

Colectores artificiales para el estudio de los patrones de colonización de organismos bentónicos: de su selección y optimización a la cuantificación de patrones espacio-temporales de colonización.



Sara García Sanz

Tutor: Fernando Tuya Cortés, Ricardo Haroun

**Departamento de Biología
Facultad de Ciencias del Mar
Universidad de Las Palmas de Gran Canaria**

Septiembre-2010

Colectores artificiales para el estudio de los patrones de colonización de organismos bentónicos: de su selección y optimización a la cuantificación de patrones espacio-temporales de colonización.

Sara García Sanz

Septiembre-2010



El Doctor José Juan Santana Rodríguez, Director del Programa de Doctorado “Gestión Costera” Programa de Doctorado interdisciplinar,

INFORMA:

Que el Trabajo de Investigación que presenta la Licenciada en Ciencias del Mar, Dña. Sara García Sanz con Máster en Gestión Costera, para completar el Programa de Doctorado, ha sido realizado en el Departamento de Biología, bajo la dirección y tutela del Doctor Fernando Tuya Cortés y el Doctor Ricardo Haroun Tabraue.

Y para que conste a los efectos oportunos, firmo el presente en Las Palmas de Gran Canaria, 17 de diciembre de 2010.

Fdo. : José Juan Santana Rodríguez

Resumen

Los diferentes hábitats submareales pueden ser colonizados por organismos procedentes de la columna de agua y por aquellos que migran desde hábitats adyacentes. Los colectores artificiales nos ofrecen una oportunidad única para estudiar los patrones de colonización de comunidades faunísticas. Se desarrollaron tres tipos de colectores artificiales: *Artificial Seagrass Unit* (ASU) y *Cushion-shaped Artificial Seagrass unit* (CAS) con sebadal artificial (rafia plástica de color verde de 35 cm de largo, y 10 mm de ancho), y *Cushion-shaped Unit* (CU) sin sebadal. Cuatro colectores de cada tipo se fondearon en cuatro hábitats submareales (blanquizales, parches de arena, bosques de macroalgas y sebadales), en las localidades de Risco Verde y Playa del Cabrón, costa este de Gran Canaria (Islas Canarias). Después del ciclo lunar de agosto de 2008, cada colector fue retirado del agua 5-7 días después de la luna nueva. Los organismos recolectados se identificaron hasta el menor grupo taxonómico posible. Los equinodermos, moluscos y cordados, mostraron mayor abundancia de organismos en los colectores ASU y CAS (41,5 % y 38,4 %; 47,2 % y 33,15 %; y 34,16 % y 38,44 %, respectivamente), mientras que los artrópodos mostraron mayor abundancia en el colector CU (45,43 %). El colector CAS fue seleccionado para realizar un estudio espacio-temporal durante los meses de febrero-julio de 2009. Observamos un pico de abundancia principios de primavera con mayor abundancia en sustratos blandos para *Paracentrotus lividus* en equinodermos. Los moluscos mostraron mayor abundancia de organismos en los hábitats vegetados durante los meses de abril y mayo, excepto *Solemya togata*, que mostró mayor abundancia durante los meses de febrero-marzo, y fue capturada en arena, con algún organismos aislado en sebadales. El phylum *Arthropoda*, la colonización de los decápodos mostró estar altamente influenciada por la complejidad estructural del sustrato, siendo los hábitats vegetados los que presentan mayor abundancia. Finalmente, los cordados mostraron mayor abundancia en los hábitats vegetados y mostraron un pico durante los meses de junio-julio. La complejidad estructural del colector y la matriz que conforma con el hábitat, es un factor determinante para la colonización de equinodermos, moluscos y cordados, siendo ASU y CAS los colectores que mayor abundancia recolectaron. Observamos una fuerte variabilidad temporal para el asentamiento y reclutamiento de *Paracentrotus lividus*. Los gasterópodos mostraron gran capacidad de dispersión y colonización, mostrando gran abundancia en los cuatro hábitats submareales durante los 6 meses de estudio pero con un pico de abundancia durante el inicio del verano. Se colectaron gran cantidad de postlarvas de especies (*P. lividus*, *Aplysidae*, etc.) en hábitats diferentes a su hábitat de adulto, debido a que los estudios de asentamiento de numerosas especies se realizan exclusivamente en su hábitat de adulto, sin embargo, este estudio muestra que el hábitat juvenil y adulto pueden estar bien diferenciados.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN.....	
2. MATERIAL Y MÉTODOS.....	
2.1 Área de estudio.....	
2.2 Diseño del muestreo	
2.2.1 Determinación de la eficacia de los colectores.....	
2.2.2 Evaluación espacio-temporal de patrones de colonización.....	
2.3 Recogida de los colectores.....	
2.4 Análisis de datos.....	
3. RESULTADOS	
3.1 Determinación de la eficacia de los colectores.....	
3.2 Evaluación espacio-temporal de patrones de colonización.....	
4. DISCUSIÓN	
4.1 Determinación de la eficacia de los colectores.....	
4.2 Evaluación espacio-temporal de patrones de colonización.....	
5. CONCLUSIONES.....	
6. BIBLIOGRAFÍA.....	

1. INTRODUCCIÓN

Los diferentes hábitats submareales pueden ser colonizados por organismos procedentes de la columna de agua y por aquellos que migran desde hábitats adyacentes (Chapman, 2002).

La colonización de hábitats por organismos marinos con una etapa larvaria planctónica incluye tres fases: a) desarrollo (incluida la dispersión como forma planctónica), b) prueba de idoneidad del hábitat, y c) asentamiento (Underwood, 1979). Para los invertebrados sésiles, la última fase incluye también el acoplamiento al sustrato y la metamorfosis (Keough & Downs, 1982); existe una cuarta “fase”, supervivencia hasta que el organismo es contando por un observador. El número de organismos que alcanzan la cuarta fase se denomina *reclutamiento*. El reclutamiento está compuesto por los estadios larvarios y juveniles, mientras que el asentamiento incluye solo los estadios larvarios (Keough & Downs, 1982).

La colonización de nuevos hábitats por organismos procedentes de la columna de agua está influenciada además, por los procesos a mesoescala que afectan a las costas de las Islas Canarias. El transporte de larvas de numerosas especies está influenciado por los filamentos de afloramiento que se generan en la costa africana (Moyano, 2010). Estos filamentos pueden ser atrapados por remolinos, pudiendo actuar como un mecanismo de retención o de dispersión (Rodríguez *et al.*, 1999; Rodríguez *et al.*, 2004; Bécognée *et al.*, 2006). Parte de las larvas procedentes de de estos filamentos, pueden llegar a las costas de Gran Canaria, suponiendo un aporte para las poblaciones larvarias locales, al menos durante el verano.

Los factores que determinan la selección del hábitat por los colonizadores dependen de las características físicas del hábitat (Srinivasan, 2003), señales sensoriales (Gardner *et al.*, 2005), y señales sensoriales relacionadas con la presencia de organismos bentónicos y/o congéneres que viven en los alrededores del hábitat (Sweatman, 1988; Booth, 1992; Lecchini, 2005; Wright *et al.*,

2005). Después del asentamiento en el nuevo hábitat, factores como la depredación y la competencia, pueden alterar la estructura poblacional de los primeros colonos (Webster, 2002; Webster & Almany, 2002; Almany, 2003). La comprensión de los factores que influyen en el reclutamiento y la supervivencia de juveniles puede ayudar a explicar los patrones espaciales y temporales en la abundancia de adultos.

Los colectores artificiales nos ofrecen una oportunidad única para estudiar los patrones de colonización de comunidades faunísticas (Kaufman *et al.*, 1992). Los patrones de colonización de las comunidades faunísticas (tanto de peces como de macroinvertebrados) están notablemente influenciados por la complejidad estructural del colector. Se han realizado estudios del asentamiento en hábitats bentónicos utilizando unidades estandarizadas (Virnstein & Curran, 1986; Sogard, 1989; Nakamura *et al.*, 2003; Upston & Booth, 2003; Irving *et al.*, 2007). Las trampas de luz y los colectores artificiales han sido usados para evaluar variaciones espacio-temporales de larvas de peces (Doherty, 1987; Milicich *et al.*, 1992). Para determinar patrones de asentamiento de erizos y langostas, se han usado colectores con una mayor complejidad estructural, disponiendo éstos de un gran número de agujeros en forma de pequeños refugios (Morgan *et al.*, 1982; Ebert *et al.*, 1994; Balch *et al.*, 1998). Estos estudios han utilizado colectores estandarizados suspendidos en la columna de agua (van Montfrans *et al.*, 1995; Rabalais *et al.*, 1995). Sin embargo, para la determinación de moluscos, los colectores utilizados suelen depositarse de forma horizontal sobre los fondos arenosos (Peterson *et al.*, 1996).

Por otro lado, los diferentes hábitats submareales pueden ser colonizados por organismos procedentes de hábitats adyacentes. Las tasas de colonización pueden tener una fuerte influencia en la distribución y abundancia de muchos organismos en hábitats submareales (Underwood & Denley, 1984; Underwood & Keough, 2001).

Al mismo tiempo, los organismos próximos a los colectores pueden afectar a los patrones de colonización, actuando como atrayente para nuevos colonos, o siendo depredadores de los mismos. En general, pocos estudios han tratado de comparar los patrones de asentamiento y reclutamiento en más de dos hábitats de forma simultánea (Sheridan, 1992; van der Velde *et al.*, 1992; Sedberry & Carter, 1993), y algunos estudios utilizan diferentes metodologías para realizar comparaciones (Thayer *et al.*, 1987).

Con el presente estudio, se pretende enriquecer el conocimiento sobre el efecto que tiene la complejidad estructural del substrato artificial, determinando su efecto al variar la matriz de hábitat que lo rodea en diferentes hábitats submareales del archipiélago canario.

El objetivo de este trabajo fue evaluar si existe un efecto de la complejidad estructural del substrato en los patrones de colonización de hábitats submareales, lo que permitiría determinar un colector para cuantificar la colonización de nuevos reclutas en diferentes hábitats submareales, y por tanto, evaluar los patrones espacio-temporales de colonización de cuatro hábitats submareales simultáneamente.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El presente estudio fue llevado a cabo en dos localidades de la costa este de Gran Canaria (Islas Canarias, España); Risco Verde ($27^{\circ}51'25.94''$ N, $15^{\circ}23'10.26''$ O) y Playa del Cabrón ($27^{\circ}52'14.43''$ N, $15^{\circ}23'00.31''$ W) (Fig. 1). Ambas localidades abarcan una amplia gama de hábitats submareales, incluyendo los “sebadales” por las fanerógamas *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, y parches de arena en substrato blando, y blanquizales por el efecto ramoneador de los erizos y bosques de macroalgas (principalmente por macroalgas con hojas de porte erecto, e.j. el género *Cystoseira* y *Sargassums* así como intercaladas *Dictyota spp.* y *Padina pavonica* (Linnaeus) Thivy y *Lobophora variegata* (J. V. Lamouroux) Womersley ex E.C. Oliveira)) en substrato duro, a 5-10 metros de profundidad en todos los casos.

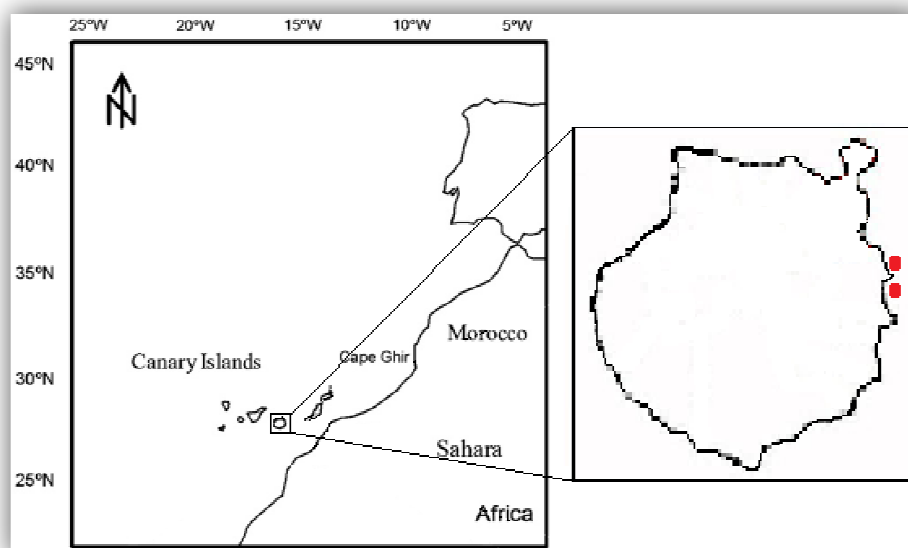


Figura 1. Localización del área de estudio.

2.2 Diseño del muestreo

2.2.1 Determinación de un colector eficaz para evaluar patrones de colonización en cuatro hábitats submareales.

Se diseñaron tres tipos de colectores basados en unidades artificiales usadas previamente en estudios de asentamiento (Phillips & Booth, 1994; Butler & Herrnkind, 2001; Phillips *et al.*, 2006). Estos tres tipos de colectores representan un gradiente de complejidad en el sustrato (Fig. 2). El colector denominado *Artificial Seagrass Unit* (ASU, Fig. 2.a) consistió en una base cuadrada de malla plástica (50 cm², 2 cm de diámetro de luz de malla) con malla mosquitera en la parte superior. Se añadieron hojas acintadas a la malla cada 4 cm, simulando un parche de sebadal artificial, (rafia plástica de color verde de 35 cm de largo, y 10 mm de ancho). La rafia posee flotabilidad positiva en el agua y flota en posición vertical desde la base de la malla plástica. El colector *Cushion-shaped Artificial Seagrass unit* (CAS, Fig. 2.b) fue el mismo que el colector ASU pero sin malla mosquitera y doblado en forma de cojín. Un total de 75 cm² de malla de ocultación de jardinería (≤ 1 mm de diámetro) fue incluido dentro, creando pequeños agujeros y refugios para los colonos. Finalmente, se diseñó el colector *Cushion-shaped Unit* (CU, Fig. 2.c), el cual fue similar al colector CAS, pero sin sebadal artificial.

a)



b)



c)



Figura 2. a) Artificial Seagrass Unit (ASU); b) Cushion-shaped Artificial Seagrass unit (CAS); c) Cushion-shaped Unit (CU).

La cantidad de hábitat que provee el sustrato es un factor determinante para la colonización. Los colectores ASU y CAS poseen una superficie mayor y más compleja para la colonización, que la que ofrece el colector CU, por lo que es necesario aplicar un factor de corrección para poder comprar ambos tipos de colectores.

El volumen desplazado para los colectores ASU y CAS fue de 1,4 litro, mientras que para el colector CU fue de 0'8 litros. Así pues, aplicamos un factor de corrección para que el volumen a analizar sea igual en los 3 tipos de colectores, multiplicando la abundancia de organismos en el colector CU por 1,75.

Durante el ciclo lunar que comprende Agosto-Septiembre de 2008, cuatro réplicas de cada tipo de colector se depositaron en cada hábitat en ambas localidades, separados entre sí 3-5 metros de distancia. Los colectores fueron fijados al sustrato duro mediante bridas, mientras que los colectores depositados en sustrato blando fueron fijados mediante piquetas de hierro (de 50 cm de largo). El colector ASU quedó colocado horizontalmente en el fondo, mientras que los colectores CAS y CU fueron colocados de forma vertical y a una distancia de 10 cm del fondo. Como resultado, un total de 96 colectores fueron depositados en ambas localidades.

2.2.2 Evaluación espacio-temporal de patrones de colonización en cuatro hábitats submareales.

Una vez definido un tipo de colector eficaz para evaluar patrones de colonización de peces y macroinvertebrados en cuatro hábitats submareales simultáneamente, se realizó un estudio a lo largo de seis meses. Durante los meses de febrero a julio de 2009 se sumergieron un total de 5 réplicas del colector cada ciclo lunar en las localidades de Risco Verde y Playa del Cabrón.

2.3 Recogida de los colectores

Los patrones de asentamiento de diversas especies marinas como las langostas (*Panulirus spp.*) (Little, 1977; Phillips, 1972), algunas especies de peces como *Thalassoma spp.* y algunos crustáceos, se han relacionado con las fases lunares, (Victor, 1986; Roessler & Rehner, 1971). En estos casos el asentamiento ocurre durante las fases más oscuras de la luna, cuando se espera que la depredación sea mínima. Por lo tanto, basándonos en la relación que existe entre las fases lunares y el asentamiento de los organismos, las muestras se recolectaron 7 días después de la luna nueva.

Cada colector fue retirado del agua mediante buzos, introduciendo cada colector dentro de una bolsa de tela ($\leq 0,5$ mm de diámetro de luz de malla). Las bolsas fueron llevadas al laboratorio húmedo, donde cada colector se limpió con agua dulce, y todos los organismos fueron retenidos por un tamiz ($\leq 0,5$ mm de diámetro de luz de malla). Las muestras fueron colectadas en botellas de plástico limpias, y se fijaron con una solución de alcohol al 70% para la preservación de las muestras. Una vez almacenadas las muestras, se llevaron al laboratorio para su posterior análisis; conservándose siempre en un lugar oscuro, para evitar la degradación de las muestras. La identificación de los organismos se realizó hasta el taxón más bajo posible.

2.4 Análisis de datos

Para el análisis de la determinación del efecto de la complejidad estructural, se realizó un análisis de la varianza de dos vías (ANOVA), aplicando un modelo con interacción entre el tipo de hábitat y el tipo de colector. En los casos donde no se obtuvo interacción aplicamos un modelo lineal para cada uno de los phylum, con el fin de determinar un posible efecto del hábitat o del tipo de colector utilizado. Previamente a los análisis de ANOVA se comprobó la normalidad de los datos y la homocedasticidad aplicando el test de Bartlett.

3. RESULTADOS

3.1 Determinación de un colector eficaz para evaluar patrones de colonización en cuatro hábitats submareales.

Se recuperaron un total de 48 colectores (el resto se perdieron debido a tormentas y sabotajes), correspondiendo a 4 réplicas de cada tipo de colector en cada hábitat, independientemente de la localidad. Se colectaron un total de 18999,75 organismos, incluyendo 7 *phyla*, 18 órdenes y 38 familias. La figura 3 muestra los valores de abundancia de organismos por tipo de colector y hábitat.

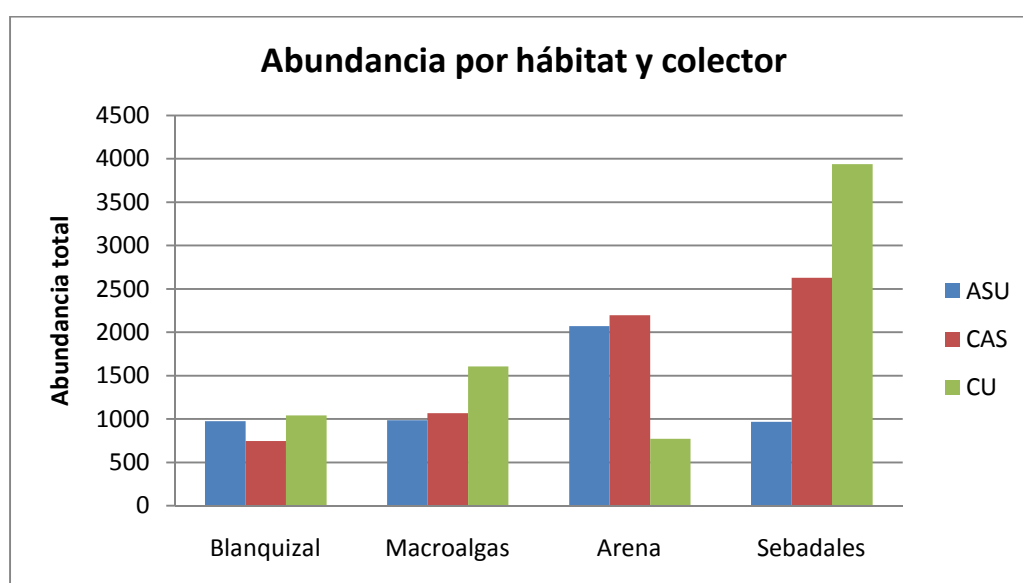


Figura 3. Valores absolutos de abundancia de los diferentes tipos de colectores en los diferentes tipos de hábitats.

