



TFG
2015

Influencia del tipo de sustrato sobre las comunidades marinas



Autor: Juan Sempere Valverde

A mi familia y especialmente a mi hermana.
Porque no hay mal mejor que vivir rodeada de
una panda de locos biólogos.

ÍNDICE

<u>Abstract y resumen</u>	Abstract.....	2
	Resumen.....	2
<u>Introducción</u>	Importancia del tipo de sustrato sobre las comunidades marinas.....	3
	Sustrato artificial en el medio marino.....	6
<u>Materiales y métodos</u>	Área de estudio.....	8
	Materiales de estudio.....	9
	Diseño experimental.....	9
	Tratamiento estadístico.....	10
<u>Resultados</u>	Sustrato experimental frente a la roca natural	12
	Análisis univariantes.....	14
	Análisis multivariantes.....	19
	Correlaciones.....	20
<u>Discusión</u>	Desarrollo de la comunidad sobre los módulos.....	21
	Características del sustrato que afectan a la comunidad.....	23
<u>Conclusión</u>	24
<u>Agradecimientos</u>	26
<u>Bibliografía</u>	26

1. ABSTRACT Y RESUMEN

1.1 Abstract

Proliferation of coastal defence structures enhances the requirement of research into ecological engineering field. Combining engineering requirements and ecological criteria in design will eventually result in a reduction of ecological impacts of these structures on marine hard-bottom communities. We compare an early settled subtidal community among five different artificial substrates (limestone, sandstone, concrete, gabbro and slate), some of them widely used on marine man-made structures. The objective of this work is to assess the differences among substrates evaluating coverage, species richness and diversity of the benthic community developed in one year from structure emplacement. Nine modules were anchored at 15m depth and community were analyzed every two months by a non-invasive photo-quadrat method. Results show a higher coverage on limestone and higher diversity over limestone, sandstone and slate. Despite more research is needed on this field, these materials seems to have better ecological features for benthic “early developed” marine communities.

Key words: Ecological engineering, artificial substrate, ecological sucesion, biomineralogy.

1.2 Resumen

La proliferación de estructuras de defensa costera y obras de ingeniería marina aumentan la necesidad de ampliar nuestro conocimiento en el campo de la ingeniería ecológica. Es necesario el desarrollo de estructuras que contemplen un criterio ecológico en su diseño con la finalidad de reducir el impacto que éstas causan en el medio marino. En este estudio comparamos la comunidad bentónica en desarrollo sobre cinco sustratos artificiales (arenisca, caliza, cemento, gabro y pizarra), algunos de ellos utilizados comúnmente en obras de ingeniería marina. El objetivo de este trabajo es el de evaluar las diferencias en la evolución de la comunidad bentónica entre sustratos en cuanto a cobertura, riqueza específica y diversidad durante el primer año tras la colocación de la estructura. Para ello se fundearon nueve módulos a una profundidad de 15m, analizando cada dos meses la comunidad mediante fotografía submarina. Los resultados muestran una mayor cobertura sobre la arenisca y mayor diversidad sobre arenisca, caliza y pizarra. A pesar de que resulta necesario profundizar en nuestro conocimiento sobre la interacción comunidad-sustrato, estos materiales parecen mostrar una mayor valencia ecológica en cuanto a la comunidad bentónica de asentamiento temprano que el cemento y el gabro.

Palabras clave: Ingeniería ecológica, sustrato artificial, sucesión ecológica, biomineralogía.

2. INTRODUCCIÓN

2.1 Importancia del tipo de sustrato sobre las comunidades marinas

La elección del tipo de sustrato y su localización durante la fase de reclutamiento es una etapa crítica para la supervivencia de las especies marinas sésiles que presentan una fase pelágica en su ciclo de vida. La elección del sustrato en esta etapa, así como la supervivencia posterior del organismo está regulada por interacciones complejas entre factores biológicos, químicos y físicos (Airoldi *et al.*, 1997; Faimali *et al.*, 2004; Espinosa *et al.*, 2011; Linares *et al.*, 2012). De entre los factores abióticos que condicionan el asentamiento, las características inherentes al tipo de sustrato (rugosidad, pH, humectabilidad, capacidad térmica, color, carga eléctrica y/o composición química) afectan a muchas especies marinas tanto macro- como microscópicas (Crisp, 1974; Raimondi, 1988; Pawlik, 1992; Walters *et al.*, 1996; Fletcher *et al.*, 1984, 1992; Cerrano *et al.*, 1999; Bavestrello *et al.*, 2000; Finlay *et al.*, 2002; Guidetti *et al.*, 2002, 2004; Aldred *et al.*, 2006).

Existe gran variedad en cuanto a la respuesta de las especies ante las características del sustrato. Frente al grado de rugosidad hay especies que reclutan mejor en sustrato liso, aunque es más frecuente encontrar especies que se desarrollan mejor sobre sustrato rugoso. Esto es debido a que una mayor rugosidad facilita la adhesión, aumenta la retención superficial de nutrientes y proporciona refugio frente a la depredación y el pastoreo de especies ramoneadoras (Fletcher *et al.* 1984, 1992; Bourget *et al.*, 1994). Las pequeñas anfractuosidades que encontramos en materiales más rugosos también podrían afectar a la iluminación a pequeña escala, influyendo en el asentamiento en fase larvaria de especies de carácter más o menos esciáfilo (Guidetti *et al.*, 2004).

Igualmente son muchas las estrategias de fijación utilizadas por las especies bentónicas de sustrato duro. Entre éstas, las que se basan en la perforación de la roca mediante procedimiento químico son especialmente dependientes de la composición del sustrato (Yonge, 1955; Bavestrello *et al.*, 2000). La perforación de la roca se lleva a cabo mediante una reducción del pH superficial, lo cual provoca la disolución de rocas carbonatadas. Es por ello que encontramos mayor diversidad y abundancia de estrategias perforadoras sobre rocas carbonatadas que sobre rocas de otro tipo (Pomponi, 1980; Bromley *et al.*, 2006).

En este sentido, la composición química del sustrato afecta al asentamiento, supervivencia y crecimiento de ciertos organismos marinos directa o indirectamente (variaciones locales de

pH, cambios en la biodisponibilidad de ciertas sustancias, diferentes grados de hidrofilia, presencia de radicales libres, *etc.*) (Holm *et al.*, 1997; Connell *et al.*, 1998; Cattaneo-Vietti *et al.*, 2002; Finlay *et al.*, 2002). A raíz de estas comprobaciones, surge el campo de la biomineralogía, en el cual se estudian las relaciones bioquímicas entre diferentes niveles de jerarquía de los sistemas biológicos (célula, organismo, especies y comunidad) con respecto al sustrato en el que se alojan (Cerrano *et al.*, 1999; Bavestrello *et al.*, 2000).

La biomineralogía juega un papel importante sobre las especies bentónicas de sustrato duro. Las comunidades mediterráneas sobre sustrato rico en cuarzo (SiO₂) han demostrado en ocasiones tener menor diversidad que las comunidades sobre rocas compuestas de carbonatos (Bavestrello *et al.*, 2000; Guidetti *et al.*, 2004). El gabro y otras rocas similares con contenido en cristales de cuarzo también podrían estar relacionados con perturbaciones de carácter intermedio en zonas de roca natural (Cattaneo-Vietti *et al.*, 2002).

La hipótesis de las perturbaciones intermedias (Connell, 1978) se basa en su modelo más simple en la coexistencia de dos especies que compiten por el espacio disponible, una de las cuales es dominante sobre la otra, la cual es llamada subordinada. En condiciones de perturbación baja o nula la especie dominante desplaza a la subordinada. Aplicado a la comunidad bentónica, para que la especie subordinada pueda coexistir con la dominante ha de superar a ésta en su fase bentónica mediante una mayor tolerancia al estrés, en su fase pelágica debido a una mayor velocidad de reclutamiento (especie ruderal) o en ambas (Dial *et al.*, 1998).

Una especie subordinada que sea a la vez tolerante al estrés y ruderal podrá coexistir con la especie dominante incluso bajo perturbación nula. Sin embargo si la especie subordinada solo posee una de estas características será desplazada, en el modelo teórico, por la especie dominante. Podemos asumir por lo tanto que las especies dominantes son especies presentes en comunidades maduras mientras que las especies subordinadas son especies estrategas de la r, más frecuentes en ambientes estresados (Dial *et al.*, 1998). En este caso la perturbación por presencia de cuarzo disminuiría la cobertura de las especies dominantes aumentando el área de roca desnuda, la cual sería ocupada por las especies subordinadas. Esto causaría un aumento de la riqueza específica en la zona de estudio (Cattaneo-Vietti *et al.*, 2002).

La toxicidad provocada por el cuarzo está relacionada con la generación sobre su superficie de radicales libres [-OH] debido a la presencia de SiO₂ (Cerrano *et al.*, 1999; Bavestrello, *et al.*, 2000; Faimali *et al.*, 2004). Sin embargo, en estudios sobre especies individuales

encontramos que algunas se ven influenciadas negativamente por el cuarzo durante el asentamiento larvario mientras que en otras el cuarzo afecta como facilitador del asentamiento o no ejerce efecto alguno (Caffey, 1982; Bavestrello *et al.*, 2000; Faimali *et al.*, 2004).

A nivel de comunidad, muchas especies marinas se ven influenciadas indirectamente por el tipo de sustrato de la zona que habitan, ya sea porque se produzcan alteraciones en el proceso de sucesión ecológica bentónica (Connell *et al.*, 1977; Hadfield, 1984; Faimali *et al.*, 2004; Linares *et al.*, 2012) o porque se provoquen alteraciones en los niveles tróficos (Guidetti *et al.*, 2004). En la costa de Cerdeña se ha observado que el tipo de sustrato natural, concretamente caliza y mármol, está asociado a cambios en las densidades relativas de diferentes especies de peces epibentónicos. Estas especies son de amplia distribución en el mar mediterráneo y las alteraciones en las densidades de peces estarían causadas por cambios en los niveles tróficos debidos a la comunidad bentónica que se desarrolla en cada tipo de sustrato (Guidetti *et al.*, 2002, 2004).

Podemos suponer que la presencia de cuarzo en el sustrato, al igual que ocurre con otras características inherentes al tipo de roca, va a generar un efecto diferente y/o de diferente intensidad sobre cada comunidad dependiendo del contexto ambiental en que nos encontremos y el tipo de especies que compongan la comunidad estudiada, así como de otros factores bióticos y abióticos (Lohse, 1993; Connel *et al.*, 1998; Green *et al.*, 2012). El crecimiento de especies como las algas incrustantes calcáreas, que aíslan por recubrimiento la superficie de la roca, es un ejemplo de alteraciones que limitarían el efecto del tipo de sustrato (Bavestrello *et al.*, 1995, 2000; Penna *et al.*, 2003).

