004. Espècies marines invasores: un problema ambiental emergent a les Illes Balears. In: *IV Jornades de Medi Ambient de les illes Balears. Ponències i Resums* (G.X. Pons, ed.): 13-15. Soc. Hist. Nat. Balears. Palma de Mallorca.
- Ballesteros, E. 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 44: 123-195.
- Ballesteros, E., Pinedo, S., Rodríguez-Prieto, C. 1997. Contribució al coneixement algològic de la Mediterrània Espanyola, X. *Acta Bot. Barcin.* 44: 29-37.
- Ballesteros, E., E. Cebrián & T. Alcoverro. 2007. Mortality of shoots of *Posidonia oceanica* following meadow invasion by the red alga *Lophocladia lallemandii*. *Botanica Marina*, 50(1): 8-13.
- Boudouresque, C.F. & Verlaque, M. 2002. Biological Pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Mar. Pollut. Bull.* 44: 32-38.
- Bouhleb, M. 1988. *Poissons de Djibouti*. Dubai Printing Press, Dubai.
- Cabanelles-Reboredo, M., Blanco, A., Deudero, S. & Tejada, S. 2010. Effects of the invasive macroalga *Lophocladia lallemandii* on the diet and trophism of *Pinna nobilis* (Mollusca: Bivalvia) and its guests *Pontonia pinnophylax* and *Nepinnotheres pinnotheres* (Crustacea: Decapoda). *Sci. Mar.* 74: 101-110.
- Castelli, A., Abbiati, M., Badalamenti, F., Bianchi, C.N., Cantone, G., Gambi, M.C., Giangrande, A., Gravina,

- M.F., Lanera, P., Lardicci, C., Somaschini, A. & Sordino, P. 1995. *Annelida Polychaeta, Pogonophora, Echiura, Sipuncula*. In: Minelli, A., Ruffo, S. & La Posta, S. (eds) *Checklist delle specie della fauna italiana*, Vol 19. pp. 1-45. Calderini, Bologna.
- Cebrián, E. & E. Ballesteros. 2007. Invasion of the alien species *Lophocladia lallemandii* in Eivissa Formentera (Balearic Islands). In: *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on Marine Vegetation* (Marseilles, 27-29 Mars 2007) C. Pergent-Martini & S. El Asmi (eds.): 34-41. C. Le Ravallec Ed., RAC/SPA publ., unis.
- Cebrián, E. & E. Ballesteros (2010). Invasion of Mediterranean benthic assemblages by red alga *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz: depthrelated temporal variability in biomass and phenology. *Aquatic Botany* 92:81-85.
- Cebrián, E. & Rodríguez-Prieto, C. 2012. Marine invasion in the Mediterranean Sea: Role of abiotic factors when there is no biological resistance. *PlosOne* 7(2): e311135.
- Ceccherelli, G., Piazzzi L. y F. Cinelli. 2000. Response of the non-indigenous *Caulerpa racemosa* (Forsskal) J. Agardh to the native seagrass *P. oceanica*: effect of density of shoots and orientation of edges of meadows. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 243: 227-240.
- Crisp, D. J. & A. J. Southward, 1958. The distribution of intertidal organisms along the coasts of the English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 37: 157–208.
- Çinar, M.E. 2005. Polychaetes from the coast of northern Cyprus (Eastern Mediterranean Sea), with two new records from the Mediterranean Sea. *Cahiers de Biologie Marine* 46:143-159.
- Çinar, M.E., Bilecenoglu, M., Öztürk, B. & Can, A. 2006. New records of alien species on the Levantine coast of Turkey. *Aquatic Invasions* 1(2): 84-90.
- Deudero, S., Frau, A., Cerda, M. & Hampel, H. 2005. Distribution and densities of the decapod crab *Percnon gibbesi*, an invasive Grapsidae, in western Mediterranean waters. *Mar Ecol Prog Ser* Vol. 285: 151–156, 2005.
- Deudero, S., Blanco, A., Box, A., Mateu-Vicens, G., Cabanellas-Reboredo, M. & Sureda, A. 2010. Interaction between the invasive macroalga *Lophocladia lallemandii* and the bryozoan *Reteporella grimaldii* at seagrass meadows: density and physiological responses. *Biol. Invasions* 12: 41-52.
- El Haddad, M., Assadi, C., Tasso, V., Villarroya, I., Gallardo, F. J., Capaccioni Azzati, R., García Carrascosa, M., Sáez, J. & Monforte, F. 2007. Catálogo preliminar de especies no indígenas de la biota marina del Puerto de Valencia (Mediterráneo Occidental) y su potencial invasivo. GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas. Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 3, 202-224. GEIB, Serie Técnica. 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2006".
- EastMed. 2010. *Report of the Sub-Regional Technical meeting on the Lessepsian migration and its impact on Eastern Mediterranean fishery*. GCP/INT/041/EC – GRE – ITA/TD-04. Scientific and Institutional Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Eastern Mediterranean, Athens.
- Feliz, H., and Er, M., 2004. "Akdeniz'in Yeni Misafiri" (New guests in the Mediterranean Sea). *Deniz Magazin Dergisi*: 52-54.

- Furnari, G., Cormaci, M., Serio, D. 1999. Catalogue of benthic marine macroalgae of the Italian coast of the Adriatic Sea. *Boccone* 12: 5-214.
- Galil, B., Froglia, C. & Noël, P. 2002. *CIESM Atlas of exotic species in the Mediterranean. Vol. 2. Crustaceans: decapods and stomatopods*. F. Briand (ed.). CIESM Publishers, Monaco. 192 pp. ISBN 92-990003-2-8.
- García, Ll. & Reviriego, B. 2000. Presència del cranc subtropical *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (*Crustacea, Decapoda, Grapsidae*) a les Illes Balears. Primera cita a la Mediterrània occidental. *Bol. Soc. Hist. Nat. Balears*, 43: 81-89. ISSN 0212-260X. Palma de Mallorca.
- Giangrande, A. 1989. Censimento dei policheti dei mari italiani: *Sabellidae* Malmgren, 1867. *Atti Società Toscana Scienze Naturali. Memoire. Serie B.* 96 XCVI: 153-189.
- Gómez-Garreta, A., Gallardo, T., Ribera, M.A., Cormaci, M., Furnari, G., Giaccone, G. & Boudouresque, C.F. 2001. Check-list of Mediterranean seaweeds. III. *Rhodophyceae* Rabenh. 1. Ceramiales Oltm. *Bot. Mar.* 44: 425-460.
- Grube, E. 1869. Beschreibungen neuer oder weniger bekannter von Hr. Ehrenberg gesammelter Anneliden des rothen Meeres. *Monatsberichte der Königlich Preussischen Akademie der Wissenschaften zu Berlin aus dem Jahre 1869*: 484-521.
- Guillén, J.E., Jiménez, S., Martínez, J., Triviño, A., Múgica, Y., Argilés, J. & Bueno, M. 2010. Expansion of the invasive algae *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman & Boudouresque, 2003 on the region of Valencia seabed. *Thalassas*, 25 (3) *Special issue*: 135-14.
- Kalogirou, S., 2013. Ecological characteristics of the invasive pufferfish *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) in the eastern Mediterranean Sea—a case study from Rhodes. *Mediterranean Marine Science*: 251-260.
- Katsanevakis, S., Poursanidis, D., Yokes, M.B., Mačić, V., Beqiraj, S., Kashta, L., Sghaier, Y.R., Zakhama-Sraieb, R., Benamer, I., Bitar, G., Bouzaza, Z., Magni, P., Bianchi, C.N., Tsiakkuros, L., & Zenetos, A. 2011. Twelve years after the first report of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Mediterranean: current distribution and invasion rates. *Journal of Biological Research-Thessaloniki* 16: 224 – 236.
- Lowe, E.F. & Turner, R.F. 1976. Aggregation and trail-following in juvenile *Bursatella leachii pleii* (*Gastropoda: Opisthobranchia*). *Vel* 19 (2): 153-5, 1 pl.
- Masuda, H., Amaoka, K., Araga, C., Uyeno, T. and Yoshino, T. 1984. *The fishes of the Japanese Archipelago*. Tokai University Press, Tokyo, Japan.
- Müller, C. 2001. Erstnachweis der Flachkrabbe *Percnon gibbesi* (*Crustacea: Decapoda: Grapsidae*) für die Balearischen Inseln. *Senckenbergiana Maritima* 31: 83-89.
- O'Donoghe, C.H. & White, M. 1940. A collection of marine molluscs, mainly opisthobranchs, from Palestine. *Proceedings of the Malacological Society of London* 24 (3): 92 – 96.
- Oliver, J.A. & Terrasa, J. 2004. Primera cita de *Bursatella leachi* (de Blainville, 1817) (*Mollusca, Opisthobranchia*) a Amllorca. *Bolletí de la Societat d'Historia Natural de Balears* 47: 37 – 42.
- Paige, J.A. 1988. Biology, Metamorphosis and Postlarval Development of *Bursatella leachi* plei Rang (*Gastropoda: Opisthobranchia*). *Bull. Mar. Sci.* 42 (1): 65-75.