En general, los hábitats de sustrato blando (parches de arena y sebadales) mostraron mayor abundancia de organismos que los hábitats de sustrato duro (blanquizales y bosques de macroalgas).

Abundancia de organismos por tipo de colector y tipo de hábitat.

En blanquizales, bosques de macroalgas y sebadales, el colector que mayor porcentaje de abundancia obtuvo fue CU. Sin embargo, en parches de arena, el colector que mayor abundancia capturó fue CAS. De modo general, la abundancia obtenida entre los colectores CAS y ASU fue similar. La figura 3 muestra los porcentajes obtenidos para cada uno de los tipos de colector en cada uno de los hábitats que son objeto de este estudio.

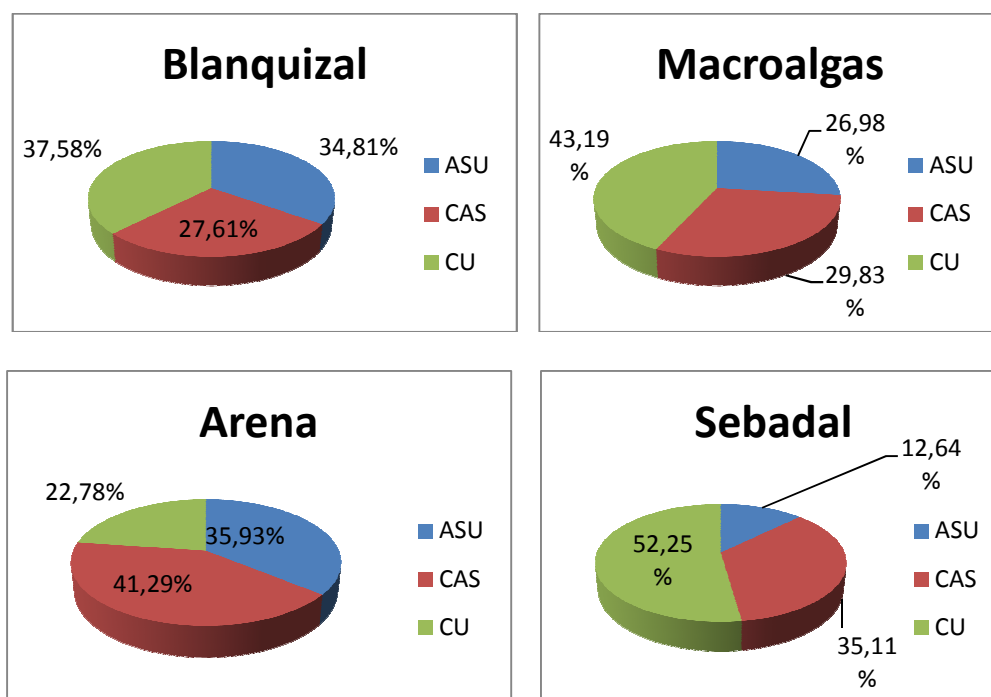


Figura 3. Abundancia en porcentajes de organismos por hábitat y colector; Blanquizal, Bosques de macroalgas, Parches de Arena y Sebadales.

Para equiparar la complejidad estructural de los 3 tipos de colectores, se aplicó un factor de corrección, multiplicando la abundancia de organismos obtenida en el colector CU (menos complejo y con menor superficie), por 1,75. A pesar de haber aplicado este factor de corrección, las diferencias en la abundancia entre los colectores son muy pequeñas. En el caso de no aplicar este factor de corrección las diferencias entre ASU y CAS con CU serían muy superiores, teniendo CAS y ASU una abundancia mucho mayor de organismos. Entendemos por lo tanto, que la eficacia de los colectores ASU y CAS para capturar postlarvas y juveniles, no radica sólo en la cantidad de superficie que ofrece el colector, sino en la forma de los mismos, ya que al estar recubierto de vegetación artificial, puede actuar como atrayente, además de ofrecer gran protección para minimizar la depredación sobre estas postlarvas y juveniles.

La abundancia de organismos por phylum muestra diferencias entre los diferentes tipos de hábitats y colectores. A continuación detallamos la abundancia de organismos por phylum:

Phylum Echinodermata

Los equinodermos colectados consistieron en postlarvas y juveniles recién metamorfoseados. Durante el ciclo lunar muestreado, se capturaron tres especies de equinodermos, *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816), *Ophiactis savignyi* (Müller & Troschel, 1842) y *Ophioderma longicaudum* (Retzius, 1789) del orden *Ophiurida*. Los hábitats de substrato blando mostraron una mayor abundancia de organismos que los de substrato duro. De modo general, observamos mayor abundancia en los colectores que mayor complejidad estructural presentan, ASU y CAS, tal y como sugiere la ANOVA de dos vías realizada (Tabla 1). La figura 4 muestra la abundancia total.

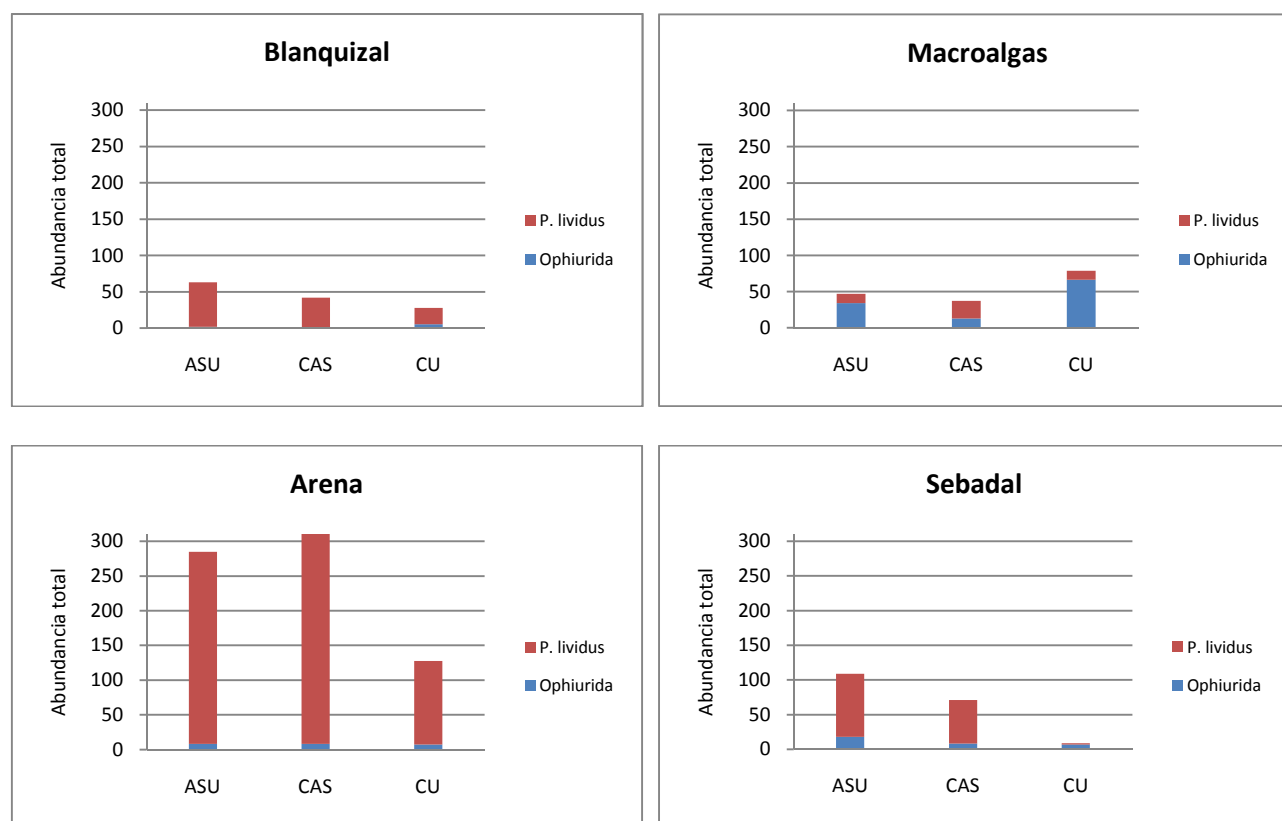


Figura 4. Abundancia total de equinodermos por hábitat y tipo de colector; Blanquizal, Bosques de macroalgas, Parches de Arena y Sebadales.

El análisis de la varianza (ANOVA) (Tabla 1) para Equinodermos, muestra que no existe una interacción entre el tipo de hábitat y el tipo de colector ($p=0.218$). Las diferencias entre la abundancia de organismos capturados en los colectores ASU y CAS (de mayor complejidad estructural) fueron no significativas ($p=0.8289$), mientras que las diferencias entre estos dos tipos de colector y CU fueron significativas ($p=0.00224$). Con respecto al tipo de hábitat, la mayor abundancia de organismos se observó en parches de arena, siendo este patrón muy consistente con respecto a los otros tres hábitats estudiados, blanquizales ($p=0.01028$), macroalgas ($p=0.01928$) y sebadales ($p=0.04180$).

La tabla 2 la abundancia media $\pm$ desviación estándar de equinodermos por hábitat y tipo de colector.

ANOVA	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-value	P-value
Colector	2	17.577	8.7883	8.0713	0.001271
Habitat	3	10.492	3.4972	3.2119	0.034278
Colector:Habitat	6	9.563	1.5938	1.4637	0.218327
Residuals	36	39.198	1.0888		

Tabla 1. Valores obtenidos para el análisis de la varianza (ANOVA) para el *phylum Echinodermata*.

Tabla 2. Abundancia media + desviación estándar de equinodermos identificados en los cuatro hábitats submareales y tres tipos de colectores.

	ASU	CAS	CU
Echinodermata	Media + DE	Media + DE	Media + DE
Blanquizal			
<i>Orden Ophiurida</i>	0,5 ± 0,58	0,25 ± 0,5	1,31 ± 1,67
<i>Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816)</i>	15,25 ± 14,4	10,25 ± 7,89	5,68 ± 6,6
Macroalgas			
<i>Orden Ophiurida</i>	8,5 ± 7,3	3,25 ± 1,7	16,62 ± 27,58
<i>Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816)</i>	3,25 ± 3,3	6 ± 6,9	3,06 ± 2,2
Arena			
<i>Orden Ophiurida</i>	2 ± 2,16	2 ± 1,41	1,75 ± 1,42
<i>Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816)</i>	69,25 ± 117,29	76,75 ± 38,39	30,18 ± 46,19
Sebadales			
<i>Orden Ophiurida</i>	4,5 ± 4,04	2 ± 2,71	1,75 ± 1,43
<i>Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816)</i>	22,75 ± 21,62	15,75 ± 9,77	0,43 ± 0,87

Phylum Mollusca

En el *phylum Mollusca* identificamos 18 grupos taxonómicos. La mayor abundancia de organismos se observó en los bosques de macroalgas. Los colectores ASU y CAS, con mayor complejidad estructural mostraron mayor abundancia de organismos que el colector CU. La familia de moluscos más representada fue *Rissoiidae*. La figura 5 muestra los valores de abundancia totales de los diferentes grupos taxonómicos en los diferentes hábitats y colectores; la tabla 3 muestra la abundancia media $\pm$ desviación estándar por hábitat y colector de cada taxón identificada.

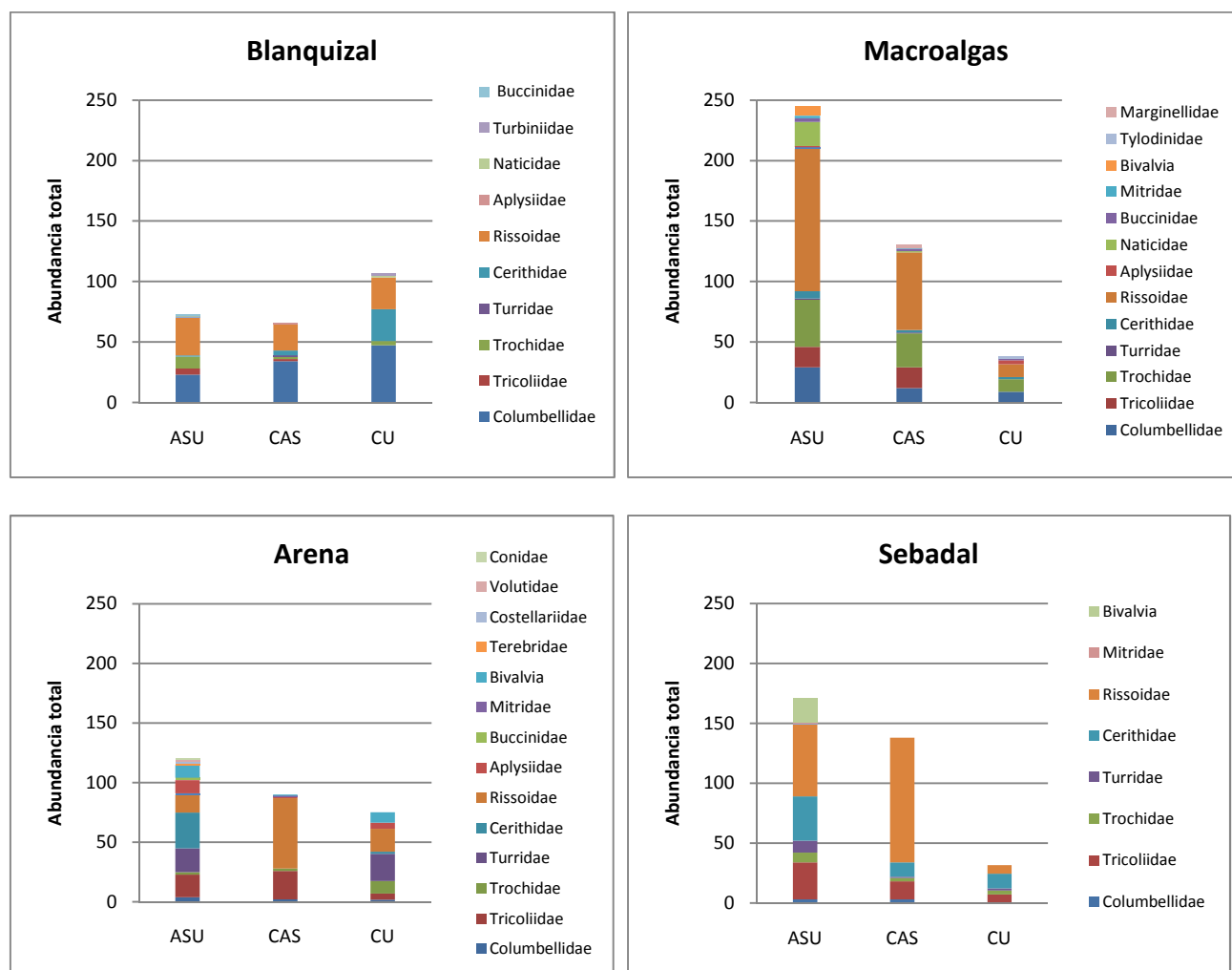


Figura 5. Abundancia total de moluscos por hábitat y tipo de colector; Blanquizal, Bosques de de macroalgas, Parches de Arena y Sebadales.

Tabla 3. Abundancia media + desviación estándar de moluscos identificados en los cuatro hábitats submareales y tres tipos de colectores.

	ASU	CAS	CU
Mollusca	Media + DE	Media + DE	Media + DE
Blanquizal			
<i>Familia Trochidae</i>	2,5 ± 2,08	0,5 ± 0,58	0,87 ± 1,75
<i>Familia Turridae</i>	0	0,25 ± 0,5	0
<i>Familia Turbiniidae</i>	0	0	0,44 ± 0,87
<i>Familia Cerithidae</i>	0,25 ± 0,5	2 ± 3,15	6,56 ± 9,73
<i>Familia Rissoidae</i>	7,75 ± 10,67	4,5 ± 4,02	6,55 ± 11,26
<i>Familia Naticidae</i>	0,25 ± 0,5	0	0,44 ± 0,87
<i>Familia Buccinidae</i>	0,25 ± 0,5	0	0
<i>Genero Tricolia</i>	1,25 ± 1,89	0,5 ± 0,58	0
<i>Genero Aplysia</i>	0	0,25 ± 0,5	0
<i>Columbella adansoni</i> (Menke, 1853)	5,75 ± 5,12	8,5 ± 3,4	11,81 ± 13,36
Macroalgas			
<i>Clase Bivalvia</i>	2 ± 4	0	0
<i>Familia Trochidae</i>	9,75 ± 8	7 ± 5,03	2,62 ± 3,03
<i>Familia Turridae</i>	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0
<i>Familia Cerithidae</i>	1,5 ± 3	0,5 ± 1	0,44 ± 0,87
<i>Familia Rissoidae</i>	29,5 ± 31,91	16 ± 13,47	2,61 ± 4,29
<i>Familia Naticidae</i>	5 ± 8,12	0,25 ± 0,5	0
<i>Familia Buccinidae</i>	0,75 ± 0,96	0,5 ± 1	0,44 ± 0,87
<i>Familia Marginellidae</i>	0	0,75 ± 0,96	0
<i>Genero Tricolia</i>	4,25 ± 4,64	4,25 ± 4,19	0
<i>Genero Aplysia</i>	0,25 ± 0,5	0	0,87 ± 1,75
<i>Genero Mitra</i>	0,5 ± 1	0,25 ± 0,5	0
<i>Columbella adansoni</i> (Menke, 1853)	7,25 ± 11,41	3 ± 2,16	2,18 ± 2,62
<i>Tyrodina perversa</i> (Gmelin, 1791)	0	0	0,44 ± 0,87
Arena			
<i>Clase Bivalvia</i>	2,75 ± 3,2	0,25 ± 0,5	2,18 ± 2,62
<i>Familia Trochidae</i>	0,5 ± 1	0,5 ± 1	2,62 ± 3,03
<i>Familia Turridae</i>	5 ± 3,46	0	5,69 ± 8
<i>Familia Cerithidae</i>	7,5 ± 8	0	0,44 ± 0,87

<i>Familia Rissoidae</i>	3,75 ± 5,72	14,75 ± 16,3	4,8 ± 6,77
<i>Familia Buccinidae</i>	0,5 ± 1	0	0
<i>Familia Terebridae</i>	0,25 ± 0,5	0	0
<i>Familia Volutidae</i>	0,25 ± 0,5	0	0
<i>Genero Tricolia</i>	4,75 ± 3,77	6 ± 4,08	1,31 ± 2,62
<i>Genero Mitra</i>	0	0,25 ± 0,5	0
<i>Genero Vexillum</i>	0,5 ± 1	0	0
<i>Genero Aplysia</i>	2,75 ± 3,2	0,25 ± 0,5	1,31 ± 1,67
<i>Columbella adansoni (Menke, 1853)</i>	1 ± 1,41	0,5 ± 1	0,44 ± 0,87
<i>Conus pulcher canariensis (Rossum, 1997)</i>	0,25 ± 0,5	0	0
Sebadales			
<i>Clase Bivalvia</i>	5 ± 5,6	0	0
<i>Familia Trochidae</i>	2 ± 2,7	0,75 ± 1,5	0,87 ± 1,75
<i>Familia Turridae</i>	2,5 ± 3,31	0,25 ± 0,5	0,44 ± 0,87
<i>Familia Cerithidae</i>	9,25 ± 9,98	3 ± 4,77	3,05 ± 2,68
<i>Familia Rissoidae</i>	15 ± 16,39	26 ± 28,02	1,75 ± 2,47
<i>Genero Tricolia</i>	7,75 ± 5,9	3,75 ± 1,5	1,75 ± 1,43
<i>Genero Mitra</i>	0,25 ± 0,5	0	0
<i>Columbella adansoni (Menke, 1853)</i>	0,75 ± 0,96	0,75 ± 0,96	0

El análisis de la varianza para el *phylum Mollusca* muestra que existe interacción entre el tipo de colector y el tipo de hábitat ($p=0.03191$, Tabla 4), por lo tanto las diferencias entre los tres tipos de colectores varía de un hábitat a otro.