Del mismo modo existen grandes diferencias para la dependencia hacia el sustrato entre especies, incluso dentro de los mismos grupos taxonómicos (Caffey, 1982; Raimondi, 1988; Lohse, 1993; Antoniadou *et al.*, 2010). Y es difícil comparar entre diferentes estudios, ya que la importancia relativa del tipo de material puede depender del contexto ambiental. Asimismo, cuando tratamos de realizar estudios poblacionales para discernir el rol del sustrato natural en el medio marino es difícil eliminar perturbaciones producidas por otros factores, como el hecho de que sustratos diferentes en el medio natural suelen encontrarse a grandes distancias, con morfologías diferentes y/o diferentes condiciones hidrodinámicas (Green *et al.*, 2012).

A través de la experimentación sobre sustrato artificial podemos homogeneizar algunos factores, como morfología y localización, para aislar el efecto del tipo de sustrato. Aunque

como ocurre sobre sustrato natural, la comparación entre estudios es difícil, ya que se suele trabajar con diferentes metodologías y multitud de sustratos (Green *et al.*, 2012).

2.2 Sustrato artificial en el medio marino

Durante los últimos años ha aumentado el interés científico sobre el impacto ecológico que las estructuras de defensa costera causan sobre las comunidades marinas, así como los estudios centrados en el desarrollo de diseños ecológicos para estructuras artificiales emplazadas en el medio marino. El concepto de ingeniería ecológica se basa en una relación sinérgica para el diseño de estructuras que contemplen la reducción del impacto que causan en el medio natural sin renunciar a los requerimientos arquitectónicos de estabilidad, funcionalidad y durabilidad (Firth *et al.*, 2014).

Es aceptado por la comunidad científica el hecho de que los sistemas artificiales suelen sustentar comunidades diferentes (comúnmente más pobres) a las de zonas naturales circundantes (Burt *et al.*, 2011; García-Gómez *et al.*, 2011; Sanabria-Fernandez *et al.*, 2014). Algunos estudios realizados sobre estructuras artificiales también sugieren que éstas albergan una comunidad de especies invasoras superior a la de los sustratos naturales, pudiendo servir como vector de transmisión de especies alóctonas (Dumont *et al.*, 2011; Ros *et al.* 2012; Bracewell *et al.*, 2013; Vaz-Pinto *et al.*, 2014).

El origen de estas variaciones de la comunidad bentónica en sustrato artificial está relacionado con diferencias entre posición, orientación, forma y composición del sustrato artificial con respecto al natural (García-Gómez, 2004; Moreira *et al.*, 2006; Firth *et al.*, 2014).

La reducción de la diversidad y número de especies sobre el sustrato artificial también está relacionada con la heterogeneidad espacial del mismo a pequeña escala (<1cm) (Moschella *et al.*, 2005; Green *et al.*, 2012), resultando en alteraciones en el reclutamiento y supervivencia de especies en estructuras creadas con materiales diferentes a los del hábitat natural (Firth *et al.*, 2014). Las anfractuosidades que ocurren a gran escala (>10cm) también están relacionadas con la diversidad de organismos bentónicos y epibentónicos (Goss-Custard *et al.*, 1979; García-Gómez *et al.*, 2011), aunque al ser una característica dependiente de la configuración de las construcciones litorales y no de la naturaleza intrínseca del sustrato no será tratada en este estudio.

Las pérdidas de diversidad sobre sustrato artificial pueden provocar alteraciones en la conectividad entre poblaciones naturales y pueden causar fragmentación entre poblaciones

bentónicas marinas. Las diferencias entre sustrato natural y artificial también resultan en alteraciones sobre otros factores biológicos como la competencia y la depredación. Por ejemplo en la presión ejercida por organismos ramoneadores, la cual se ve incrementada en sustratos artificiales con respecto a los naturales (Firth *et al.*, 2014).

En cualquier caso, son muchas las variables que intervienen en el establecimiento de las comunidades sobre estructuras artificiales marinas. Es común encontrar estructuras con fines ecológicos y de restauración que fracasan en sus objetivos por una incorrecta planificación o emplazamiento de la obra (García-Gómez, 2004). Pero también se da el caso de estructuras de defensa y protección costera que, sin intencionalidad, albergan comunidades de valor excepcional (Guerra-García *et al.*, 2004; García-Gómez *et al.*, 2011, 2014).

Es importante entender los factores que condicionan el establecimiento de una comunidad bentónica en desarrollo a la hora de abordar la localización, morfología, composición y emplazamiento de estructuras marinas artificiales de nueva construcción desde un punto de vista ecológico (García-Gómez, 2004; Firth *et al.*, 2014). Por otra parte, es importante identificar y proteger las estructuras artificiales que alberguen comunidades de interés (especies protegidas y bioindicadoras) (Guerra-García *et al.*, 2004; García-Gómez, 2007; García-Gómez *et al.*, 2011, 2014) para reconocer los factores que han influido en su desarrollo y aplicar el conocimiento al ámbito de la ingeniería ecológica marina.

El presente estudio tiene como objetivo analizar la influencia del tipo de sustrato utilizado en estructuras artificiales marinas sobre el asentamiento temprano de una comunidad bentónica submareal. En el terreno práctico, este estudio está enfocado hacia la búsqueda de un material que permita reducir en la medida de lo posible el impacto que las obras de ingeniería marina producen sobre la comunidad bentónica.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El Estrecho de Gibraltar constituye una zona biogeográfica en la que se superponen flora y fauna procedentes del Mediterráneo y Atlántico. Se trata de una región geográfica-geológica muy importante, limítrofe entre las provincias biogeográficas marinas Mediterránea, Lusitánica y Mauritánica. La convergencia de estas tres provincias distintas le confiere una gran singularidad, ya que el Estrecho constituye una frontera de transición que permite la coincidencia de organismos de las tres regiones. A esta biodiversidad conjunta se suman además los endemismos propios de la zona, resultando una zona de especial interés biológico (Castelló *et al.*, 2001; Guerra-García *et al.*, 2010).

El presente estudio fue llevado a cabo durante los años 2014 y 2015 en la zona submareal, a 50m de la costa en la Bahía Sur de Ceuta y a una profundidad media de 15 metros (Figura 1). En cuanto a su orientación, el litoral de Ceuta se divide en dos sectores bien diferenciados: Bahía Norte (litoral expuesto al estrecho de Gibraltar) y Bahía Sur.

Mientras que la Bahía Norte alberga una comunidad marina influenciada por las aguas del océano Atlántico, en la Bahía Sur encontramos una comunidad típicamente mediterránea. Ésta variación se debe en su mayor parte a los procesos hidrodinámicos, de dirección y sentido relativamente constantes, que ocurren normalmente en la Bahía Sur bajo la influencia de la corriente superficial del estrecho (Béranger *et al.*, 2005, observaciones propias).

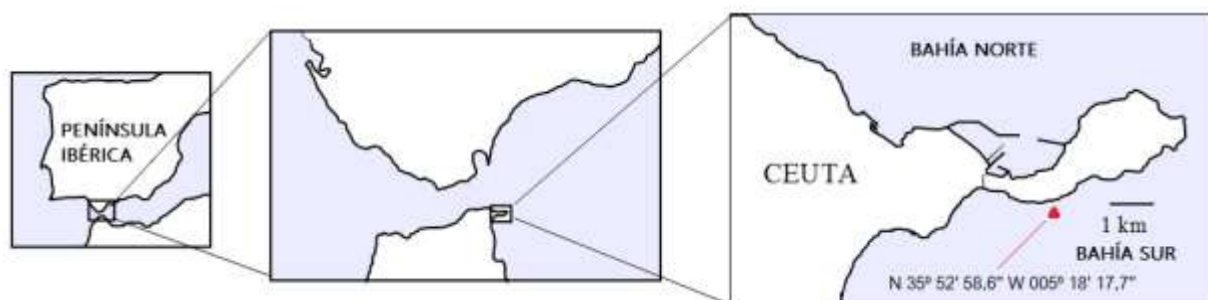


Figura 1: Localización de la zona de estudio

A nivel geológico, la zona en la que fueron depositados los módulos de estudio pertenece a la unidad de Tizgarine del complejo Alpujarride, formado por esquistos de grano fino (Bouybaouene *et al.*, 1999; Pineda *et al.*, 2013).

3.2 Materiales de estudio

Para comprobar el grado de asentamiento temprano de la comunidad se eligieron cinco sustratos rocosos diferentes: Arenisca (A) de origen sedimentario biogénico, con numerosos restos de organismos calcáreos. Caliza (Ca) calcárea, en un punto de diagénesis (proceso de compactación y cementación de los sedimentos) más avanzado. Cemento portland tipo II (Ce) de origen antropogénico, resultado de la cementación de silicatos y carbonatos por hidratación. Gabro (G) de origen ígneo plutónico, formado por pequeños cristales muy compactados. Y Pizarra (P) metamórfica, formada por sedimento de grano fino.

Esquistos de origen metamórfico conforman el sustrato natural de la zona de estudio “Ctrl”, aunque la zona de Ceuta se caracteriza por ser de elevada heterogeneidad en cuanto a su composición geológica (Bouybaouene *et al.*, 1999; Pineda *et al.*, 2013).

Para eliminar las diferencias en heterogeneidad a macro-escala entre los materiales se grabó el mismo patrón sobre cada sustrato, como se puede observar en la Figura 2.

3.3 Diseño experimental

Los cinco tipos de sustrato estudiados se incluyeron sobre un módulo artificial de 1 metro x 45 centímetros (Figura 2). Cada material está representado sobre el módulo artificial por dos losetas de 17cm x 17cm. El área total estudiada para cada material es de 0,52m² y el total de área estudiada 3,12m², teniendo en cuenta los nueve módulos fondeados.