- Panayotidis, P. & Zuljevic, A. 2001. Sexual reproduction of the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *occidentalis* in the Mediterranean Sea. *Oceanol. Acta* 24: 199-203.
- Patzner, R. 1998. The invasion of *Lophocladia* (*Rhodomelaceae*, *Lophotaliae*) at the northern coast of Ibiza (Western Mediterranean Sea). *Bol. Soc. Hist. Nat. Balears* 41: 75-80.
- Phillips, J.A. & Price, I.R. 2002. How different is Mediterranean caulerpa taxifolia (Caulerpales: Chlorophyta) to other populations of the species. *Marine Ecology Progress Series*, 238: 61-70.
- Piazzi, L. & Cinelli, F. 1999. Développement et dynamique saisonnière d'un peuplement méditerranéen de l'algue tropicale *Caulerpa racemosa* (Forsskål). *J. Agardh. Cryptog.-Algol.* 20: 295-300.
- Piazzi, L. & Cinelli, F. 2001. Distribution and dominance of two introduced turf-forming macroalgae on the coast of Tuscany, Italy, Northwestern Mediterranean Sea in relation to different habitats and sedimentation. *Bot. Mar.* 44: 509-520.
- Piazzi, L. & Cinelli, F. 2003. Evaluation of benthic macroalgal invasion in a harbour area of the western Mediterranean Sea. *Eur. J. Phycol.* 38: 223-231.
- Piazzi, L., Balata, D., Cinelli, F. 2002. Epiphytic macroalgal assemblages of *Posidonia oceanica* rhizomes in the western Mediterranean. *Eur. J. Phycol.* 37: 69-76.
- Puccio, V., Relini, M., Azzurro, E. & Orsi Relini, L. 2006. Feeding habits of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Sicily Strait. *Hydrobiologia*. 2006. 557:79-84.
- Relini, M., Orsi, L., Puccio, V. & Azzurro, E. 2000. The exotic crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda, Grapsidae) in the Central Mediterranean. *Sci.Mar.*, 64(3): 337-340.
- Rossi MCS & Nogueira JMM (2004) O gênero *Brachiomma* Kölliker, 1858 na zona entremarés de costões rochosos do Estado de São Paulo. XXV Congresso Brasileiro de Zoologia.
- Shao, K., Liu, M., Jing, L., Hardy, G., Leis, J.L. & Matsuura, K. 2014. *Lagocephalus sceleratus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T166947A1155760. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-3.RLTS.T166947A1155760.en>. Downloaded on 19 October 2016.
- Smith, M.M. & Heemstra, P.C. 1986. Tetraodontidae. In: M.M. Smith and P.C. Heemstra (eds), *Smiths' sea fishes*, pp. 894-903. Springer-Verlag, Berlin.
- Simboura, N. & Nicolaidou, A. 2001. The Polychaetes (*Annelida*, *Polychaeta*) of Greece: checklist, distribution and ecological characteristics. *Monographs on Marine Sciences*, Series No 4. NCMR. 115 pp.
- Streftaris, N. & Zenetos, A. 2006. Alien Marine Species in the Mediterranean - the 100 'Worst Invasives' and their Impact. *Mediterranean Marine Science* Volume 7/1, 87-118.
- Su, J., Li, C. 2002. Fauna Sinica: *Osteichthyes: Tetraodontiformes, Pagasiformes, Gobiesociformes, Lophiiformes*. Science Press, Beijing.
- Sureda, A., Box, A., Ensanat, M., Alou, E., Tauler, P., Deudero, S. & Pons, A. 2006. Enzymatic antioxidant response of a labrid fish (*Coris julis*) liver to environmental caulerpyne. *Comp. Biochem Phys. C* 144: 191-196.
- Sureda, A., Box, A., Deudero, S. & Pons, A. 2008. Protective response of *Caulerpa taxifolia* under intense herbivore pressure. In: CIESM (ed) *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*, Istanbul, p. 608.