ANOVA	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-value	P-value
Colector	2	14.8548	7.4274	2.15888	6.896e-07
Habitat	3	0.5253	0.1751	0.5089	0.67865
Colector:Habitat	6	5.4409	0.9068	1.5050	0.03191
Residuals	36	12.3854	0.3440		

Tabla 4. Valores obtenidos para el análisis de la varianza (ANOVA) para el *phylum Mollusca*.

Phylum Arthropoda

Dentro de este *phylum* se identificaron 13 grupos taxonómicos. El grupo más representado fue el suborden *Natantia*, seguido del orden *Amphipoda* e *Isopoda*, con una abundancia muy superior a la capturada en el resto de las familias. La mayor abundancia de organismos se encontró en los hábitats de sustrato blando. Con respecto al tipo de colector, aplicando el factor de corrección, el colector CU, menos complejo, mostró mayor abundancia de organismos, sin embargo, los hábitats de mayor complejidad estructural (hábitats vegetados) mostraron mayor abundancia de organismos (Figura 6).

El estudio del análisis de la varianza (ANOVA) para el *phylum Arthropoda* muestra que al igual que en el caso de los equinodermos, no existe interacción entre el tipo de hábitat y el tipo de colector ($p=0.20444$) (Tabla 5). El colector ASU mostró valores medios de abundancia significativamente más pequeños que el colector CAS ($p=0.0165$), y menor abundancia que el colector CU ($p=0.3347$). La abundancia de organismos capturada en los parches de arena fue similar a la obtenida en el resto de hábitats estudiados, siendo las diferencias entre ellos no significativas (blanquiazal $p=0.1698$, macroalgas $p=0.8613$ y sebadales $p=0.1795$).

ANOVA	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-value	P-value
Colector	2	4.0963	2.04816	3.4003	0.04440
Habitat	3	4.9535	1.65115	2.7412	0.05739
Colector:Habitat	6	5.4393	0.90654	1.5050	0.20444
Residuals	36	21.6845	0.60235		

Tabla 5. Valores obtenidos para el análisis de la varianza (ANOVA) para el *phylum Arthropoda*.

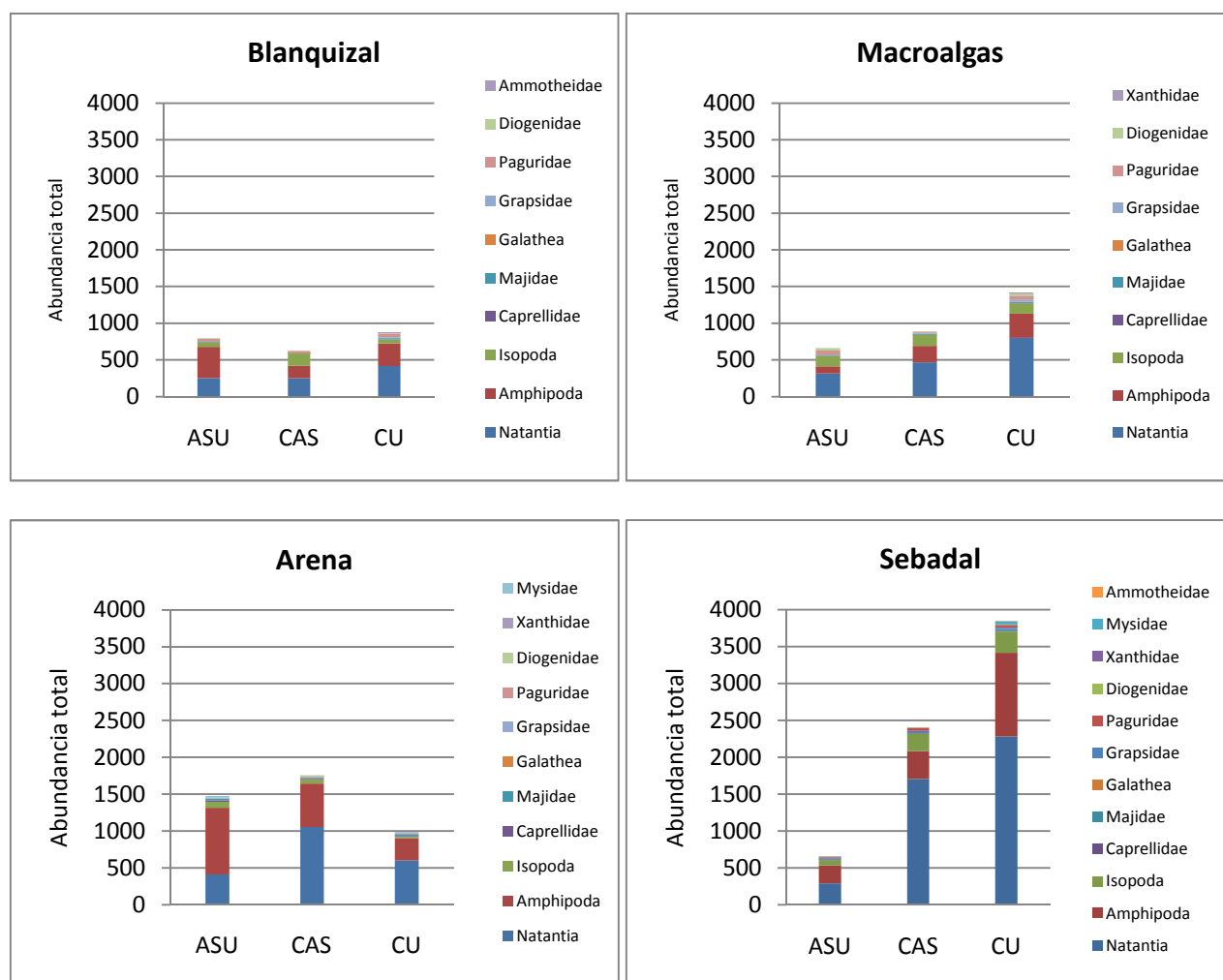


Figura 6. Abundancia total de artrópodos por hábitat y tipo de colector; Blanquizal, Bosques de de macroalgas, Parches de Arena y Sebadales.

La tabla 6 muestra la abundancia media $\pm$ desviación estándar por hábitat y colector de cada taxón identificado. Los artrópodos cuantificados consistieron en postlarvas y juveniles recién metamorfoseados.

Tabla 6. Abundancia media + desviación estándar de artrópodos identificados en los cuatro hábitats submareales y tres tipos de colectores.

	ASU	CAS	CU
Arthropoda	Media + DE	Media + DE	Media + DE
Blanquizal			
<i>Orden Amphipoda</i>	107 ± 99,19	42,5 ± 30,27	77,4 ± 38,7
<i>Orden Isopoda</i>	16 ± 23,35	41 ± 45,71	11,81 ± 9,4
<i>Suborden Natantia</i>	62,5 ± 84,3	63 ± 10,16	104,12 ± 46,88
<i>Familia Ammonotheidae</i>	0	0	0,87 ± 1,01
<i>Familia Caprellidae</i>	0,75 ± 0,95	1,25 ± 1,25	1,31 ± 1,67
<i>Familia Majidae</i>	2,5 ± 2,71	1 ± 2	3,94 ± 3,37
<i>Familia Galathea</i>	0	0,75 ± 0,96	0
<i>Familia Grapsidae</i>	0,25 ± 0,5	1,25 ± 0,96	3,94 ± 2,2
<i>Pagurus anachoretus</i> (Risso, 1827)	8,25 ± 6,75	5,25 ± 4,57	12,68 ± 6,76
<i>Calcinus tubularis</i> (Linnaeus, 1767)	1,5 ± 1,29	0,75 ± 1,5	1,75 ± 3,5
Macroalgas			
<i>Orden Amphipoda</i>	23,75 ± 19,95	55,5 ± 49,51	82,25 ± 23,26
<i>Orden Isopoda</i>	35,5 ± 37,02	37,5 ± 36,88	35,43 ± 18,87
<i>Suborden Natantia</i>	79 ± 17,51	117,25 ± 58,25	199,94 ± 48,02
<i>Familia Caprellidae</i>	0,75 ± 0,96	0,25 ± 0,5	1,31 ± 1,67
<i>Familia Majidae</i>	2,75 ± 5,5	2,5 ± 3,31	3,06 ± 5,02
<i>Familia Galathea</i>	0,5 ± 1	1,25 ± 1,5	2,18 ± 3,31
<i>Familia Grapsidae</i>	0	2,75 ± 2,98	6,56 ± 1,67
<i>Familia Xanthidae</i>	0	0	0,44 ± 0,87
<i>Pagurus anachoretus</i> (Risso, 1827)	14,25 ± 6,07	4,25 ± 3,3	12,68 ± 8,9
<i>Calcinus tubularis</i> (Linnaeus, 1767)	9,25 ± 15,26	1,25 ± 1,89	8,13 ± 9,8
Arena			
<i>Orden Amphipoda</i>	226,25 ± 262,18	147,25 ± 72,74	74,37 ± 47,42
<i>Orden Isopoda</i>	19,25 ± 12,58	14,5 ± 11,03	5,25 ± 3,78
<i>Suborden Natantia</i>	103,25 ± 156,5	263,5 ± 90,9	150,9 ± 139,3
<i>Familia Caprellidae</i>	6 ± 6,9	3,75 ± 0,96	2,62 ± 1,75
<i>Familia Mysidae</i>	5,5 ± 7,5	0	2,18 ± 4,37
<i>Familia Majidae</i>	5,25 ± 7,9	2,5 ± 2,32	6,99 ± 7,29
<i>Familia Galathea</i>	1 ± 1,41	1,5 ± 0,58	0,44 ± 0,87

<i>Familia Grapsidae</i>	1,25 ± 1,5	2,5 ± 1,73	2,18 ± 1,67
<i>Familia Xanthidae</i>	0	0,25 ± 0,5	0,44 ± 0,87
<i>Pagurus anachoretus</i> (Risso, 1827)	1 ± 1,41	2 ± 2,82	1,75 ± 3,5
<i>Pagurus cuanensis</i> (Bell, 1845)	0	0,5 ± 1	0
<i>Calcinus tubularis</i> (Linnaeus, 1767)	0	0,25 ± 0,5	0
Sebadales			
<i>Orden Amphipoda</i>	60 ± 49,44	94,75 ± 99,97	283,06 ± 312,8
<i>Orden Isopoda</i>	18,5 ± 20,76	58,5 ± 42,02	71,75 ± 34,35
<i>Suborden Natantia</i>	73,25 ± 67,13	426,25 ± 296,52	570,5 ± 257,7
<i>Familia Caprellidae</i>	2,75 ± 2,75	2,75 ± 3,5	3,06 ± 2,98
<i>Familia Mysidae</i>	0,5 ± 0,58	0	10,06 ± 20,13
<i>Familia Ammonotheidae</i>	0	0,5 ± 0,58	0,87 ± 1,01
<i>Familia Majidae</i>	2,5 ± 2,39	2,25 ± 0,5	4,8 ± 3,6
<i>Familia Galathea</i>	0,25 ± 0,5	1 ± 2	1,75 ± 1,42
<i>Familia Grapsidae</i>	2,75 ± 2,21	4 ± 5,66	5,25 ± 4,7
<i>Familia Xanthidae</i>	0	0,25 ± 0,5	0,44 ± 0,87
<i>Pagurus anachoretus</i> (Risso, 1827)	3,25 ± 1,5	9 ± 6	7,88 ± 4,4
<i>Calcinus tubularis</i> (Linnaeus, 1767)	0,5 ± 1	0,25 ± 0,5	1,75 ± 1,4

Phylum Chordata

En el *phylum Chordata* identificamos 8 especies, de las cuales *Lepadogaster candollei* (Risso, 1810), fue capturada en los cuatro hábitats que son objeto de este estudio.

La ANOVA realizada para los cordados mostró que no existe interacción entre el tipo de hábitat y el colector utilizado ($p=0.13307$, Tabla 7), por lo tanto, las diferencias entre los tres tipos de colectores no varían de un hábitat a otro. La mayor abundancia de organismos se observó en los parches de arena seguido de bosques de macroalgas, siendo las diferencias entre estos hábitats no significativas ($p=0.1121$). Con respecto al tipo de colector, ASU y CAS recolectaron una abundancia similar de organismos, siendo las diferencias entre ambos colectores no significativas ($p=0.6912$). Sin embargo, el colector CU mostró menor abundancia de cordados, siendo las diferencias entre este tipo de colector y ASU significativas ($p=1.35e-05$).

ANOVA	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-value	P-value
Colector	2	15.5001	7.7500	1.66165	7.723e-06
Habitat	3	3.6233	1.2078	2.5895	0.06789
Colector:Habitat	6	4.9547	0.8258	1.7705	0.13307
Residuals	36	16.7906	0.4664		

Tabla 7. Valores obtenidos para el análisis de la varianza (ANOVA) para el *phylum Chordata*.

La figura 7 muestra la abundancia total de cordados por hábitat, y la tabla 8 la abundancia media $\pm$ desviación estándar por hábitat y colector de cada taxón identificado.

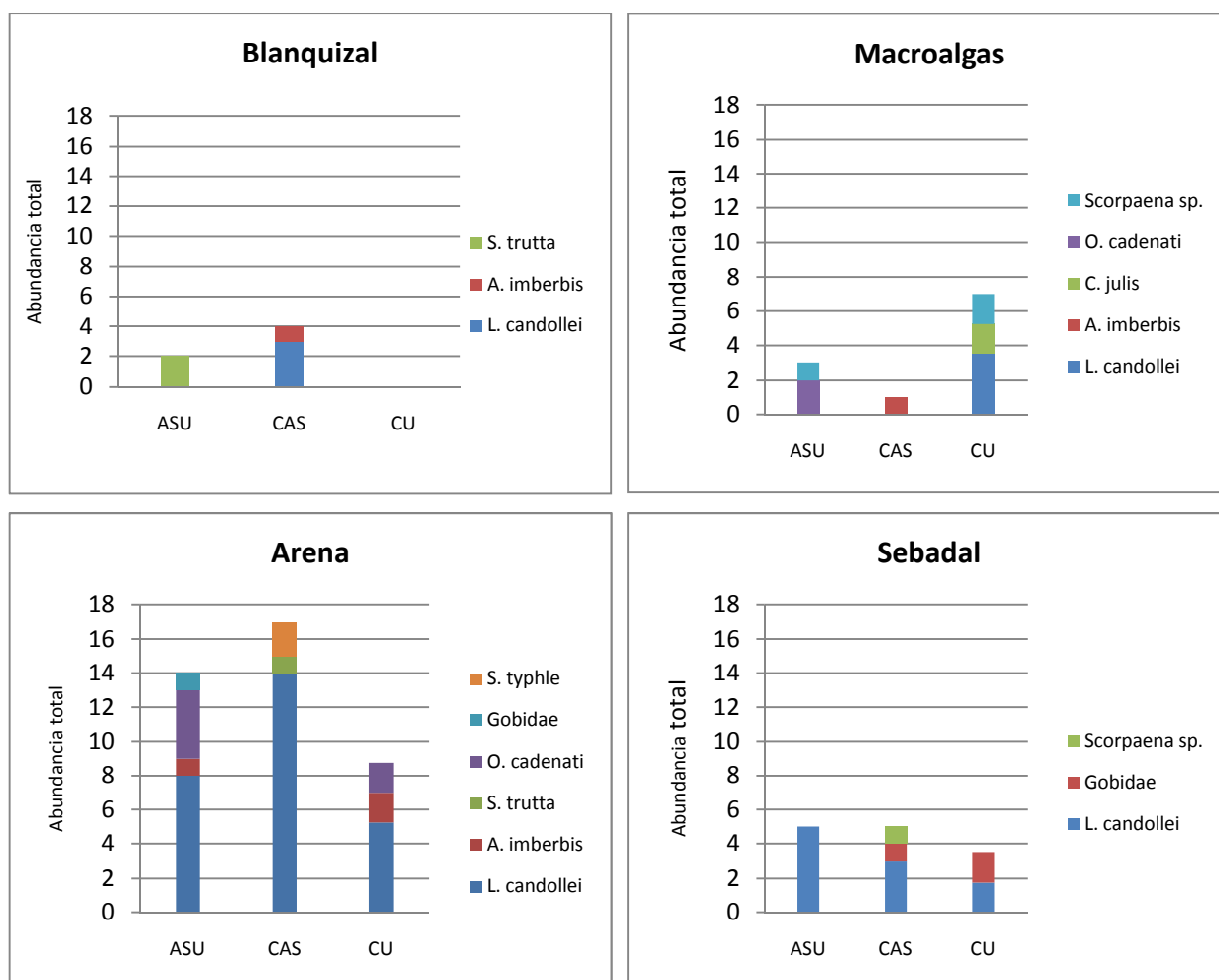


Figura 7. Abundancia total de cordados por hábitat y tipo de colector; Blanquizal, Bosques de de macroalgas, Parches de Arena y Sebadales.

Tabla 6. Abundancia media + desviación estándar de cordados identificados en los cuatro hábitats submareales y tres tipos de colectores.

	ASU	CAS	CU
Chordata	Media + DE	Media + DE	Media + DE
Blanquizal			
<i>Lepadogaster candollei</i> (Risso, 1810)	0	0,75 + 0,97	0
<i>Symphodus trutta</i> (Lowe, 1833)	0,5 + 1	0	0
<i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0,25 + 0,5	0
Macroalgas			
<i>Lepadogaster candollei</i> (Risso, 1810)	0	0	0,87 + 1,01
<i>Opeatogenys cadenati</i> (Briggs, 1957)	0,5 + 0,58	0	0
<i>Scorpaena</i> sp.	0,25 + 0,5	0	0,44 + 0,87
<i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0,25 + 0,5	0
<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0,44 + 0,87
Arena			
<i>Lepadogaster candollei</i> (Risso, 1810)	2 + 2,16	3,5 + 3,3	1,31 + 1,67
<i>Opeatogenys cadenati</i> (Briggs, 1957)	1 + 1,41	0	0,43 + 0,87
<i>Symphodus trutta</i> (Lowe, 1833)	0	0,25 + 0,5	0
<i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	0,25 + 0,5	0	0,44 + 0,87
Familia Gobidae	0,25 + 0,5	0	0
<i>Syngnathus typhle</i> (Linnaeus, 1758)	0	0,5 + 0,57	0
Sebadal			
<i>Lepadogaster candollei</i> (Risso, 1810)	1,25 + 0,96	0,75 + 0,96	0,44 + 0,87
<i>Scorpaena</i> sp.	0	0,25 + 0,5	0
Familia Gobidae	0	0,25 + 0,5	0,44 + 0,87

3.2 Evaluación espacio-temporal de patrones de colonización en cuatro hábitats submareales.

El análisis de identificación y cuantificación de especies durante los seis meses de muestreo, permitió la caracterización de 55 grupos taxonómicos, los cuales pertenecieron a 10 clases, 20 órdenes, 1 suborden, 43 familias, 33 géneros y 18 especies de un total de 87807 organismos. Estas especies pertenecieron a los cuatro *phylum* que mayor abundancia presentaron (*Echinodermata*, *Mollusca*, *Arthropoda* y *Chordata*). Es importante destacar que durante el mes de julio se perdieron todos los colectores depositados en arena, y por lo tanto no datos de organismos pertenecientes a este hábitat durante dicho mes. La figura 7 muestra la abundancia total en los diferentes hábitats.