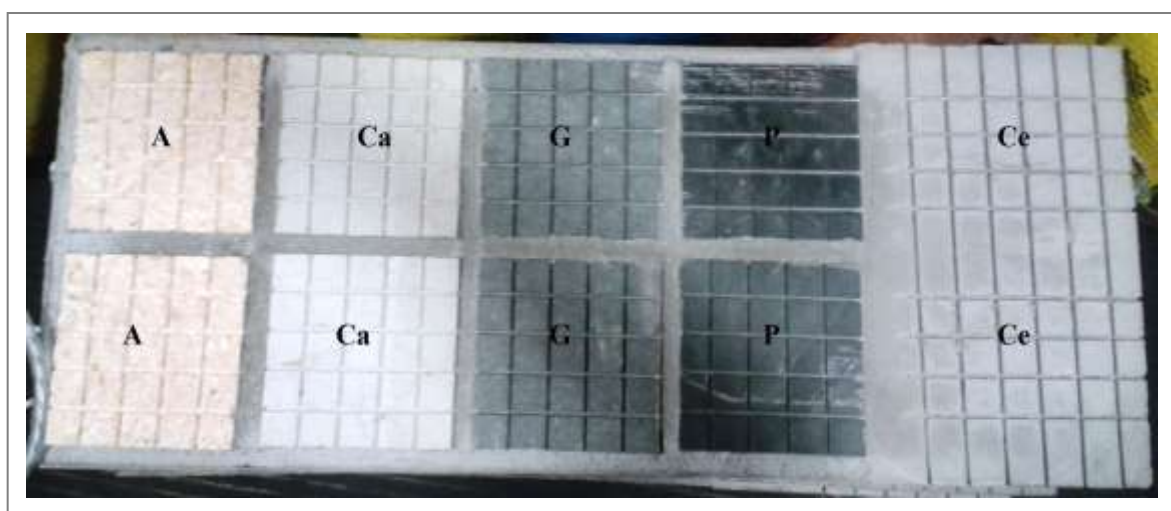


Figura 2: Uno de los módulos que fueron fondeados en la zona de estudio. “A”=Arenisca, “Ca”=Caliza, “G”=Gabro, “P”=Pizarra y “Ce”=Cemento.

Cada uno de los nueve módulos fue fondeado a 15 (± 2) metros de profundidad en la zona descrita en el apartado 2.1. Se colocaron horizontalmente (de 0 a 20°) sobre el fondo en grupos de tres, sobre tres sitios diferentes separados de 10 a 20 metros entre sí.

El fondeo se realizó el 1 de Junio de 2014. Dos meses tras el fondeo se empezó el seguimiento fotográfico a los módulos, asignando aleatoriamente una zona control “Ctrl” sobre el sustrato rocoso natural adyacente, respetando la misma orientación y dimensiones que el área de estudio asignada a cada material (Preskitt *et al.*, 2004; Dumas *et al.*, 2009).

El seguimiento se realizó mediante fotografía submarina cada dos meses durante el periodo de un año. Éstos son: Año 2014: 1-Agosto (Ago), 2-October (Oct), 3-Diciembre (Dic); Año 2015: 4-Febrero (Feb) y 5-Mayo (May). Para el seguimiento fotográfico se utilizó una cámara compacta de la marca OLYMPUS modelo TG-3 dotada con un foco externo. Las fotografías se realizaron mediante buceo autónomo, obteniendo una imagen por cada placa situada en los módulos así como del área asignada a la zona control. En total se obtuvieron 108 fotos por muestreo, 18 fotografías de cada material.

Para la identificación de especies se utilizó entre otros la Carta Bionómica de Ceuta, donde se describen y cartografían las principales comunidades marinas presentes en los fondos del litoral ceutí (Uriz, 1986; Fletcher, 1987; Ruiz-Tabares *et al.*, 2003; Cabrioc'h *et al.*, 2006; García-Gómez, 2007).

La cobertura de cada foto obtenida fue cuantificada con el software CPCe (Kevin *et al.*, 2005), delimitando una cuadrícula de 17x17cm para cada fotografía y proyectando sobre ésta 50 puntos al azar. Para optimizar el esfuerzo de muestreo se eligieron cinco fotografías al azar sobre las que se proyectaron 10, 20, 30, 40, 50, 75 y 100 puntos de forma aleatoria, resultando en todos los casos 50 el número mínimo de puntos necesarios para que el que más del 90% de las especies presentes en la foto se vieran representadas (Drummond *et al.*, 2005, Pante *et al.*, 2012). Para *Eunicella singularis*, cuya cobertura no superó el 3% en ningún caso, se realizó por separado un conteo de individuos para minimizar la tasa de error (Dumas *et al.*, 2009).

3.4 Tratamiento estadístico

Debido a los temporales que ocurrieron durante el periodo de estudio se voltearon tres módulos, los cuales fueron recolocados en su sitio durante los muestreos de Diciembre, Febrero y Mayo. El volteo de los módulos se tradujo en una pérdida drástica de cobertura, número de especies y diversidad sobre los mismos. Los módulos volteados fueron

encontrados en las siguientes fechas y sitios de muestreo: Sitio 1, módulo 2: Diciembre, Febrero y Mayo. Sitio 2, módulo 1: Febrero. Sitio 3, módulo 2: Febrero.

Las diferencias entre módulos debidas al volteo de los mismos provocaron un aumento de las varianzas que resultó en la introducción de perturbaciones en los datos. Al haberse volteado un módulo en cada sitio se decidió eliminar estos módulos del estudio para todas las fechas, por lo que realizamos el estudio sobre seis módulos en lugar de nueve, teniendo en cuenta dos módulos por sitio. Al haber eliminado estos módulos carecemos de replicación suficiente en cada sitio, por lo que se decidió eliminar también el factor SITIO, el cual no aporta información importante en cuanto a las diferencias entre los diferentes materiales experimentales.

El estudio univariante fue realizado sobre el número de especies y diversidad de Shannon. Se realizó un ANOVA de medidas repetidas (RM-ANOVA) (Pardo *et al.*, 2006) considerando dos factores: FECHA (factor intra-sujeto; 5 niveles: “Ago”, “Oct”, “Dic”, “Feb” y “May”) y MATERIAL (factor inter-sujeto; 5 niveles: “A”, “Ca”, “Ce”, “G” y “P”). Se utilizó el test de esfericidad de Mauchly para verificar la igualdad de varianzas entre las diferentes fechas. Las comparaciones por pares se realizaron utilizando la corrección de Bonferroni y las agrupaciones se llevaron a cabo mediante el test post-hoc Student-Newman-Keuls (SNK).

Dado que la cobertura sobre los módulos está representada principalmente por especies vegetales se decidió representar la evolución de los diferentes grupos algales sobre cada uno de los materiales experimentales, así como sobre el material control. Paralelamente se realizaron análisis univariantes (RM-ANOVA) sobre la cobertura de cada grupo de algas para determinar si existían diferencias entre cada uno de los materiales experimentales.

La comunidad fue analizada mediante análisis multivariante utilizando la cobertura de especies. Se realizaron cinco agrupaciones MDS, una por cada fecha, aplicando el índice de similaridad de Bray-Curtis y realizando el test de agrupación SIMPROF para diferenciar entre grupos homogéneos. Para el análisis permutacional de varianzas de medidas repetidas (RM-PERMANOVA) se aplicó la desviación binomial.

Se hicieron también correlaciones de Pearson para el grado de sedimentación frente a la cobertura de *Lithophyllum incrustans* sobre los módulos y para la cobertura de algas cespitosas frente al número de individuos de *Eunicella singularis* (Balata *et al.*, 2004; Linares *et al.*, 2012).

Para el análisis de los resultados se utilizaron dos paquetes estadísticos: SPSS y PRIMER-6 + PERMANOVA (Anderson *et al.*, 2008), transformando los datos con raíz cuadrada o raíz cuarta cuando se consideró necesario.

4. RESULTADOS

4.1 Sustrato experimental frente a la roca natural

Se detectaron un total de 47 especies bentónicas sésiles entre los nueve módulos y la zona control, de las cuales 42 (89%) aparecieron sobre el sustrato artificial (Tabla 1). De las 27 especies pertenecientes al macrofitobentos cuantificadas en la zona natural, el 100% apareció sobre los módulos en el periodo de un año tras la colocación de los mismos; mientras que 9 de 15 (60%) de las especies animales de la zona control se establecieron sobre las placas en ese mismo tiempo.

Cinco de las especies animales encontradas sobre los módulos no aparecieron en la zona control, aunque su presencia fue observada en la zona de estudio. Dos de estas especies son típicas de ambientes esciáfilos y se fijaron a los módulos después de que fuesen volteados por los temporales de invierno. De las especies animales encontradas, Poríferos, Cnidarios y Ascidiáceos fueron los grupos peor representados sobre el sustrato artificial en el periodo de un año.

Tabla 1: Especies presentes sobre los sustratos artificiales (A=Arenisca, Ca=Caliza, Ce=Cemento, G=Gabro, P=Pizarra) y el sustrato natural (Ctrl)

	Spp.	A	Ca	Ce	G	P	Ctrl
Rodophyceae	<i>Asparagopsis taxiformis</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Gelidium sp.</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Ceramium sp.</i>	+	+		+	+	+
	Algas rojas filamentosas	+	+	+	+	+	+
	<i>Plocamium cartilagineum</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Peyssonnelia rosa-marina</i>	+	+	+		+	+
	<i>Amphiroa rigida</i>	+	+	+		+	+
	<i>Lithophyllum expansum</i>				+		+
	<i>Lithophyllum incrustans</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Mesophyllum alternans</i>					+	+	
Clorophyceae	<i>Bryopsis plumosa</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Caulerpa racemosa</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Valonia sp.</i>	+			+		+
	<i>Ulva sp.</i>	+	+				+
	Algas verdes filamentosas	+	+	+	+	+	+
Phaeophyceae	<i>Carpomitra sp.</i>	+				+	+
	<i>Colpomenia sinuosa</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Cystoseira sp.</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Sargassum sp.</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Dictyota sp.</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Halopteris sp.</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Aglaozonia sp.</i>	+	+	+	+	+	+
	Otras feofíceas	+	+	+	+	+	+
	<i>Padina pavonica</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Phyllariopsis sp.</i>		+				+
	<i>Sporochnus sp.</i>	+	+		+	+	+
Bryozoa	<i>Bugula sp.</i>	+					+
	<i>Myriapora truncata</i>						+
	<i>Schizobrachiella sanguinea</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Sertularella sp.</i>		+				+
Tunicata	<i>Aplidium elegans</i>		+	+		+	
	<i>Clavelina dellavallei</i>	+			+		
	<i>Stolonica socialis</i>			+			+
	<i>Polycitor adriaticum</i>						+
Porifera	<i>Anchinoe fictitius</i>						+
	<i>Cliona sp.</i>						+
	<i>Crambe crambe</i>	+	+			+	+
	<i>Ircinia sp.</i>						+
	<i>Leucosolenia sp.</i>		+	+			
	<i>Dysidea sp.</i>			+			+
Polychaeta Cnidaria	<i>Alcyonium acaule</i>						+
	<i>Clavularia ochracea</i>					+	+
	<i>Eunicella singularis</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Filograna implexa</i>		+	+		+	
Sabélidos	<i>Spirorbis sp.</i>	+	+	+	+	+	+
	<i>Spirorbis sp.</i>	+	+	+	+	+	+
	Sabélidos	+	+	+	+	+	+

4.2 Análisis univariantes

La cobertura sobre los módulos (Tabla 2) muestra diferencias entre fechas, aumentando entre agosto y octubre (periodo otoñal) y entre febrero y mayo (periodo primaveral), mientras que se mantiene constante sin mostrar diferencias significativas durante los meses de invierno (octubre – diciembre – febrero). También encontramos diferencias entre los diferentes materiales artificiales: la arenisca muestra mayor cobertura bentónica que gabro y cemento de una forma significativa. Pizarra y caliza, con cobertura intermedia entre éstos, no muestran diferencias con ninguno de los dos grupos.

