



Distribución, abundancia y relaciones con el hábitat y con potenciales competidores de *Percnon gibbesi* (H. Milne-Edwards, 1853) en la reserva marina de Cabo de Palos – islas Hormigas y áreas adyacentes.

Aaron Miguel Sanchis Martínez

Trabajo Fin de Máster

Curso 2009/ 2010

Dirección: José A. García Charton.

Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros

Facultad de Biología
Máster en Gestión de la Biodiversidad en Ambientes
Mediterráneos

Distribución, abundancia y relaciones con el hábitat y con potenciales competidores de *Percnon gibbesi* (H. Milne-Edwards, 1853) en la reserva marina de Cabo de Palos – islas Hormigas y áreas adyacentes

Aaron Miguel Sanchis-Martínez

Departamento de Ecología & Hidrología. Universidad de Murcia, Facultad de Biología. Campus Espinardo 30100, Murcia, España.

Distribución y abundancia de *Percnon gibbesi* en el litoral de Murcia

Aaron Miguel Sanchis Martínez. Av Real de Madrid nº 5 Pta 9 Valencia.

Aaronmiguel.sanchis@um.es

Distribución, abundancia y relaciones con el hábitat y con potenciales competidores de *Percnon gibbesi* (H. Milne-Edwards, 1853) en la reserva marina de Cabo de Palos – islas Hormigas y áreas adyacentes

Aaron Miguel Sanchis-Martínez

Departamento de Ecología & Hidrología. Universidad de Murcia, Facultad de Biología. Campus Espinardo 30100, Murcia, España.

Resumen: Se estudió la abundancia del cangrejo alóctono *Percnon gibbesi* y las relaciones con el hábitat y con otros invertebrados bentónicos mediante censos visuales. No se encontraron influencias significativas de los factores considerados (protección e insularidad) sobre la abundancia de las especies estudiadas, aunque sí una variabilidad significativa a una escala espacial fina, debido probablemente a las variaciones del hábitat a esa escala. La abundancia de este cangrejo es similar a la de las especies nativas, aunque muestra una tendencia no significativa a ser más abundante en zonas no protegidas y situadas en la franja costera, y en los lugares en los que es más abundante otras especies (como *Pachygrapsus marmoratus*) presentan menores abundancias. La presencia de agujeros pequeños, algas incrustantes y poca pendiente favorece el éxito de colonización de este crustáceo, siendo las diferencias espaciales de hábitat a escala fina las que pudieran explicar las diferencias observadas.

Palabras clave: *Percnon gibbesi*, Mediterráneo, especies invasoras, fondos rocosos.

Abstract: The abundance of the allochthonous crab *Percnon gibbesi* and its relationships with structural habitat and the abundance of other benthic invertebrate species was assessed using a visual census technique. The results showed that there is no influence of the environmental factors considered (protection and insularity) on the abundance of the studied species, although a significant spatial variability was detected at fine spatial scales, likely due to spatial variations of habitat at this scale. The abundance of *P. gibbesi* is similar to native species, although it showed a non-significant trend to higher abundances in unprotected and coastal zones, and in areas where this species is more abundant, other species (e.g. *Pachygrapsus marmoratus*) reached lower values of abundance. The presence of small holes, incrusting algae and low slope favor the colonization success of this crustacean, and the spatial differences of habitat could explain the observed pattern.

Key words: *Percnon gibbesi*, Mediterranean, invasive species, rocky bottom.

I. INTRODUCCIÓN

Una especie introducida, foránea o mal denominada exótica, es todo aquel organismo que, una vez sacado de su hábitat natural (normalmente por la mano del hombre), se establece y propaga (Boudouresque & Velarque, 2002). Los científicos y políticos ven cada vez más clara la evidencia de que la introducción de especies foráneas es una amenaza contra la biodiversidad en ambientes marinos. Pero algunos estudios han demostrado que no todas las especies alóctonas están provocando un descenso de la biodiversidad, ya que la mayoría de las especies que son introducidas pueden no provocar cambios en años o siglos, y otras pueden incluso provocar un aumento de la diversidad al favorecer las relaciones entre los niveles tróficos (como es el caso de la introducción de dos sigánidos herbívoros del mar Rojo) (Briggs, 2006). Las especies alóctonas pueden llegar a constituir un problema para los ecosistemas marinos si provocan, con su presencia y comportamiento, grandes cambios en la abundancia y distribución de otras especies autóctonas. En tal caso se habla de especies invasoras, cuyas alteraciones en los ecosistemas marinos pueden provocar impactos socioeconómicos que hasta la fecha han sido poco estudiados, con pocos casos bien documentados y rara vez cuantificados (Leppäkoski *et al.*, 2002).

Las primeras especies alóctonas registradas en las aguas del Mediterráneo fueron los poliquetos serpúlidos, hace aproximadamente 150 años; desde entonces y hasta la fecha, alrededor de unas 600 especies foráneas han sido halladas en la cuenca mediterránea (Galil, 2008). Las causas por las cuales el número de especies foráneas en las aguas del mar Mediterráneo están aumentando considerablemente desde hace unas décadas pueden atribuirse tanto al cambio climático como a las actividades que el ser humano efectúa en el medio. En cuanto a estas últimas, el incremento del número de especies alóctonas ha sido achacado a la apertura del canal de Suez, al agua de lastre de los grandes buques, la acuicultura y al gran tráfico de embarcaciones recreativas, entre otras (Zaouali *et al.*, 2007). En estos casos, animales y vegetales son introducidos de manera accidental o deliberada. Pero también se pueden introducir de manera natural a través del estrecho de Gibraltar, como consecuencia de las corrientes atlánticas y favorecidas por el aumento de la temperatura del agua achacable al calentamiento global atribuido al aumento de los gases de efecto invernadero (Bianchi, 2007) o de lo que otros autores tienden a llamar tropicalización del Mediterráneo (Abelló *et al.*, 2003), término que no debería emplearse tan a la ligera, pues puede llevar a error y no entenderse como el verdadero problema que puede llegar a suponer. Este incremento de la temperatura a nivel global y la gran presión por parte de los humanos está permitiendo que especies que por sí solas no hubiesen podido ampliar su área de distribución, hoy en día lo estén consiguiendo (Bianchi, 2007).

En la cuenca mediterránea el número de especies de crustáceos alóctonos asciende a 11 (Deudero *et al.*, 2005), y entre ellas se encuentra la especie sobre la cual se centra nuestro estudio, *Percnon gibbesi* (H. Milne-Edwards, 1853) (Decapoda: Plagusiididae). *Percnon gibbesi* fue citada por primera vez en el Mediterráneo en la Isla Linosa (Italia) en 1999 (Relini *et al.*, 2000), y posteriormente en Mallorca y Menorca (García & Reviriego, 2000) e Ibiza (Müller, 2001). También aparecieron citas en Cerdeña, Mar Tirreno, Sicilia y Malta (Pipitone *et al.*, 2001; Mori & Vacchi, 2002; Sciberras & Schembri, 2007). Más recientemente, se ha descubierto que habitan en las aguas griegas (Cannicci *et al.*, 2006), en Turquía (Yokes & Galil, 2006), Libia (Elkrwe *et al.*, 2008) y el Golfo de Taranto (Mar Jónico, Italia) (Crocetta & Colamonaco, 2008) y en Murcia (Félix-Hackradt *et al.*, 2010).

Este pequeño decápodo (llamado araña en Canarias) es un pequeño cangrejo de distribución subtropical, que se encuentra de forma natural en las costas pacíficas desde Chile hasta California y en las Atlánticas desde Brasil a Florida

y desde el Golfo de Guinea hasta Madeira (Manning & Holthuis, 1981). Se trata de un cangrejo de vivos colores, rápido y ágil, que se localiza en la zona infralitoral, por debajo de la línea de rompiente de las olas en zonas rocosas con vegetación de pequeño porte (Deudero *et al.*, 2005). En cuanto a sus hábitos alimentarios, son herbívoros y oportunistas, ya que sus criterios dietéticos son muy poco selectivos (Puccio *et al.*, 2006). Su tipo de alimentación, una alta fecundidad y una larga vida larvaria que produce robustos juveniles, la aparente ausencia de competidores y la gran capacidad para ocupar diferentes nichos parecen ser las causas que permiten que esta especie esté aumentando ampliamente su área de distribución (Pipitone *et al.*, 2001). Es un animal muy similar en cuanto a tamaño, forma y coloración a *Percnon planissimum* (Herbst, 1804), uno de sus parientes más cercanos, de distribución Indo-Pacífica (Relini *et al.*, 2000; Müller, 2001). La similitud entre estas dos especies ha llevado a confundirlas en algunas ocasiones, pero la forma presente en el Mediterráneo corresponde a *Percnon gibbesi* debido a una más que posible dispersión natural a través de la deriva larvaria y los movimientos de los adultos a través del estrecho de Gibraltar (Deudero *et al.*, 2005; Pipitone *et al.*, 2001; Abelló *et al.*, 2003; Elkrwe *et al.*, 2008).