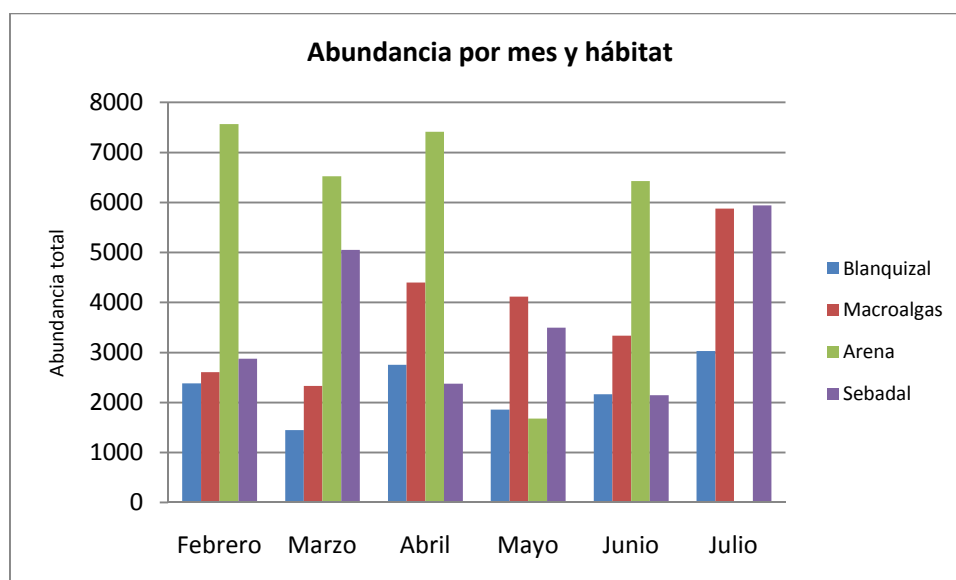


Figura 7. Valores absolutos de abundancia en los diferentes tipos de hábitats durante los seis meses de muestreo

Phylum Echinodermata

Durante los 6 meses muestreados, se capturaron un total de siete especies de equinodermos. Observamos un pico para *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816), durante el inicio de la primavera, con un pico bien definido en los cuatro hábitats submareales, presentando las mayores abundancias en parches de arena (Fig. 8). El resto de especies capturadas mostraron una abundancia muy pequeña a lo largo de los 6 meses de estudio, sin embargo, el asentamiento de nuevos colonos fue generalmente mayor en los bosques de macroalgas (Fig. 8). La Tabla 6 muestra los valores medios $\pm$ desviación estándar para cada una de las especies capturadas en cada uno de los hábitats submareales.

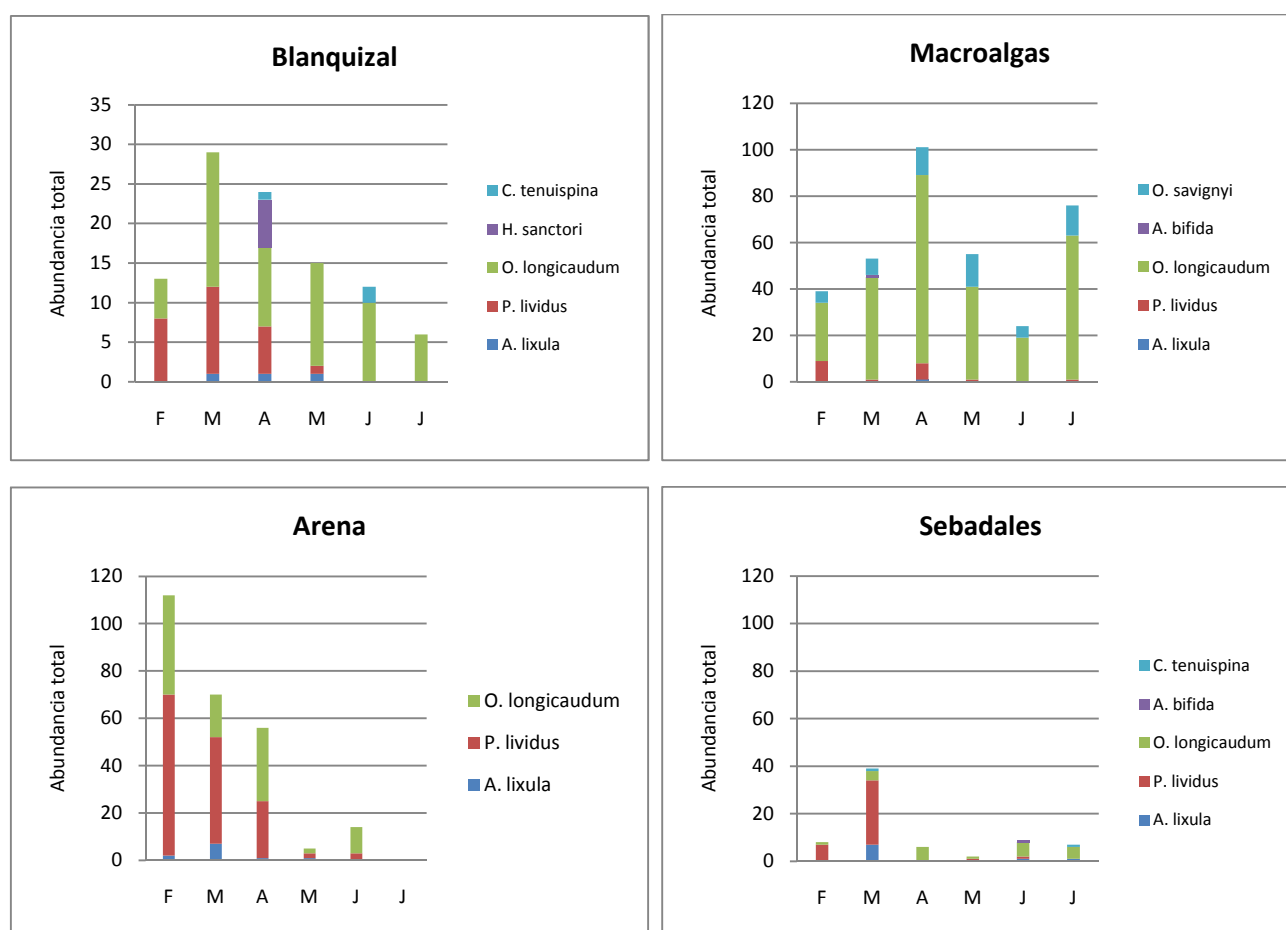


Figura 8. Abundancia total de equinodermos por hábitat; Blanquizal, Bosques de de macroalgas, Parches de Arena y Sebadales.

Tabla 6. Abundancia media + desviación estándar de equinodermos identificados en los muestreos realizados durante los meses de febrero a julio de 2010 en cuatro hábitats submareales.

	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio
Echinodermata	M ± DE	M ± DE	M ± DE	M ± DE	M ± DE	M ± DE
Blanquizal						
<i>Arbacia lixula</i> (Linnaeus, 1758)	0	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0	0
<i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)	2 ± 1,63	2,75 ± 4,27	1,5 ± 2,38	0,25 ± 0,5	0	0
<i>Ophioderma longicaudum</i> (Retzius, 1789)	1,25 ± 1,25	4,25 ± 3,4	2,5 ± 1,29	3,25 ± 4,03	2,5 ± 1	1,5 ± 1
<i>Coscinasterias tenuispina</i> (Lamarck, 1816)	0	0	0,25 ± 0,5	0	0,5 ± 1	0
<i>Holothuria sanctori</i> (delle Chiaje, 1823)	0	0	1,5 ± 1,91	0	0	0
Macroalgas						
<i>Arbacia lixula</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0,25 ± 0,5	0	0	0
<i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)	2,25 ± 2,06	0,25 ± 0,5	1,75 ± 2,36	0,25 ± 0,5	0	0,25 ± 0,5
<i>Ophiactis savignyi</i> (Müller & Troschel, 1842)	1,25 ± 0,5	1,75 ± 1,26	1 ± 1,26	3,5 ± 1,91	1,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5
<i>Ophioderma longicaudum</i> (Retzius, 1789)	7,5 ± 8,58	12,75 ± 2,75	23,3 ± 21,9	13,5 ± 9,71	6 ± 0,81	18,75 ± 8,42
<i>Antedon bifida</i> (Pennant, 1777)	0	0,25 ± 0,5	0	0	0	0
Arena						
<i>Arbacia lixula</i> (Linnaeus, 1758)	0,5 ± 0,57	1,75 ± 2,21	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0	0
<i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)	17 ± 30,04	11,25 ± 13,93	6 ± 5,88	0,5 ± 1	0,75 ± 0,96	0
<i>Ophioderma longicaudum</i> (Retzius, 1789)	10,5 ± 4,2	4,5 ± 4,65	7,75 ± 6,13	0,5 ± 1	2,75 ± 0,96	0
Sebadales						
<i>Arbacia lixula</i> (Linnaeus, 1758)	0	1,75 ± 1,5	0	0	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5
<i>Paracentrotus lividus</i> (Lamarck, 1816)	1,75 ± 1,71	6,75 ± 6,65	0	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0
<i>Ophioderma longicaudum</i> (Retzius, 1789)	0,25 ± 0,5	1 ± 1,41	1,5 ± 1,73	0,25 ± 0,5	1,5 ± 2,38	1,25 ± 1,5
<i>Coscinasterias tenuispina</i> (Lamarck, 1816)	0	0,25 ± 0,5	0	0	0	0,25 ± 0,5

Phylum Mollusca

En el phylum *mollusca* identificamos un total de 26 grupos taxonómicos. Las familias *Rissoiidae*, *Trochidae* y *Columbellidae*, fueron las que mayor abundancia presentaron a lo largo de los 6 meses muestreados, con un pico de abundancia durante los meses de abril, mayo y junio (Fig. 9). La clase *Bivalvia* fue capturada en los hábitats de substrato blando, principalmente en los parches de arena, donde destaca la especie *Solemya togata* (Fig. 9), con mayor abundancia durante los meses de febrero, marzo y abril.). La Tabla 7 muestra los valores medios ± desviación estándar para cada una de las especies capturadas en cada uno de los hábitats submareales para el *phylum Mollusca*.

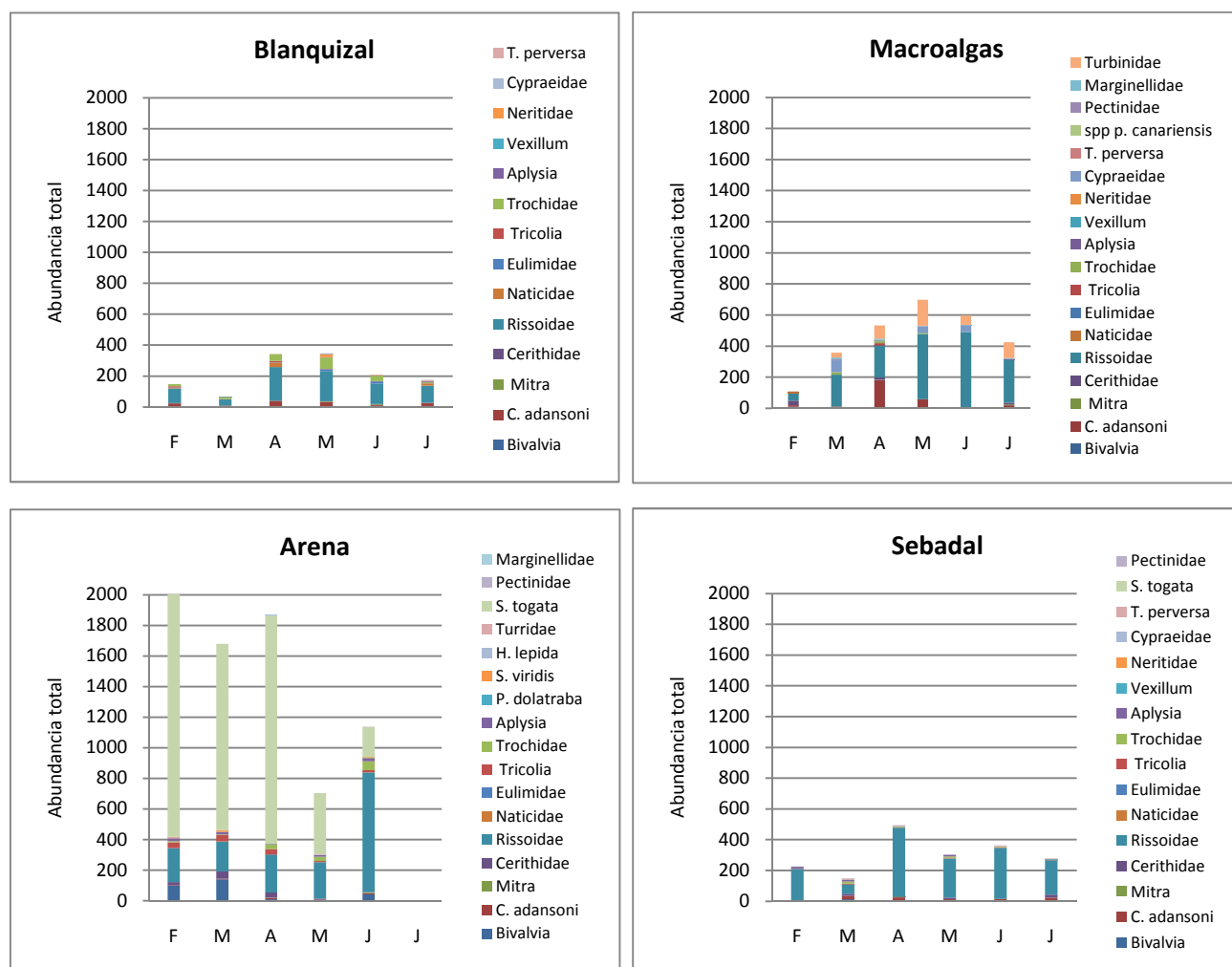


Figura 9. Abundancia total de moluscos por hábitat; Blanquizal, Bosques de de macroalgas, Parches de Arena y Sebadales.

Tabla 7. Abundancia media + desviación estándar de moluscos identificados en los muestreos realizados durante los meses de febrero a julio de 2010 en cuatro hábitats submareales.

	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio
Mollusca	M ± DE	M ± DE	M ± DE	M ± DE	M ± DE	M ± DE
Blanquikal						
<i>Clase Bivalvia</i>	0	0	1,25 ± 1,5	0,5 ± 1	0	0,25 ± 0,5
<i>Familia Cerithidae</i>	0,5 ± 0,58	0	0,25 ± 0,5	0	0,5 ± 1	0,5 ± 0,58
<i>Familia Rissoidae</i>	23,75 ± 17,11	9,75 ± 2,78	54,5 ± 53,19	48,75 ± 38,92	32,25 ± 27,03	27,5 ± 28,8
<i>Familia Naticidae</i>	1 ± 0,82	0	7,25 ± 9,5	0	0	3,75 ± 4,78
<i>Familia Eulimidae</i>	0,25 ± 0,5	0	0,75 ± 0,96	3 ± 2,94	4,25 ± 4,99	0
<i>Familia Trochidae</i>	3,5 ± 1,73	3 ± 2,83	10,5 ± 9,47	18,25 ± 12,58	9 ± 8,52	2 ± 2,45
<i>Familia Neritidae</i>	0	0,25 ± 0,5	0	5,75 ± 5,68	0,25 ± 0,5	0
<i>Familia Cypraeidae</i>	0	0	0	0,25 ± 0,5	0	0
<i>Genero Mitra</i>	0,25 ± 0,5	0	0,25 ± 0,5	1 ± 1,41	1,75 ± 2,39	0
<i>Genero Tricolia</i>	1,75 ± 1,71	0,5 ± 1	2 ± 2,16	0,5 ± 1	0,25 ± 0,5	0,5 ± 0,57
<i>Genero Vexillum</i>	0	0,25 ± 0,5	0	0	0	0
<i>Genero Aplysia</i>	0	0	0	0,5 ± 1	0	1,25 ± 1,89
<i>Columbella adansoni (Menke, 1853)</i>	5,75 ± 4,5	2,25 ± 2,63	8,5 ± 10,72	7,75 ± 10,84	3 ± 3,56	6 ± 8,75
<i>Tyrodina perversa (Gmelin, 1791)</i>	0	0	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	1,5 ± 1,91	2,25 ± 2,87
Macroalgas						
<i>Clase Bivalvia</i>	2,5 ± 2,38	0,75 ± 0,96	1,75 ± 1,5	0,75 ± 0,96	0	0
<i>Familia Pectinidae</i>	0	1,25 ± 1,26	1,5 ± 1,29	0,25 ± 0,5	0	0
<i>Familia Cerithidae</i>	0,5 ± 1	4,25 ± 6,65	13,25 ± 13,89	1 ± 0,82	1,25 ± 1,89	3 ± 2,16
<i>Familia Rissoidae</i>	20,75 ± 32,42	47,25 ± 19,36	40 ± 31,14	104 ± 57,03	118,75 ± 71,38	66,25 ± 15,9
<i>Familia Naticidae</i>	0,75 ± 0,96	0	4 ± 8	0	0	0
<i>Familia Eulimidae</i>	0	3,75 ± 4,5	2,75 ± 3,78	1,75 ± 2,22	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5
<i>Familia Trochidae</i>	0,75 ± 1,5	8 ± 3,65	21,25 ± 5,91	42 ± 37,33	14,75 ± 10,69	25,5 ± 11,44
<i>Familia Marginellidae</i>	0	0	0,5 ± 1	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0
<i>Familia Turbinidae</i>	0	0	0,25 ± 0,5	0	0	0
<i>Familia Neritidae</i>	0	19,25 ± 17,61	0	10,5 ± 16,38	10,5 ± 17,75	0,25 ± 0,5
<i>Familia Cypraeidae</i>	0	0	0	0	0	0,25 ± 0,5
<i>Genero Mitra</i>	0	0	2,25 ± 4,08	0,5 ± 1	0,5 ± 1	4 ± 6,63
<i>Genero Tricolia</i>	0,25 ± 0,5	3 ± 3,56	2 ± 4	0,5 ± 1	1,5 ± 1,73	2 ± 2,82
<i>Genero Vexillum</i>	0	0	0,25 ± 0,5	0	0	0
<i>Genero Aplysia</i>	1 ± 2	0	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	1 ± 1,41	0
<i>Columbella adansoni (Menke, 1853)</i>	2,25 ± 4,5	2 ± 2,16	43,5 ± 37,22	13,25 ± 10,53	1,25 ± 0,96	4,75 ± 4,03
<i>Spp. canariensis (Rossum, 1997)</i>	0	0	0	0	0,25 ± 0,5	0
<i>Tyrodina perversa (Gmelin, 1791)</i>	0,75 ± 1,5	0	0	0	0	3,25 ± 4,71