Tabla 2: Resultados del RM-ANOVA y comparación por pares de la cobertura (A=Arenisca, Ca=Caliza, Ce=Cemento, G=Gabro, P=Pizarra) (Ago=1, Oct=2, Dic=3, Feb=4, May=5).

Las líneas bajo los materiales representan grupos homogéneos según el test SNK. “A” tiene mayor diversidad que “G” y “Ce”, mientras “Ca” y “P” se encuentran en un punto intermedio, sin diferencias significativas con el resto de materiales. Otra forma de representar las diferencias de cobertura entre materiales sería: $A > (G = Ce)$.

COBERTURA				
Factores intra-sujetos				
Origen de la variación	Traza de Pillai	F	p	Comparación por pares
FECHA	0.703	30.833	<0.001	FECHA
FECHA*MATERIAL	0.362	1.369	0.159	Ago<(Oct=Dic=Feb)<May p<0.01
Test de Mauchly p>0.05				
Factores inter-sujetos				
Origen de la variación	Media cuadrática	F	p	Comparación por pares
MATERIAL	0.295	3.082	<0.05	MATERIAL A, Ca, P, G, Ce# p<0.05

Respecto al número de especies, el RM-ANOVA realizado muestra un aumento significativo para los periodos de otoño (Ago<Oct) y primavera (Feb<May). Se observa una disminución progresiva en el número de especies durante el periodo de octubre a febrero, coincidiendo con los temporales de invierno. Para el factor MATERIAL no aparecen diferencias significativas en el número de especies (Tabla 3).

Tabla 3: Resultados del RM-ANOVA y comparación por pares del número de especies para los factores intra e inter-sujetos (A=Arenisca, Ca=Caliza, Ce=Cemento, G=Gabro, P=Pizarra) (Ago=1, Oct=2, Dic=3, Feb=4, May=5).

Ordenación de las diferentes fechas de muestreo por: **a)** Orden cronológico y **b)** De menor a mayor número de especies. Las líneas bajo los materiales representan agrupaciones homogéneas dadas por el test SNK.

RIQUEZA ESPECÍFICA				
Factores intra-sujetos				
Origen de la variación	Traza de Pillai	F	p	Comparación por pares
FECHA	0.840	68.216	<0.001	FECHA# p<0.05
FECHA*MATERIAL	0.233	0.850	0.628	a) Ago<(Oct=Dic=Feb)<May b) Ago, Feb, Dic, Oct, May
Test de Mauchly p>0.05				
Factores inter-sujetos				
Origen de la variación	Media cuadrática	F	p	
MATERIAL	3.447	2.208	0.08	

El RM-ANOVA para la diversidad de Shannon (H') sobre los módulos nos muestra diferencias significativas en los factores intra-sujetos FECHA y FECHA*MATERIAL (Tabla 4). La diversidad para el factor FECHA aumenta durante los periodos de otoño y primavera (Ago<Oct y Feb<May; $p<0.05$). Durante el periodo invernal observamos una pérdida significativa de diversidad entre diciembre y febrero. En el test de comparación por pares no se observan diferencias significativas entre los meses de agosto y febrero para la diversidad de Shannon, mostrándose “Feb” como una de las fechas con menor diversidad y número de especies sobre los módulos debido a las alteraciones invernales. De cualquier modo, durante la primavera se produce la subida más destacada y mayo es el mes que muestra mayor diversidad ($p<0.05$).

Para la interacción FECHA*MATERIAL, los materiales experimentales presentan diferencias entre sí únicamente en los meses de diciembre y febrero, siendo “Ce” el material que menor diversidad presenta en diciembre y “G” en febrero (Tabla 4 y Figura 4).

Para los factores inter-sujetos encontramos diferencias significativas en la diversidad para el factor MATERIAL, mostrando en la comparación por pares dos grupos separados por el test SNK: A=Ca=P > Ce=G ($p<0.05$) (Tabla 4).

Tabla 4: Resultados del RM-ANOVA y comparación por pares de la diversidad de Shannon (H') para los factores intra e inter-sujetos (A=Arenisca, Ca=Caliza, Ce=Cemento, G=Gabro) (Ago=1, Oct=2, Dic=3, Feb=4, May=5).

Ordenación de las diferentes fechas de muestreo por: **a)** Orden cronológico y **b)** De menor a mayor diversidad. ## La interacción FECHA*MATERIAL está representada gráficamente en la Figura 4. ### Las líneas bajo los materiales representan grupos homogéneos según el test SNK. Otra forma de representar las diferencias de diversidad entre estos materiales sería: (A=Ca=P) > G. En este caso, el cemento se encuentra en un punto intermedio, sin diferencias significativas con uno u otro grupo.

DIVERSIDAD (H')				
Factores intra-sujetos				
Origen de la variación	Traza de Pillai	F	p	Comparación por pares
FECHA	0.757	40.550	<0.001	FECHA# p<0.05
FECHA*MATERIAL	0.561	2.272	<0.01	a) Ago<(Oct=Dic)>Feb<May b) (Ago=Feb)<(Oct=Dic)<May
Test de Mauchly p>0.05				
FECHA*MATERIAL##				
Dic: (A=Ca=P=G)>Ce p<0.05				
Feb: <u>A, Ca, P, Ce, G###</u> p<0.05				
MATERIAL*FECHA##				
A: Ago<(Oct=Dic=Feb=May) p<0.05				
Ca y P: Ago<(Oct=Dic=Feb)<May p<0.05				
Ce: (Ago=Oct=Dic=Feb)<May p<0.05				
G: (Ago=Oct=Dic)>Feb<May p<0.05				
Factores inter-sujetos				
Origen de la variación	Media cuadrática	F	p	Comparación por pares
MATERIAL	0.516	11.590	<0.001	MATERIAL (A=Ca=P)>(Ce=G)

Los resultados del RM-ANOVA para la cobertura de los diferentes grupos de algas sobre los sustratos experimentales se muestran en la Tabla 5, y la representación gráfica de la evolución de la misma en los materiales experimentales y en la roca natural se muestra en la Figura 5.

De entre los diferentes grupos de algas, las Clorofíceas (principalmente filamentosas) son las primeras en colonizar los módulos durante los dos primeros meses tras el fondeo (Ago), aunque su cobertura disminuye rápidamente mientras aumenta la cobertura de rodofíceas y feofíceas durante los meses siguientes, siendo las feofíceas el grupo dominante al final estudio. La cobertura de algas calcáreas incrustantes (formada casi exclusivamente por *Lithophyllum incrustans*) aumenta más lentamente, mostrando generalmente un máximo de cobertura para los meses de Dic y Feb.

Encontramos diferencias significativas entre caliza y cemento (p<0.05) para las Feofíceas. De entre las feofíceas: *Colpomenia sinuosa*, *Cystoseira sp.*, *Sargassum sp.* y *Halopteris sp.* son

las que mayor cobertura presentan. En el grupo de las clorofíceas, representado principalmente por algas verdes filamentosas, arenisca y caliza muestran una cobertura significativamente mayor que gabro y pizarra ($p < 0.01$).

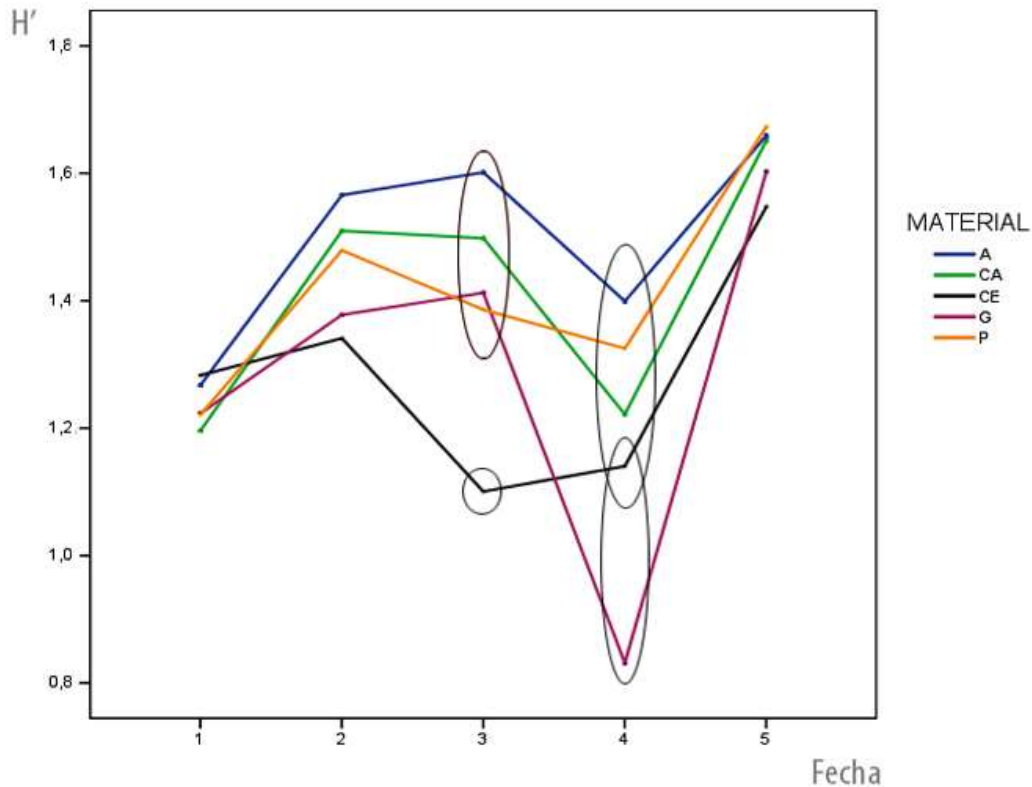


Figura 4: Representación de las medias marginales estimadas de la diversidad de Shannon para las diferentes fechas de muestreo. (A=Arenisca, Ca=Caliza, Ce=Cemento, G=Gabro, P=Pizarra) (1=Ago, 2=Oct, 3=Dic, 4=Feb, 5=May). Los materiales que presentan diferencias significativas para la interacción FECHA*MATERIAL han sido circundados en grupos homogéneos según los resultados de la Tabla 4 ($p < 0.05$).

Tabla 5: Resultados del RM-ANOVA y comparación por pares de la cobertura de los principales grupos de algas sobre los módulos para el factor inter-sujeto MATERIAL.