Los objetivos de este estudio consisten en: (1) establecer el estatus de la población (distribución geográfica y abundancia) del decápodo alóctono *Percnon gibbesi* en el litoral de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y en otras áreas rocosas adyacentes no protegidas (isla Grosa y zonas adyacentes al cabo de Palos); (2) determinar si podría darse competencia por el hábitat entre el decápodo advenedizo y el autóctono *Pachygrapsus marmoratus* (Fabricius, 1787) (cangrejo corredor), pues ambas especies se encuentran en hábitats parcialmente solapados y puede producirse cierto grado de desplazamiento, así como con otras especies de invertebrados bentónicos con los que podría competir tanto por el espacio como por la dieta; y (3) determinar la distribución de esta especie en función de la protección pesquera (y los cambios que dicho factor ejerce sobre las comunidades marinas, principalmente los peces) y el grado de aislamiento de las zonas rocosas estudiadas (es decir, la distancia al continente en función de que se trate de islas o zonas costeras), así como la posible influencia de otras variables ambientales (orientación, exposición al oleaje, pendiente, composición del sustrato y cobertura algal). Con estos objetivos se pretende explorar la hipótesis de que en las zonas que carecen de protección, ya sean islas o ambientes costeros, se encontraría un mayor número de individuos foráneos, ya sea por un incremento de la presión depredadora en la zona protegida, o bien debido a que en las zonas no protegidas se encuentra un mayor número de perturbaciones antrópicas.

II. MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El muestreo se ha realizado en el litoral rocoso de la Región de Murcia, concretamente en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas y las áreas adyacentes a ésta (incluyendo la isla Grosa). La reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas comprende un área de 1898 ha protegidas desde 1995, y que incluye los dos islotes del archipiélago de las islas Hormigas y una pequeña zona costera en los alrededores del faro de Cabo de Palos. Situada en el sureste de la Región de Murcia, es la primera y única área marina protegida (AMP) de la Comunidad Autónoma. Esta zona se caracteriza por la presencia de bloques de roca de diferente tamaño mezclados con manchas de pradera de *Posidonia oceánica* (L.) Delile; previamente en estos lugares fue avistada la especie *Percnon gibbesi* por el grupo de investigadores del Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia (Félix-Hackradt *et al.*, 2010).

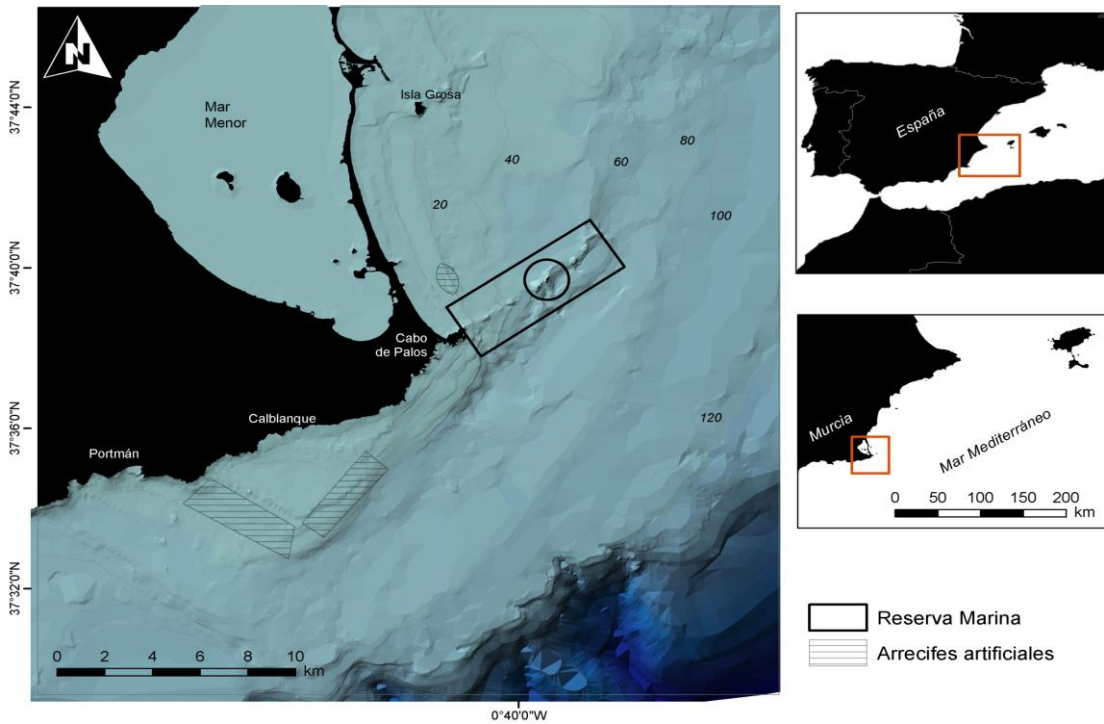


Figura 1.- Plano de localización.
Figure 1.- Location map

Diseño experimental

La hipótesis de partida es que el decápodo *Percnon gibessi* en el litoral rocoso de la Región de Murcia es más abundante, por un lado, en zonas que carecen de protección pesquera (frente a las que sí la tienen), y por otro, en zonas costeras (frente a las situadas en islas). Para contrastarlo, se ha considerado en primer lugar como factores fijos y ortogonales el estatus de Protección –con dos niveles: zona protegida (reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas) y no protegida (isla Grosa y áreas adyacentes al AMP) y el grado de insularidad –también con dos niveles que coincidirán en el espacio con las zonas de islas (islas Hormigas e isla Grosa) y zonas costeras antes mencionadas (alrededores del cabo de Palos).

Asimismo, se incluyó un factor de réplica espacial (Sitio), de forma que se pudieran explorar las variaciones a una escala espacial más fina. Para ello se seleccionaron al azar tres sitios dentro de cada una de las áreas muestreadas. Por último, en cada sitio se realizaron 3 réplicas también al azar, por lo que se obtuvieron un total de 36 réplicas independientes, de tal manera que garantizamos la repartición espacial de los datos y evitamos así la existencia de pseudoreplicación (Hurlbert, 1984; Hurlbert & White, 1993).

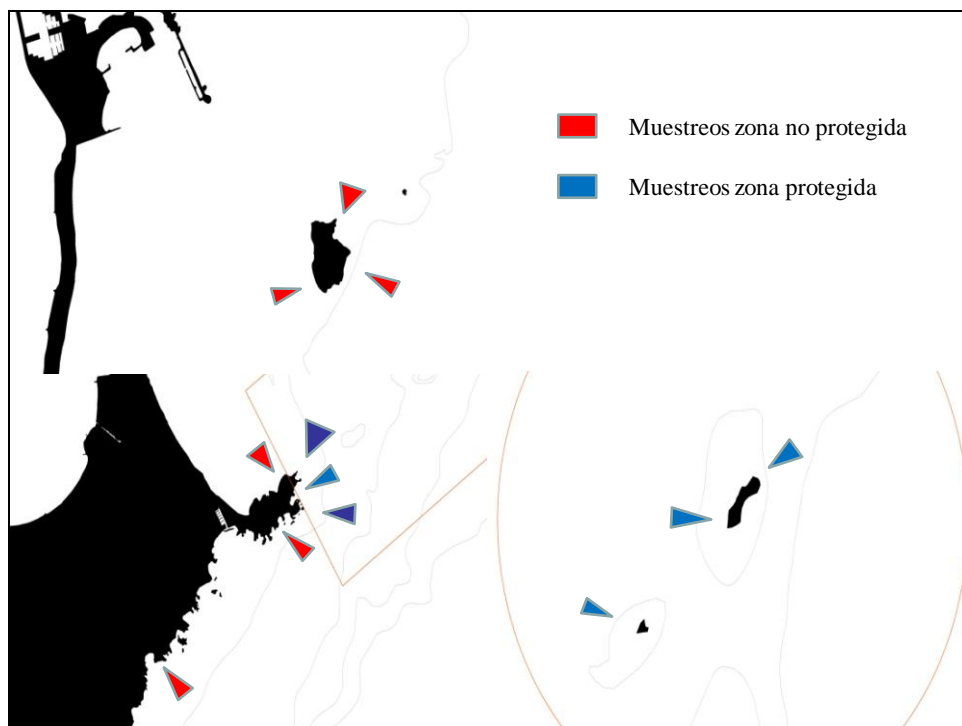


Figura 2.- Plano de localización de las localidades y sitios de muestreo.
 Figure 2.- Location map of the locations and sites.

Metodología de muestreo

Los muestreos se realizaron mediante censo visual, utilizándose como unidad muestral un transecto de 10 m de longitud por 2 m de ancho (abarcando con ello un área de 20 m²). El buceador se servía de una cinta métrica para delimitar el área. Se contó el número de crustáceos decápodos de cada especie seleccionada, en este caso *Percnon gibbesi* y *Pachygrapsus marmoratus*. También se contabilizó el número de otros invertebrados bentónicos potencialmente competidores como los erizos de mar (*Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816), *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758) y *Sphaerechinus granularis* (Lamarck, 1816)), el gasterópodo *Monodonta turbinata* (Born, 1780) y la presencia de otros crustáceos como la Cangra o Pelut (*Eriphia verrucosa* (Forsskål, 1775)), los cangrejos Ermitaños o el Buey de mar (*Cancer pagurus* (Linnaeus, 1758)).

Una vez anotado el número de invertebrados el mismo observador se encargó de registrar una serie de variables descriptoras del hábitat dentro del transecto. Se estimó visualmente la proporción (en %) de sustrato rocoso recubierto por bloques de distinto tamaño clasificándolo como roca madre, bloques grandes (>150 cm), bloques medianos (150–50 cm), bloques pequeños (50–20cm) y guijarros (<20cm). Por otra parte el buceador cuantificó el número de grietas o agujeros presentes en la roca, los cuales podrían servir a estos pequeños cangrejos para esconderse. Para ello se clasificaron los agujeros presentes en las rocas en tres categorías, que corresponden con tamaños fácilmente reconocibles por el observador mientras se muestrea: agujeros pequeños si su tamaño se encuentra comprendido entre 1 y 5 cm; medianos entre 6 y 15 cm y grandes entre 16 y 50 cm. La distinción de las categorías no solo atiende al grosor de la grieta, sino también a su longitud, dividiendo ésta última por el grosor de la grieta, por lo que una fisura de 5 cm de ancho por 10 cm de largo se anotaría como 2 agujeros pequeños (Alexander *et al.*, 2009).