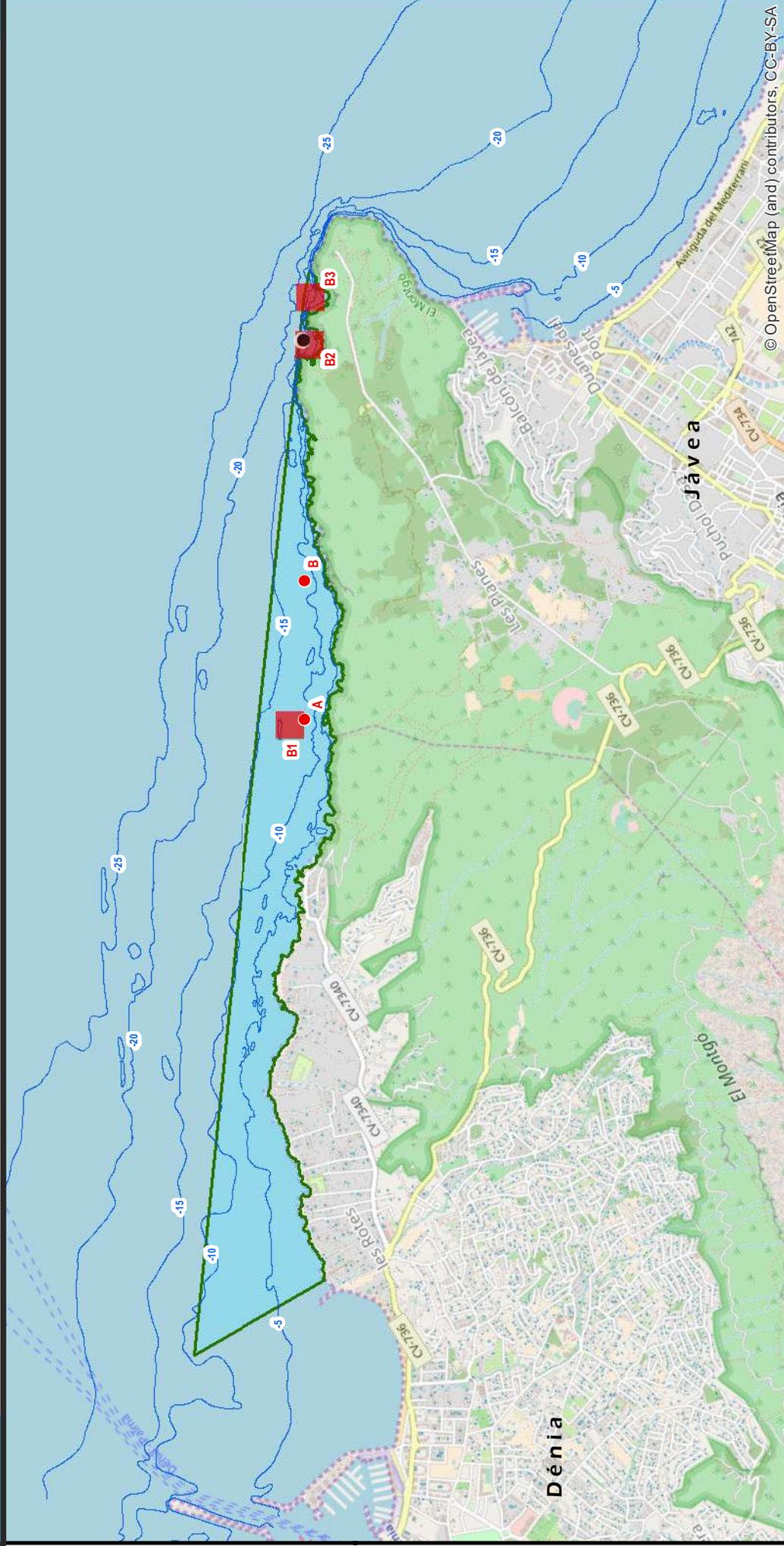
- Thessalou-Legaki, M., Zenetos, A., Kambouroglou, V., Corsini-Foka, M., Kouraklis, P., Dounas, C. & Nicolaidou, A. 2006. The establishment of the invasive crab *Percecn gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (*Crustacea: Decapoda: Grapsidae*) in Greek waters. *Aquatic Invasions*. 2006 Vol. 1 (3): 133-136.
- Verlaque M. 1989. Contribution a la flore des algues de Méditerranée: Espèces rare ou nouvelles pour les côtes Françaises. *Bot Mar*. 32:101–113.
- Verlaque, M. 1994. Inventaire des plantes introduites en Méditerranée: origines et repercussions sur l'environnement et les activités humaines. *Oceanol. Acta* 17: 1-23.
- Verlaque, M., Durand, C., Huisman, JM., Boudouresque, CF. & Le Parco, Y. 2003. On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (*Caulerpales, Chlorophyta*). *European Journal of Phycology*, 38(4): 225-339.
- Villèle, X. & Verlaque, M. 1995. Changes and degradation in a *Posidonia oceanica* bed invaded by the introduced tropical alga *Caulerpa taxifolia* in the north western Mediterranean. *Bot. Mar.* 38: 79-87.
- Voss, G.L. 1980. Seashore Life of Florida and the Caribbean. Dover Publications., Inc. NY.
- Wehe, T. & Fiege, D. 2002. Annotated checklist of the polychaete species of the seas surrounding the Arabian Peninsula: Red Sea, Gulf of Aden, Arabian Sea, Gulf of Oman, Arabian Gulf. *Fauna of Arabia* 19: 7-238.
- Weitzmann, B., García, M., López, V. & Gaia, N. 2010. *Bursatella leachi*, una nova espècie marina introduïda al Delta de l'Ebre, **Soldó**, 17.

Anejo1. Mapas.

1. Calentamiento global y especies exóticas.

Calentamiento Global y Especies Exóticas

Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural



Leyenda

-  Isobatas (cada 5 m)
-  Reserva Marina del Cabo de San Antonio
-  Zonas de Estudio de Blanqueamiento y Necrosis
-  Especie Exótica: *Caulerpa cylindracea*
-  Registro de Temperaturas

Anejo 1. Fotografías

- 1. Afecciones por blanqueamiento y necrosis.**
- 2. Presencia de especies invasoras.**

1. Afecciones por blanqueamiento y necrosis.



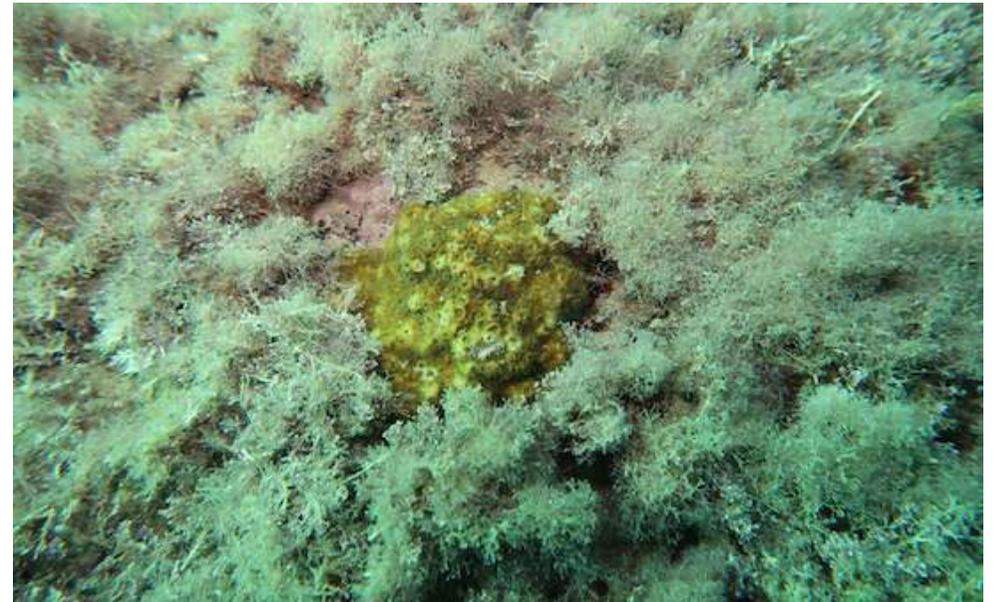
Fotografía 1. Colonia de *Oculina patagonica* con un 10% de blanqueamiento y un 15% de recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 2. Colonia de *Oculina patagonica* con un 0% de blanqueamiento y un 5% de recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 3. Colonia de *Oculina patagonica* con un 25% de blanqueamiento y un 10% de recubrimiento de epizoontes.



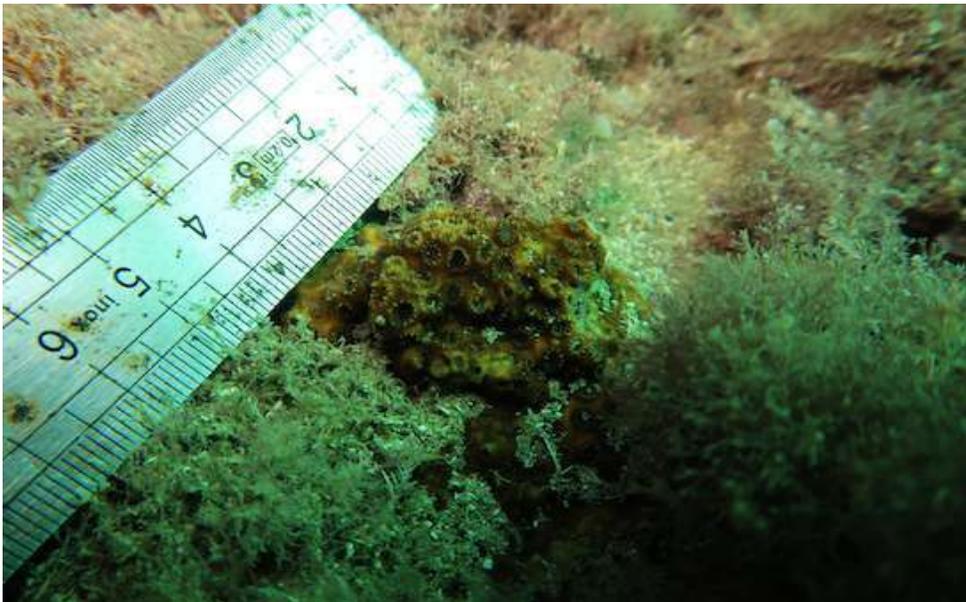
Fotografía 4. Colonia de *Oculina patagonica* con un 30% de blanqueamiento y un 5% de recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 5. Colonia de *Oculina patagonica* con un 5% de blanqueamiento y un 5% de recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 6. Colonia de *Oculina patagonica* con un 10% de blanqueamiento y un 15% de recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 7. Colonia de *Oculina patagonica* con un 5% de blanqueamiento y un 0% de recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 8. Colonia de *Oculina patagonica* con un 90% de blanqueamiento y un 25% de recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 9. Colonia de *Cladocora caespitosa* con un 0% de blanqueamiento y un 0% de recubrimiento de epizoositos.