Pruebas por grupos de los efectos inter-sujetos					
Origen de la variación	gl	Media cuadrática	F	p	Comparación por pares
Clorofíceas	4	101,819	7,649	<0,001	[(A=Ca)>(G=P)]=Ce p<0.01
Rodofíceas	4	32,352	1,098	0,364	
Feofíceas	4	84,481	3,404	<0,05	Ca>Ce p<0.05
Algas calcáreas	4	16,094	1,794	0.139	

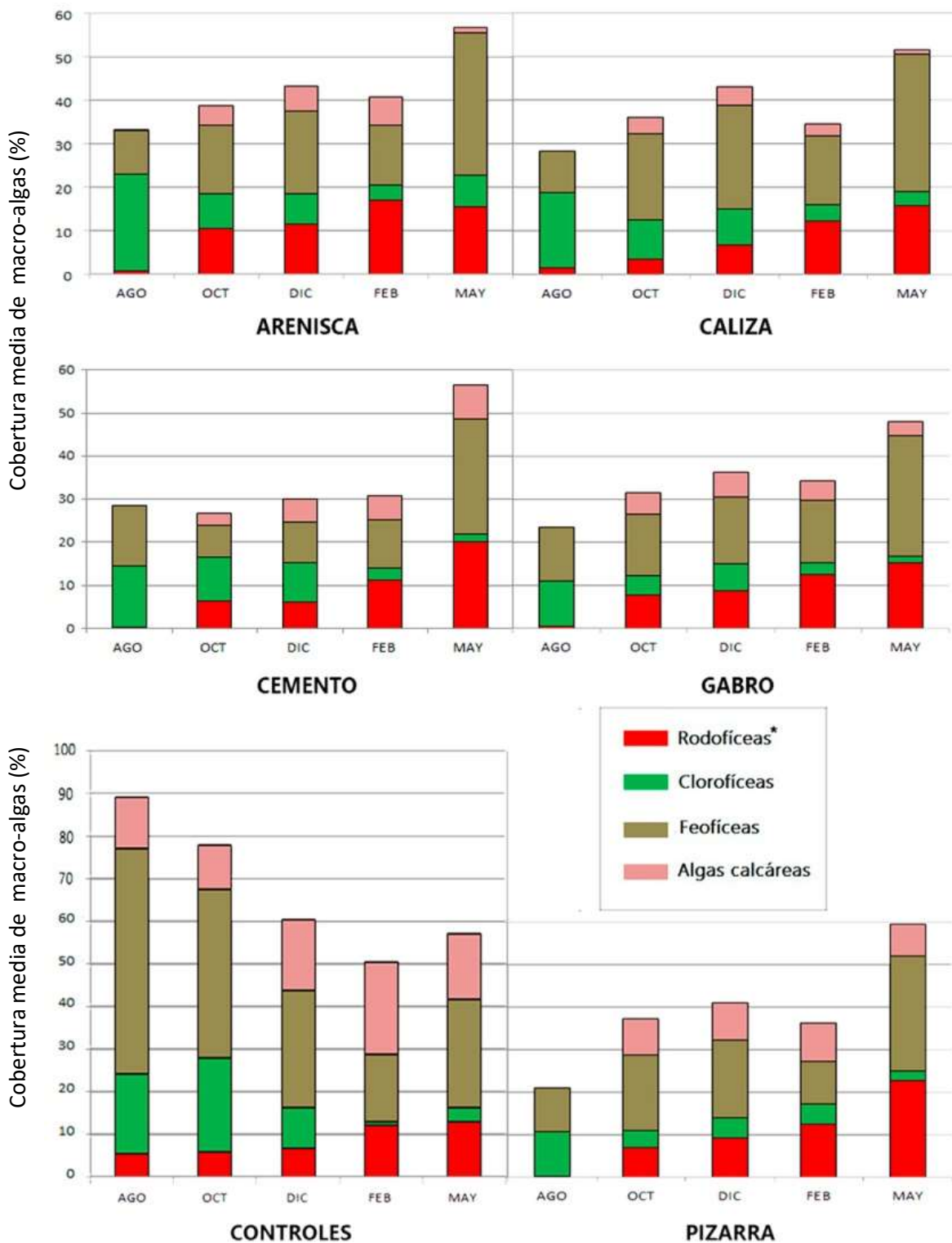


Figura 5: Evolución de la cobertura media para los diferentes grupos de macroalgas a lo largo del tiempo sobre cada uno de los materiales experimentales y la roca natural de la zona control.

*Las algas calcáreas fueron separadas del grupo de las Rodofíceas y consideradas aparte.

4.3 Análisis multivariantes

El análisis “MDS” realizado mes a mes sobre la comunidad refleja la aproximación a lo largo del tiempo de las poblaciones sobre los sustratos experimentales con las establecidas en sustrato natural (Figura 3).

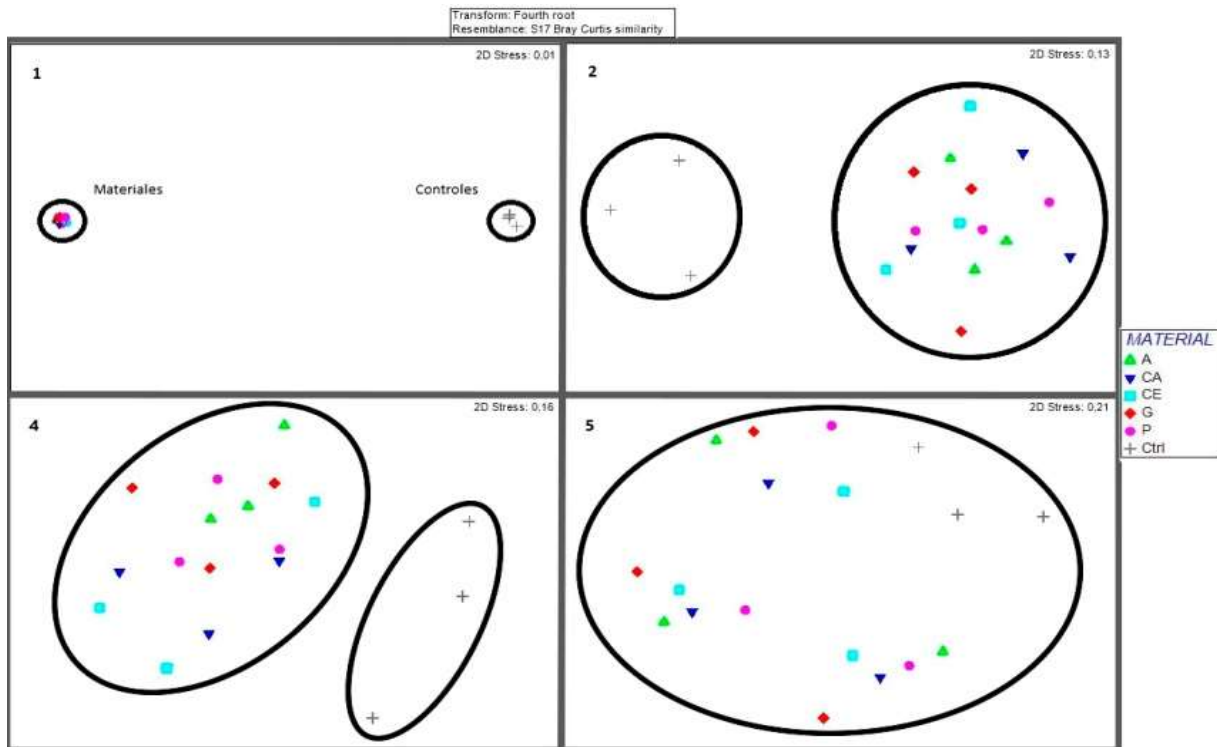


Figura 3: Gráficos MDS sobre la cobertura de especies de materiales y controles por sitio en las fechas 1 (Ago), 2 (Oct), 4 (Feb) y 5 (May). El mes 3 (Dic) no aparece en la gráfica, ya que muestra una agrupación muy similar a 4 (Feb). Los diferentes grupos indicados son distintos significativamente según el test SIMPROF.

Los resultados del PERMANOVA de medidas repetidas (RM-PERMANOVA) sobre la cobertura de las especies muestran diferencias para los factores FECHA y MATERIAL. No hubo diferencias significativas para la interacción FECHA*MATERIAL (Tabla 6).

Los resultados muestran que la comunidad varía sobre cada tipo de sustrato. Para el factor MATERIAL, pizarra y cemento, así como pizarra y gabro fueron los únicos materiales que no mostraron diferencias significativas entre sí ($p > 0.05$). Con respecto a FECHA, todas las fechas son diferentes entre sí, mostrando la comunidad una gran variabilidad a lo largo del tiempo.

Tabla 6: Resultados del RM-PERMANOVA y comparación por pares sobre la comunidad.

RM-PERMANOVA				
Contrastes multivariados	Df	Pseudo-F	p	Comparación por pares
FECHA	4	59.019	<0.001	FECHA #
MATERIAL	4	3.464	<0.001	Ago≠Oct≠Dic≠Feb≠May
FECHA*MATERIAL	16	1.229	0.144	MATERIAL # Ce=P, G=P

Transformación: Raíz cuadrada

4.4 Correlaciones

Como resultado del estudio de correlaciones se registró una relación negativa entre el grado de sedimentación (medido como cobertura de sedimento) y la cobertura de *Lithophyllum incrustans*, así como entre la cobertura de algas cespitosas y el número de individuos de *Eunicella singularis* reclutados sobre los módulos (Figura 6).

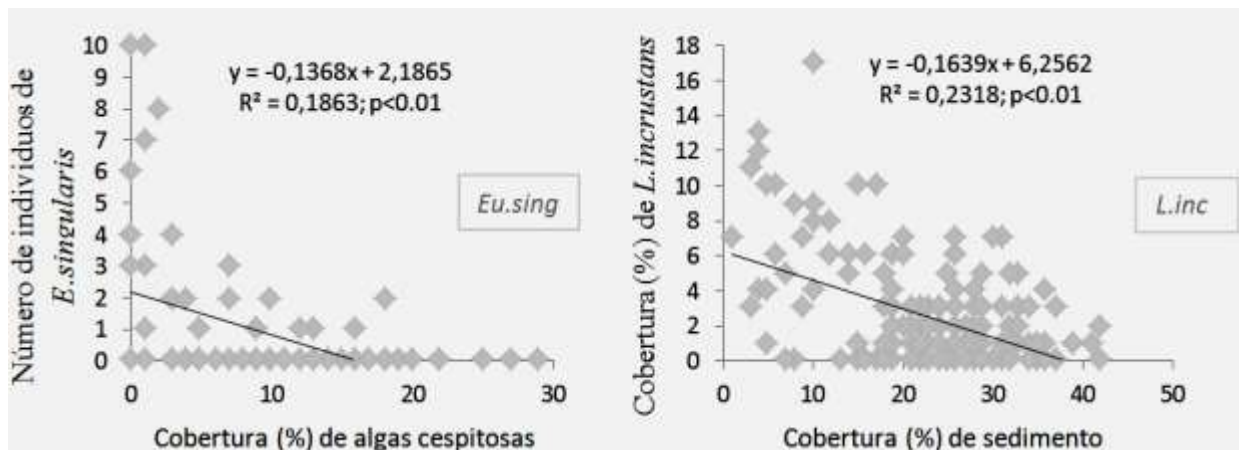


Figura 6: Correlaciones realizadas sobre las placas de los módulos, independientemente del material, para: A) la cobertura de algas cespitosas y el número de individuos de *Eunicella singularis* y B) el grado de sedimentación y la cobertura de *Lithophyllum incrustans*

5. DISCUSIÓN

5.1 Desarrollo de la comunidad sobre los módulos

Durante la colonización temprana del sustrato, la comunidad se caracteriza por una rápida evolución temporal en la que las especies dominantes se suceden en constante cambio. Esta sucesión ecológica que acontece sobre los módulos es el resultado de la interacción compleja de numerosos factores. Sin embargo las especies pioneras son en todo caso estrategias de la *r* mientras que las especies estrategias de la *k* aparecen de forma tardía y con escasa cobertura durante el periodo de estudio. En el marco de la sucesión ecológica es de esperar que la evolución de la comunidad continúe a lo largo del tiempo hasta llegar a un punto de equilibrio o madurez más estable (Connell *et al.*, 1977; Walker, 2005).