Para describir las comunidades de macroalgas de manera sencilla, con el objetivo de comprender su estructura y funcionalidad (Steneck & Dethier, 1994), se han agrupado las especies por grupos funcionales siguiendo a Littler & Littler (1980). Estos autores categorizaron las especies en función de su morfología, de la relación superficie vs. Tamaño corporal, de su comportamiento o estrategia evolutiva. Las comunidades de algas, cuando son examinadas a nivel de grupo funcional, son temporalmente mucho más estables y predecibles que cuando se examinan a nivel de especie. Steneck & Dethier (1994) sugieren que, para definir la estructura de las comunidades de macroalgas marinas, son pocos los atributos de las especies que son verdaderamente importantes y estos suelen ser caracteres que comparten distintas especies, incluso, taxonómicamente distantes que hacen que se comporten ecológicamente de manera similar. De los 7 grupos definidos por Littler & Littler (1980) y utilizados con éxito por Littler & Arnold (1982), Littler & Littler (1984) y Phillips *et al.* (1997), hemos considerado en este estudio los siguientes: algas filamentosas, algas incrustantes, algas articuladas coralinas, algas ramificadas y algas tubulares, además, se han diferenciado las algas con aspecto vesicular (como *Dasycladus vermicularis* (Scopoli) y *Valonia utricularis* (Roth)) por su particular morfología. Se ha llevado a cabo una comparación espacial de la cobertura de morfotipos algales mediante la utilización de una técnica de fotografía digital. La técnica de muestreo con fotografía digital se emplea habitualmente en el estudio de comunidades de arrecife de coral (Vago *et al.*, 1994) y la estima del porcentaje de cobertura algal (Dayton *et al.*, 1992). La cámara (Canon Powershot G10) se colocó sobre un soporte de PVC a una altura fija de 50 cm sobre el sustrato, encuadrando la imagen en un marco del mismo material de 25 × 25 cm². Se tomaron diez fotografías por transecto, de las cuales se eligieron seis al azar para realizar los cálculos de cobertura. Para ello se utilizó el programa Adobe ImageReady 8.1 de Photoshop, colocando una cuadrícula que dividía la fotografía en 25 partes iguales, en cada cuadrícula se anotó el morfotipo algal más abundante y a partir de estos datos se calculó el porcentaje de cobertura algal.

Análisis de datos

Para cuantificar la variación espacial a múltiples escalas de los valores de abundancia de las diferentes especies censadas y de los descriptores del hábitat en función del estatus de protección y la insularidad, se analizaron los datos utilizando análisis de la varianza mixtos (Underwood, 1997). El modelo lineal resultante bajo la hipótesis nula de que cada variable testada es homogénea para todos los niveles de los factores considerados es:

$$X_{ijkl} = \mu + P_i + I_j + P_i \times I_j + S_k(P_i \times I_j) + T_{ijkl}$$

donde X_{ijkl} es cada valor individual de la variable dependiente, μ es la media total, P_i es el efecto de la protección (protegido contra no protegido), I_j es el efecto del grado de insularidad (isla frente a costa), $S_k(P_i \times I_j)$ es el efecto del sitio y finalmente T_{ijkl} es el error aleatorio (variabilidad entre transectos). La homogeneidad de varianzas fue probada estadísticamente mediante el test de Cochran, y cuando era necesario los datos fueron transformados ($\ln[x+1]$) con el fin de conseguir la necesaria homocedasticidad. En los casos en los que esta transformación no consiguió homogeneizar las varianzas, los análisis se realizaron de todas formas, puesto que el análisis de la varianza es bastante robusto frente a las desviaciones de los supuestos subyacentes, especialmente cuando el diseño es equilibrado y contiene un gran número de muestras o tratamientos (Underwood, 1997).

Por otra parte, se utilizó el coeficiente de correlación no paramétrica ρ de Spearman para comprobar la relación de las abundancias de las distintas especies de invertebrados entre sí, así como la relación mutua que existe entre las variables ambientales estudiadas.

Para conocer la relación existente entre la abundancia del cangrejo alóctono *Percnon gibbesi* y las diferentes variables descriptoras del hábitat, se ha llevado a cabo un análisis de regresión múltiple dentro del marco de los modelos lineales generalizados (GLM). Las regresiones múltiples se realizaron considerando los términos lineales, y también las relaciones polinómicas, es decir, incluyendo los términos cuadráticos y cúbicos de las variables ambientales en la construcción del modelo, con el fin de permitir que éste pudiera adoptar formas más complejas (parábolas, etc.). En cada caso, se realizó una selección de las variables descriptoras "paso a paso hacia delante" (*'stepwise forward selection'*) seguida de una eliminación hacia atrás (*'backward elimination'*), con el fin de prevenir que la posterior incorporación de alguna variable al modelo hiciera innecesaria la presencia de alguna otra variable ya incorporada al mismo. Con el fin de validar el modelo así obtenido, se realizó un análisis de residuos (McCullagh & Nelder, 1989; García-Charón & Pérez-Ruzafa, 1998); por un lado, para comprobar si hay alguna relación entre la media y la varianza de los datos se enfrentaron los valores ajustados del modelo con los residuos del mismo; por otra parte, se identificaron los datos extremos (*'outliers'*) e influyentes (debido a que probablemente su peso sobre el modelo seleccionado es excesivo) mediante el cálculo, para cada observación, de su nivel de apuntamiento (*'leverage'*) y del estadístico de Cook, respectivamente: aquéllas observaciones extremas e influyentes (por mostrar elevados valores de ambos estadísticos) han de ser eliminados de los cálculos, debiendo repetirse el análisis de regresión múltiple sin ellos con el fin de comprobar la robustez del modelo.

III. RESULTADOS

En las 36 réplicas realizadas durante los censos se observaron un total de 1881 individuos de especies de invertebrados bentónicos potencialmente competidores, de los cuales 309 eran crustáceos. La especie más abundante ha resultado ser el cangrejo autóctono *P. marmoratus*, una abundancia media de 3,4 individuos 20 m^{-2} , seguido de *P. gibbesi* con 2,4 individuos 20 m^{-2} y *E. verrucosa* con 1,3 individuos 20 m^{-2} .

El cálculo de las correlaciones de Spearman (Tabla 1) muestra que la correlación entre las distintas especies de crustáceos decápodos ha resultado muy baja, aunque se aprecia una relación negativa (aunque no significativa) entre el cangrejo alóctono y los autóctonos *Pachygrapsus marmoratus* y *Eriphia verrucosa*. Por otra parte, *E. verrucosa* y las dos especies de erizos *Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula* muestran relaciones negativas y significativas. Además, podemos ver un alto nivel de correlación entre las dos especies de erizo y entre los Ermitaños y la especie *Monodonta turbinata*.

Tabla 1.- Resultados del coeficiente de correlación de Spearman entre los invertebrados bentónicos potencialmente competidores. Per_gib.- *Percnon gibbesi*; Par_mar.- *Pachygrapsus marmoratus*; Eri_ver.- *Eriphia verrucosa*; Can_pag.- *Cancer pagurus*; Ermi.- *Ermitaño*; Arb_lix.- *Arbacia lixula*; Par_liv.- *Paracentrotus lividus* y Mon_tur.- *Monodonta turbinata* * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$.

Table 1.- Results of the Spearman correlation coefficient between the potentially competing benthic invertebrates. Per_gib.- *Percnon gibbesi*; Par_mar.- *Pachygrapsus marmoratus*; Eri_ver.- *Eriphia verrucosa*; Can_pag.- *Cancer pagurus*; Ermi.- *Ermitaño*; Arb_lix.- *Arbacia lixula*; Par_liv.- *Paracentrotus lividus* y Mon_tur.- *Monodonta turbinata* * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$.

	Per_gib	Pac_mar	Eri_ver	Can_pag	Ermi	Arb_lix	Par_liv	Mon_tur
Per_gib	1	-0,26	-0,1	0,02	0,23	-0,06	-0,15	-0,24
Par_mar		1	0,28	0,24	0,02	0,1	0,16	0,11
Eri_ver			1	0,04	0,28	*-0,34	*-0,40	0,15
Can_pag				1	-0,2	0,09	-0,15	-0,17
Ermi					1	-0,09	0,03	*0,40
Arb_lix						1	**0,51	-0,23
Par_liv							1	-0,03
Mon_tur								1

Exceptuando el caso de la especie *Monodonta turbinata*, no hay diferencias significativas de abundancia entre los tratamientos de los factores considerados (Protección, Insularidad y Sitio) para las especies estudiadas (Tabla 2). En el caso de *Monodonta turbinata*, una mayor abundancia de esta especie en los tres sitios de la isla Grosa (Fig. 3) da como resultado la significación estadística de la interacción Protección \times Insularidad (Tabla 2). Además, podemos destacar que para la especie *Percnon gibbesi*, el factor Sitio sí que va a tener una gran influencia para la población (P -valor = 0,024), debido a la gran variabilidad espacial a escala fina (Fig 3). Por otra parte, se observa una tendencia (estadísticamente no significativa) a darse más individuos de cangrejo araña en la franja costera que en las islas, a la vez que han resultado más abundantes en el área no protegida que en la protegida (Fig. 3).

Tabla 2.- Resultados del análisis de la varianza dando cuenta de la influencia de los factores Protección, Insularidad y Sitio sobre las especies de invertebrados bentónicos potencialmente competidores. Pr.- protección; In.- insularidad; Si.- sitio; g.l.- grados de libertad; MC.- Media cuadrática; * $P < 0,05$; ^Transformación $(\ln x+1)$; " Test cockrna significativo $P < 0,05$; †Test cockran significativo $P < 0,01$.