Fotografía 10. Colonia de *Cladocora caespitosa* con un 0% de blanqueamiento y un 5% de recubrimiento de epizoositos.



Fotografía 11. Colonia de *Cladocora caespitosa* con un 0% de blanqueamiento y un 5% de recubrimiento de epizoositos.



Fotografía 12. Colonia de *Cladocora caespitosa* con un 0% de blanqueamiento y un 10% de recubrimiento de epizoositos.



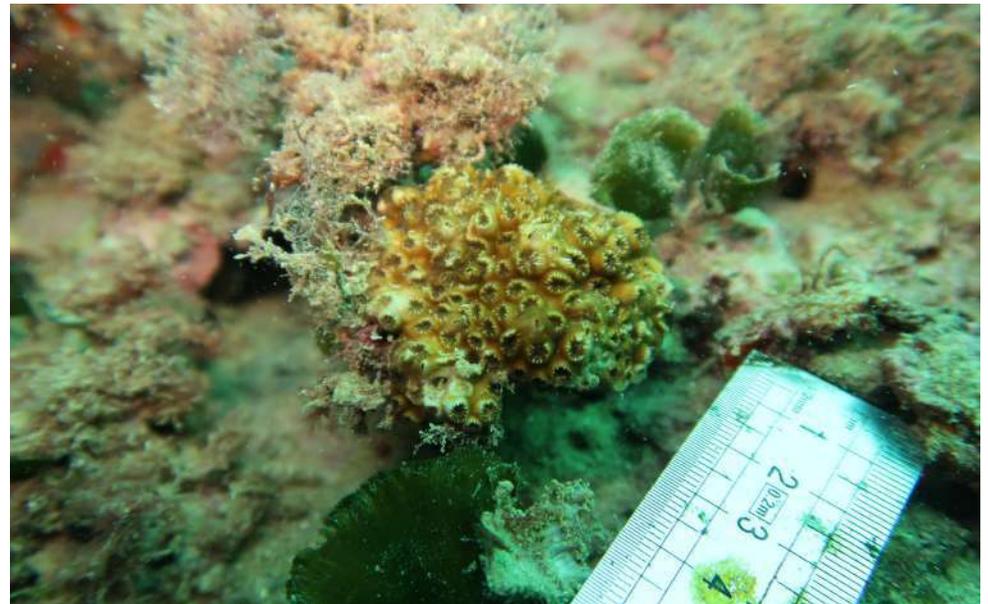
Fotografía 13. Colonia de *Cladocora caespitosa* con un 5% de blanqueamiento y un 60% de recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 14. Colonia de *Cladocora caespitosa* con un 5% de blanqueamiento y un 5% de recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 15. Colonia de *Cladocora caespitosa* con un 0% de blanqueamiento y un 5% de recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 16. Colonia de *Cladocora caespitosa* con un 20% de blanqueamiento y un 0% de recubrimiento de epizoontes.

2. Presencia de especies invasoras.



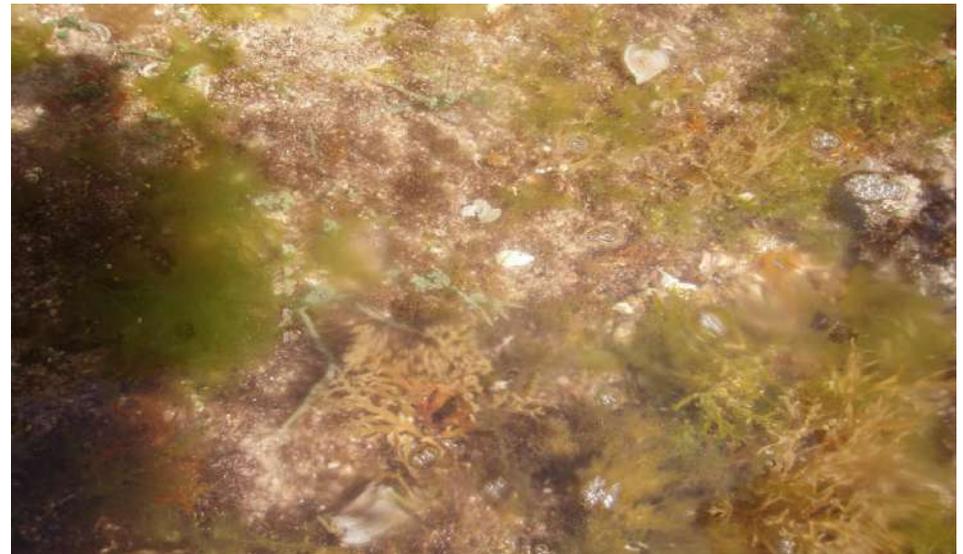
Fotografía 2: Estolones de *Caulerpa cylindracea* en las proximidades de la Cova Tallada



Fotografía 1: Enclave con recubrimiento denso de *C. cylindracea* en el Cabo de San Antonio.



Fotografía 3: Estolón de *C. cylindracea* en ambientes esciáfilos.



Fotografía 4: Estolones aislados de *C. cylindracea* en las plataformas litorales (Restaurante Sendra).

Anejo 3. Datos.

1. Blanqueamiento y necrosis.

Especie	Código fotog.	Observaciones	% Blanqueo	% Epizoontes
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3270	Epizoontes	0%	10%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3271	Blanqueamiento y epizoontes	5%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3281	Blanqueamiento y epizoontes	15%	30%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3291	Blanqueamiento y epizoontes	10%	40%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3293	Epizoontes	0%	50%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3295	Buen estado	0%	0%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3314	Blanqueamiento y epizoontes	70%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3316	Blanqueamiento	45%	0%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3335	Epizoontes	0%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3337	Blanqueamiento y epizoontes	80%	30%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3340	Blanqueamiento y epizoontes	10%	25%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3342	Blanqueamiento y epizoontes	10%	20%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3345	Blanqueamiento y epizoontes	40%	20%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3346	Blanqueamiento y epizoontes	30%	25%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3348	Blanqueamiento y epizoontes	40%	20%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3350	Blanqueamiento y epizoontes	5%	20%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3353	Blanqueamiento y epizoontes	5%	10%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3358	Blanqueamiento y epizoontes	5%	25%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3365	Epizoontes	0%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3366	Blanqueamiento y epizoontes	5%	15%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3392	Blanqueamiento y epizoontes	30%	30%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3398	Blanqueamiento	70%	0%
<i>Cladocora caespitosa</i>	GOPR3401	Blanqueamiento y epizoontes	40%	10%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4287	Blanqueamiento y epizoontes	15%	20%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4304	Blanqueamiento y epizoontes	5%	15%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4310	Epizoontes	0%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4359	Blanqueamiento y epizoontes	5%	15%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4360	Blanqueamiento y epizoontes	5%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4380	Epizoontes	0%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4382	Blanqueamiento y epizoontes	50%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4387	Blanqueamiento y epizoontes	40%	20%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4390	Buen estado	0%	0%