Arena						
<i>Clase Bivalvia</i>	24,5 ± 19,36	35,25 ± 44,55	2,75 ± 2,5	0,75 ± 1,5	10,75 ± 20,19	0
<i>Familia Pectinidae</i>	0	0	1 ± 1,41	0	0,25 ± 0,5	0
<i>Familia Rissoidae</i>	55,5 ± 26,01	48,5 ± 39,99	62 ± 68,68	59,25 ± 118,5	195,3 ± 173,7	0
<i>Familia Cerithidae</i>	5 ± 6,74	12 ± 9,06	8,5 ± 9,85	1,75 ± 3,5	0,25 ± 0,5	0
<i>Familia Naticidae</i>	0	0,5 ± 1	0	0	0,5 ± 1	0
<i>Familia Eulimidae</i>	0	0	0,25 ± 0,5	0	0,25 ± 0,5	0
<i>Familia Trochidae</i>	1,75 ± 1,71	1 ± 1,15	7,25 ± 8,84	7,25 ± 14,5	14,75 ± 16,48	0
<i>Familia Marginellidae</i>	0	0	0,5 ± 0,58	0	0	0
<i>Genero Mitra</i>	0	0	0,25 ± 0,5	0	1 ± 1,57	0
<i>Genero Turridae</i>	1,75 ± 2,22	0,75 ± 0,5	0	0,25 ± 0,5	0	0
<i>Genero Tricolia</i>	9,75 ± 6,39	10,75 ± 5,9	9 ± 8,04	2 ± 4	3,25 ± 2,06	0
<i>Genero Aplysia</i>	4,5 ± 1,91	4 ± 1,41	1,25 ± 1,26	3 ± 6	4,75 ± 6,94	0
<i>Solemya togata (Poli, 1795)</i>	407,75 ± 482,4	304,3 ± 252,9	372 ± 479,27	100,5 ± 201	48,75 ± 79,71	0
<i>Columbella adansoni (Menke, 1853)</i>	1 ± 0,82	0,75 ± 0,96	2 ± 1,82	1,25 ± 2,5	2 ± 0,81	0
<i>Hastula lepida (Hinds, 1843)</i>	0,25 ± 0,5	0	0	0	0	0
<i>Smaragdia viridis (Linnaeus, 1758)</i>	0,5 ± 0,58	2,25 ± 1,7	0	0	2 ± 2,71	0
<i>Pyramidella dolabrata (Linnaeus, 1758)</i>	0	0	0	0	0,25 ± 0,5	0
Sebadales						
<i>Clase Bivalvia</i>	0,75 ± 0,96	3 ± 0,82	0,25 ± 0,5	0,5 ± 0,58	1 ± 0,81	0
<i>Familia Pectinidae</i>	0	0,75 ± 1,5	1 ± 1,15	1 ± 1,41	1,25 ± 1,5	0,75 ± 0,96
<i>Familia Rissoidae</i>	51 ± 33,65	15 ± 18,24	112,75 ± 109,4	63,7 ± 25,14	83 ± 25,47	55,75 ± 35,2
<i>Familia Cerithidae</i>	0,5 ± 1	3,25 ± 0,96	0,5 ± 0,58	2,5 ± 3,82	0	5 ± 7,82
<i>Familia Naticidae</i>	0	0	0,25 ± 0,5	0,5 ± 1	0	0
<i>Familia Eulimidae</i>	0	0,25 ± 0,5	0	0	0	0,25 ± 0,5
<i>Familia Trochidae</i>	0	3,25 ± 2,21	0,75 ± 1,5	2 ± 2,45	1 ± 1,15	1 ± 1,41
<i>Familia Neritidae</i>	0	0,75 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0	0,75 ± 0,95	0,25 ± 0,5
<i>Familia Cypraeidae</i>	0,25 ± 0,5	0	0,25 ± 0,5	0	0	0
<i>Genero Mitra</i>	0	0	0,25 ± 0,5	0	0	0
<i>Genero Tricolia</i>	0,75 ± 0,95	1,5 ± 0,58	0,75 ± 1,5	1 ± 0,82	0,75 ± 1,5	0,25 ± 0,5
<i>Genero Vexillum</i>	0	0	0	0	0	0,25 ± 0,5
<i>Genero Aplysia</i>	3 ± 2,45	3 ± 2,45	0,75 ± 0,96	2,5 ± 3,78	0	0,25 ± 0,5
<i>Columbella adansoni (Menke, 1853)</i>	0	5,75 ± 7,54	6 ± 5,48	2,75 ± 2,98	2,5 ± 1,29	5,5 ± 4,5
<i>Solemya togata (Poli, 1795)</i>	0,5 ± 1	0,25 ± 0,5	0	0	0	0
<i>Tylodina perversa (Gmelin, 1791)</i>	0	0,25 ± 0,5	0	0	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5

Phylum Arthropoda

Los artrópodos cuantificados consistieron en postlarvas y juveniles recién metamorfoseados. Dentro de este *phylum* se identificaron 14 grupos taxonómicos. El grupo que mayor abundancia mostró fue el Orden *Amphipoda*, seguido del Suborden *Natantia* y el Orden *Isopoda*. Las familias *Galathea*, *Grapsidae* y *Majidae*, mostraron un pico de abundancia durante los meses de junio y julio en los cuatro hábitats que son objeto de este estudio. La figura 10 muestra la abundancia total de artrópodos por hábitat, y la tabla 8 la abundancia media $\pm$ desviación estándar por hábitat y mes de estudio de cada taxón identificado.

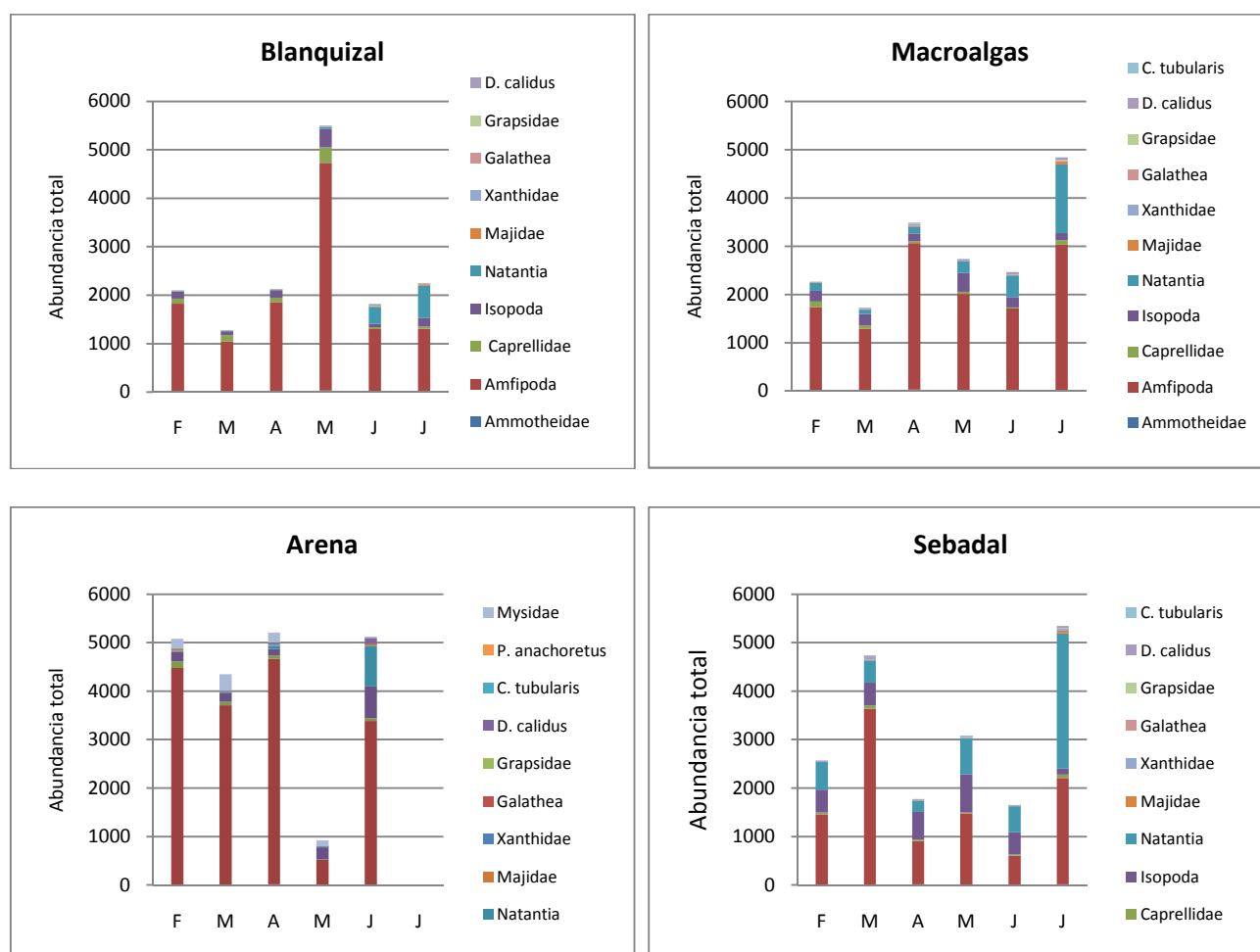


Figura 10. Abundancia total de artrópodos por hábitat; Blanquizal, Bosques de de macroalgas, Parches de Arena y Sebadales.

Tabla 8. Abundancia media + desviación estándar de artrópodos identificados en los muestreos realizados durante los meses de febrero a julio de 2010 en cuatro hábitats submareales.

	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio
Arthropoda	M ± DE	M ± DE	M ± DE	M ± DE	M ± DE	M ± DE
Blanquiazal						
<i>Orden Amphipoda</i>	456,5 ± 310,97	256,25 ± 34,96	461 ± 265,97	236,7 ± 148,8	324,5 ± 200,6	323 ± 112,82
<i>Orden Isopoda</i>	35,5 ± 26,94	19,75 ± 7,72	38,3 ± 52,92	26,75 ± 23,41	17,5 ± 10,66	45 ± 33,52
<i>Suborden Natantia</i>	3 ± 2,31	3,5 ± 4,51	3,5 ± 4,72	14,75 ± 12,89	87,5 ± 76,33	164,5 ± 66,96
<i>Familia Ammonotheidae</i>	0	5 ± 1,63	3,5 ± 4,04	1,25 ± 2,5	1,25 ± 1,5	3,25 ± 1,7
<i>Familia Caprellidae</i>	26 ± 25,02	32,5 ± 7,72	22,75 ± 23,9	4,5 ± 2,64	9,75 ± 8,85	12,75 ± 5,74
<i>Familia Majidae</i>	1 ± 1,15	0	0	1 ± 2	2 ± 2,83	7,75 ± 1,26
<i>Familia Xanthidae</i>	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	1 ± 0,82	0,25 ± 0,5	0,5 ± 1	0,5 ± 0,58
<i>Familia Galathea</i>	0	0	0	0,5 ± 0,58	0,5 ± 0,58	0,5 ± 0,58
<i>Familia Grapsidae</i>	0	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0	1 ± 1,15	1,25 ± 0,96
<i>Dardanus calidus</i> (Risso, 1827)	2,75 ± 2,75	0,25 ± 0,5	1,75 ± 2,87	9,5 ± 9,98	10,5 ± 9,68	2,5 ± 2,08
<i>Calcinus tubularis</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	0	0,25 ± 0,5	0	0
Macroalgas						
<i>Orden Amphipoda</i>	433,5 ± 104,86	321 ± 148,56	758 ± 593,92	497,5 ± 277,68	426 ± 240,18	753,7 ± 280,6
<i>Orden Isopoda</i>	56,25 ± 29,07	58,5 ± 61,17	40,75 ± 44,3	97,75 ± 164,18	53,5 ± 33,12	36,75 ± 36,12
<i>Suborden Natantia</i>	41 ± 11,66	23,5 ± 15,61	37 ± 38,26	59,5 ± 46,86	113,25 ± 40,23	356,5 ± 340,9
<i>Familia Ammonotheidae</i>	0,5 ± 1	0,75 ± 0,5	6,75 ± 5,85	4,5 ± 6,61	1,5 ± 2,38	4 ± 6,16
<i>Familia Caprellidae</i>	28,75 ± 9,74	18 ± 16,02	9,75 ± 9,64	12 ± 8,12	4,5 ± 5,07	22,5 ± 19,74
<i>Familia Majidae</i>	1,75 ± 0,96	1,75 ± 1,5	3,5 ± 4,36	0,25 ± 0,5	3,25 ± 2,03	13,75 ± 5,68
<i>Familia Xanthidae</i>	0	2,25 ± 1,89	7,75 ± 13,57	2 ± 1,82	0,25 ± 0,5	1,5 ± 1,73
<i>Familia Galathea</i>	0,25 ± 0,5	1,25 ± 1,89	1,75 ± 2,36	1,75 ± 1,26	1,25 ± 0,96	3,5 ± 3,51
<i>Familia Grapsidae</i>	0,5 ± 1	0,75 ± 0,5	0,5 ± 0,57	0	1,5 ± 1,73	2,75 ± 1,5
<i>Dardanus calidus</i> (Risso, 1827)	3,5 ± 6,35	4 ± 2,94	5,75 ± 3,68	7,5 ± 6,85	10,5 ± 4,43	14,25 ± 5,31
<i>Calcinus tubularis</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	0,25 ± 0,5	0,5 ± 0,58	0	0,5 ± 0,58
Arena						
<i>Orden Amphipoda</i>	1119 ± 593,37	926,5 ± 447,91	1163 ± 973,3	129 ± 258	844 ± 432,29	0
<i>Orden Isopoda</i>	50,5 ± 36,83	46,75 ± 20,5	34,75 ± 29,6	62,75 ± 125,5	163,75 ± 48,86	0
<i>Suborden Natantia</i>	5,75 ± 1,5	4 ± 1,41	16,75 ± 24,5	4,25 ± 8,5	210,75 ± 126,93	0
<i>Familia Ammonotheidae</i>	1 ± 0,82	0,5 ± 1	3,25 ± 5,25	0	2,75 ± 1,71	0
<i>Familia Caprellidae</i>	32,5 ± 12,92	17,75 ± 7,13	17 ± 13,78	2,75 ± 5,5	13,5 ± 2,38	0
<i>Familia Mysidae</i>	49 ± 44,65	86,25 ± 100,82	50 ± 57,68	29,25 ± 58,5	6 ± 12	0
<i>Familia Majidae</i>	7 ± 5	0,5 ± 0,58	2 ± 2,73	0,25 ± 0,5	5,75 ± 4,14	0
<i>Familia Xanthidae</i>	1,5 ± 1,29	2,5 ± 1,29	8 ± 6,16	0,25 ± 0,5	1,25 ± 1,5	0
<i>Familia Galathea</i>	0	0	0	0	2,5 ± 1	0
<i>Familia Grapsidae</i>	0,75 ± 1,5	0	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	1,5 ± 1,73	0

<i>Dardanus calidus</i> (Risso, 1827)	3 ± 3,46	3 ± 2,45	5,5 ± 4,51	0,5 ± 1	28,5 ± 35,41	0
<i>Calcinus tubularis</i> (Linnaeus, 1767)	0,25 ± 0,5	0	0,25 ± 0,5	0	0	0
<i>Pagurus anachoretus</i> (Risso, 1827)	0	0	0,75 ± 1,5	0	0	0
Sebadales						
<i>Orden Amphipoda</i>	364,75 ± 380,31	907,5 ± 674,17	224,5 ± 83,11	367,5 ± 245,9	149,75 ± 28,3	547,7 ± 183,8
<i>Orden Isopoda</i>	118,25 ± 49,36	119 ± 117,29	143 ± 143,61	197,75 ± 105,85	114,5 ± 58,64	30,5 ± 11,9
<i>Suborden Natantia</i>	142 ± 17,38	114,5 ± 64,55	57,75 ± 27,16	186,25 ± 90,22	135 ± 89,12	696 ± 218,02
<i>Familia Ammotheidae</i>	0	2 ± 0,82	3 ± 0,82	1,75 ± 1,5	0,75 ± 0,5	4 ± 2,16
<i>Familia Caprellidae</i>	8,75 ± 5,5	15 ± 7,35	7,25 ± 4,64	4,5 ± 2,08	6,25 ± 2,06	18,5 ± 4,79
<i>Familia Majidae</i>	1,5 ± 1,73	3,25 ± 4,57	1 ± 0,82	1 ± 1,15	0,75 ± 0,96	15,75 ± 8,42
<i>Familia Xanthidae</i>	0,25 ± 0,5	13,5 ± 12,58	1,5 ± 1	1,75 ± 0,5	2,5 ± 2,38	9,75 ± 9,32
<i>Familia Galathea</i>	0	0	0,25 ± 0,5	0,75 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0,75 ± 1,5
<i>Familia Grapsidae</i>	0,75 ± 0,96	0,25 ± 0,5	0	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	1,5 ± 1,73
<i>Genero Macropodia</i>	0,25 ± 0,5	1 ± 1,41	0	0	0	0
<i>Dardanus calidus</i> (Risso, 1827)	5,25 ± 1,5	7,75 ± 4,19	5,75 ± 4,03	4,5 ± 2,52	3,5 ± 1	11,75 ± 8,11
<i>Calcinus tubularis</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	0	0,25 ± 0,5	0	0

Phylum Chordata

Dentro del *phylum* cordados, sólo se cuantificaron los organismos juveniles. Se identificaron 8 grupos taxonómicos, de las cuales el género *Lepadogaster* fue el más abundante. Durante los meses de junio y julio se puede observar un pico de abundancia de organismos. La figura 11 muestra la abundancia total de cordados por hábitat, y la tabla 9 la abundancia media ± desviación estándar por hábitat y mes de estudio de cada taxón identificado.