Table 2.- Results of the analysis of variance taking into account the influence of protection factors, island and site of benthic invertebrate species potentially competing. Pr.- protection; In.- insularity; Si.- site; df.- degrees of freedom; MC.- Root mean square, * $P < 0.05$; ^ Transformation $(\ln x + 1)$; "Cochran's Test significant $P < 0.05$; †Cochran's Test significant $P < 0.01$.

Especie	g,l	<i>Percnon gibbesi</i>		<i>Pachygrapsus marmoratus</i>		<i>Eriphia verrucosa</i> [^]			
		MC	F	MC	F	MC	F		
Pr	1	28,44	1,77	5,44	0,34	0,0018	0,01		
In	1	21,78	1,35	13,44	0,84	0,0000	0,00		
Pr×In	1	1,78	0,11	4	0,25	0,0745	0,34		
Si(Pr×In)	8	16,11	*2,8	16	1,22	0,2223	0,44		
RES	24	5,75		13,17		0,5026			
TOT	35								
Especie	g,l	<i>Arbacia lixula</i> [^]		<i>Paracentrotus lividus</i>		<i>Monodonta turbinata</i> ^{^†}		<i>Ermitaño</i> ^{^"}	
		MC	F	MC	F	MC	F	MC	F
Pr	1	0,0072	0,01	6846944	0,96	36407	*6,23	21273	3,99
In	1	11221	1,20	13611	0,00	46747	*8,01	13612	2,55
Pr×In	1	0,2253	0,24	3043361	4,25	41085	*7,04	17513	3,28
Si(Pr×In)	8	0,9325	0,94	7169167	1,22	0,5840	0,79	0,5338	1,42
RES	24	0,9889		5874167		0,7359		0,3755	
TOT	35								

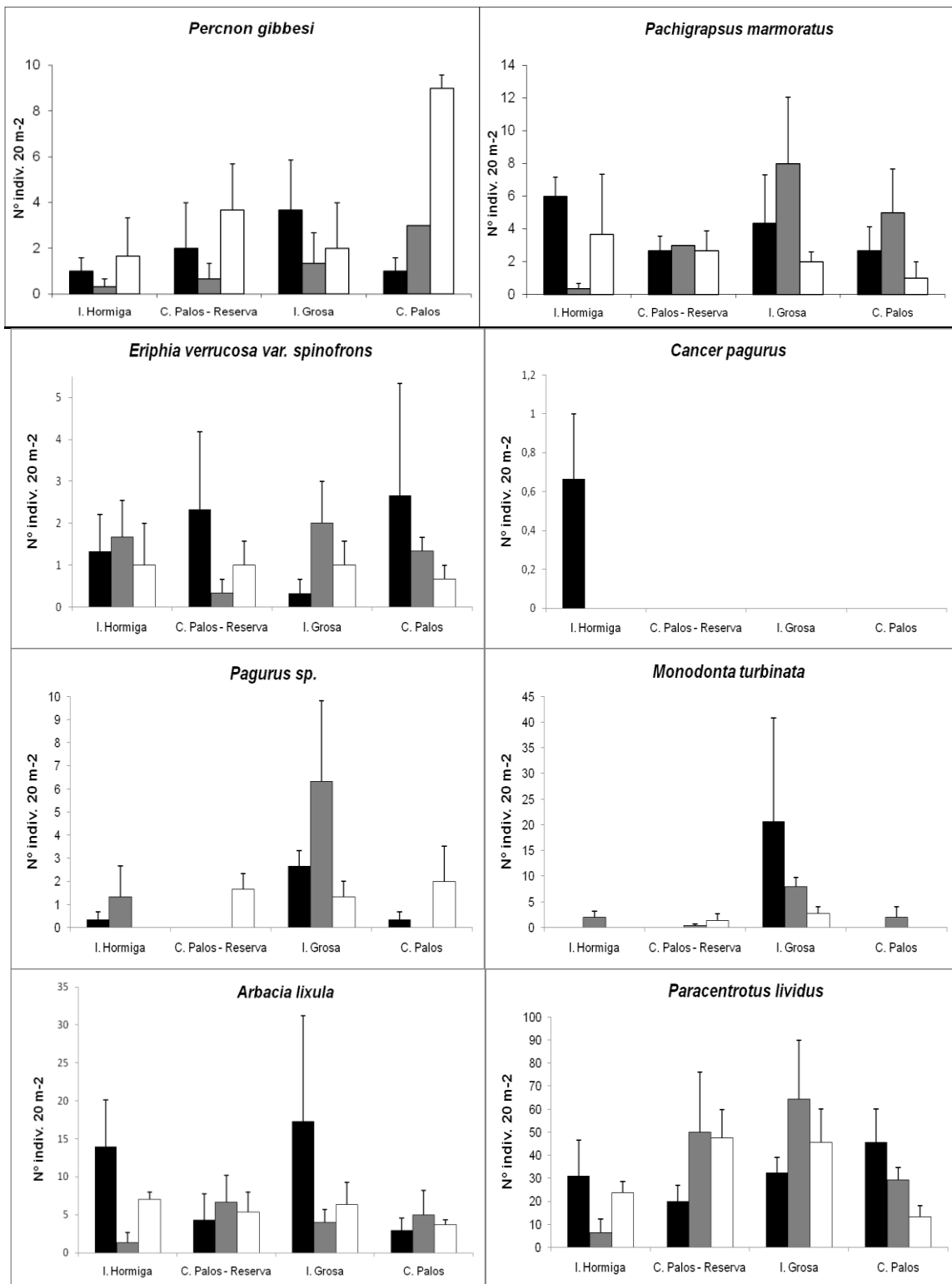


Figura 3.- Valores medios (\pm error típico) de abundancia por sectores de las cuatro localidades estudiadas.
 Figure 3.- Mean values (\pm Estándar error) of abundance by sectors of the four localities studied.

La Tabla 3 nos muestra la media, el rango y el coeficiente de variación de cada variable descriptora del hábitat. Los resultados muestran que, quitando las variables que han dado muy pocos valores distintos de 0 (la cobertura por *Posidonia*, algas vesiculares y guijarros), las variables que han mostrado mayor variabilidad han sido las coberturas por bloques rocosos de diferente tamaño y las correspondientes a algas ramificadas y articuladas.

Tabla 3.- Variación de los valores de los descriptores de la estructura del hábitat, Cobertura (media, mínima y máxima), Error típico de la media y coeficiente de variación.

Table 3.- Change the values of the descriptors of hábitat structure, coverage (mean, minimum and maximum) error of the mean and coefficient of variation.

		Media	E.T.	Mínimo	Máximo	C.V. (%)
Roca madre	Rmadre	64,6	6,45	0	100	60
Boques grandes	M150	10,8	2,58	0	50	143
Bloques medianos	M50	8,1	2,51	0	50	187
Bloques pequeños	M20	14,6	3,65	0	80	150
Guijarros	M0	1,9	1,11	0	30	344
Agujero pequeño	Ag_peq	27,8	2,26	5	51	49
Agujero mediano	Ag_med	9,6	0,90	3	25	56
Agujero grande	Ag_gr	2,9	0,42	0	8	85
Pendiente	Pent	27,5	4,14	5	85	90
Filamentosa	Filamnet	38,7	1,79	14	58	28
Tubular	Tubul	21,4	1,72	1	39	48
Incrustante	Incrust	27,5	2,51	0	64	55
Vesicular	Vesic	0,1	0,06	0	2	470
Articular	Artic	2,4	0,49	0	14	124
Ramificada	Ramif	9,9	2,10	0	59	128
<i>Posidonia oceanica</i>	Posid	0,1	0,06	0	2	600

Al examinar las correlaciones de Spearman entre variables ambientales (Tabla 4), se comprueba que los transectos con una mayor proporción de roca madre son estructuralmente menos complejos (por albergar menos bloques rocosos y agujeros pequeños) y tienen una mayor pendiente. Por lo tanto, el mayor número de agujeros pequeños está ligado a transectos con menor pendiente y presencia de numerosos bloques rocosos de diferente tamaño. Por otra parte, se ha observado una mayor cobertura por algas incrustantes (y por consiguiente una menor cobertura por los demás morfotipos algales considerados, excepto para las algas vesiculares y articuladas coralinas) en las áreas con una mayor proporción de bloques rocosos de gran tamaño (>150 cm).

Los diferentes morfotipos algales no muestran diferencias significativas debidas a alguno de los factores considerados al realizarse los análisis de la varianza (Tabla 5). En cuanto al número de agujeros, únicamente los de pequeño tamaño han mostrado respuesta significativa a los dos factores principales (protección e insularidad), de modo que ha resultado mayor en transectos realizados fuera de la reserva (frente a la zona protegida) y en la franja costera (comparado con las islas) (Tabla 5. Fig 4). Además, la pendiente ha sido significativamente mayor en los transectos realizados dentro de la reserva marina. Asimismo, se ha encontrado una mayor proporción de roca madre en los transectos realizados dentro de la reserva (especialmente en las islas), así como una mayor proporción de bloques rocosos de tamaños comprendidos entre 20 y 50 cm fuera de la reserva, y mayores de 150 cm en los ambientes costeros continentales. Solamente la proporción de roca madre y la de bloques de <20 cm muestran una heterogeneidad significativa a escala fina (entre sitios).