<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4391	Blanqueamiento y epizoontes	60%	45%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4392	Blanqueamiento y epizoontes	5%	30%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4394	Epizoontes	0%	10%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4401	Blanqueamiento y epizoontes	40%	10%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4402	Blanqueamiento y epizoontes	5%	60%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4404	Blanqueamiento y epizoontes	5%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4406	Epizoontes	0%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4413	Epizoontes	0%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4418	Epizoontes	0%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4423	Blanqueamiento y epizoontes	5%	45%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4455	Blanqueamiento	20%	0%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4469	Epizoontes	0%	80%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4471	Epizoontes	0%	40%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4474	Epizoontes	0%	5%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4480	Blanqueamiento y epizoontes	5%	40%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4481	Blanqueamiento y epizoontes	10%	10%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4482	Blanqueamiento y epizoontes	20%	30%
<i>Cladocora caespitosa</i>	IMG_4483	Epizoontes	0%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3264	Blanqueamiento y epizoontes	20%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3290	Blanqueamiento y epizoontes	10%	50%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3322	Blanqueamiento y epizoontes	10%	25%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3324	Blanqueamiento y epizoontes	10%	15%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3325	Blanqueamiento y epizoontes	10%	10%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3327	Blanqueamiento y epizoontes	5%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3328	Blanqueamiento y epizoontes	5%	10%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3329	Blanqueamiento y epizoontes	30%	10%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3331	Blanqueamiento y epizoontes	10%	55%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3333	Blanqueamiento y epizoontes	10%	15%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3341	Blanqueamiento y epizoontes	5%	20%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3343	Blanqueamiento y epizoontes	10%	20%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3344	Blanqueamiento y epizoontes	10%	10%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3352	Epizoontes	0%	20%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3356	Blanqueamiento y epizoontes	15%	30%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3369	Blanqueamiento	15%	0%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3375	Blanqueamiento y epizoontes	70%	10%

<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3377	Blanqueamiento y epizoontes	5%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	GOPR3399	Epizoontes	0%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4285	Blanqueamiento y epizoontes	10%	15%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4302	Blanqueamiento y epizoontes	5%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4307	Blanqueamiento y epizoontes	25%	10%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4308	Blanqueamiento y epizoontes	5%	10%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4309	Epizoontes	0%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4361	Blanqueamiento y epizoontes	10%	20%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4385	Blanqueamiento y epizoontes	30%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4386	Blanqueamiento y epizoontes	10%	25%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4388	Blanqueamiento y epizoontes	10%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4389	Blanqueamiento y epizoontes	30%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4393	Blanqueamiento y epizoontes	25%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4395	Blanqueamiento y epizoontes	5%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4396	Blanqueamiento y epizoontes	5%	10%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4397	Blanqueamiento y epizoontes	30%	20%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4398	Blanqueamiento y epizoontes	15%	10%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4399	Blanqueamiento y epizoontes	5%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4400	Blanqueamiento y epizoontes	5%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4403	Blanqueamiento y epizoontes	5%	10%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4405	Blanqueamiento y epizoontes	10%	10%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4407	Blanqueamiento y epizoontes	10%	15%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4408	Blanqueamiento y epizoontes	25%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4409	Blanqueamiento y epizoontes	10%	10%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4410	Blanqueamiento y epizoontes	15%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4411	Blanqueamiento y epizoontes	15%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4412	Blanqueamiento y epizoontes	10%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4414	Blanqueamiento y epizoontes	5%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4415	Blanqueamiento y epizoontes	10%	40%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4416	Blanqueamiento y epizoontes	80%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4417	Blanqueamiento y epizoontes	10%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4419	Blanqueamiento y epizoontes	15%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4420	Blanqueamiento y epizoontes	30%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4421	Blanqueamiento	5%	0%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4422	Blanqueamiento y epizoontes	35%	30%

<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4424	Blanqueamiento y epizoontes	70%	20%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4425	Blanqueamiento y epizoontes	50%	15%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4484	Blanqueamiento y epizoontes	60%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4485	Blanqueamiento y epizoontes	30%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4486	Blanqueamiento y epizoontes	95%	5%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4487	Blanqueamiento	10%	0%
<i>Oculina patagonica</i>	IMG_4489	Blanqueamiento y epizoontes	90%	25%

Estación	Parámetros	<i>O. patagonica</i>	<i>C. caespitosa</i>	TOTAL
Cabo San Antonio	nº	59	50	109
	nº afectadas blanqueo	56	34	90
	% colonias blanqueo	94,92%	68,00%	82,57%
	Promedio afección blanqueo	19,83%	16,20%	18,17%
	nº afectadas epizoontes	56	48	104
	% colonias con epizoontes	94,92%	96,00%	95,41%
	Promedio afección epizoontes	12,20%	18,40%	15,05%

Capítulo 5. Conclusiones.

Contenidos.

1. Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial.	2
1.1. Seguimiento de las poblaciones de peces mediante censos visuales en inmersión.	2
1.2. Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIPCSA.	3
2. Seguimiento de comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico.	5
2.1. Praderas de Posidonia oceanica.	5
2.2. Caracterización del impacto del fondeo sobre las praderas de Posidonia oceanica.	7
2.3. Formaciones organógenas.	8
2.4. Seguimiento de invertebrados de interés.	8
2.4.1. Lapas.	8
2.4.2. Erizos.	9
2.4.3. Nacras.	11
2.4.4. Invertebrados sensibles a la erosión por buceo.	11
4. Registros para el banco de datos de la biodiversidad.	14

1. Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial.

1.1. Seguimiento de las poblaciones de peces mediante censos visuales en inmersión.

Se contabilizaron un total de 40 especies, similares a las 41 del año 2016 y 42 del 2017. Del total de especies, 33 se identificaron en la reserva marina de Cap de Sant Antoni y 38 en la zona control, siendo 31 de ellas comunes a ambas zonas. Al igual que en el año 2017, la familia mejor representada fue la de los espáridos, con 12 especies, seguida de los lábridos, con 11 especies, serránidos, con 4 especies y escorpénidos, con dos

De entre todas las especies identificadas aquellas que presentaron una mayor abundancia numérica en la reserva marina de Cap de Sant Antoni fueron, *Chromis chromis*, *Boops boops* y *Sarpa salpa*, siendo las mismas en la zona control. Las especies que presentaron una mayor aportación de biomasa fueron, *Mugil sp.*, *Sarpa salpa*, *Epinephelus marginatus*, mientras que en la zona control fueron *S. salpa*, *Diplodus sargus* y *C. chromis*.

El número de especies (riqueza) no resultó significativo entre las zonas (reserva y control), ni entre localidades. La única diferencia significativa fue detectada entre los sitios de muestreo.

A pesar de la aparente mayor abundancia en localidades de la reserva marina de Cap de Sant Antoni, ésta no resultó significativa entre las zonas (reserva y control), ni entre las localidades, pero sí entre los sitios de muestreo, con las réplicas con mayores valores de abundancia en la zona de reserva marina.

Al igual que para la abundancia, las diferencias entre la biomasa de las dos zonas no fue detectada estadísticamente, al igual que para el factor localidad, pero sí que se detectaron

estas diferencias entre los sitios de muestreo.

Las diferencias más evidentes entre la zona protegida y control se encuentran en ciertas especies en las que el efecto reserva se hace más patente, como son los grandes serránidos, de comportamiento sedentario, no sometidos a la presión por pesca en zonas protegidas, como es el caso del mero (*E. marginatus*) que tuvo una abundancia similar en ambas zonas pero con individuos de mayor tamaño en la zona de reserva, lo que se tradujo en una mayor biomasa. De igual manera, fue más abundante el falso abadejo (*E. costae*) en la reserva marina de Cap se Sant Antoni, también con individuos de mayor tamaño que en la zona control.

Al comparar los datos con las campañas precedentes, se observa que la riqueza de especies tuvo diferencias significativas entre los tres años de muestreo, siendo el año 2016, con menor riqueza de especies promedio. Por el contrario, la abundancia de peces y la biomasa no registraron diferencias significativas para el factor año, ni para el factor zona (reserva y control).

1.2. Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIPCSA.