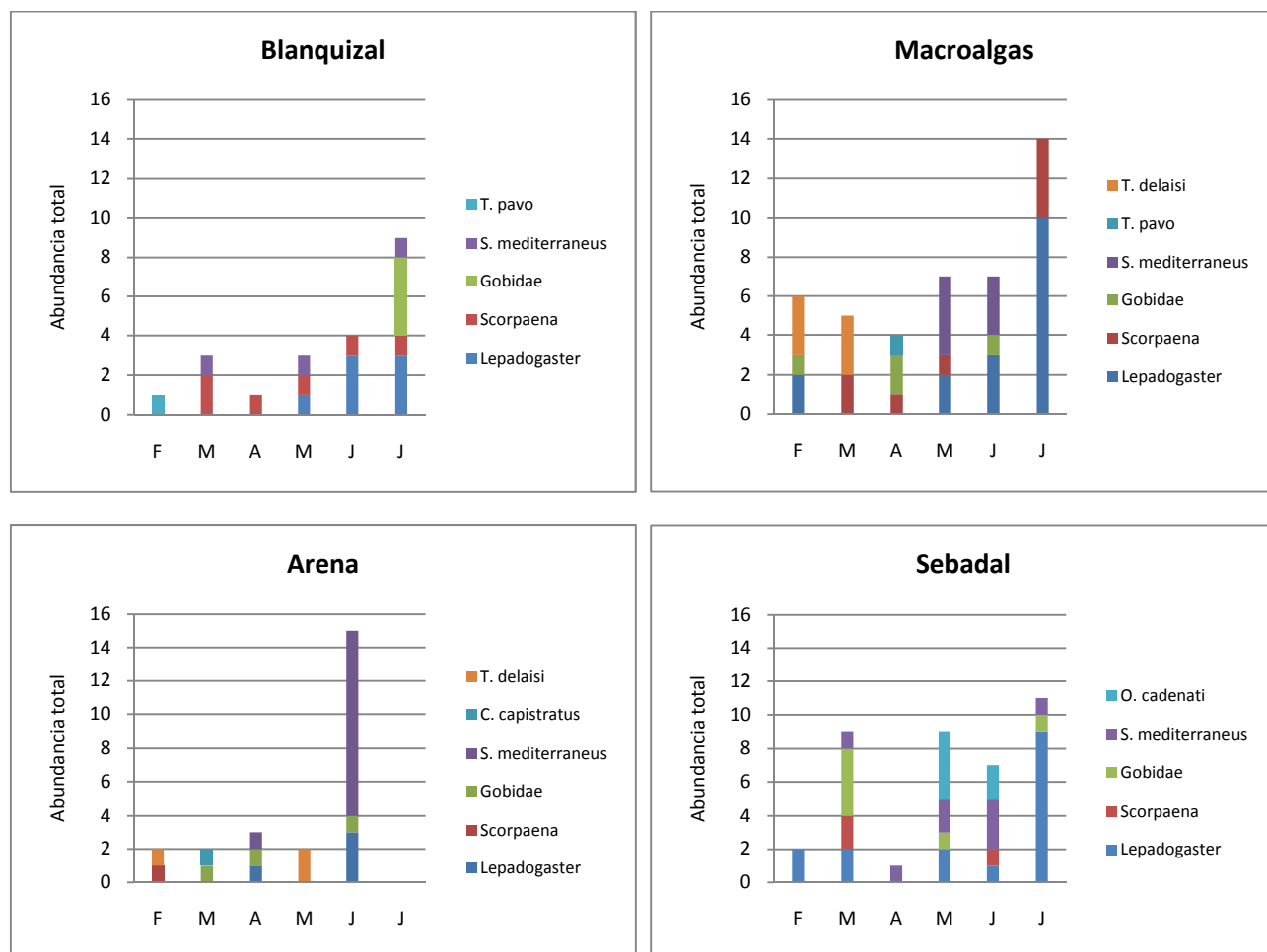


Figura 11. Abundancia total de cordados por hábitat; Blanquizal, Bosques de de macroalgas, Parches de Arena y Sebadales.

Tabla 9. Abundancia media + desviación estándar de cordados identificados en los muestreos realizados durante los meses de febrero a julio de 2010 en cuatro hábitats submareales.

	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio
Chordata	M ± DE	M ± DE	M ± DE	M ± DE	M ± DE	M ± DE
Blanquizal						
<i>Familia Gobidae</i>	0	0	0	0	0	1 ± 0,82
<i>Genero ssp. Scorpaena</i>	0	0,5 ± 0,58	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5
<i>Genero Lepadogaster ssp.</i>	0	0	0	0,25 ± 0,5	0,75 ± 0,96	0,75 ± 0,5
<i>Symphodus mediterraneus (Linnaeus, 1758)</i>	0	0,25 ± 0,5	0	0,25 ± 0,5	0	0,25 ± 0,5
<i>Thalassoma pavo (Linnaeus, 1758)</i>	0,25 ± 0,5	0	0	0	0	0
Macroalgas						
<i>Familia Gobidae</i>	0,25 ± 0,5	0	0,5 ± 1	0	0,25 ± 0,5	0
<i>Genero Lepadogaster ssp.</i>	0,5 ± 0,58	0	0	0,5 ± 1	0,75 ± 0,96	2,5 ± 1,29
<i>Genero ssp. Scorpaena</i>	0	0,5 ± 0,58	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0	1 ± 0
<i>Symphodus mediterraneus (Linnaeus, 1758)</i>	0	0	0	1 ± 1,41	0,75 ± 0,96	0
<i>Thalassoma pavo (Linnaeus, 1758)</i>	0	0	0,25 ± 0,5	0	0	0
<i>Tripterygion delaisi (Cadenat & Blache, 1970)</i>	0,75 ± 0,5	0,75 ± 0,9	0	0	0	0
Arena						
<i>Familia Gobidae</i>	0	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0	0,25 ± 0,5	0
<i>Genero Lepadogaster ssp.</i>	0	0	0,25 ± 0,5	0	0,75 ± 0,96	0
<i>Genero ssp. Scorpaena</i>	0,25 ± 0,5	0	0	0	0	0
<i>Symphodus mediterraneus (Linnaeus, 1758)</i>	0	0	0,25 ± 0,5	0	2,75 ± 3,2	0
<i>Tripterygion delaisi (Cadenat & Blache, 1970)</i>	0,25 ± 0,5	0	0	0,5 ± 1	0	0
<i>Canthigaster capistratus (Lowe, 1839)</i>	0	0,25 ± 0,5	0	0	0	0
Sebadales						
<i>Familia Gobidae</i>	0	1 ± 2	0	0,25 ± 0,5	0	0,25 ± 0,5
<i>Genero ssp. Scorpaena</i>	0	0,5 ± 1	0	0	0,25 ± 0,5	0
<i>Genero Lepadogaster ssp.</i>	0,5 ± 0,58	0,5 ± 1	0	0,5 ± 0,58	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,71
<i>Opeatogenys cadenati (Briggs, 1957)</i>	0	0	0	1 ± 1,15	0,5 ± 1	0
<i>Symphodus mediterraneus (Linnaeus, 1758)</i>	0	0,25 ± 0,5	0,25 ± 0,5	0,5 ± 0,58	0,75 ± 0,96	0,25 ± 0,5

4. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos son el resultado de un trabajo pionero en las Islas Canarias, porque son la primera observación del reclutamiento de los primeros estadíos de peces y macroinvertebrados en hábitats submareales utilizando colectores artificiales. Hasta ahora, los estudios realizados de muchas de estas especies se habían basado en censos visuales. En este estudio, nosotros evaluamos como afecta la composición del hábitat y la estructura de los diferentes tipos de colectores en el asentamiento de peces y macroinvertebrados simultáneamente, así como los patrones estacionales de asentamiento de los mismos.

Los procesos que actúan durante las primeras fases de vida de los organismos marinos van a tener consecuencias muy importantes para el posterior éxito del reclutamiento. Es por esto que el conocimiento de la ecología de estos primeros estados es tan relevante en términos de gestión y diseño de reservas marinas (Fuiman, 2002).

4.1 Determinación de un colector eficaz para evaluar patrones de colonización en cuatro hábitats submareales.

De los 96 colectores que fueron depositados en los diferentes hábitats, sólo se pudieron analizar un total de 48 colectores. Esto muestra la dificultad que supone realizar experimentos *in situ*. De los 48 colectores analizados, se obtuvieron un total de 52 grupos taxonómicos en los tres tipos de colectores y en los cuatro hábitats, mostrando una gran variedad de organismos capturados en este estudio. Esta amplia variedad de taxones capturados, nos permite establecer el tipo de colector más eficaz para determinar los patrones de asentamiento de diferentes especies.

Operacionalidad técnica

Los colectores artificiales que diseñamos, nos proveen de una herramienta útil para cuantificar como afecta la composición estructural en la colonización de nuevos colonos. De los tres tipos de colectores utilizados, CAS y CU mostraron ser fácilmente portables, preservando la fauna cuando eran retirados del agua, y con una alta capacidad de replicación. La base plástica con la malla mosquitera utilizada en el colector ASU, mostró una excesiva acumulación de sedimentos en la base, quedando considerablemente recubierta.

La capacidad de retirar los organismos capturados en los colectores en el laboratorio húmedo es otra de las mejoras obtenidas con el uso de los colectores artificiales. Los colectores artificiales diseñados en este estudio, además tienen otra serie de ventajas, como por ejemplo la innecesaria recolección de fanerógamas marinas o la utilización de grandes estructuras, lo cual crea un alto impacto sobre los diferentes hábitats, siendo muy destructivas, y siendo además técnicas poco reproducibles (Morgan *et al.*, 1996).

ASU, CAS y CU retuvieron postlarvas y juveniles de forma mucho más eficiente que las redes utilizadas in situ en los hábitats (Jenkins & Sutherland, 1997) o mediante técnicas de censos visuales (Tuya *et al.*, 2005). En los colectores CAS y CU, los individuos pequeños no tuvieron la posibilidad de escapar, porque los colectores fueron retirados rápidamente. La malla de los colectores, permite el flujo del agua a través de ellos, pero ayuda a que los organismos queden atrapados dentro del colector. Además, la respuesta conductual de la fauna, posiblemente sería la retirada hacia el refugio cuando se les molesta, y esto es hacia el colector (Kenyon *et al.*, 1999). Las observaciones visuales durante la recogida de los colectores, mostró que los peces se introducían en el colector cuando se eran molestados.

Estos tipos de colectores nos permiten estudiar la colonización de los hábitats temporalmente, por ejemplo la colonización sobre eventos de corta duración como las mareas y días, o durante las fases lunares, estaciones del año, etc.

Determinación de la consistencia de la efectividad de los colectores por phylum.

La fauna juvenil utilizó los colectores ASU y CAS en los diferentes hábitats como si fueran hábitats naturales, y las postlarvas probablemente hicieron lo mismo. Así pues, la colonización de postlarvas procedentes de la columna de agua en los colectores ASU y CAS es una buena estimación de la colonización natural de postlarvas en los diferentes hábitats. El número de grupos taxonómicos capturados en los colectores ASU y Cas fue mayor que en el colector CU.

El *phylum Echinodermata*, estuvo compuesto por juveniles y postlarvas de *Ophioderma* y *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816), observando mayores abundancias para *P. lividus* (967 organismos) que para *O. longicaudum* (137 organismos). En este phylum, podríamos esperar que las mayores abundancias fueran obtenidas en substrato duro (tanto blanquizales como bosques de macroalgas); sin embargo, las mayores abundancias de organismos las encontramos en substrato blando, especialmente en parches de arena. Los colectores ASU y CAS mostraron abundancias similares de organismos, y no obtuvimos diferencias significativas entre estos dos tipos de colectores. Podríamos esperar que las postlarvas de *P. lividus* estuvieran sentenciadas a morir en los parches de arena, sin embargo, los individuos capturados se encontraban dentro de un rango de 1-7 mm, confirmando la capacidad de estos erizos no solo a usar este hábitat como lugar para el asentamiento, sino con la capacidad de sobrevivir en él.

El hecho de la mayor abundancia de postlarvas y juveniles de *P. lividus* aparezca en arena, puede ser debido a que en dicho hábitat, el colector es el único lugar que ofrece refugio disponible, sin embargo, en hábitats con una mayor complejidad estructural como puede ser hábitats cubierto por vegetación o substrato rocoso con mayor cantidad de oquedades, el nuevo recluta podría asentarse en el colector o en cualquier cueva adyacente.

La mayor abundancia de organismos en el *phylum Mollusca* la encontramos en los hábitats vegetados, tanto sebadales como bosques de macroalgas. Estas altas abundancias pueden ser debidas a que, además de estar expuestos a procesos de asentamiento, los colectores pueden ser colonizados por organismos de hábitats adyacentes. Tuya *et al.*, 2009, muestra la capacidad de colonización de los gasterópodos en hábitats vegetados. Además, la gran capacidad de dispersión de los gasterópodos para colonizar nuevos hábitats desde hábitats adyacentes naturales, es similar a la descrita en otros grupos taxonómicos con una movilidad aparente muy superior, como por ejemplo, organismos con gran capacidad para nadar (ej. *Amphipodos*; Gunnill, 1982).

Los datos obtenidos de la ANOVA realizada muestran que existe interacción entre el tipo de hábitat y colector, por lo tanto, los patrones de asentamiento entre los diferentes tipos de colector varía de un tipo de hábitat a otro. Una vez aplicamos el modelo lineal para observar el efecto de los colectores, observamos que los colectores ASU y CAS, con una complejidad estructural similar, recolectaron un número de organismos muy parecido. La pequeña diferencia que existe entre la abundancia de organismos recolectada con el colector ASU (con mayor abundancia) y el colector CAS, puede ser debido a que ASU estaba colocado horizontalmente en el fondo, lo cual favorece la colonización de organismos de hábitats adyacentes. Estas diferencias entre el colector ASU y CAS no fueron significativas, tal y como mostró la ANOVA realizada. El colector CU por su parte, mostró menor abundancia de organismos, lo cual podría ser debido a que posee una menor complejidad estructural. Las diferencias entre este colector y ASU y CAS si fueron significativas.

Durante la fase plantónica de los artrópodos, las larvas y postlarvas pueden diferenciar entre diferentes tipos de hábitats durante su asentamiento, posiblemente mediante quimiorrecepción (Boudreau *et al.*, 1993; Liu & Loneragan, 1997) y mediante la composición física de los hábitats (Herrnkind & Butler, 1986; Liu & Loneragan, 1997). Las larvas y postlarvas de los crustáceos son activos nadadores y pueden utilizar las corrientes y mareas para localizar el hábitat costero más adecuado (Rothlisberg *et al.*, 1995). En nuestro estudio, pudimos observar que la mayor abundancia de organismos la encontramos en hábitats de substrato blando, particularmente en sebadales,

donde se observa una mayor complejidad estructural, que les ofrece refugio, protegiéndolos de la depredación (Lipcius *et al.*, 2005). Con respecto al tipo de colector usado, observamos que no existe un patrón para todos los tipos de hábitats. Los colectores CAS y CU mostraron mayor abundancia de organismos que ASU, lo cual puede estar debido a CAS y CU estuvieron colocados de forma vertical, mientras que el colector ASU estuvo dispuesto horizontalmente sobre el fondo.

En el *phylum Chordata*, el análisis descriptivo mostró una preferencia por los parches de arena. Esto puede ser debido a que los colectores en un hábitat pobre en complejidad estructural, como puede ser la arena, ofrecen mayor cantidad de refugio. En hábitats vegetados, los peces tienen mayor posibilidad de encontrar refugio, por lo que en los hábitats denominados parches de arena, podríamos decir que los colectores actúan de forma activa, atrayendo a los organismos, mientras que en otros hábitats actúan de forma pasiva.

Las especies *Opeatogenys cadenati*, Briggs, 1957, y *Lepadogaster candollei*, Risso, 1810, han sido clasificadas como únicas o específicas de los sebales (Mena *et al.*, 1993). Sin embargo, en nuestro estudio, el mayor número de organismos fue encontrado en parches de arena, lo cual puede ser debido a que los organismos se encontraban desplazándose de un lugar a otro, incluso de un sebal a otro, y el colector actuó como refugio atrayente. Robertson & Blaber (1992) afirman que la estructura y riqueza de una comunidad de peces está influenciada por la superficie total del hábitat, la diversidad de hábitats adyacentes y la proximidad de éstos, así como por los regímenes de marea, etc.

Syngnathus typhle, Linnaeus, 1758, de la familia *Syngnathidae*, pertenece al grupo de peces más especializado a la vida en los sebales; estos organismos simulan la posición vertical de las hojas de *Cymodocea nodosa* (Espino *et al.*, 2006). Los individuos pertenecientes a esta especie fueron capturados en el colector CAS, sin embargo, las diferencias entre los colectores CAS y ASU no fueron significativas. Con respecto al tipo de hábitat, *S. typhle* fue capturado en los parches de

arena, por lo que en este caso cabría esperar que al igual que para otras especies, el colector haya actuado de forma activa, atrayendo a los organismos.

Harmelin (1987) clasifica a las familia *Scorpaenidae* y *Gobidae*, como bentónicos estrictamente sedentarios, haciendo desplazamientos horizontales con una pequeña amplitud y desplazamientos verticales cercanos a cero. *Symphodus sp.* y *Coris julis* (Linnaeus, 1758) viven sobre fondos rocosos cubiertos de vegetación, pero pueden moverse temporalmente hacia los seadales (Espino *et al.*, 2006). Tal y como describe la bibliografía, los ejemplares pertenecientes al género *Scorpaena sp.*, fueron capturados siempre en substratos cubiertos por vegetación, tanto en macroalgas como en seadales, por lo que se podría corroborar ese desplazamiento entre hábitats.

La familia *Gobidae* fue capturada en substratos blandos, y *Symphodus sp.* y *C. julis* fueron capturados en todos los hábitats excepto en seadales. El número de organismos capturados pertenecientes a estas familias fue muy pequeño, sin embargo, estos resultados nos ayudan a evaluar la eficacia de los colectores para capturar cordados.

4.2 Evaluación espacio-temporal de patrones de colonización en cuatro hábitats submareales.

La fuerte variabilidad temporal es una característica general para los erizos de mar en el asentamiento y reclutamiento (Ebert *et al.*, 1994; Balch & Scheibling, 2000; Lamare & Barker, 2001). Se suele observar un único pico de asentamiento durante el inicio del verano (Azzolina & Willsie, 1987; Lozano *et al.*, 1995; Sala & Zabala, 1996; Hereu *et al.*, 2004). Otros autores describen que para *P. lividus* puede haber hasta 2 picos, uno a principios de primavera y otro en otoño (Verlaque, 1984; Fenaux *et al.*, 1987; Lopez *et al.*, 1998; Guettaf *et al.*, 2000). Sin embargo, ninguno de estos estudios se han realizado directamente sobre el asentamiento de nuevos reclutas directamente, sino tomando estos datos a través del estudio del ciclo gonadal de organismos adultos. El único estudio que conocemos en Canarias de reclutamiento utilizando algún tipo de colector, es el realizado por Hernández *et al.*, (2006), el cual realiza un estudio de asentamiento de *Diadema*

antillarum Philippi con la utilización de biobolas, observando un pico en Canarias a principios de verano (abril-junio), y un pico menor en invierno (diciembre).

Nuestro estudio revela la existencia de un pico durante el otoño (con el estudio de comparación entre colectores) y un pico durante el inicio de la primavera con un menor orden de magnitud, sin embargo, hay que recordar que este estudio sólo contempla 6 meses de análisis, por lo que habría que finalizar el ciclo anual para poder definir los picos de asentamiento durante un año.

Las pequeñas diferencias se pueden producir interanualmente o entre islas debido a variaciones en el medioambiente o por condiciones bióticas (densidad de erizos, disponibilidad de alimento, etc). Garrido *et al.*, (2000), observó un rápido aumento de la temperatura del agua como un factor para la producción de gónadas en Gran Canaria, pero indica también que factores como la floración de fitoplancton y la disponibilidad de alimentos pueden influir en el ciclo gonadal. La maduración de las gónadas puede ser poco visible e incluso extenderse durante varios meses en las zonas donde las variaciones de los parámetros ambientales anuales son mínimos. En las Islas Canarias, la producción primaria en aguas oligotróficas, con picos en febrero-marzo (Braun, 1980), coinciden con la temperatura mínima del agua. Esta temperatura mínima del agua conduce a un posterior crecimiento de muchas especies de algas bentónicas durante la primavera (Gil-Rodríguez, University of La Laguna, com. pers.)

Con respecto a la variación espacial, observamos que el mayor número de organismos capturados corresponde a los hábitats de substrato blando, cuando cabría esperar que la mayor abundancia de organismos fuera encontrada en substratos rocosos, ya que la metamorfosis larvaria, el asentamiento y/o el reclutamiento de *P. lividus* y otros erizos de mar están a menudo inducidos por la presencia de algas coralináceas rojas (Harrold *et al.*, 1991; Grosjean *et al.*, 1996) y/o por la presencia de organismos de la misma especie (Highsmith, 1982; Cellario & Fenaux, 1990; Gosselin & Jangoux, 1998; Gosselin & Jangoux, 1996). Sin embargo, las diferencias entre hábitats

pueden ser debidas a factores relacionados con la distribución de larvas en la columna de agua (Ebert & Russell, 1988; Pedrotti & Fenaux, 1996) o factores como la depredación la limitación de alimentos (Ebert, 1983; Metaxas & Young, 1998).