Las algas verdes filamentosas fueron las especies pioneras sobre los módulos, debido a su habilidad de reproducirse vegetativamente y a su tolerancia ambiental, (Antoniadou *et al.*, 2010). Las algas filamentosas son rápidamente desplazadas por el alga parda *Colpomenia sinuosa*, especie de ciclo anual que alcanza su periodo de mayor biomasa en sustrato natural durante la primavera (Hereu *et al.*, 2008). Probablemente la ausencia de competidores sobre el sustrato artificial llevó a *C.sinuosa* a ser la especie dominante sobre los módulos en el muestreo de octubre, ya que el espacio disponible suele ser el factor limitante principal en ambientes bentónicos marinos (Jackson, 1977). *C.sinuosa* desaparece pronto debido a las condiciones ambientales imperantes durante los meses de invierno y su presencia es escasa durante muestreos posteriores. Durante el invierno encontramos mayoritariamente algas perennes como *Halopteris sp.*, con una velocidad de colonización menor a la de las especies pioneras, pero con una tolerancia mayor a los cambios estacionales (Hereu *et al.*, 2008).

En el caso del coral *Eunicella singularis*, el máximo número de individuos se registra en el mes de mayo. Sin embargo, el periodo de reclutamiento de esta especie se data para los meses de primavera a otoño (Weinberg *et al.*, 1979; Ribes *et al.*, 2007). Por lo tanto es probable que los individuos observados reclutaran durante los primeros meses de estudio, pero debido a su crecimiento más lento fuesen detectados varios meses después.

El reclutamiento y supervivencia de los individuos de *E.singularis* se vio afectado negativamente por la cobertura de algas cespitosas, en concordancia con los resultados obtenidos por Linares *et al.*, 2012. En este caso las algas cespitosas actúan negativamente sobre la presencia de *E.singularis*, pero también podemos encontrar especies pioneras que

actúen como facilitadoras en el contexto de la sucesión ecológica (Pawlik, 1992; Bruno *et al.*, 2003). De este modo las primeras especies asentadas pueden condicionar la evolución de la comunidad desde las primeras etapas de colonización micro- y macroscópica (Connel *et al.*, 1977; Kirchman *et al.*, 1981; Hadfield, 1984; Walker, 2005) y las variaciones en la comunidad bentónica observadas entre materiales durante etapas tempranas pueden repercutir sobre la comunidad en etapas posteriores.

El grado de sedimentación en la zona de estudio está igualmente correlacionado negativamente con el grado de cobertura del alga calcárea *Lithophyllum incrustans*. Un alto grado de sedimentación afecta negativamente al reclutamiento y supervivencia de muchos de los organismos bentónicos de sustrato duro (Balata *et al.*, 2004). El agua cargada de partículas provoca abrasión superficial en la roca, y el aterramiento por sedimentos conlleva a una reducción del aporte de luz, oxígeno, nutrientes y de sustrato firme colonizable (Airoldi, 1998, 2003). El grado de sedimentación sobre estructuras artificiales puede reducirse aumentando la inclinación de su superficie con respecto al plano horizontal, y aunque no se han observado experimentalmente mayores coberturas algales asociadas a un aumento de inclinación en estructuras artificiales (Falace *et al.*, 2002) aún existe escaso conocimiento en esta área.

Como curiosidad mencionaremos que las boyas de señalización, que indicaban a media agua la posición de los módulos, tuvieron una velocidad de colonización y cobertura de especies animales mucho mayores que los módulos fondeados. Esto es debido a que las boyas de plástico estaban más expuestas al embate de las corrientes marinas y, por consiguiente, a un mayor aporte larvario y disponibilidad de nutrientes que la superficie de los módulos, dispuestos horizontalmente sobre el fondo. Éste efecto ocurre en un gran número de estructuras marinas tanto naturales como artificiales y resalta la importancia de una correcta localización y orientación en estructuras artificiales que persigan fines ecológicos (Crisp, 1974; Airoldi *et al.*, 1997; García-Gómez, 2004; Firth *et al.*, 2014). Cabe resaltar sin embargo que las especies asentadas sobre las boyas eran especies que reclutan bien sobre sustratos lisos, como *Aplidium sp.*, *Bugula sp.* o *Balanus sp.*

Sobre los módulos artificiales fondeados, la comunidad temprana en desarrollo muestra mayores diferencias de cobertura y diversidad entre tipos de sustrato durante el invierno que en los meses cálidos. Esto sugiere, en concordancia con algunos estudios previos, que las características del sustrato cobran mayor importancia bajo determinadas condiciones

ambientales (Bavestrello *et al.*, 2000; Green *et al.*, 2012). Los seguimientos que se realicen durante los próximos años confirmarán si este patrón se mantiene en nuestro estudio, o por el contrario es un suceso estocástico.

5.2 Características del sustrato que afectan a la comunidad

Los motivos más frecuentes por los que las estructuras artificiales marinas no suelen mostrar los mismos niveles de diversidad que el sustrato natural son la pérdida de superficie en paredes verticales, alteraciones en la incidencia de luz debido a la orientación, diferencias en la heterogeneidad espacial o cambios en el hidrodinamismo. Sin embargo la interacción entre todos los factores que afectan el establecimiento de la comunidad será determinante en su evolución a lo largo del tiempo (Walters *et al.*, 1996; Guichard *et al.*, 1998; Connell *et al.*, 1998; García-Gómez, 2004; Espinosa *et al.*, 2011; Firth *et al.*, 2014).

En nuestro estudio, las especies con mayores coberturas son especies estrategas de la r, de asentamiento temprano, y que se muestran generalistas también para el tipo de sustrato. Estas especies son en nuestro caso las pertenecientes al grupo de las algas, principalmente las especies dotadas con estrategias de dispersión y crecimiento rápidos (Hereu *et al.*, 2008; Antoniadou *et al.*, 2010). El grado de cobertura sobre los módulos es mayor sobre arenisca, lo cual podría estar relacionado con la rugosidad. Una mayor rugosidad a microescala permitiría un mayor asentamiento larvario y una mayor adhesión al sustrato, lo cual podría ser determinante en etapas tempranas para alcanzar una mayor cobertura bentónica (Fletcher *et al.*, 1992; Bourget *et al.*, 1994; Firth *et al.*, 2014).

Debido a las características ecológicas de la comunidad asentada sobre los módulos, no encontramos diferencias significativas para el número de especies entre los diferentes materiales. Sin embargo arenisca, caliza y pizarra muestran una diversidad significativamente mayor que cemento y gabro. En la zona biogeográfica en la que se llevó a cabo el estudio podemos encontrar sustratos calcáreos muy similares a nuestra arenisca, caliza y pizarra (Pineda *et al.*, 2013). Aunque la presencia de sustrato de origen ígneo es escasa, no encontrando este tipo de sustrato hasta la zona de Cabo de Gata, a unos 250km del lugar en el que se desarrolló el estudio (Pineda *et al.*, 1983). El cemento, al ser un material antropogénico, tampoco es un sustrato común en los fondos marinos. La adaptación de las comunidades al tipo de sustrato natural dominante en las proximidades de la zona de estudio podría tener cierta relación con los resultados observados, aunque es probable que también intervengan otras características del sustrato como la rugosidad o la composición química

(como el contenido en carbonatos y silicatos) (Bavestrello *et al.*, 2000; Faimali *et al.*, 2004; Guidetti *et al.*, 2004; Firth *et al.*, 2014). De cualquier modo serán necesarios nuevos estudios para profundizar en el conocimiento de los factores que causan las diferencias observadas.

La cobertura de clorofíceas, concentrada mayoritariamente en los primeros meses de estudio, muestra unas diferencias que se relacionan con el color: [arenisca y caliza (claros) > pizarra y gabro (oscuros)]. En este caso podríamos estar incurriendo en un error metodológico. Dado que el estudio de la cobertura se realiza sobre fotografía submarina, el color verde semitransparente de las algas filamentosas que conforman mayoritariamente la cobertura de las clorofíceas resalta fácilmente sobre un fondo blanco, mientras que es difícilmente perceptible sobre un fondo negro. Esto nos impide asegurar que haya diferencias en el grupo de las clorofíceas para los diferentes materiales. Recomendamos por tanto tomar precauciones si queremos estudiar el rol de sustratos de diferente color sobre la cobertura de algas filamentosas mediante fotografía submarina.

El análisis de imagen tiene además la limitación de subestimar la cobertura de organismos bentónicos que se desarrollan bajo otros de estructura tridimensional, los cuales ejercen un efecto de “sombra”. Para subsanar este error se pueden utilizar otros métodos, como la cuantificación *in situ* mediante el conteo de subcuadrículas (Dethier *et al.*, 1993; Guerra-García *et al.*, 2011). Sin embargo son métodos poco eficientes en nuestro caso, ya que consumen un mayor número de recursos y tiempo.

6. CONCLUSIÓN

Los resultados de este trabajo delatan que arenisca biogénica (en cuanto a cobertura y diversidad) y caliza y pizarra (en cuanto a diversidad) muestran una mayor valencia ecológica que gabro y cemento. El tipo de material podría añadirse por lo tanto a los factores (menor superficie, diferencias en heterogeneidad, inclinación, etc.) por los que encontramos menor diversidad y número de especies sobre las construcciones marinas artificiales (Guichard *et al.*, 1998; Connell *et al.*, 1998; García-Gómez, 2004; Espinosa *et al.*, 2011; Firth *et al.*, 2014).