Los resultados extraídos de los datos de estadística pesquera para el período 2011 – 2016 facilitados por el Servicio de Pesca de la Generalitat Valenciana, han permitido trabajar con el conjunto de datos de capturas y valores económicos de artes menores en los puertos más cercanos a la RMIPCSA, concretamente los de Dénia y Jávea, y para valorar la influencia de la reserva se han comparado con sus equivalentes a nivel del total de la Comunidad Valenciana.

En total se han identificado 90 especies durante el período de estudio, en los dos puertos seleccionados para el seguimiento de las capturas en la reserva del Cabo de San Antonio.

De estas especies, más del 50% de las capturas, en ambos puertos, corresponden a las 6 especies seleccionadas como indicadoras (tanto en términos económicos como de biomasa): *Octopus vulgaris*, *Sepia officinalis*, *Dentex dentex*, *Sarda sarda*, *Sparus aurata* y *Mullus spp.*

Durante los 6 años incluidos en el estudio, las capturas totales alrededor de la Reserva Marina de Interés Pesquero del Cabo de San Antonio rondan las 130 toneladas anualmente. Sin embargo pueden observarse dos grandes descensos bastante importantes desde el 2012 (190 toneladas) al 2013 (140 toneladas), y de 2014 (160 toneladas) a 2016 (80 toneladas).

Las capturas totales, los dos puertos, Jávea y Dénia, están bastante igualados, mientras que al comparar las CPUE, podemos observar que Jávea extrae mayor número de kg por barco. El valor económico total durante los años de estudio, ronda los 1.500.000 € anuales. El año que mayor valor económico se produjo fue 2012 (casi 2 millones de €), mientras que 2016 fue el que menos ingresos obtuvo (menos de 1 millón de €).

La tendencia de las capturas totales en los puertos de Dénia y Jávea parece ser decreciente, a pesar de que el número de barcos haya permanecido estable durante los años de estudio en Jávea (7 barcos), y en Dénia haya decrecido de 12 barcos en el 2012 a 10 en el 2016, por lo que probablemente sea debido a una reducción en el esfuerzo de pesca.

En Jávea las especies que más se extrajeron fueron dorada (*Sparus aurata*) y pulpo común (*Octopus vulgaris*) con bastante diferencia, mientras que en el puerto de Dénia la extracción de pulpo fue más destacable que el resto. Desde el punto de vista económico la especie que mayores ingresos ha aportado en Jávea es la dorada, mientras que en Dénia es el pulpo.

La comparación de estos dos puertos respecto al total de la Comunidad Valenciana, revela que en todos los casos (biomasa, CPUE, valor económico y €/PUE) la especie que más se captura en la Comunidad Valenciana, para las artes menores, es el pulpo (*Octopus vulgaris*) al igual que en el puerto de Dénia, la cual no muestra signos de decrecimiento a nivel de biomasa, aunque sí en cuanto a valor económico, sobre todo por la caída de precios debida a la crisis económica. Con relación a la principal especie de Jávea, la dorada, al comparar los datos de esta Cofradía respecto al total valenciano, se observan notables diferencias, así en el total autonómico el pico más alto se dio en 2012 con una posterior estabilización, mientras que en Jávea los picos se produjeron en 2011 y 2014 sin llegar a estabilizarse.

A parte de las especies principales, el resto de capturas siguen tendencias bastante estables en la Comunidad Valenciana y en los puertos seleccionados, tanto en términos de biomasa como de valor económico.

2. Seguimiento de comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico.

2.1. Praderas de *Posidonia oceanica*.

Siguiendo el criterio de los estudios realizados en los años 2016 y 2017, se ha realizado el muestreo en las mismas praderas. Los resultados obtenidos en la campaña de 2018, siguen un patrón similar a los registrados los años precedentes. En líneas generales, los valores en los descriptores de la localidad 1, situada a menor profundidad y más distancia de costa, fueron superiores a los de la localidad situada más al sur (Localidad 2). En el año 2018 se han obtenido valores de densidad prácticamente iguales a los de años precedentes, si bien los de cobertura han sufrido un ligero descenso, tendencia que continua respecto a la campaña de 2017. Este hecho puede deberse a una mayor longitud de la hoja, ya que se dificulta el conteo de haces y puede enmascarar pequeñas zonas de arena u otro sustrato

entre las matas.

En cualquier caso estos valores están dentro de la normalidad y las diferencias entre los años 2016 y 2017 no son significativas. Los cambios registrados en los valores de los descriptores, pueden ser debidos, fundamentalmente, a las distintas condiciones ambientales a las que se expone la pradera. Las distintas épocas en que se realizó el muestreo, confirman el nuevo ciclo foliar registrado en 2016, frente al periodo cercano al final de ciclo constatado en la campaña de 2017 y 2018. Los datos muestran diferencias morfométricas, que en cualquier caso, están dentro de la normalidad de la propia biología de la planta.

En el año 2018 no se han dado tantos temporales de la intensidad registrada a finales de 2016 y especialmente durante 2017, por lo que la estabilidad ambiental, desde el punto de vista de la dinámica marina, ha sido superior.

Un aspecto fundamental es la escasa relevancia de la superficie ocupada por mata muerta. No se registró en las campañas de los años 2016 y 2017, mientras que en 2018, sólo supone menos de un 2 % dentro de la localidad 2. El porcentaje mínimo de recubrimiento por mata muerta, indica el buen estado ambiental de la pradera. Este aspecto queda evidenciado por los altos valores del índice ecológico EQR. Este descriptor se ve favorecido por el hecho de registrar unos valores muy altos de densidad, junto a la inexistencia de recubrimiento por mata muerta y son determinantes para explicar su elevado estado de calidad.

2.2. Caracterización del impacto del fondeo sobre las praderas de *Posidonia oceanica*.

El fondeo de embarcaciones se encuentra prohibido en el área de la Reserva Marina de Interés Pesquero del Cabo de San Antonio. Consecuentemente, tanto en las estaciones seleccionadas en la campaña de 2016, como en la del 2017 (las mismas para los dos años), el objetivo ha sido analizar el estado actual y estudiar la evolución de las praderas, así como identificar las áreas impactadas históricamente por los fondeos. De igual forma que se detectó en el año 2016 y 2017, los muestreos de 2018 arrojan valores de cobertura y densidad algo superiores en las localidades donde históricamente se realizaban fondeos, frente a las control. Se ha podido comprobar que estas diferencias se deben a causas naturales, fundamentalmente por las características ambientales de sus respectivas ubicaciones, ya que la localidad de impacto se sitúa a menor profundidad que la control.

De igual forma que en los datos de la campaña de 2016 y 2017, únicamente se ha registrado recubrimiento de mata muerta en las estaciones de alta impacto. El porcentaje de recubrimiento es prácticamente idéntico en los años 2016 y 2017, mientras que en el 2018 se registra un ligero descenso (de 5,8 % a 3 %). Esta ligera variación puede deberse a enterramientos parciales por sedimento, o bien a dificultad en la percepción de las manchas debido al enmascaramiento por la distinta longitud de las hojas dependiendo de la época del año. En cualquier caso las diferencias anuales son mínimas, pudiendo concluir que se aprecia una estabilidad en este descriptor. Aunque en la actualidad no se registre actividad de fondeo (está prohibido el fondeo en la Reserva Marina de Interés Pesquero), las manchas de mata muerta localizadas pueden corresponder a fondeos puntuales donde se haya infringido la normativa. Otras superficies de mata muerta corresponden a impactos producidos en el pasado. La huella del impacto que produce esta actividad (recubrimiento de mata muerta) perdura a lo largo de los años debido al crecimiento extremadamente lento de *P. oceanica*.

2.3. Formaciones organógenas.

Con relación a las formaciones organógenas, el seguimiento se ha centrado en evaluar el estado de estas formaciones, con arreglo a la aplicación del índice CARLIT, en el litoral costero de la RMIPCSA, debido a su gran longitud, se dividió en distintos tramos:

- De Sant Nicolau al restaurante Sendra.
- Del restaurante Sendra al restaurante Ca Nano o Playa del Fresquito.
- De la playa del fresquito hasta la Cova Tallada.
- De la Cova Tallada a las Calas del cabo de San Antonio.
- Calas del cabo de San Antonio.