El resto de especies capturadas de equinodermos mostró una abundancia muy pequeña como para poder establecer unos patrones de asentamiento.

Los gasterópodos por su parte, tienen una alta capacidad de colonización, no afectándoles las perturbaciones que puedan suceder en su hábitat (Tuya *et al.*, 2009). La alta capacidad de dispersión de la mayoría de los gasterópodos se encarga normalmente de la restructuración de los hábitats perturbados, y asegura una rápida colonización de los hábitats vegetados, tanto en intermareal (Olabarria, 2002) como en el submareal rocoso (Jorgensen & Christie, 2003; Tuya *et al.*, 2009). Tanto los juveniles como los adultos gasterópodos pueden dispersarse arrastrándose o por la deriva como resultado del movimiento del agua (Martel & Diefenbach, 1993; Jorgensen & Christie, 2003). Por otra parte, algunas especies tienen una etapa larvaria pelágica para colonizar nuevos hábitats de forma eficiente (Kelaher, 2005). Esta alta capacidad de dispersión de los gasterópodos para colonizar nuevos hábitats distantes de los adyacentes, es similar a la de grupos faunísticos con una mayor movilidad, como es una gran capacidad de nadar (Ej: *Amphipodos*; Gunnill, 1982). En nuestro estudio hemos podido observar una alta abundancia de organismos durante los meses de estudio de este trabajo, observándose un pico durante los meses de abril y mayo, sin embargo, no podemos definir si existe evidencias de que esta colonización provenga de organismos que se han arrastrado o de aquellos que hayan podido llegar al colector CAS a través de la columna de agua. La familia que mayor abundancia mostró fue *Rissoidae*.

Los individuos capturados pertenecientes a la familia *Aplysiidae*, mostraron una mayor abundancia en los parches de arena y en los sebadales que en los hábitats de substrato rocoso, donde cabría esperar encontrarlos, debido a que en estado adulto las vaquitas de mar son

observadas sobre sustrato rocoso. Los organismos cuantificados en este estudio pertenecientes a esta familia, estuvieron compuestos única y exclusivamente por juveniles. Este hecho nos induce a pensar que el hábitat para *Aplisia sp.* es distinto durante su etapa adulta que durante su etapa juvenil. La abundancia de organismos fue similar durante los 6 meses de estudio, disminuyendo únicamente durante el mes de abril.

De los tres grupos taxonómicos identificados en la clase *Bivalvia*, la especie *Solemya togata* fue capturada en gran abundancia en los parches de arena, y algún organismo aislado en sebadales. Durante los meses de febrero, marzo y abril pudimos observar un pico de abundancia. Sin embargo, la familia *Pectiniidae* fue capturada únicamente en sebadales con mayor abundancia en los meses de junio y julio. El resto de bivalvos capturados, fueron organismos aislados puntualmente, es decir, un número muy pequeño de organismos en los diferentes hábitats.

Los decápodos capturados durante los seis meses de estudio (Familias: *Majidae*, *Xanthidae*, *Galatheididae*, *Grapsidae*, *Diogenidae* y *Paguridae*) mostraron una mayor abundancia sobre los sustratos vegetados, los cuales presentan una mayor complejidad estructural tal y como ocurre en el estudio de decápodos de Lipcius et al., 2005. Para este orden además, observamos un pico de abundancia durante los meses de junio y julio. Sin embargo, los órdenes *Amphipoda* e *Isopoda*, mostraron una mayor abundancia durante los meses de abril y mayo.

El conjunto de peces juveniles capturados en los colectores artificiales en diferentes hábitats, muestra que un cierto número de especies es similar en los diferentes hábitats como son *Lepadogaster sp.*, *Scorpaena sp.*, *S. mediterraneus* y la familia *Gobidae*. Sin embargo, en cuanto a abundancia, podemos observar que la mayor cantidad de organismos fue colectada en los sebadales, el hábitat donde mayor cantidad de larvas planctónicas se observa (Parrish, 1989), mayor cantidad de alimento (Chittaro et al., 2005), y el hábitat que provee de una mayor complejidad estructural, ofreciendo a los juveniles refugio ante los posibles depredadores (Verweij et al., 2006).

Por esta razón los juveniles de numerosas especies asociadas a hábitats rocosos, prefieren pasar su etapa juvenil en los sebadales (Cocheret de la Morinière *et al.*, 2002). Durante los meses de junio y julio observamos una mayor abundancia de peces, dos meses después del pico que muestran los moluscos y artrópodos.

5. CONCLUSIONES

1. Los resultados obtenidos son el resultado de un trabajo pionero en las Islas Canarias, porque son la primera observación del reclutamiento de los primeros estadíos de peces y macroinvertebrados utilizando colectores artificiales en cuatro hábitats submareales simultáneamente.
2. Los colectores utilizados son un diseño propio que muestra la capacidad de los mismos para permitirnos cuantificar y evaluar el asentamiento de numerosas especies durante sus primeras etapas de vida. Estos colectores muestran gran capacidad de reproducibilidad, fáciles de retirar del fondo y fácil manejo en el laboratorio para eliminar los organismos de los materiales que lo componen.
3. La complejidad estructural del colector y la matriz que conforma con el hábitat, es un factor determinante para la colonización de equinodermos, moluscos y cordados, siendo ASU y CAS los colectores que mayor abundancia recolectaron.
4. El colector CAS presenta un manejo mejor que el colector ASU, ya que ASU queda parcialmente cubierto por sedimentos, lo cual dificulta ligeramente su recolección, y puede provocar una pequeña pérdida de organismos en el manejo, por lo que para estudios futuros se recomienda utilizar el colector CAS.
5. Observamos una fuerte variabilidad temporal para el asentamiento y reclutamiento de *Paracentrotus lividus*, con un pico de abundancia bien definido a principios de verano, coincidiendo no solo con los estudios realizados por otros autores a través de índices gonadales, sino con estudios realizados con metodología similar a la nuestra.
6. Los gasterópodos mostraron una gran capacidad de dispersión y colonización, mostrando gran abundancia en los cuatro hábitats submareales durante los 6 meses de estudio. Además observamos un pico de abundancia durante el inicio del verano.
7. La colonización de decápodos está altamente influenciada por la complejidad estructural del sustrato, siendo los hábitats vegetados los que presentan mayor abundancia de éstos organismos.

8. Numerosas especies de moluscos, artrópodos y cordados, mostraron una mayor abundancia de organismos juveniles en seadales que en hábitats de substrato rocoso, siendo éste último su hábitat natural. Esto es debido a la gran cantidad de alimento y refugio que proporcionan los seadales a postlarvas y juveniles de gran cantidad de especies.
9. Dentro de los seis meses de estudio realizado (febrero-julio, 2010), el pico de abundancia para decápodos y peces coincide con los meses de junio y julio.
10. Hemos descubierto gran cantidad de postlarvas de especies (*P. lividus*, *Aplysidae*, etc.) en hábitats diferentes a su hábitat de adulto, debido a que los estudios de asentamiento de numerosas especies se realizan exclusivamente en su hábitat de adulto, sin embargo, este estudio muestra que el hábitat juvenil y adulto pueden estar bien diferenciados.

6. BIBLIOGRAFÍA

Almany, G.R. (2003) Priority effects in coral reef fish communities. *Ecology*, 84: 1920-1935.

Azzolina, J.F. (1988) Contribution a l'étude de la dynamique des populations de l'oursin comestible *Paracentrotus lividus* (Lmck). Croissance, Recrutement, Mortalite, Migrations. *PhD thesis, Université d'Aix-Marseille II*.

Balch, T., Scheibling, R.E., Harrs, L.G., Chester, C.M. and Robinson, S.M.C. (1998) Variation in settlement of *Strongylocentrotus droebachiensis* in the northwest Atlantic: effects of spatial scale and sampling method. In: Mooi R, Telford M (eds) *Echinoderms*: San Francisco. AA Balkema, Rotterdam, p 555–560.

Balch, T. and Scheibling, R.E. (2000) Temporal and spatial variability in settlement and recruitment of echinoderms in kelp beds and barrens in Nova Scotia. *Marine Ecology Progress Series*, 205: 139–154.

Bécognée, P., Almeida, C., Barrera, A., Hernández-Guerra, A. and Hernández-León, S. (2006) Annual cycle of clupeiform larvae around Gran Canaria Island, Canary Islands. *Fisheries Oceanography*, 15: 293-300.

Booth, D.J. (1992) Larval settlement patterns and preferences by domino damselfish, *Dascyllus albisella*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 155: 85-104.

Boudreau, B., Bourget, E. and Simard, Y. (1993) Behavioural responses of competent postlarvae to odour plumes. *Marine Biology*, 117: 63–69.

- Braun, J. G. 1980. Estudios de producción en aguas de las Islas Canarias. I. Hidrografía, nutrientes y producción primaria. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 5: 147–154.
- Butler, M.J. IV and Herrnkind, W.F. (2001) Puerulus and juvenile ecology, pp. 276 – 301 in *Spiny Lobsters: Fisheries and Culture*, 2nd ed., B.F. Phillips and J. Kittaka (eds.). Blackwell Scientific Press, Oxford.
- Cellario, C. and Fenaux, L. (1990) *Paracentrotus lividus* (Lamarck) in culture (larval and benthic phases): parameters of growth observed during two years following metamorphosis. *Aquaculture*, 84: 173–188.
- Chapman, M.G. (2002) Early colonization of shallow subtidal boulders in two habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 275 (2002): 95-116.
- Chittaro, P.M., Usseglio, P. and Sale, P.F. (2005) Variation in fish density, assemblage composition and relative rates of predation among mangrove, seagrass and coral reef habitats. *Environmental Biology of Fishes*, 72: 1-13.
- Cocheret de la Morinière, E., Pollux, B.J.A., Nagelkerken, I. and Van der Velde, G. (2002) Post-settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 55: 309-321.
- Doherty, P.J. (1987) Light traps: selective but useful devices for quantifying the distributions and abundances of larval fishes. *Bulletin Marine Science*, 41(2): 423–431.
- Ebert, T.A. (1983) Recruitment in echinoderms. In: Jangoux M, Lawrence JM (eds) Echinoderm studies. *AA Balkema, Rotterdam*, p 169–203.

- Ebert, T.A. and Russell, M.P. (1988) Latitudinal variation in size structure of the west coast purple sea urchin: a correlation with headlands. *Limnol Oceanography*, 33: 286–294.
- Ebert, T.A., Schroeter, S.C., Dixon, J.D. and Kalvass, P. (1994) Settlement patterns of red and purple sea urchins (*Strongylocentrotus franciscanus* and *S. purpuratus*) in California, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 111: 41–52.
- Espino, F., Boyra, A., Tuya, F. and Haroun, R. (2006) Guía visual de Especies Marinas de Canarias. *Oceanografica*, 482pp.
- Fuiman, L.A. (2002) Special consideration on fish eggs and larvae. In: *Fishery science: the unique contributions of early life stages*. L.A. Fuiman and R.G. Werner (eds) Oxford: Blackwell Science. pp. 1-32.
- Gardner, T.A., Côté, I.M., Gill, J.A., Grant, A. and Watkinson, A.R. (2005) Hurricanes and Caribbean coral reefs: impacts, recovery patterns, and role in long-term decline. *Ecology*, 86: 174–184.
- Garrido, M. J., R. Haroun, and H. A. Lessios. 2000. Annual reproductive periodicity of the sea urchin *Diadema antillarum* Philippi in the Canary Island. *Bulletin Marine Science*, 67: 989–996.
- Gosselin, P. and Jangoux, M. (1996) Induction of metamorphosis in *Paracentrotus lividus* larvae (Echinodermata, Echinoidea). *Oceanol Acta*, 19: 293–296.
- Gosselin, P. and Jangoux, M. (1998) From competent larva to exotrophic juvenile: a morphofunctional study of the perimetamorphic period of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata, Echinoidea). *Zoomorphology*, 118: 31–43.

- Grosjean, P., Spirlet, C. and Jangoux, M. (1996) Experimental study of growth in the echinoid *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) (Echinodermata). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 201: 173–184.
- Guettaf, M., San Martin, G.A. and Francour, P. (2000) Interpopulation variability of the reproductive cycle of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in the south-western Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association UK*, 80: 899–907.
- Gunnill, F.C. (1982) Macroalgae as habitat patch islands for *Scutellidium lamellipes* (Copepoda: Harpacticoida) and *Ampithoe tea* (Amphipoda: Gammaridae). *Marine Biology*, 69: 103–116.
- Harrold, C., Lisin, S., Light, K.H. and Tudor, S. (1991) Isolating settlement from recruitment of sea urchins. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 147: 81–94.
- Hereu, B., Zabala, M., Linares, C. and Sala, E. (2004) Temporal and spatial variability in settlement of the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck). *Marine Biology* 144: 1011–1018.
- Hernández, J.C., Brito, A., Cubero, E., García N., Girard, D., González-Lorenzo, G. and Falcón, M. (2006) Temporal patterns of larval settlement of *Diadema antillarum* (Echinodermata: Echinoidea) in the Canary Islands using an experimental larval collector. *Bulletin of Marine Science*, 78 (2): 271–279.
- Herrnkind, W.F. and Butler, M.J. IV, (1986) Factors regulating postlarval settlement and juvenile microhabitat use by spiny lobster *Panulirus argus*. *Marine Ecology Progress Series*, 34: 23–30.
- Highsmith, R.C. (1982) Induced settlement and metamorphosis of sand dollar (*Dendraster excentricus*) larvae in predatorfree sites: adult sand dollar beds. *Ecology* 63: 329–337.

- Irving, A.D., Tanner, J.E. and McDonald, B.K. (2007) Priority effects on faunal assemblages within artificial seagrass. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 340: 40-49.
- Jenkins, G.P. and Sutherland, C.R. (1997) The influence of habitat structure on nearshore fish assemblages in a southern Australian embayment: Colonisation and turnover rate of fishes associated with artificial macrophyte beds of varying physical structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 218: 102–115.
- Jorgensen, N.M. and Christie, H. (2003) Diurnal, horizontal and vertical dispersal of kelp-associated fauna. *Hydrobiologia*, 503: 69-76.
- Kaufman, L., Ebersole, J., Beets, J. and McLvor C.C. (1992) A key phase In the recruitment dynamics of coral reef fishes: post-settlement transition. *Environ B101 Fishes*, 34: 109-118.
- Kelaker, B. (2005) Does colonization contribute to spatial patterns of common invertebrates in coralline algal turf? *Austral Ecology*, 30: 40-48.
- Keough, M.J. and Downes, B.J. (1982) Recruitment of Marine Invertebrates: the Role of Active Larval Choices and Early Mortality. *Oecologia*, 54: 348-352.
- Kenyon, R.A., Haywood, M.D.E., Heales, D.S., Loneragan, N.R. Pendrev, R.C. and Vance, D.J. (1999) Abundance of fish and crustacean postlarvae on portable artificial seagrass units: daily sampling provides quantitative estimates of the settlement of new recruits. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 232: 197-216.
- Lamare, M.D. and Barker, M.F. (2001) Settlement and recruitment of the New Zealand sea urchin *Evechinus chloroticus*. *Marine Ecology Progress Series*, 218: 153–166.

- Lecchini, D. (2005) Spatial and behavioural patterns of reef habitat settlement by fish larvae. *Marine Ecology Progress Series*, 301: 247-252.
- Little, E.J. (1977) Observations on recruitment of postlarval spiny lobsters, *Panulirus argus*, to the South Florida Coast. Florida Dept. Nat. Resources, *Marine Research Pub. No. 29*. 35 pp.
- Lipcius, R.N., Seitz, R.D, Seebo, M.S. and Colón-Carrión, D. (2005) Density, abundance and survival of the blue crab in seagrass and unstructured salt marsh nurseries of Chesapeake Bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 319: 69-80.
- Liu, H. and Loneragan, N.R. (1997) Size and time of day affect the response of postlarvae and early juvenile grooved tiger prawns *Penaeus semisulcatus* De Haan (Decapoda: Penaeidae) to natural and artificial seagrass in the laboratory. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 211: 263–277.
- López, S., Turon, X., Montero, E., Palacín, C., Duarte, C.M. and Tarjuelo, I. (1998) Larval abundance, recruitment and early mortality in *Paracentrotus lividus* (Echinoidea). Interannual variability and plankton-benthos coupling. *Marine Ecology Progress Series*, 172: 239–251.
- Lozano, J., Galera, J., López, S., Turon, X., Palacín, C. and Morera, G. (1995) Biological cycles and recruitment of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in two contrasting habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 122: 179–191.
- Martel, A. and Diefenbach, T. (1993) Effect of body size, water current and microhabitat on the mucous-thread drifting in postmetamorphic gastropods *Lacuna* spp. *Marine Ecology Progress Series*, 99: 215-220.

- Mena, J., Falcón, J.M., Brito, A., Rodríguez, F.M. and Mata, M. (1993) Catálogo preliminar de la ictiofauna de las praderas de fanerógamas marinas de la isla de Tenerife, Islas Canarias. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 11: 217-222.
- Metaxas, A. and Young, C.M. (1998) Responses of echinoid larvae to food patches of different algal densities. *Marine Biology*, 130: 433–445.
- Milicich, M.J., Meekan, M.G., and Doherty, P.J. (1992) Larval supply: a good predictor of recruitment of three species of reef fish (Pomacentridae). *Marine Ecology Progress Series*, 86: 153–166.
- Morgan, G.R., Phillips, B.F. and Joll, L.M. (1982) Stock and recruitment relationships in *Panulirus cygnus*, the commercial rock (spiny) lobster of Western Australia. *U.S. Fish Bulletin*, 80: 475–486.
- Morgan, S.G., Zimmer-Faust, R.K., Heck, Jr. K.L. and Coen, L.D. (1996) Population regulation of blue crabs *Callinectes sapidus* in the northern Gulf of Mexico: postlarval supply. *Marine Ecology Progress Series*, 133: 73–88.
- Moyano, M. (2009) Temporal and spatial distribution of the ichthyoplankton in the Canary Island. *PhD Tesis, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria*.
- Nakamura, Y., Horinouchi, M., Nakai, T. and Sano, M. (2003) Food habits of fishes in a seagrass bed on a fringing coral reef at Iriomote Island, southern Japan. *Ichthyological Research*, 50: 15-22.
- Olabarria, C. (2002) Role of colonization in spatio-temporal patchiness of microgastropods in coralline turf habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 274: 121-140.