Tabla 4.- Resultados del coeficiente de correlación de Spearman entre los parámetros descriptores del hábitat. Rmadre.- Roca madre; M150.- Bloques grandes (>150cm); M50.- Bloques medianos (150–50cm); M20.- Bloques pequeños (50–20cm); M0.- Guijarros (<20cm); Ag_peq.- agujeros pequeños (0 – 5cm); Ag_med.- Agujeros medianos (6 – 15cm); Ag_gr.- Agujeros grandes (16 – 50cm); Pendt.- Pendiente; Filamt.- Filamentosa; Tubul.- Tubular; Incrust.- Incrustante; Vesic.- Vesicular; Artic.- Articular; Ramif.- Ramificada; Posid.- *Posidonia oceanica*; *P<0,05; **P<0,01.

Table 4.- Results of the Spearman correlation coefficient between the parameters of the habitat descriptors. Rmadre.- rocks; M150.- blocks large (> 150cm); M50.- Blocks medium (150-50cm); M20.- Small blocks (50-20cm); M0.- Pebbles (<20cm); Ag_peq.- small holes (0 - 5 cm); Ag_med.- Holes medium (6 - 15cm); Ag_gr.- large holes (16 - 50cm); Pendt.- Slope; Filamt.- Filamentosa; Tubul.- Tubular; Embed.- fouling; Vesic.- Vesicular; Artic.- Articular; Branches.- Branching; Posid.- *Posidonia oceanica*, * P <0.05, ** P <0.01.

	Rmadre	M150	M50	M20	M0	Ag_peq	Ag_med	Ag_gr	Pendt	Filamt	Tubul	Incrust	Vesic	Artic	Ramif	Posid
Rmadre	1	** -0,68	** -0,57	** -0,80	* -0,42	** -0,64	-0,18	0,23	** 0,80	0	0,14	* -0,42	-0,12	0,3	0,32	-0,25
M150		1	0,1	0,3	0,19	* 0,34	0,23	0,01	** -0,60	0,01	-0,14	* 0,34	0,11	0	-0,29	0,22
M50			1	* 0,37	0,05	** 0,55	0,22	0,05	** -0,53	0	-0,11	0,28	0,16	-0,14	-0,26	-0,1
M20				1	* 0,37	** 0,52	-0,03	* -0,34	** -0,49	0,1	0	0,19	-0,04	-0,39**	-0,18	0,2
M0					1	* 0,37	* 0,40	-0,27	-0,27	* -0,34	-0,11	0,24	-0,07	-0,05	0,22	** 0,59
Ag_peq						1	* 0,43	-0,15	* -0,52	0,04	-0,22	0,28	-0,04	0,04	-0,19	0,29
Ag_med							1	0,2	-0,04	-0,23	-0,25	0,11	0,16	0,37*	0,27	0,22
Ag_gr								1	0,23	0,04	-0,15	0,11	0,26	0,16	-0,14	-0,12
Pendiente									1	0,08	0,03	* -0,36	-0,13	0,15	0,3	-0,22
Filamt										1	0,05	** -0,45	-0,08	0,13	* -0,35	-0,12
Tubul											1	* -0,42	-0,15	* -0,38	-0,03	-0,15
Incrust												1	0,23	-0,25	** -0,44	0,2
Vesic													1	-0,03	-0,28	-0,04
Artic														1	0,31	-0,03
Ramif															1	0,09
Posid																1

Tabla 5.- Resultados del análisis de la varianza dando cuenta de la influencia de los factores Protección, Insularidad y Sitio sobre los parámetros descriptores del hábitat. Pr,- protección; In,- insularidad; Si,- sitio; g,l,- grados de libertad; MC,- Media cuadrática; *P < 0,05; ^Transformación (ln x+1); " Test cochrán significativo P<0,05; [£]Test cochrán significativo P<0,01,
 Table 5.- Results of the analysis of variance taking into account the influence of protection factors, island and site of habitat descriptor parameters. Pr.- protection; In.- insularity; If.- site; df-degrees of freedom; MC.- Root mean square; * P <0.05; ^ Transformation (ln x 1); "Cochran's Test significant P <0.05; [£] Cochran's Test significant P < 0.01.

Fuente	g,l	Agujero grande		Agujero mediano		Agujero pequeño		Pendiente		R, madre	
		MC	F	MC	F	MC	F	MC	F	MC	F
Pr	1	21,78	4,75	25	1,1	900	*6,73	3402,8	*11,04	13417	*7,12
In	1	4	0,87	100	4,39	1573,4	*11,77	1002,8	3,25	8867,4	4,7
Pr×In	1	0,11	0,02	9	0,4	4	0,03	469,44	1,52	117,36	0,06
Si(Pr×In)	8	4,58	0,71	22,78	0,79	133,69	1,11	308,33	0,52	1885,4	*3,04
RES	24	6,47		28,94		119,92		595,14		620,14	3,04
TOT	35										
		>150		150 - 50		50 - 20"		20 - 0 [£]		Filamentosa	
Fuente	g,l	MC	F	MC	F	MC	F	MC	F	MC	F
Pr	1	25	0,12	711,11	4,16	6806,3	*7,74	136,11	1,69	484	0,89
In	1	1736,1	*8,47	400	2,34	756,25	0,86	25	0,31	0	0
Pr×In	1	225	1,1	2,78	0,02	506,25	0,58	25	0,31	13,44	0,02
Si(Pr×In)	8	204,86	1,04	170,83	0,75	879,17	12,66	80,56	*2,64	544,22	1,2
RES	24	197,92		226,39		69,44		30,56		453,11	
TOT	35										
		Tubular		Incrustante		Vesicular [£]		Articulada		Ramificada	
Fuente	g,l	MC	F	MC	F	MC	F	MC	F	MC	F
Pr	1	1284,03	2,36	1308,03	5,21	0,11	1	0,11	0	177,78	0,39
In	1	584,03	1,07	132,25	0,53	0,11	1	484	1,11	1089	2,36
Pr×In	1	46,69	0,09	210,25	0,84	0,11	1	529	1,21	58,78	0,13
Si(Pr×In)	8	543,53	0,84	250,94	0,42	0,11	1	436,64	0,82	461,5	0,63
RES	24	646,22		602,53		0,11		533,36		733,33	
TOT	35										

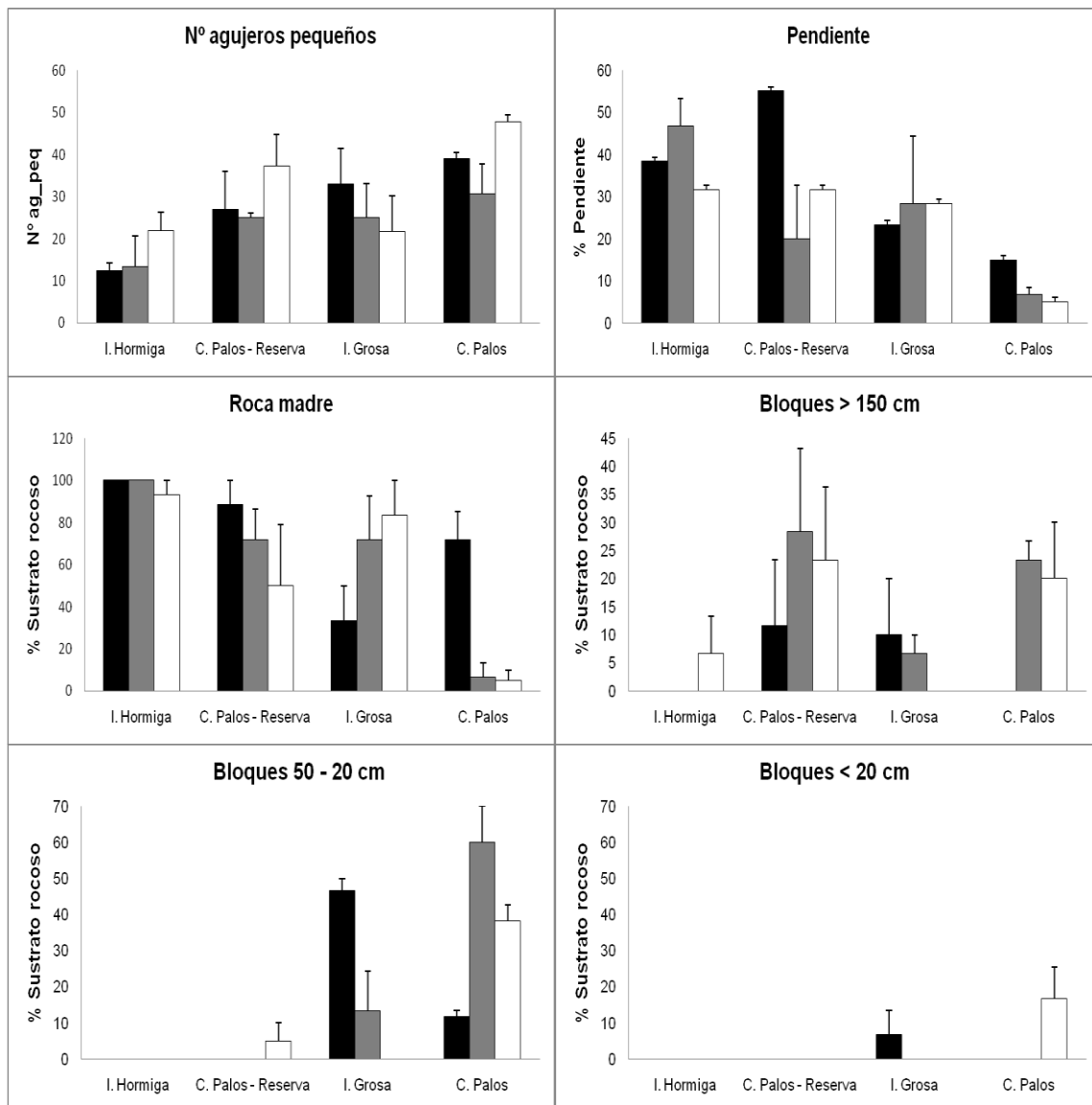


Figura 4.- Valores medios (\pm error típico) de abundancia por sectores de las cuatro localidades estudiadas.
 Figure 4.- Mean values (\pm Estándar error) of abundance by sectors of the four localities studied.