Adicionalmente, las especies invasoras suelen ser por lo general especies tolerantes y estrategias de la *r*, por lo que un sustrato en el que las especies autóctonas recluten y colonicen más lentamente facilitaría el asentamiento de estas especies, influyendo en la mayor

presencia de especies alóctonas observada sobre sustrato artificial (Vaz-Pinto *et al.*, 2014). Cabe destacar como curiosidad que al final de nuestro estudio, de las 7 placas que presentaban cobertura del alga invasora *Asparagosis taxiformis* sobre los módulos, 3 eran de cemento, 3 de gabra y 1 de pizarra.

El cemento es actualmente uno de los materiales que más se utilizan en obras de ingeniería marina en todo el mundo, ya que combina una buena resistencia y densidad junto con un precio asequible (Allen, 1998; García-Gómez, 2004). Por ejemplo, sería inviable realizar una obra de ingeniería marina con un material como la arenisca, ya que su baja densidad afectaría a la estabilidad de la estructura artificial y su baja dureza provocaría una erosión muy rápida de su superficie (Bell *et al.*, 1997; Shifler, 2004).

Sin embargo, se hace patente la necesidad de buscar soluciones a los problemas ecológicos asociados a las estructuras artificiales marinas con el fin de reducir el impacto que éstas ocasionan sobre las comunidades marinas. Estas soluciones podrían pasar por proporcionar un recubrimiento total o parcial de la estructura con un material más adecuado para el asentamiento de las comunidades bentónicas de la zona.

Los resultados observados en nuestro estudio se deben muy probablemente a interacciones complejas entre las diferentes características de cada sustrato, lo cual pone en evidencia la necesidad de profundizar en el conocimiento de la relación sustrato-comunidad. Y aunque el efecto del tipo de sustrato también puede depender del contexto en el que nos encontremos debido a la interacción con otras variables bióticas y abióticas (Fletcher *et al.*, 1992; Bavestrello *et al.*, 2000; Glasby, 2000; Green *et al.*, 2012) es presumible esperar resultados similares en estudios futuros en los que se comparen comunidades incipientes típicamente mediterráneas sobre materiales artificiales de características similares a los aquí estudiados.

Resalta igualmente la importancia de investigar el comportamiento de las diferentes comunidades y organismos frente al sustrato con el fin de adaptar en la medida de lo posible las obras de ingeniería marina a fines de restauración más específicos. Prestando especial interés a las especies más sensibles (García-Gómez, 2007), las cuales serán por lo general más exigentes durante la colonización de un nuevo sustrato.

Mediante la experimentación sobre nuevas obras arquitectónicas de obligada construcción permitiríamos una sustancial mejora de nuestro conocimiento sobre los factores condicionantes en la colonización de diferentes sustratos artificiales, hoy en día limitado. Los

futuros estudios en este campo se deben orientar a la búsqueda de un diseño superficial con finalidad ecológica, que permita en cada caso una colonización más exitosa por parte de la comunidad bentónica y a su vez una mejora en el campo de la ingeniería ecológica.

7. AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer especialmente a mi tutor, el doctor Free Espinosa, por todo el apoyo recibido para la realización de este trabajo. Gracias a él y todas esas personas que han compartido conmigo la ilusión por este proyecto, ya que sin ellos no habría sido posible llevarlo a cabo.

8. BIBLIOGRAFÍA

Airoidi L., Cinelli F., 1997. Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a mediterranean rocky shore. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 215, 269-288 pp.

Airoidi L., 1998. Roles of Disturbance, Sediment Stress, and Substratum Retention on Spatial Dominance in Algal Turf. *Ecology*. 79, 2759-2770 pp.

Airoidi L., 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology*. 41, 161-236 pp.

Aldred N, Ista L.K, Callow M.E, Callow J.A, Lopez G.P, Clare A.S., 2006. Mussel (*Mytilus edulis*) byssus deposition in response to variations in surface wettability. *Journal of The Royal Society Interface*. 3, 37-43 pp.

Allen R.T.L., 1998. Concrete in coastal structures. *Thomas Telford Ltd*. 313 pp.

Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R., 2008. PERMANOVA + for PRIMER. Guide to software and statistical methods. *PRIMER-E, Plymouth*. 214 pp.

Antoniadou C., Voultziadou E., Chintiroglou C., 2010. Benthic colonization and succession on temperate sublittoral rocky cliffs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 382, 145–153 pp.

Balata D., Piazzini L., Cecchi E., Cinelli F., 2004. Variability of Mediterranean coralligenous assemblages subject to local variation in sediment deposition. *Marine Environmental Research*. 60, 403-421 pp.

Bavestrello G., Arillo A., Benatti U., Cerrano C., Cattaneo-Vietti R., Cortesogno L., Gaggero L., Giovine M., Tonetti M., Sarà M., 1995. Quartz dissolution by the sponge *Chondrosia reniformis* (Porifera, Demospongiae). *Nature*, 378, 374-376 pp.

Bavestrello G., Bianchi C.N., Calcinai B., Cattaneo-vietti R., Cerrano C., Morri C., Puce S., Sarà M., 2000. Bio-mineralogy as a structuring factor for marine epibenthic communities. *Marine Ecology Progress Series*. 193, 241-249 pp.

Bell M., Buchanan M., Culbertson J., Dodrill J., Kasprzak R., Lukens R., Tatum W., 1997. Guidelines for marine artificial reef materials. *Gulf States Marine Fisheries Commission*. 123 pp.

- Béranger K., Mortier L., Crépon M., 2005. Seasonal variability of water transport through the Straits of Gibraltar, Sicily and Corsica, derived from a high-resolution model of the Mediterranean circulation. *Progress in Oceanography*. 66, 341-364 pp.
- Bourget E., Deguise J., Daigle G., 1994. Scales of substratum heterogeneity, structural complexity, and the early establishment of a marine epibenthic community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 181, 31-51 pp.
- Bouybaouene M.L., Alami R., Azañón-Hernández J.M., Goffé B., 1999. El metamorfismo de alta presión-baja temperatura en los esquistos de Filali-Benzou (Sébtides, Marruecos): Termobarometría con la asociación cloritoide-granate-fengita. *Geogaceta*. 26, 7-10 pp.
- Bracewell S.A., Robinson L.A., Firth L.B., Knights A.M., 2013. Predicting free-space occupancy on novel artificial structures by an invasive intertidal barnacle using a removal experiment. *Public Library of Science*. 8, e74457.
- Bromley R.G., Heinberg C., 2006. Attachment strategies of organisms on hard substrates: A palentological view. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 232, 429-453 pp.
- Bruno J.F., Stachowicz J.J., Bertness M.D., 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution*. 18, 119-125 pp.
- Burt J., Bartholomew A., Sale P.F., 2011. Benthic development on large-scale engineered reefs: a comparison of communities among breakwaters of different age and natural reefs. *Ecological Engineering*. 37, 191-198 pp.
- Cabrioc'h J., Floc'h J.Y., Toquin A.L., Boudouresque C.F., Meinesz A., Verlaque M., 2006. Guía de las algas del Atlántico y del Mediterráneo. *Ediciones Omega*. 272 pp.
- Caffey H.M., 1982. No effect of naturally-occurring rock-types on settlement or survival in the intertidal barnacle, *Tesseropora Rosea* (Krauss). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 63, 119-132 pp.
- Capellacci S., Battocchi C., Casabianca S., Giovine M., Bavestrello G., Penna A., 2013. Bioavailability of different chemical forms of dissolved silica can affect marine diatom growth. *Marine Ecology*. 34, 103-111 pp.
- Castelló J., Carballo J.L., 2001. Isopod fauna, excluding Epicaridea, from the Strait of Gibraltar and nearby areas (Southern Iberian Peninsula). *Scientia Marina*. 65, 221-241 pp.
- Cattaneo-Vietti R., Albertelli G., Bavestrello G., Bianchi C.N., Cerrano C., Chiantore M., Gaggero L., Morri C., Schiaparelli S., 2002. Can Rock Composition Affect Sublittoral Epibenthic Communities?. *Marine Ecology*. 23, 65-77 pp.
- Cerrano C.A., Arillo A., Bavestrello G., Benatti U., Calcinai B., Cattaneo-Vietti R., Cortesogno L., Gaggero L., Giovine M., Puce S., Sarà M., 1999. Organism-quartz interactions in structuring benthic communities: towards a marine bio-mineralogy?. *Ecology Letters*. 2, 1-3 pp.
- Connell J.H., Slayter R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*. 111, 19-1144 pp.
- Connell J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*. 199, 1302-1310 pp.
- Connell S.D., Glasby T.M., 1998. Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney Harbour, Australia. *Marine Environment Research*. 47, 373-387 pp.
- Crisp D.J., 1974. Factor influencing the settlement of marine invertebrate larvae. En: Chemoreception in Marine Organisms, vol. 1. Grant P.T., Mackie A.M., *Academic Press, London*. 177- 265 pp.
- Dethier M.N., Graham E.S., Cohen S., Tear L.M., 1993. Visual versus random-point percent cover estimations: 'objective' is not always better. *Marine Ecology, Progress Series*. 96, 93-100 pp.
- Dial R., Roughgarden J., 1998. Theory of Marine Communities: The Intermediate Disturbance Hypothesis. *Ecology*. 79, 1412-1424 pp.