En todas ellos el estado ecológico determinado por el índice CARLIT es de “Muy bueno”, salvo los tramos de acantilados altos: Cova Tallada a Calas del Cabo y, Calas del cabo, sectores en los que por la inclinación de la pared del acantilado, no se permite el desarrollo de formaciones de vermétidos o densos poblamientos de *Cystoseira* spp., por lo que su valoración de estado ecológico fue de “Bueno”. En conjunto, la valoración del estado ecológico es de “Muy bueno” (valor del índice, 0,83). Se destacan las formaciones de *Dendropoma lebeche* y *Cystoseira stricta*, sobre todo en la playa de Les Rotes (Sector comprendido entre el restaurante Sendra y la playa del Fresquito), y las formaciones submarinas frente a la Cova Tallada, únicas en el sureste español.

2.4. Seguimiento de invertebrados de interés.

2.4.1. Lapas.

Se efectuaron 48 conteos y mediciones de lapas en zonas definidas como de alta y baja frecuentación en función de la afluencia de bañistas a las mismas. El número de lapas medidas fue de 879.

El resultado muestra una diferencia significativa en cuanto a abundancias de lapas entre las zonas de Alta y Baja frecuentación, y en cuanto a tallas, aunque los resultados no son tan

evidentes se observa por lo general un promedio inferior de tallas en las zonas de baja frecuentación, lo que podría estar mostrando una tendencia en cuanto a recuperación con ejemplares jóvenes. Las diferencias registradas en cuanto a zonas muestran una importante fuente de variación debida a la diferente naturaleza de las zonas prospectadas.

En el análisis de las tallas de lapas, comparando los años 2016, 2017 y 2018, en cuanto a abundancia, encontrándose en éste último año una mayor abundancia en las zonas de baja frecuentación, evidenciándose una tendencia de recuperación general, pero muy evidente en las zonas de baja frecuentación. La comparación entre tallas, se observa una tendencia hacia tallas menores, que puede interpretarse como un fenómeno de reclutamiento y recuperación de poblaciones, siendo más patente en las zonas de baja frecuentación, como se ha expuesto anteriormente para el año 2018.

2.4.2. Erizos.

En el caso de la especie *Paracentrotus lividus* se ha registrado una abundancia total de erizos en la reserva marina del cabo de San Antonio de 114 individuos, 74 en la zona de impacto y 40 en la de control. El promedio de abundancias fue 2,22 ind./m² en las zonas de Baja Frecuentación frente a los 4,11 ind./m² registrados en las zonas de Alta Frecuentación. Las Tallas dieron promedios respectivos de 4,62 y 4,56 cm en las zonas de Alta y Baja Frecuentación. Los análisis ANOVA realizados detectaron diferencias estadísticamente significativas en la variable “Abundancia” (concretamente en la zona FA-1) pero no en la variable “Talla”. Resulta paradójico que la mayor abundancia de *P. lividus* se dé en la zona donde en principio se produce el impacto (recolección por pescadores). Hay diversas razones por las que esto puede suceder: en primer lugar es posible que el grado del impacto no sea lo suficientemente profundo como para alterar la población de erizos; en segundo lugar, la estructura de las poblaciones de erizos están influenciadas por diversos factores: corrientes marinas y fisionomía de la costa (Farina *et al.*, 2018), pendiente y tipo de sustrato, presencia de depredadores, disponibilidad de cobijo y alimento, competencia intra e interespecífica, profundidad, etc...Por lo que es posible que a pesar de la cercanía de las

zonas elegidas en la zona de impacto haya alguno de estos factores que permitan a los individuos de *P. lividus* proliferar más que en la zona control. Para ello sería interesante un estudio donde poder contabilizar y estudiar estos factores y su influencia sobre la dinámica de las poblaciones de erizos.

En cuanto a la especie *Arbacia lixula*, la abundancia de ésta fue algo más baja. Se midieron en total 87 individuos, 32 en la zona de impacto y 55 en la zona control. Los promedios de abundancia fueron de 1,78 ind/m² en la zona de Alta Frecuentación y de 2,89 ind/m² en las zonas de Baja Frecuentación. En relación a las tallas, en la zona de Alta Frecuentación el promedio fue de 4,85 cm, y en las zonas de Baja Frecuentación fue de 4,3 cm. *A. lixula* es una especie menos abundante que *P. lividus* aunque está sujeta prácticamente a los mismos factores. Los análisis realizados no han encontrado diferencias significativas entre las zonas de impacto y control aunque es posible observar cierta tendencia en la abundancia en la zona control (algo mayor); siendo las medias de la talla muy parecidas.

El factor “año” ha mostrado diferencias estadísticas significativas para las dos variables en ambas especies. El año donde se encontró una mayor abundancia de erizos fue 2017 (292 en total, respecto a 168 en 2016 y 201 en 2018) que coincidió además con la menor talla promedio de ambos erizos (4,1 para *P. lividus* y 3,36 para *A. lixula*, mientras que en 2016 fue de 4,9 y 4,3 y en 2018 de 4,6 y 4,5 cm, respectivamente para cada especie). Esto resulta lógico ya que una mayor densidad poblacional conlleva a su vez un incremento en la competencia intraespecífica, lo que implicaría una menor tasa de crecimiento al disminuir el alimento disponible (algas en su caso). Sin embargo, la dinámica de las poblaciones de erizos puede estar afectada por otros muchos factores, físicos, químicos, bióticos y abióticos. En cualquier caso en el año 2018 la abundancia de erizos ha sido menor que en 2017 mientras que la talla ha resultado mayor en promedio.

2.4.3. Nacras.

En el total de transectos realizados no se pudo detectar la presencia de ningún individuo vivo, ni siquiera los restos (valvas) de individuos muertos. Esto contrasta con los datos del año 2016 donde pudieron encontrarse numerosos individuos vivos y algunos muertos o moribundos, indicando que ya se extendía el episodio de mortalidad masiva que ha afectado a todo el mediterráneo español.

Dos años después, parece claro que la población de nacras del cabo de San Antonio aparentemente ha desaparecido como consecuencia del protozoo *Haplosporidium pinnae*. Los individuos, una vez muertos, pierden su capacidad de anclaje al sustrato marino y resultan barridos por las corrientes y el oleaje, especialmente con los temporales de otoño e invierno. Las valvas son deshechas o enterradas por estos fenómenos, lo que explicaría su ausencia. En este punto resultaría de interés la detección de larvas planctónicas en la columna de agua, que indicarían el inicio de una potencial de recolonización de la especie, aunque, hasta el momento, los resultados en otras zonas próximas son negativos.

2.4.4. Invertebrados sensibles a la erosión por buceo.

Se tomaron como bioindicadores *Myriapora truncata* y *Eunicella singularis*, con una presencia uniforme en la reserva marina. El seguimiento se efectuó en dos épocas la primera considerada como de “antes” del verano (junio), y la segunda época, tras esta estación, el mes de octubre.

En cada uno de los puntos se seleccionaron colonias de *Myriapora truncata* y/o *Eunicella singularis*. En ambos meses se fotografiaron un total de 30 colonias de *M. truncata* y 4 de *E. singularis*, sobre los cuales se estimó su área o volumen inicial, y en el caso de *E. singularis* también se calculó el porcentaje de epibiontes. La comparación mediante ANOVA no mostró diferencia estadística alguna en las colonias de *Myriapora truncata*, por lo tanto no puede

inferirse efecto alguno del buceo en la reserva. En cuanto a *Eunicella singularis*, el escaso número de organismos encontrados impidió poder determinar con suficiente rigor estadístico si existen o no diferencias significativas entre los datos obtenidos previa y posteriormente a la temporada estival.