En cuanto a los análisis de regresión múltiple, la inclusión de los términos cuadráticos y cúbicos mejora ligeramente el ajuste del modelo respecto a la consideración de los términos lineales únicamente ($R^2_{aj.} = 0,72$ frente a $R^2_{aj.} = 0,63$), pero su interpretación es esencialmente la misma, por lo que nos quedamos con la regresión lineal de primer orden por incorporar menos variables y por tanto resultar un modelo más simple. En ningún caso el análisis de residuos mostró observaciones demasiado influyentes (por tener altos valores del estadístico de Cook) ni puntos extremos (*outliers* o *leverage points*). Con ello, la abundancia de *Percnon gibbesi* ha mostrado una relación negativa con el porcentaje de cobertura por roca madre, y positiva con el número de agujeros pequeños y la superficie recubierta por algas incrustantes (Tabla 6).

Tabla 6.- Resultados del análisis de regresión múltiple dando cuenta de la influencia de las variables descriptoras del hábitat sobre la especie *Percnon gibbesi*.

Table 6.- Results of multiple regression analysis taking into account the influence of descriptive variables on the species hábitat *Percnon gibbesi*.

	Coeficiente	Error estandar	P	R ² _{aj.}
Rmadre	-0,0251	0,0109	0,028	0,6297
Ag_peq	0,0696	0,0292	0,023	
Incrust	0,0816	0,0226	0,001	
	Coeficiente	Error estandar	P	R ² _{aj.}
Rmadre2	$-1,85 \cdot 10^{-4}$	$8,79 \cdot 10^{-5}$	0,0435	0,7203
Incrust2	0,0013	$3,20 \cdot 10^{-4}$	0,0005	
Ag_peq3	$3,87 \cdot 10^{-5}$	$9,73 \cdot 10^{-6}$	0,0004	
Ag_med3	$-2,06 \cdot 10^{-4}$	$9,94 \cdot 10^{-5}$	0,0382	

IV. DISCUSIÓN

En el presente estudio se ha puesto de manifiesto que el cangrejo alóctono *Percnon gibbesi* tiende a ser más abundante en el área no protegida y en la franja costera, y también en aquéllas zonas en las que otras especies de cangrejo están en menor número, aunque la especie alóctona muestra abundancias similares a otras especies autóctonas; sin embargo, estas relaciones no han resultado estadísticamente significativas. Por otra parte, la abundancia de esta especie ha mostrado una gran variabilidad a escala espacial fina (entre sitios). Al relacionarla con su hábitat, el cangrejo araña se encuentra en mayor número en áreas de poca pendiente, estructuralmente complejas (por el hecho de haber un gran número de agujeros pequeños) y en las que dominan las algas calcáreas incrustantes.

Uno de los principales objetivos de este trabajo es la investigación sobre los efectos de la protección e insularidad sobre las comunidades de decápodos bentónicos. Este tipo de investigaciones no son muy comunes para ambientes bentónicos, pero sí para las poblaciones de peces, para los cuales se ha puesto en evidencia a menudo un claro efecto de las medidas de protección pesquera sobre la abundancia y biomasa de especies de interés comercial (García-Charton *et al.*, 2008). Por otra parte, en los peces las diferencias en los hábitats suelen ser las responsables de una gran parte de las diferencias observadas a escalas fina e intermedia (García-Charton & Pérez-Ruzafa, 2001). Relacionados con las comunidades bentónicas, algunos estudios han encontrado resultados que dependen directamente del tamaño de las AMPs (Edgar & Barret, 1999), pero otros, directamente, no encontraron ningún resultado relacionado con el efecto de la protección (Benedetti-ecchi *et al.*, 2003).

En nuestro caso, no se encontró ninguna diferencia significativa de la abundancia de los invertebrados bentónicos entre los factores considerados. Tal resultado puede deberse a que, contrariamente a las islas Hormigas (que constituyen la reserva integral, en la cual toda actividad está prohibida), la parte costera del área protegida en realidad no goce de una protección efectiva, debido a la presión por bañistas, la recolección de invertebrados como “souvenirs” y la presencia de pescadores recreativos. Por ejemplo, la pesca deportiva puede disminuir el número de individuos de especies predatoras de erizos, como *Diplodus sp.*, y por lo tanto estos pueden aumentar considerablemente su abundancia, al carecer de la presión de depredación (Ceccherelli *et al.*, 2006). Por otra parte, las diferencias observadas entre la parte insular y la costera de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas en cuanto a la respuesta de los

peces (mucho más abundantes en la reserva integral) también ha podido enmascarar el efecto de la protección sobre los invertebrados, los cuales pueden verse influidos por cascadas tróficas derivadas de la acción de los depredadores. Nuestros resultados han sido significativos para una especie (la peonza, *Monodonta turbinata*). Su mayor abundancia en isla Grosa resulta difícil de explicar dada la ausencia de estudios ecológicos de esta especie que puedan explicar su distribución, aunque se puede avanzar que las diferencias observadas podrían producirse por darse en esta localidad determinadas características del hábitat (Underwood, 2004), más favorables para esta especie.

Las tendencias no significativas a encontrar más individuos de *Percnon gibbesi* en la costa y en las zonas no protegidas admiten diversas explicaciones. Una posible explicación a la mayor abundancia en las costas continentales podría ser que las islas ofrecen ambientes menos perturbados por acciones antrópicas debido a su difícil acceso, a las diferencias entre los procesos hidrodinámicos (corrientes y exposición al oleaje), así como a la posible existencia de interacciones bióticas (Ceccherelli *et al.*, 2005). La distancia de la costa a la isla también podría ser una buena explicación a la menor abundancia de *Percnon gibbesi* en las islas, dificultando la llegada de propágulos (huevos y/o larvas) a las zonas más alejadas; pero cabe destacar que la vida larvaria de esta especie es muy larga (Pipitone *et al.*, 2001). Por lo tanto, resulta necesario realizar trabajos encaminados al estudio de sus estrategias de dispersión y de reclutamiento.

Una posible explicación a la diferencia de abundancia del cangrejo araña entre el área protegida y la no protegida sería que los ambientes prístinos brindan una barrera a la introducción de especies, debido a que presentan una mayor estructuración y diversidad de las comunidades (Occhipinti & Savini, 2003). Esto mismo puede estar ocurriendo con *Percnon gibbesi*, al tratarse de una especie alóctona. Además, existe un fenómeno denominado “susceptibilidad regional a la invasión” (Smith *et al.*, 1999), es uno de los factores que va a determinar el éxito o fracaso de una invasión y que está relacionado con las perturbaciones que favorecen el debilitamiento de las comunidades y por lo tanto la entrada de organismos foráneos. Al estar más cerca de los focos de contaminación o de actividades humanas, las comunidades pueden debilitarse y permitir la ocupación de nichos por parte de organismos alóctonos.

Por otra parte, el cangrejo araña ha mostrado una gran heterogeneidad entre sitios, probablemente influida por la enorme heterogeneidad espacial de los fondos rocosos litorales; según nuestros resultados, esta especie es más abundante donde hay poca pendiente, una cobertura del sustrato dominada por algas calcáreas incrustantes y con tamaños de roca variables, y un gran número de agujeros pequeños. Este resultado concuerda con lo observado por (Pipitone *et al.*, 2001) en Sicilia. Estos autores destacan, asimismo, que la especie *Percnon gibbesi* presenta una distribución agregada asociada a un patrón de agregación de 2 a 5 individuos en los fondos preferidos. Estas agregaciones también se pudieron observar durante nuestro trabajo de campo y según Valle *et al.*, (2003) también se puede observar para otro tipo de organismos, y vienen determinadas por la estructura y características del hábitat. Otros trabajos muestran que, a menor escala espacial, los factores biológicos (competencia, depredación, reclutamiento) se hacen más patentes que los factores físicos (Wiens, 1989), y quizá sea por este motivo por el cual no hemos podido encontrar diferencias significativas entre los factores elegidos y sí entre los sitios seleccionados. La heterogeneidad ambiental a escala fina, determinada por cambios de las variables ambientales y por lo tanto, de los micro-hábitats que establecen y que le proporcionan espacio para diferentes fines (agregación, guarida, alimentación...), dan lugar a esta variabilidad de abundancias (Tlig-Zouari *et al.*, 2010). Estas diferencias a escala fina en los sitios anidados dentro de las localizaciones también fueron encontradas por Kelaher & Castilla (2005) para comunidades macrofaunales del norte de Chile.