- Drummond S.P., Connell S.D., 2005. Quantifying percentage cover of subtidal organisms on rocky coasts: a comparison of the costs and benefits of standard methods. *Marine and Freshwater Research*, 56, 865-876 pp.
- Dumas P., Bertaud A., Peignon C., Léopold M., Pelletier D., 2009. A “quick and clean” photographic method for the description of coral reefs habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 368, 161-168 pp.
- Dumont C.P., Harris L.G., Gaymer C.F., 2011. Anthropogenic structures as a spatial refuge from predation for the invasive bryozoan *Bugula neritina*. *Marine Ecology, Progress Series*. 427, 95-103 pp.
- Espinosa F., Rivera-Ingraham G., García-Gómez J.C., 2011. Influence of habitat structure and nature of substratum on limpet recruitment: Conservation implications for endangered species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 94, 164-171 pp.
- Faimali M., Garaventa F., Terlizzi A., Chiantore M., Cattaneo-Vietti R., 2004. The interplay of substrate nature and biofilm formation in regulating *Balanus amphitrite* Darwin, 1854 larval settlement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 306, 37-50 pp.
- Falace A., Bressan G., 2002. Evaluation of the influence of inclination of substrate panels on seasonal changes in a macrophytobenthic community. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*. 59, 116-121 pp.
- Finlay J.A., Callow M.E., Ista L.K., Lopez G.P., Callow J.A., 2002. The Influence of Surface Wettability on the Adhesion Strength of Settled Spores of the Green Alga Enteromorpha and the Diatom Amphora. *Integrative and Comparative Biology*. 42, 1116-1122 pp.
- Firth L.B., Thompson R.C., Bohn K., Abbiati M., Airoidi L. Bouma T.J., Bozzeda F., Ceccherelli V.U., Colangelo M.A., Evans A., Ferrario F., Hanley M.E., Hinz H., Hoggart S.P.G., Jackson J.E., Moore P., Morgan E.H., Perkol-Finkel S., Skov M.W., Strain E.M., van Belzen J., Hawkins S.J., 2014. Between a rock and a hard place: Environmental and engineering considerations when designing coastal defence structures. *Coastal Engineering*. 87, 122-135 pp.
- Fletcher R.L., Baler R.F., 1984. Influence of surface energy on the development of the green alga Enteromorpha. *Marine Biology Letters*. 51, 251-254 pp.
- Fletcher R.L., 1987. Seaweeds of the British Isles, Volume 3, Fucophyceae (Phaeophyceae) Part 1. *British museum (Natural History), London*. 359 pp.
- Fletcher R.L., Callow M.E., 1992. The settlement, attachment and establishment of marine algal spores, *British Phycological Journal*. 27, 303-329 pp.
- García-Gómez J.C., 2004. Estado actual de los arrecifes artificiales y perspectivas de futuro. *Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (España)*. 98, 153-177 pp.
- García-Gómez J.C., 2007. Biota litoral y vigilancia ambiental en las Áreas Marinas Protegidas. *Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla*. 193 pp.
- García-Gómez J.C., López-Fé C.M., Espinosa F., Guerra-García J.M., Rivera-Ingraham A., 2011. Marine artificial micro-reserves: a possibility for the conservation of endangered species living on artificial substrata. *Marine Ecology*. 32, 6-14 pp.
- García-Gómez J.C., Guerra-García J.M., Espinosa F., Maestre M.J., Rivera-Ingraham G., Fa D., González A.R., Ruiz-Tabares A., López-Fé C.M., 2014. Artificial Marine Micro-Reserves Networks (AMMRNs): an innovative approach to conserve marine littoral biodiversity and protect endangered species. *Marine Ecology*. DOI:10.1111/maec.12167.
- Glasby T.M., 2000. Surface composition and orientation interact to affect subtidal epibiota. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 248, 177-190 pp.
- Goss-Custard S., Jones J., Kitching J.A., Norton T.A., 1979. Tide pools of Carrigathorna and Barloge Creek. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 287, 1-44 pp.
- Green D.S., Chapman M.G., Blockley D.J., 2012. Ecological consequences of the type of rock used in the construction of artificial boulder fields. *Ecological Engineering*. 46, 1-10 pp.

- Guerra-García J.M., Corzo J., Espinosa F., Fa D., García-Gómez J.C., 2004. Extinction risk and harbours as marine reserves?. *The Malacological Society of London*. 70, 96-98 pp.
- Guerra-García J.M., Sánchez J.A., Ros M., Baeza-Rojano E., Cabezas M.P., Izquierdo I., Corzo J., 2010. Macrofauna asociada al alga *Stypocaulon scoparium* en el Estrecho de Gibraltar y comparación con el resto de la Península Ibérica. *Almoraima*. 40, 123-132 pp.
- Guerra-García J.M., Pacios I., Baeza-Rojano E., Cabezas M.P., Ros M., García-Gómez J.C., 2011. Patrones de variación espacial de las comunidades intermareales de la Isla de Tarifa (Cádiz). *Migres*. 2, 25-34 pp.
- Guichard F., Bourguet E., 1998. Topographic heterogeneity, hydrodynamics, and benthic community structure: a scale-dependent cascade. *Marine Ecology Progress Series*. 171, 59-70 pp.
- Guidetti P., Cattaneo-Vietti R., 2002. Can mineralogical features influence distribution patterns of fish? A case study in shallow Mediterranean rocky reefs. *Journal of Marine Biology*. 82, 1043-1044 pp.
- Guidetti P., Bianchi C.N., Chiantore M., Schiaparelli S., Morri C., Cattaneo-Vietti R., 2004. Living on the rocks: substrate mineralogy and the structure of subtidal rocky substrate communities in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 274, 57-68 pp.
- Hadfield M.G., 1984. Settlement requirements of molluscan larvae: New data on chemical and genetic roles. *Aquaculture*. 39, 283-298 pp.
- Hereu B., Zabala M., Sala E., 2008. Multiple controls of community structure and dynamics in a sublittoral marine environment. *Ecology*. 89, 3423-3435 pp.
- Holm E.R., Cannon G., Roberts D., Schmidt A.R., Sutherland J.P., Rittschof D., 1997. The influence of initial surface chemistry on development of the fouling community at Beaufort, North Carolina. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 215, 189-203 pp.
- Jackson J.B.C., 1977. Competition on Marine Hard Substrata: The Adaptive Significance of Solitary and Colonial Strategies. *The American Naturalist*. 111, 743-767 pp.
- Kevin E., Shaun M., 2005. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodologies. *Computers Geosciences*. 32, 1259-1269 pp.
- Kirchman D., Graham S., 1981. Bacteria induce settlement and metamorphosis of *Janua (Dexiospira) brasiliensis* Grube (Polychaeta:Spirrbridae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 56, 153-163 pp.
- Linares C., Cebrian E., Coma R., 2012. Effects of turf algae on recruitment and juvenile survival of gorgonian corals. *Marine Ecology Progress Series*. 452, 81-88 pp.
- Lohse D.P., 1993. The effects of substratum type on the population dynamics of three common intertidal animals. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 173, 133-154 pp.
- Moreira J., Chapman M.G., Underwood A.J., 2006. Seawalls do not sustain viable populations of limpets. *Marine Ecology Progress Series*. 322, 179-188 pp.
- Moschella P.S., Abbiati M., Åberg P., Airolidi L., Anderson J.M., Bacchiocchi F., Bulleri F., Dinesen G.E., Frost M., Gacia E., Granhag L., Jonsson P.R., Satta M.P., Sundelöf A., Thompson R.C., Hawkins S.J., 2005. Low-crested coastal defence structures as artificial habitats for marine life: using ecological criteria in design. *Coastal Engineering*. 52, 1053-1071 pp.
- Pante E., Dustan P., 2012. Getting to the Point: Accuracy of Point Count in Monitoring Ecosystem Change. *Journal of Marine Biology*. 2012, 802875.
- Pardo A., Ruiz M. A., 2006. Analisis de Datos Con SPSS 13 Base. *MCGRAW-HILL*. 395-427 pp.
- Pawlik J.R., 1992. Chemical ecology of the settlement of Benthic Marine invertebrates. Barnes M., Ansell A.D., Gibson R.N., *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review*. 30, 273-335 pp.

- Penna A., Magnani M., Fenoglio I., Fubini B., Cerrano C., Giovine M., Bavestrello G. 2003. Marine diatom growth on different forms of particulate silica: evidence of cell/particle interaction. *Aquatic microbial ecology*. 32, 299-306 pp.
- Pineda V.A., Goy G.J.L., Zazo C.C., Giner S.J., 1983. El Cabo de Gata e Isla de Alborán. En: Mapa geológico de España a escala 1:50.000. *Instituto Geológico y Minero de España*. 1059, 23-44 pp.
- Pineda V.A., Sánchez G.M., Salazar R.A., Camarero B.Y., Navas C.M., Delgado G.B., García V.J., 2013. Ceuta. En: Mapa geológico de España a escala 1:50.000. Romero C.G., Cabrero L.F.M., *Instituto Geológico y Minero de España*. 1110-3, 14-49 pp.
- Pomponi S.A., 1980. Cytological Mechanisms of Calcium Carbonate Excavation by Boring Sponges. *International Review of Cytology*. 65, 301-318 pp.
- Preskitt L.B., Vroom P.S., Smith C.M., 2004. A Rapid Ecological Assessment (REA) Quantitative Survey Method for Benthic Algae Using Photoquadrats with Scuba. *Pacific Science*. 58, 201-209 pp.
- Raimondi P.T., 1988. Rock type affects settlement, recruitment and zonation of the barnacle *Chthamalus anisopoma* Pilsbury. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 123, 253-261 pp.
- Ribes M., Coma R., Rossi S., Micheli M., 2007. Cycle of gonadal development in *Eunicella singularis* (Cnidaria: Octocorallia): trends in sexual reproduction in gorgonians. *Invertebrate Biology*. 126, 307-317 pp.
- Ros M., Guerra-García J.M., 2012. On the occurrence of the tropical caprellid *Paracaprella pusilla* Mayer, 1890 (Crustacea: Amphipoda) in Europe. *Mediterranean Marine Science*. 13, 134-139 pp.
- Ruiz-Tabares A., Gordillo I., Corzo J.R., García-Gómez J.C., 2003. Macrofitobentos mediolitoral y delimitación de áreas sensibles a la contaminación marina en el litoral ceutí (estrecho de Gibraltar). *Boletín Instituto Español de Oceanografía*. 19, 93-103.
- Sanabria-Fernández J.A., Hernández-Pérez D., Riera R., Sánchez-Martínez N., Becerro M.A., 2014. Biodiversidad marina en sustratos artificiales y naturales litorales de la Isla de Tenerife. *Chronica naturae*. 4, 34-40 pp.
- Shifler D.A., 2005. Understanding material interactions in marine environments to promote extended structural life. *Corrosion Science*. 47, 2335-2352 pp.
- Uriz M.J., 1986. Clave de identificación de las esponjas más frecuentes de la Península Ibérica. *Miscellanea zoologica*. 10, 7-22 pp.
- Vaz-Pinto F., Torrontegi O., Prestes A.C.L., Álvaro N.V., Neto A.I, Martins G.M., 2014. Invasion success and development of benthic assemblages: Effect of timing, duration of submersion and substrate type. *Marine Environmental Research*. 94, 72-79 pp.
- Walker L.R., 2005. Margalef y la sucesión ecológica. *Ecosistemas*. 14, 66-78 pp.
- Walters L.J., Wethley D.S., 1996. Settlement and early post-settlement survival of sessile marine invertebrates on topographically complex surfaces: the importance of refuge dimensions and adult morphology. *Marine Ecology Progress Series*. 137, 161-171 pp.
- Weinberg S., Weinberg F., 1979. The life cycle of a gorgonian: *Eunicella singularis* (Esper, 1794). *Bijdragen tot de Dierkunde*. 48, 127-137 pp.
- Yonge C.M., 1955. Adaptation to rock boring in *Botula* and *Lithophaga* (Lamellibranchia, Mytilidae) with a discussion on the evolution of this habit. *Quarterly Journal of Microscopical Science*. 96, 383-410 pp.

"Dicen que hay que conformarse con las cosas que no se pueden cambiar, que hay que tener valor para intentar cambiar las que sí se pueden cambiar, y que hay que tener sabiduría para distinguir unas de otras. Pues bien, a nosotros nos falla lo de la sabiduría"

Roberto Iniesta.