- Parrish, J.D. (1989) Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Marine Ecology Progress Series*, 58: 143-160.
- Pedrotti, M.L. and Fenaux, L. (1996) Distribution of echinoderm larval populations in the geostrophic frontal jet of the eastern Alboran Sea. *Oceanol Acta* 19: 385–395.
- Peterson, C.H., Summerson, H.C., and Luettich, Jr. R.A., 1996. Response of bay scallops to spawner transplants: atest of recruitment limitation. *Marine Ecology Progress Series*, 132: 93–107.
- Phillips, B.F. (1972) A semi-quantitative collection of the puerulus larvae of the western rock lobster *Panulirus longipes cygnus* George (Decapoda Palinuridea). *Crustaceana* 22: 147-157.
- Phillips, B.F. and Booth, D. (1994) Design, use, and effectiveness of collectors for catching the puerulus stage of spiny lobsters. *Reviews in Fisheries Science*, 2: 255–289.
- Phillips, B.F., Cobb, J.S., Jeffs, A. and McWilliam, P. (2006) Larval and postlarval ecology. pp. 231-262. In, B.F. Phillips (ed.), *Lobsters: Biology, Management, Aquaculture, and Fisheries*, Blackwell Publishing, Oxford.
- Rabalais, N.N., Burditt, JR.F.R., Coen, L.D., Cole, B.E, Eleuterius, C., Heck, JR.K.L, McTigue, T.A., Morgan, S.G., Perry, H.M., Truesdale, F.M., Zimmer-Faust, R.K. and Zimmerman, R.J. (1995) Settlement of *Callinectes sapidus* megalopae on artificial collectors in four Gulf of Mexico estuaries. *Bulletin of Marine Science*, 57: 855–876.
- Robertson, A.I. and Blaber, S.J.M. (1992) Plankton, epibenthos and fish communities. In: Robertson, A.I., Alongi, D.M. *Tropical Mangrove Ecosystems. Coast. Estuar. Stud.*, vol. 41. American Geophysical, Union, Washington, DC, pp. 173–224.

- Roessler, M.A. and Rehner, R.G. (1971) Relation of catches of postlarval pink shrimp in Everglades National Park, Florida, to the commercial catches on the Tortugas Grounds. *Bulletin Marine Science*, 21: 790-805.
- Rodríguez, J.M., Hernández-León, S. and Berton, E.D. (1999) Mesoscale distribution of fish larvae in relation to an upwelling filament off Northwest Africa. *Deep Sea Research I*, 46: 1969-1984.
- Rodríguez, J.M., Barton, E.D., Hernández-León, S. and Arístegui, J. (2004) The influence of mesoscale physical processes on the larval fish community in the Canaries CTZ, in summer. *Progress in Oceanography*, 62: 171-188.
- Rothlisberg, P.C., Church, J.A. and Fandry, C.B. (1995) A mechanism for near-shore concentration and estuarine recruitment of post-larval *Penaeus plebejus* Hess (Decapoda Penaeidae). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 40: 115-138.
- Sala, E. and Zabala, M. (1996) Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 140: 71-81.
- Sedberry, G.R. and Carter, J. (1993) The fish community of a shallow tropical lagoon in Belize, Central America. *Estuaries*, 16: 198-215.
- Sheridan, P.F. (1992) Comparative habitat utilization by estuarine macrofauna within the mangrove ecosystem of Rookery Bay, Florida. *Bulletin Marine Science*, 50: 21-39.
- Sogard, S.M. (1989) Colonization of artificial seagrass by fishes and decapod crustaceans: importance of proximity to natural eelgrass. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 133: 15-37.

- Srinivasan, M. (2003) Depth distributions of coral reef fishes: the influence of micro-habitat structure, settlement, and post-settlement processes. *Oecologia*, 137: 76-84.
- Sweatman, H.P.A. (1988) Field evidence that settling coral reef fish larvae detect resident fishes using dissolved chemical cues. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 124: 163-174.
- Tuya, F., Boyra, A., Sanchez-Jerez, P. and Haroun, J. (2005) Multivariate analysis of the benthodemersal ichthyofauna along soft bottoms of the Eastern Atlantic comparison between unvegetated substrates, seagrass meadows and sandy bottoms beneath sea-cage fish farms. *Marine Biology*, 147: 1229-1237.
- Tuya, F., Wernberg, T. and Thomsen, M.S. (2009) Colonization of gastropods on subtidal reefs depends on density in adjacent habitats, not on disturbance regime. *Journal of Molluscan Studies*, 75: 27-33.
- Thayer, G.W., Colby, D.R. and Hettler, W.F. (1987) Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in south Florida. *Marine Ecology Progress Series*, 35: 25-38.
- Underwood, A.J. (1979) Ecology of intertidal gastropods. *Advanced marine Research*, 16: 111-210.
- Underwood, A.J. and Denley E. J. (1984) Paradigms, explanations and generalizations in models for the structure of intertidal communities on rocky shores. In: *Ecological Communities: Conceptual Issues and the Evidence* (eds D. R. Strong, D. Simberloff, L. G. Abele & A. Thistle) pp. 151-80. Princeton University Press, Princeton, NJ.

- Underwood, A.J. and Keough, M.J. (2001) Supply-side ecology: The nature and consequence of variations in recruitment of intertidal organisms. *In: Marine Community Ecology* (eds M. D. Bertness, S. D. Gaines & M. E. Hay) pp. 183–200. Sinauer Associates Inc, Sunderland, MA.
- Upston, J. and Booth, D.J. (2003) Settlement and density of juvenile fish assemblages in natural, *Zostera capricorni* (Zosteraceae) and artificial seagrass beds. *Environmental Biology of Fishes*, 66: 91-97.
- Vand der Velde, G., Gorissen, M.W., Den Hartog, C., Vant't Hof, T. and Meijer, G.J. (1992) Importance of the Lac-lagoon (Bonaire, Netherlands Antilles) for a selected number of reef fish species. *Hydrobiologia*, 247: 139–140.
- Van Montfrans, J., Epifanio, C.E., Knott, D.M., Lipcius, R.M., Mense, D.J., Metcalf, K.S., Olmi, III E.J., Orth, R.J., Posey, M.H., Wenner, E.L. and West, T.L. (1995) Settlement of blue crab postlarvae in western north Atlantic estuaries. *Bulletin Marine Science*, 57(3): 834–854.
- Verlaque, M. (1984) Biologie des juvéniles de l'oursin herbivore *Paracentrotus lividus* (Lamarck): sélectivité du broutage et impact de l'espèce sur les communautés algales de substrat rocheux en Corse (Méditerranée, France). *Botical Marine*, 27: 401–424.
- Verweij, M.C., Nagerkelken, I., de Graaf, D., Peeters, M., Bakker, E.J. and Van der Velde, G. (2006) Structure, food and shade attract juvenile coral reef fish to mangrove and seagrass habitats: a field experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 306: 257-268.
- Victor, B.C. (1986) Larval settlement and juvenile mortality in a recruitment limited coral reef fish population. *Ecological Monographs*, 56: 145-160.

- Virnstein, R.W. and Curran, M.C. (1986) Colonization of artificial seagrass versus time and distance from source. *Marine Ecology Progress Series*, 29: 279–288.
- Webster, M.S. and Almany, G.R. (2002) Positive indirect effects in a coral reef fish community. *Ecology Letters*, 5: 549-557.
- Wright, K.J., Higgs, D.M., Belanger, A.J. and Leis, J.M. (2005) Auditory and olfactory abilities of pre-settlement larvae and post-settlement juveniles of a coral reef damselfish (Pisces: Pomacentridae). *Marine Biology*, 147: 1425-1434.

**Informe del trabajo de investigación de
Lcda. y Máster Dña. Sara García Sanz,
Tutores Dr. D. Fernando Tuya Cortés y
Dr. D. Ricardo Haroun Tabraue.**

DR. D. FERNANDO TUYA CORTÉS INVESTIGADOR “RAMÓN Y CAJAL” DEL DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA, FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR (ULPGC) Y EL DR. D. RICARDO HAROUN TABRAUE, PROFESOR TITULAR DE BIOLOGÍA EN LA UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA Y DIRECTOR DEL CENTRO DE INVESTIGACIÓN DE BIODIVERSIDAD Y GESTIÓN AMBIENTAL (BIOGES)

INFORMAN QUE:

La licenciada en Ciencias del Mar y Máster en Gestión Costera **Dña. SARA GARCIA SANZ**, alumna del programa de Doctorado en Gestión Costera, ha trabajado eficazmente durante su año de investigación para la Acreditación de la Etapa Investigadora, desarrollando una importante labor y cumpliendo con todos los trabajos que le han sido asignados. El resultado obtenido en el trabajo denominado “Colectores artificiales para el estudio de los patrones de colonización de organismos bentónicos: de su selección y optimización a la cuantificación de patrones espacio-temporales de colonización” es el resultado de un trabajo pionero en las Islas Canarias, porque es la primera observación del reclutamiento de los primeros estadios de peces y macroinvertebrados utilizando colectores artificiales en cuatro hábitats submareales simultáneamente. Este trabajo nos permitirá conocer profundamente los hábitats que utilizan numerosas especies durante su etapa juvenil, así como la época en la que se produce el asentamiento de nuevos reclutas, definiendo picos de abundancia a lo largo del año. El conocimiento de estos factores es imprescindible para realizar una efectiva gestión costera. Cabe destacar, además, el importantísimo esfuerzo taxonómico que ha realizado por la alumna.

Para que conste a los efectos oportunos, a petición del Director del Programa de Doctorado, firmo el presente informe en Tafira a 6 de septiembre de 2010.



Fdo. Dr D. Fernando Tuya Cortés



Fdo. Dr D. Ricardo Haroun Tabraue

***Curriculum Vitae* de
Lcda. y Máster Dña. Sara García Sanz.**

CURRÍCULUM VITAE

DATOS PERSONALES.

Nombre: Sara

Apellidos: García Sanz

Población: Canarias

País: España

D.N.I.: 42200875-S

Lugar y fecha de Nacimiento: Las Palmas de Gran Canaria, 16 de Junio de 1981

e-mail: sarags81@yahoo.es



FORMACIÓN ACADÉMICA

- 2007-2009, **Master Oficial en Gestión Costera**, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- 2000-2006, **Licenciatura en Ciencias del Mar**, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Especialización: **Gestión del Medio Litoral**.

BECAS

- 2009-2013: **Beca de Investigación de Postgrado en Temas de Interés para la Isla de Gran Canaria** del Servicio de Educación y Universidad del **Cabildo de Gran Canaria**.
- 2008: Beneficiaria del Programa de Mecenazgo Universitario **INNOVA CANARIAS 2020®**, Edición de Becas y Ayudas a la Investigación; Título: "Análisis del reclutamiento ("Efecto Guardería") de los sebaales y sus implicaciones turísticas", patrocinado por el Círculo de empresarios de Gran Canaria y Ayuntamiento de Las Palmas de Gran Canaria.
- 2003-2004: Beca del programa de movilidad **ERASMUS** de la **Unión Europea** (1 año) en la **Facultade de Biología, Universidade dos Açores, Portugal**.

IDIOMAS

- **Inglés:** nivel medio escrito y hablado.
- **Portugués:** nivel muy alto. Nivel Avanzado, Certificado por la Universidade dos Açores, Portugal (escrito y hablado).

CURSOS

- 2000: Curso de **Ecología Marina. Sistemas Costeros Tropicales. Manglar, Coral y Marismas**. Impartido por el Servicio de Ecología Litoral y Medio Ambiente Submarino. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- 2000: **Taller y Tertulia de Oceanografía**. Impartido en la Facultad de Ciencias del Mar por la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- 2002: **Ecosistemas Tropicales Costeros, Biología, Ecología y Gestión Ambiental**. Impartido por Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- 2006: **Anidación, medición y marcaje de tortugas marinas**. Flora Fauna y Cultura de Méjico en la Protección y Conservación de Tortugas Marinas, Quintana Roo, México.
- 2007: **Corales De las Islas Galápagos**, Fundación Charles Darwin, Galápagos, Ecuador.
- 2009: **Zonificación ambiental del litoral y localización de Áreas Marinas Prioritarias**". I Workshop de Estrategias para la Planificación y Conservación de los Recursos Marinos de Canarias.
- 2010: **Diseño Experimental y Análisis Estadístico**: su Aplicación en Biología Marina. ULPGC. (Octubre 2010).

CONOCIMIENTOS DE INFORMÁTICA

- Procesadores de textos: Word Perfect y Adobe Acrobat.
- Hoja de cálculo EXCEL.
- Manejo de Grapher y Surfer.
- Muy buen manejo de Internet.
- Programación: FORTRAN.
- Sistemas operativos MS-DOS y Windows.
- Herramienta estadística SPSS, R 2.11.1., PRIMER.
- Programa matemático Matlab 5.3
- Power Point.

TITULACIONES DE SUBMARINISMO.

- Buzo científico (C.M.A.S).
- Divemaster (PADI).
- Rescue Diver (PADI).
- Emergency First Response (PADI).
- Advanced Open Water Diver (PADI).
- Open Water Diver (PADI).

CARNETS:

- Permiso de conducir: B-1 (coche), expedido el 17-11-1999.

EXPERIENCIA LABORAL.

- 2008-2010: Trabajo en el grupo de investigación **BIOGES (Centro de Investigación en Biodiversidad y Gestión Ambiental)**, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Donde desarrollo mi trabajo de investigación para la realización de mi Tesis Doctoral bajo la supervisión de dicho grupo.
- 2007: Abril-Junio: Trabajo en el **Área de Investigación y Conservación Marina de la Fundación Charles Darwin** en los proyectos: “Estudio de la ecología de la langosta espinosa (*Panulirus penicillatus*), y Comparación de la zonificación de la Reserva Marina de Galápagos”.
- 2007: Enero-Marzo: trabajo en el **Parque Nacional Galápagos** en el área de **Investigaciones Marinas Aplicadas**, realizando el estudio de parámetros oceanográficos del proyecto **Monitoreo del ambiente Oceánico**, en colaboración con la **Agencia Japonesa de Cooperación Internacional (JICA)** y como muestreadora en el proyecto **Bi-institucional PNG (Parque Nacional Galápagos) – FCD (Fundación Charles Darwin)**, del proyecto **Reclutamiento de larvas de Langostas**.
- 2006: Julio-Septiembre: trabajo con la **ONG Friends of the Osa** como coordinadora en el programan de **Conservación de Tortugas Marinas**, encargándome del entrenamiento de voluntarios, realizando el patrullaje nocturno y diurno de las playas, toma de datos de las hembras anidadoras, así como el registro, captura y seguimiento de los nidos de *Lepidochelys olivacea*. Realizo un estudio piloto para intentar establecer el **éxito de eclosión de nidos *in situ* y reubicados en la playa** de Pejeperro, Península de Osa, Costa Rica.
- 2006: Julio-Septiembre: trabajo con la **ONG Friends of the Osa** como coordinadora en el programan de **Conservación de Tortugas Marinas**, encargándome del entrenamiento de voluntarios, realizando el patrullaje nocturno y diurno de las playas, toma de datos de las hembras anidadoras, así como el registro, captura y seguimiento de los nidos de *Lepidochelys olivacea*. Realizo un estudio piloto para intentar establecer el **éxito de eclosión de nidos *in situ* y reubicados en la playa** de Pejeperro, Península de Osa, Costa Rica.

- 2006: Abril-Mayo: colaboración con el programa **Flora, Fauna y Cultura de Méjico** en la **Protección y Conservación de Tortugas Marinas**, realizando recorridos nocturnos en las playas de anidación, medición y marcaje de hembras anidantes, registro y captura de datos con tortuga caguama (*Caretta caretta*) y tortuga verde o blanca (*Chelonia mydas*), y apoyo en actividades de educación ambiental y otras actividades logísticas del campamento.
- 2005: Marzo-Junio: alumna interna del Departamento de Biología de La Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. **Funcionamiento operacional de la red de estaciones espaciales ultraperiféricas europeas (SEASnet)**.
- 2005: Mayo: Participo con **BIOGES de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria**, como muestreadora científica en el proyecto "Replantación de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa* en el sureste de Tenerife"
- 2005: Marzo. Estudio subacuático de los fondos marinos de Canarias con **BIOGES (Centro de Investigación en Biodiversidad y Gestión Ambiental)**, de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, como muestreadora en campañas submareales por todas las Islas Canarias (Censos de peces, invertebrados y algas).
- 2004: 6 meses en la empresa de Whale Watching Futurismo, en la isla de São Miguel, Açores, Portugal, desempeñando las funciones de guía-bióloga en la observación de cetáceos, de aves y tortugas marinas.
- 2002: participo en calidad de monitora en el Campo de trabajo celebrado en la isla de Boavista (República de Cabo Verde), **para el Estudio de la Reproducción de las tortugas marinas del proyecto Natura 2000**. Instruyo a nuevos voluntarios y asumo las responsabilidades en la logística del campamento de trabajo y como guía en las excursiones organizadas con turistas.
- 2001: voluntariado en el Campo de trabajo celebrado en la isla de Boavista (República de Cabo Verde), **para el Estudio de la Reproducción de las tortugas marinas del proyecto Natura 2000**, con la especie *Caretta caretta*. Igualmente participé en la captura, manejo y marcaje de ejemplares jóvenes de tortuga verde (*Chelonia mydas*) y de tortuga Carey (*Eretmochelys imbricata*).

PUBLICACIONES.

- **GARCIA–SANZ S.** Patrones de colonización de peces y macroinvertebrados juveniles en diferentes hábitats submareales. 35 p. ISBN: 978-84-692-4499-9. Tesina de Máster.

- Congresos

- **GARCIA–SANZ, S.**, TUYA, F., ANGULO-PRECKLER, C., & HAROUN, R. “Patterns of Echinoderms colonization on artificial collectors: the effect of substrate complexity across subtidal habitats on Gran Canaria, Canary Islands”. 7th European Conference on Echinoderms: Echinoderm Research 2010. October 2-9, 2010. Göttingen, Alemania. Póster. (Aceptado)
- **GARCIA–SANZ, S.**, ANGULO-PRECKLER, C., TUYA, F & HAROUN, R. “Diferencia en los patrones de asentamiento de peces y macroinvertebrados en hábitats submareales en Gran Canaria, Islas Canaria”. XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina. 6-10 Septiembre 2010. Alicante, España. Póster.
- **GARCIA–SANZ, S.**, TUYA, F., ANGULO-PRECKLER, C., & HAROUN, R. “Patrones de asentamiento de peces y macroinvertebrados en ecosistemas litorales en la isla de Gran Canaria, mediante el uso de colectores artificiales”. I Workshop de estrategias para la planificación y conservación de los Recursos Marinos de Canarias. Julio de 2009. La Palma, Islas Canarias, España. Comunicación oral.
- NAVARRO P.G., **GARCIA–SANZ S.**, HEARN A., ESPINOZA E., BUTLER M. “Recruitment of red (*Panulirus penicillatus*) and green (*Panulirus gracilis*) spiny lobsters in the Galápagos Islands. 8th International Congress of Lobster Biology, Charlottetown, Canada. September 2007. Póster.
- **GARCIA–SANZ S.**, NAVARRO P.G., SANCHEZ F. “Incubation success and emergence sequences for Olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*) *in situ* and relocated nests on Pejeperro beach, Osa Peninsula, Costa Rica (Eastern Pacific)”. 27th Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology, Myrtle Beach, South Carolina, EEUU. Febrero de 2007. Póster.

- NAVARRO P.G., **GARCIA-SANZ S.**, WARD A., SANCHEZ F. "Comparison of four different techniques to prevent mammalian predation on Olive Ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) nests in Pejeperro beach, Osa Peninsula, Costa Rica (Eastern Pacific)". 27th Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology, Myrtle Beach, South Carolina, EEUU. Febrero de 2007. Póster.

REFERENCIAS.

- **Dr. Fernando Tuya:** Investigador "Ramón y Cajal". Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria e investigador adjunto de "Center for Marine Ecosystem Research, Edith Cowan University, 6019 WA, Australia".

ftuya@yahoo.es

Telf.: + (34) 637104279

- **Dr. Ricardo Haroun:** Profesor titular del Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria y Director de BIOGES.

rharon@dbio.ulpgc.es

Telf.: + (34) 928 45 44 66

- **Dr. Alex Hearn:** Jefe de Área de Investigación y conservación Marina, Fundación Charles Darwin, Galápagos, Ecuador.

ahearn@fcdarwin.org.ec