Los resultados de nuestro estudio indican que la abundancia de *Percnon gibbesi* (2,4 indiv 20m²) es muy similar a otras especies autóctonas como *Pachygrapsus marmoratus* (3,4 indiv 20m²) o *Eriphia verrucosa* (1,3 indiv 20 m²). Estas observaciones difieren de los resultados de Deuderó *et al.* (2005), quienes contabilizaron un total de 3 indiv m² para *P. gibbesi* frente a 0,4 indiv m² de *P. marmoratus*. Esta diferencia bien pudiera deberse, entre otras causas, a que la zona estudiada comprende la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y la zona adyacente a ésta, y quizá, las comunidades aquí establecidas gocen de un buen estado de salud y oponen una buena resistencia a la invasión por ofrecer una barrera natural a la propagación de especies alóctonas (Occhipinti & Savini, 2003), de tal manera que frenan el impacto que estas especies pueden provocar. Por otra parte, es posible que los hábitats entre los posibles competidores potenciales puedan estar solapados, pero no exista una interferencia directa en cuanto a requerimientos alimenticios y comportamentales (Deuderó *et al.*, 2005). *Eriphia verrucosa* suele localizarse en grietas del infralitoral en zonas con una cobertura de algas bien desarrolladas, *P. gibbesi* lo hace en grietas con una cobertura de algas incrustantes y *Pachygrapsus marmoratus* en grietas de la zona supralitoral o de rompiente (Flores & Paula, 2001). Algunos autores como Sciberras & Schembri (2007b) han estudiado la relación entre *P. gibbesi* y *P. marmoratus*; según este estudio, ambas especies pueden aparecer en un mismo sitio, aunque repartiéndose el espacio (estando *P. marmoratus* en la zona emergida mientras que *P. gibbesi* se encuentra en la parte sumergida de la zona mediolitoral e infralitoral somero). En los combates observados en los experimentos de Sciberras & Schembri (2007b), *P. marmoratus* siempre ganaba a *P. gibbesi*, a no ser que el tamaño de éste último fuera mayor. Es por esto que el éxito de colonización de *P. gibbesi* está limitado a zonas sumergidas que no están ocupadas por *P. marmoratus*, pues éste pasa la mayor parte del tiempo en la zona emergida. Pese a los datos de este estudio y las observaciones de Sciberras & Schembri (2007a) acerca del comportamiento de *P. marmoratus* frente a *P. gibbesi*, podemos observar que existe tendencia a haber más cangrejos araña en lugares en los que hay menos cangrejos autóctonos. Este resultado habrá de ser corroborado mediante estudios adicionales y sostenidos en el tiempo.

Por otra parte, el estudio de las invasiones que se producen en las zonas costeras todavía no han identificado la extinción de una especie nativa por parte de una extranjera, y por consiguiente, la pérdida de biodiversidad (Briggs, 2006). Por ejemplo, el camarón *Alpheus glaber* es un decápodo nativo del Mediterráneo que se suele encontrar entre los 30 y 150 metros de profundidad, desde la llegada de *Alpheus rapacida*, la especie nativa se suele encontrar a partir de los 50 m, pues la alóctona se halla entre los 15 y 50 metros (Briggs, 2006). En la bahía de San Francisco, la introducción del crustáceo *Carcinus maenas* ha reducido la abundancia de varios invertebrados nativos, pero también se han registrado aumentos significativos de dos especies de anélidos y otras especies de crustáceos del orden Tanaidacea (Grosholz *et al.*, 2000). Si bien algunas especies pueden ver afectada su área de distribución o su abundancia, en ningún caso se está produciendo una pérdida de la biodiversidad.

Entre los objetivos de las AMPs se cuenta la preservación de ecosistemas como seguro frente a cambios ambientales, entre los que se cuenta la introducción de especies alóctonas potencialmente invasoras, dada la comentada resistencia de las comunidades bien desarrolladas a dichas introducciones. Sin embargo, ello se ha de complementar con la adopción de medidas encaminadas a frenar la introducción de especies alóctonas, así como evitando impactos que provoquen las perturbaciones que se producen alrededor de la propia AMP, ya que un área protegida no es capaz de aguantar mucho tiempo intacta si en sus inmediaciones no se preservan unas condiciones óptimas. Para el caso de las especies introducidas, se deben aplicar programas de legislación y cuarentena de manera estricta y no mediante las

prácticas laxas que se producen hoy en día. De la misma manera se debería de actuar contra la urbanización costera y el vertido de residuos, entre otros muchos factores (Boudouresque & Velarque, 2002).

Para finalizar, cabría destacar en la necesidad a la cual hace referencia Underwood (1995) acerca de la creación de una nueva estrategia de investigación ecológica, en la cual los principales motivos por los que las teorías ecológicas no suelen tener éxito en cuanto a la resolución de problemas medioambientales se debe a la escala espacial y temporal a la cual se actúa, y que no guarda relación el ritmo y dimensión de las perturbaciones que son generadas por el hombre. Es decir, no basta con estudiar la escala de los procesos ecológicos que ocurren a nivel natural, sino que también hay que tener en cuenta aquellos procesos que se espera que ocurran como consecuencia de las interacciones humanas para poder predecirlas correctamente.

El presente estudio aporta pues, nuevos datos a las observaciones anteriores sobre la introducción de especies, y particularmente sobre *Percnon gibbesi* en el Mediterráneo, ampliando los conocimientos sobre el efecto de la protección y la insularidad en su distribución, sobre el impacto en la fauna nativa y la reinfluencia del hábitat. Algunas sugerencias para futuros estudios irían encaminadas a los programas de erradicación en sus hábitats preferidos, vigilancia y control de la abundancia de especies nativas afines, relaciones interespecíficas con especies similares, y estudio de su dispersión y reclutamiento. En cuanto a su erradicación, una posible vía a explorar es su explotación comercial para uso en acuariofilia (Calado, 2006; Félix-Hackradt *et al.*, 2010).

V. CONCLUSIONES

- ❖ *Percnon gibbesi* será más abundante en micro-hábitats con poca pendiente, con alto porcentaje de cobertura algal incrustante, y con grietas donde poder esconderse.
- ❖ Hay una tendencia a haber más individuos de *P. gibbesi* en franjas costeras (¿efecto del hábitat, de la distancia o hidrodinamismo?) y no protegidas (¿efecto menor resistencia a la entrada de especies alóctonas?)
- ❖ No hay evidencias de una competencia interespecífica entre las especies estudiadas, pero se debe profundizar en su estudio.
- ❖ La variabilidad en la abundancia de estas especies a escala espacial fina es muy importante
- ❖ No se puede afirmar que *Percnon gibbesi* sea una especie invasora, pues hasta la fecha no se conocen efectos negativos.
- ❖ La gestión de protección debería invertir en medios para proteger no sólo la comunidad íctica, sino también las comunidades bentónicas.

VI. AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer el esfuerzo de mi tutor a lo largo de todo el trabajo realizado al introducirme en el mundo de la investigación, la documentación y el laborioso trabajo de campo. Y quisiera agradecerle el esfuerzo empleado en la corrección de este manuscrito. Agradecer a mis compañeros del Grupo de Investigación de Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros del Departamento de Ecología e Hidrología Jorge, Fabi, Carlos y Oscar. A Tano, por esas nohchecitas delante del ordenador, a Ana por todas las horas invertidas bajo y fuera del agua y, especialmente, a Deborah por su apoyo incondicional. Este trabajo ha sido financiado, en parte, por la ayuda concedida por la Consultoría Ambiental, Territorial y del Patrimonio Natural “Ambiental S.L.” gracias a la IV Edición de las Ayudas a la Investigación sobre Diversidad Biológica en homenaje a Miguel Ángel Sánchez.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Abelló P, Visauta E, Bucci A & Demestre M. 2003. Noves dades sobre l'expansió del cranc *Percnon gibbesi* (Brachyura: Grapsidae: Plagusinae) a la Mediterrània occidental. *Bolletì de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 46: 73 – 77.
- Alexander TJ, Barrett N, Haddon M & Edgar G. 2009. Relationships between mobile macroinvertebrates and reef structure in a temperate marine reserve. *Marine Ecology Progress Series*, 389: 31-44.
- Benedetti-Cecchi L, Pannacciulli L, Bulleri F, Moschella PS, Airoldi L, Relini G & Cinelli F. 2001. Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 214: 137 – 150.
- Benedetti-Cecchi L, Bertocci I, Micheli F, Maggi E, Fosella E & Vaselli S. 2003. Implications of spatial variability of marine protected areas (MPAs): examples from assemblages of rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Marine Environmental Research*, 55: 429–458.
- Bianchi CN. 2007. Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea. *Hydrobiologia*, 7-21.
- Boudouresque CF & Verlaque M. 2002. Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 44: 32- 38.
- Boudouresque CF & Velarque M. 2005. Nature conservation, Marine Protected Areas, sustainable development and the flow of invasive species to the Mediterranean Sea. *Scientific Reports of the Port-Cros national Park*, Fr., 21: 29-54.
- Briggs JC. 2006. Marine biogeography and ecology: invasions and introductions. *Journal of Biogeography*, 34(2): 193-198.
- Calado R. 2006. Marine ornamental species from European waters: a valuable overlooked resource or a future threat for the conservation of marine ecosystems? *Scientia Marina*, 70(3): 389-398.
- Cannicci S, Garcia L & Galil BS. 2006. Racing across the Mediterranean – first record of *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) in Greece. *Marine Biodiversity Records*, 1, e32.
- Ceccherelli G, Casu D & Sechi N. 2005. Spatial variation of intertidal assemblages at Tavolara-Capo Coda Cavallo MPA (NE Sardinia): geographical vs. protection effect. *Marine Environmental Research*, 59: 533–546.