3. Calentamiento global y especies exóticas.

3.1. Blanqueamiento y necrosis.

En total se fotografiaron 109 colonias de *Oculina patagonica* y *Cladocora caespitosa*, como especies donde se aprecia de forma más evidente el fenómeno del blanqueo y necrosis, como posible indicador a fenómenos de cambio climático.

Al evaluar todas las zonas en su conjunto se observó que de las 59 colonias de *O. patagonica*, 56 colonias (94,92%) estuvieron afectadas tanto por blanqueo como por epizoontes. El promedio de afección por blanqueamiento fue del 19,83%, mientras que el de recubrimiento de epizoontes fue del 12,20% . Los resultados para *C. caespitosa* fueron de 50 colonias fotografiadas de las que 34 estuvieron afectadas por blanqueo (68,00%), y 48 por epizoontes (96,00%). En cuanto a los promedios de afección registrados, éstos fueron de 16,20% y de 18,40% para blanqueamiento y recubrimiento de epizoontes respectivamente.

Si se evalúan en su conjunto ambas especies para todas las zonas, el porcentaje de colonias afectadas por blanqueamiento es del 82,57%, mientras que por recubrimiento por epizoontes es superior, del 95,41%. Las colonias afectadas con tales síntomas presentaron porcentajes de daños del 18,17% para el blanqueo, y del 15,05% para el caso de los recubrimientos por epizoontes.

Los resultados obtenidos permiten establecer una base de datos que sirvan de comparación

para futuros seguimientos, y poder evaluar la tendencia sobre porcentajes de afección a estas colonias, tanto por blanqueo que pueda servir como indicador de fenómenos de calentamiento global, como por recubrimiento por epizoontes, que también sirvan como indicadores de este fenómeno, o incluso de acidificación del agua.

3.2. Registro en continuo de temperaturas.

El registrador térmico fue instalado por primera vez, en una de las boyas de fondeo de la Reserva Marina en Octubre de 2016. La primera serie de datos abarcó desde Octubre de 2016 hasta Junio de 2017. Posteriormente se instaló en octubre de 2017 y se recuperó en septiembre de 2018. Tras extraer los datos volvió a ser instalado en el mes de septiembre de 2018.

El sensor se programó para tomar datos de temperatura cada 30 minutos. La máxima temperatura registrada fue de 27,25 °C el 8 de Septiembre de 2018, mientras que la mínima quedó registrada el 12 de febrero de 2018 con 12,09 °C. A lo largo de toda la serie de datos el promedio de temperatura fue de 17.74 °C (desv 3,67) para un total de 16.781 datos.

3.3. Especies exóticas.

Tan sólo se ha constatado la presencia de *Caulerpa cylindracea* en categoría “frecuente” y *Asparagopsis taxiformis* y *Callinectes sapidus* -cangrejo azul-, como “ocasional” en los fondos de la RMIPCSA, siguiendo las categorías ACFOR, tanto en las zonas de Alta como de Baja Frecuentación, por lo que su presencia en la reserva no parece estar relacionada con el factor frecuentación. El servicio de vigilancia informó de haber sido localizado en la reserva el pez trompeta *Fistularia commersonii*. Otras especies no encontradas pero que su presencia parece probable, son las algas *Asparagopsis taxiformis* y *Lophocladia lallemandii*, y los crustáceos decápodos *Percnon gibesii* -cangrejo araña, y el gasterópodo *Bursatella leachii*, encontrado a escasos 2 km al norte de la reserva, en mayo de 2018.

4. Registros para el banco de datos de la biodiversidad.

Como resultado de los diferentes muestreos realizados se han obtenido 812 registros de especies identificadas y georeferenciadas en el litoral de la RMIPCSA, que corresponden a 217 especies, y se acompañan en el correspondiente fichero de datos (Anejo BDB).

Anejo 1. Equipo realizador.

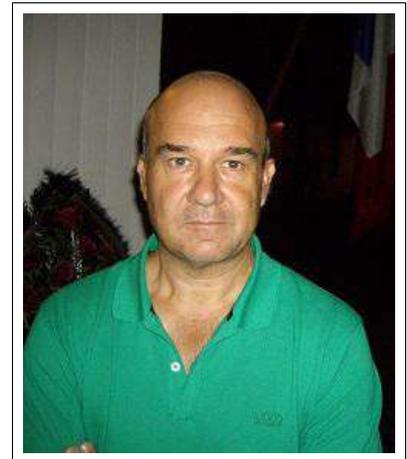
Gabriel Soler Capdepón.

Cargo en el Instituto de Ecología Litoral: Investigador. Director científico y Gerente.

Titulación: Dr. en Biología.

Especialidad: Ecología sistemas acuáticos.

Participación en el estudio: Coordinación administrativa.



Juan Eduardo Guillén Nieto.

Cargo en el Instituto de Ecología Litoral: Investigador. Jefe de Investigación del Área Marina.

Titulación: Dr. en Biología.

Especialidad: Crustáceos decápodos, bionomía bentónica, fanerógamas marinas, especies invasoras, Ecología marina.

Participación en el estudio: Campaña de campo, estudios sobre invertebrados de interés, formaciones organógenas, calentamiento global, y coordinación.

David Gras Olivares.

Cargo en el Instituto de Ecología Litoral: Investigador.

Titulación: Dr. en Biología.

Especialidad: Zooplancon, calidad del agua, Piscifactorías, zoología marina.

Participación en el estudio: coordinación de análisis y trabajo de laboratorio.





Santiago Víctor Jiménez Gutiérrez.

Cargo en el Instituto de Ecología Litoral: Investigador.

Titulación: Lcdo. en Biología.

Especialidad: Nacras, praderas de *Posidonia oceanica*, Censos visuales de peces.

Participación en el estudio: Coordinación campaña de campo, análisis estadístico, estudios sobre censos visuales de peces y nacras.

Joaquín Martínez Vidal.

Cargo en el Instituto de Ecología Litoral: Investigador.

Titulación: Lcdo. en Ciencias del Mar.

Especialidad: Modelización, dinámica litoral, oceanografía, Ecología marina.

Participación en el estudio: Coordinación campaña de campo, estudios sobre censos visuales de peces, *Posidonia oceanica*, y efectos de los fondeos.



Alejandro Triviño Pérez.

Cargo en el Instituto de Ecología Litoral: Investigador.

Titulación: Dr. en Geografía.

Especialidad: Cartografía, análisis geográfico, climatología.

Participación en el estudio: Georeferenciación, elaboración de mapas y cuantificación de longitudes y superficies por análisis de imágenes.



María Vicedo Maestre.

Cargo en el Instituto de Ecología Litoral:
Investigadora.

Titulación: Lcda. en Biología.

Especialidad: Botánica, Ecología terrestre,
divulgación ambiental.

Participación en el estudio: Anexos
fotográficos, confección memoria final.



Jesús Pastor López.

Cargo en el Instituto de Ecología
Litoral: Técnico superior.

Titulación: Gdo. en Biología.

Especialidad: Biología Marina,
fanerógamas marinas.

Participación en el estudio: Campaña
de campo. Análisis de datos.

Paula Pérez Sánchez

Cargo en el Instituto de Ecología Litoral: Técnico superior.

Titulación: Grado en Ciencias del Mar.

Participación en el estudio: Muestreos y efectos del blanqueamiento.

*Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural
Direcció General d'Agricultura, Ramaderia i Pesca
Subdirecció General de Pesca*





Asunción Martínez Antón.

Cargo en el Instituto de Ecología Litoral: Técnico Administración.

Titulación: Grado en Relaciones Laborales

Participación en el estudio: Gestión administrativa, elaboración de la memoria final.

Agradecimientos:

A Toni Martínez, del servicio de vigilancia de la reserva marina del Cabo de San Antonio, por su colaboración e información facilitada de la reserva.

A Vicente Granell de la Subdirección General de pesca de la Generalitat Valenciana, por su buena disposición para que este estudio llegara a buen fin.