- Ceccherelli G, Casu D & Pala D. 2006. Evaluating the effects of protection on two benthic habitats at Tavolara-Punta Coda Cavallo MPA (North-East Sardinia, Italy). *Marine Environmental Research*, 61: 171 – 185.
- Crocetta F. and Colamonaco G. 2008. *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda) and *Aplysia dactylomela* (Mollusca: Gastropoda) in the Taranto Gulf (Italy, Ionian Sea): new populations incoming. *JMBA2 – Biodiversity Records*, published online.
- Dayton PK, Tegner MJ, Parnell PE & Edwards PB. 1992. Temporal and spatial patterns of disturbance and recovery in a kelp forest community. *Ecological Monograph*, 62: 421-445.
- Deudero S, Frau A, Cerda M & Hampel H. 2005. Distribution and densities of the decapod crab *Percnon gibbesi*, an invasive Grapsidae, in western Mediterranean waters. *Marine Ecology Progress Series*, 285: 151-156.
- Edgar GJ & Barrett NS. 1999. Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 242: 107–144.
- Elkwe HM, Elhawaj HM, Galil BS & Ben-Abdallah A. 2008. The first record of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Plagusiidae) from the southern rim of the Mediterranean. *Aquatic Invasions*, 3: 243–245.
- Félix-Hackradt F, Hackradt C, Treviño-Otón J & García-Chartón. 2010. New register of continued expansion of *Percnon gibbesi* (Crustacea : Decapoda : Grapsidae) into Western Mediterranean waters. *Marine Ecology Progress Series*, 1999.
- Flores AAV & Paula J. 2001. Intertidal distribution and species composition of brachyuran crabs at two rocky shores in central Portugal. *Hydrobiologia*, 449:171–177.
- Galil BS. 2008. Alien species in the Mediterranean Sea—which, when, where, why? *Hydrobiologia*, 606(1): 105-116.
- García-Charton JA & Perez-Ruzafa A. 1998. Correlation Between Habitat Structure and a Rocky Reef Fish Assemblage in the Southwest Mediterranean. *Marine Ecology*, 19 (2): 111 – 128.
- García-Charton JA & Pérez-Ruzafa A. 2001. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138: 917-934.
- Garcia L, & Reviriego B. 2000. Presència del cranc subtropical *Percnon gibbesi* a les Illes Balears. Primera cita a la Mediterrània occidental. *Biologia*.
- Grosholz ED, Ruiz GM, Dean CA, Shirley K.A, Maron, JL & Comors PG. 2000. The impacts of a non-indigenous marine predator in a California bay. *Ecology*, 81: 1206 – 1224.
- Hurlbert HS. 1984. Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments. *Ecological Monographs*, Vol. 54, N° 2: 187 – 211.
- Hurlbert HS & White MD. 1993. Experiments with Freshwater invertebrate Zooplanktivores: Quality of Statistical Analyses. *Bulletin of Marine Science*, 53(1): 128 – 153.
- Kelaher BP & Castilla JC. 2005. Habitat characteristics influence macrofaunal communities in coralline turf more than mesoscale coastal upwelling on the coast of Northern Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63: 155–165.
- Lepakoski E, Golasch S & Olenin S. 2002. Invasive Aquatic Species in Europe. Distribution, Impacts and Management. Dordrecht, Boston, London. *Kluwer Academic Publishers*.

- Littler MM & Arnold KE. 1982. Primary productivity of marine macroalgal functional form groups from southwestern north America. *Journal of Phycology*, 18: 307–311.
- Littler MM & Littler DS. 1980. The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory test of a functional form model. *The American Naturalist*, 116: 1.
- Littler MM & Littler DS. 1984. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 74: 13–34.
- Manning RB & Holthuis LB. 1981. West African brachyuran crabs (Crustacea, Decapoda). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 306: 1–379.
- McCullagh P & Nelder JA. 1989. Generalized Linear Models. *Chapman & Hall, New York*: 511pp.
- Mori M. & Vacchi M. 2002. On a new occurrence of the alien flat crab, *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards), in the southern Sicily (Central Mediterranean Sea) (Crustacea, Brachyura, Grapsidae). *Annali del Museo Civico di Storia Naturale “Giacomo Doria”*, 114: 295–302.
- Müller C. 2001. First record of *Percnon gibbesi* (Crustacea: Brachyura: Grapsidae) for the Balearic Islands. *Senckenbergiana Maritim*, 31: 83–89.
- Occhipinti-Ambrogi A & Savini D. 2003. Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 46 (5): 542–551.
- Phillips JC, Kendrick GA & Lavery PS. 1997. A test of a functional group approach to detecting shifts in macroalgal communities along a disturbance gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 153: 125–138.
- Pipitone C, Badalamenti F & Sparrow A. 2001. Contribution to the knowledge of *Percnon gibbesi* (Decapoda, Grapsidae), an exotic species spreading rapidly in Sicilian waters. *Knowledge Creation Diffusion Utilization*, 74(10), 1009–1017.
- Puccio V, Relini M, Azzurro E & Relini LO. 2006. Feeding Habits of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Sicily Strait. *Hydrobiologia*, 557(1): 79–84.
- Relini M, Orsi L, Puccio V & Azzurro E. 2000. The exotic crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda, Grapsidae) in the Central Mediterranean. *Scientia Marina*, 64(3), 337–340.
- Sciberras M & Schembri PJ. 2007a. Observations on the alien crab *Percnon gibbesi* (Decapoda, Brachyura, Grapsidae) from the Maltese Islands. *Rapport et Proces-Verbaux des Reunions Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 38: 594.
- Sciberras M & Schembri PJ. 2007b. Interspecific Interactions between the Grapsid Crabs *Percnon gibbesi* and *Pachygrapsus marmoratus*: Implications of an invader. *Rapport et Proces-Verbaux des Reunions Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 38: 595.
- Smith LD, Wonham MJ, McCann DL, Ruiz GM, Hines AH & Carlton JT. 1999. Invasion pressure to a ballast-flooded estuary and an assessment of inoculant survival. *Biological Invasions*, 1: 67–87.
- Steneck RS & Dethier MN. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69: 476–498.
- Tlig-Zouari S, Rabaoui L, Fguiri H, Diawara M & Ben-Hassine OK.. 2010. Spatial diversity of rocky midlittoral macro-invertebrates associated with the endangered species *Patella ferruginea* (Mollusca: Gastropoda) of Tunisian coastline. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87: 275–283
- Underwood AJ. 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology*, 18: 99–116.

- Underwood A.J. 1995. Ecological Research and (and Research into). *Environmental Management. Ecological Applications*, 5(1): 232 - 247
- Underwood AJ. 1997. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. *Cambridge University Press*.
- Underwood AJ. 2004. Landing on one's foot: small-scale topographic features of habitat and the dispersion of juvenile gastropods. *Marine Ecology Progress Series*, 268: 173–182.
- Vago R, Vago E, Achituv Y, Ben-Zion M & Dubinsky Z. 1994. A non-destructive method for monitoring coral growth affected by anthropogenic and natural long term changes. *Bulletin of Marine Science*, 55: 126-132.
- Valle C, Bayle-Sempere JT & Ramos-Esplá AA. 2003. Aproximación multiescalar al estudio de la ictiofauna del litoral rocoso de Ceuta (España). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*. 19(1 - 4): 419 – 431.
- Wiens JA. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3: 385-397.
- Yokes B & Galil BS. 2006. Touchdown – first record of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) from the Levantine coast. *Aquatic Invasions*, 1: 130–132.
- Zaouali J, Souissi J, Galil BS & Abdallah A. 2007. Grapsoid crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) new to the Sirte Basin , southern Mediterranean Sea — the roles of vessel traffic and climate change. *JMBA2 Biodiversity Records*, 1, e73.

CURRICULUM VITAE

Nombre: Aaron Miguel Sanchis Martínez

Fecha: Septiembre 2010

DATOS PERSONALES

Nombre.: Aaron Miguel Sanchis Martínez
N.I.F.: 44869940-E
Dirección.: Av. Real de Madrid Nº 5 PTA 9
Localidad.: Valencia C.P.: 46017
Fecha Nacimiento.: 10 de Julio de 1984
Teléfonos interés.: 680512134 / 963773528



ESTUDIOS REALIZADOS

- Licenciatura en Biología (2003 - 2009)
4º Curso, estancia en la Universidad de Murcia con la Beca SICUE.
Colaborador Dpto. Ecología e Hidrología. Universidad de Valencia.
- Máster en Gestión de la Biodiversidad en Ambientes Mediterráneos. Perteneciente al programa de doctorado “Biodiversidad y gestión ambiental” por la Universidad de Murcia. (2009 - 2010). Tesis de Máster “Distribución, abundancia y relaciones con el hábitat y con potenciales competidores de *Percnon gibbesi* (H. Milne-Edwards, 1853) en la reserva marina de Cabo de Palos – islas Hormigas y áreas adyacentes” realizada en el Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia.

BECAS Y AYUDAS

Ayudas a la investigación sobre Diversidad Biológica (IV Edición) 2010. Ambiental S.L.

EXPERIENCIA LABORAL

- Taxon. Proyectos, Análisis, Gestión Ambiental.-

60 horas de Prácticas correspondientes al Máster en Gestión de la Biodiversidad en Ambientes Mediterráneos. Redacción de Evaluaciones de Impacto Ambiental. Análisis de Muestras de agua y sustrato.

- Parques Reunidos Valencia, S.A. L’Oceanogràfic.- 01/06/2009 – 10/09/2009

Mantenimiento de acuarios, preparación y distribución de alimentos, control de la calidad de agua y manipulación de animales.

- Red Control.- 17/06/08 – 31/09/08

Muestreador y técnico de laboratorio.

Salidas al campo para muestrear masas de aguas continentales con la finalidad de clasificar dichas masas de agua según su estado ecológico dentro de la Directiva del Marco del Agua. Toma de muestras de vertidos industriales y urbanos y cauces receptores en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Separar e identificar en el laboratorio diferentes tipos de macroinvertebrados.

OTROS DATOS DE INTERES

- Curso de tratamiento y mantenimiento de piscinas y parques acuáticos (Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urb. i Habitatge)
- Curso Advanced Open Water Diver de Buceo. PADI
- VIII Curso de Cría, mantenimiento y patología de animales exóticos Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia.
- II Curso iniciación a la Biología Marina 2006. L'Oceanogràfic de Valencia. 20 horas
- Curso de Monitor de Tiempo Libre Infantil y juvenil. Asociación Col.lectiu de joves de La Coma, Valencia
- Informática nivel usuario
- Permiso conducir tipo B – coche propio.