

**UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA**

**DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA**



**TESIS DOCTORAL**

**CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE ASPECTOS  
BIOECOLÓGICOS DE LA ZONA PROPUESTA COMO  
RESERVA MARINA GANDO-ARINAGA (GRAN  
CANARIA)**

**FERNANDO TUYA CORTÉS**

Las Palmas de Gran Canaria, julio de 2002

77/2001-02  
UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA  
UNIDAD DE TERCER CICLO Y POSTGRADO

Reunido el día de la fecha, el Tribunal nombrado por el Excmo. Sr. Rector Magfco. de esta Universidad, el/a aspirante expuso esta TESIS DOCTORAL.

Terminada la lectura y contestadas por el/a Doctorando/a las objeciones formuladas por los señores miembros del Tribunal, éste calificó dicho trabajo con la nota de SOBRESALIENTE CUM LAUDE

Las Palmas de Gran Canaria, a 16 de julio de 2002.

El/a Presidente/a: Dra. Dña. Enma Orive Aguirre,

El/a Secretario/a: Dr. D. Pedro Sosa Henríquez,

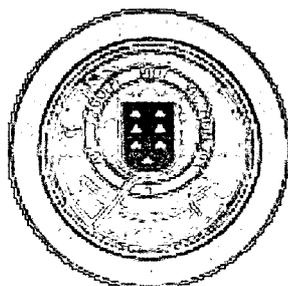
El/a Vocal: Dr. D. Arnaldo Marín Atucha,

El/a Vocal: Dr. D. Ángel Santaha del Pino,

El/a Vocal: ~~Dr. D. José~~ Juan Castro Hernández,

El Doctorando: D. Fernando José Tuya Cortés,

^



**UNIVERSIDAD DE LAS PALMAS DE GRAN CANARIA**

**DOCTORADO EN CIENCIAS DEL MAR**

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

PROGRAMA DE ECOSISTEMAS LITORALES

**Contribución al conocimiento de aspectos bio-  
ecológicos de la zona propuesta como Reserva Marina  
*Gando - Arinaga (Gran Canaria)***

Tesis Doctoral presentada por el Lcdo. *Fernando Tuya Cortés*

Dirigida por el Dr. *Ángel Luque Escalona*

Dr. Ángel Luque Escalona

El Doctorando

**U.L.P.G.C.**  
Ciencias Básicas  
Biblioteca

Nº D.

Nº C.

Las Palmas de Gran Canaria. Julio 2002.



## AGRADECIMIENTOS

Cuando miro hacia atrás, desde el año 98 hasta hoy, me doy cuenta de cuantas personas han intervenido, participado, colaborado o simplemente convivido y compartido momentos importantes, no sólo en la elaboración de esta tesis; sino en diferentes aspectos de mi vida. A todos ellos les agradezco su colaboración y apoyo, que me ha permitido ya sea directa o indirectamente elaborar este manuscrito.

Y como empiezo por lo que más quiero, doy las gracias a mi familia por todo. Por ese día a día. Gracias padre, madre, Ricky, Goli y a mi familia en la península.

Agradezco a mi Director y amigo, el Dr. Ángel Luque Escalona, la oportunidad brindada; tantos momentos, proyectos, buceos, viajes, navegadas, idas – venidas, han hecho de estos años una colaboración grata, cordial, afectuosa y amistosa que espero se mantenga por muchos años.

Gracias a la Universidad de Las Palmas de G.C. por permitirme haber disfrutado de una beca de investigación en estos años, así como por ayudarme en los desplazamientos y estancias que realicé en el extranjero.

Deseo agradecer a diferentes entidades que apoyaron y colaboraron con las investigaciones de nuestro grupo de investigación en estos años. Gracias en especial para la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias y la Autoridad Portuaria de Las Palmas.

Tres *compañeros-colegas de fatigas* fundamentales en la realización de los trabajos de esta tesis, a los que estaré en eterna deuda, son: José A. Martín García, Marcelo Reuss y Fernando Marián. Con su colaboración en los muestreos y los numerosos debates sobre metodología y ciencia, todo ha sido más fácil.

José, eres y serás un *puntal en el agua* y en tierra. Tu tranquilidad y conocimiento del mar, hacen que trabajar en el agua sea un “poquito” más fácil. Sin duda, has sido el compañero ideal para los muchos trabajos que hemos hecho juntos.



Marcelo, ahora en la distancia, me hizo ser más riguroso y metódico.

A *marianetor* que puedo decirle, colega de toda la vida, gracias por estar siempre ahí para todo.

A todos mis compañeros, profesores y amigos del Departamento de Biología, y en especial al Dr. R. Robaina, muchas gracias por compartir informaciones, debatir datos y hacerme multitud de favores.

Gracias a todos los becarios del departamento por los miles de favores.

Muchos amigos y alumnos colaboraron, de una u otra forma en algún momento, en la toma de datos para esta tesis. Gracias a todos ellos.

Mi gratitud a toda la dirección del Departamento de Biología de la U.L.P.G.C, por ayudarme en todo lo que solicité.

Gracias para el Dr. J.J. Castro por contar conmigo en su proyecto de arrecifes y por sus numerosos consejos y debates durante estos años.

Mi gratitud para el Dr. Ángelo Santana, por su asesoramiento estadístico, en cualquier momento.

Los Drs. (en la distancia) Just Bayle, Toni García – Rubies, y en especial, Pablo Sánchez, contribuyeron con comentarios y valiosa información, a mejorar significativamente este manuscrito.

Mi gratitud a *Friday Harbor Labs.* (University of Washington) por la subvención de mi estancia en dicho laboratorio. En especial a la Dr. T. Klinger y a mis colegas Mark Soboil y Janine Kido, por el trabajo realizado.

De valor incalculable ha sido la colaboración del Servicio Marítimo, y en general, del Grupo de Apoyo de la Base Aérea de Gando.



Gracias a mis compañeros de promoción por el gran compañerismo y camaradería mostrada en todo momento.

Al mar y la montaña, por permitirme disfrutar y alcanzar en ellos la felicidad total.

A mis colegas del club Triatlón Piratas (somos muchos¡), compañeros de aventuras en la montaña, mar, competiciones, aventuras y demás locuras, mis gracias por permitirme alcanzar esos retos que siempre busqué.

A mis colegas de toda la vida (sabéis quienes sois¡): gracias por ayudarme en todo.

*A mi familia*



## ÍNDICE

### 1. INTRODUCCIÓN

1.1 Reservas Marinas (10 –11)

1.2 Reservas Marinas del Archipiélago Canario (11 –13)

1.3 Reserva Marina *Gando – Arinaga* (13 – 18)

1.4 Comunidad íctica litoral (18 – 20)

1.5 *Diadema antillarum* (20 – 26)

1.6 Objetivos (27 – 29)

### 2. MATERIAL Y MÉTODOS

#### 2.1 Comunidad íctica litoral

2.1.1 Selección y definición de la técnica de muestreo (31 – 33)

2.1.2 Muestreo (33 – 40)

2.1.3 Análisis estadístico

2.1.3.1 Análisis univariante (41 – 44)

2.1.3.2 Análisis multivariante (44 – 45)

#### 2.2 *Diadema antillarum*

2.2.1 Aspectos demográficos

2.2.1.1 Selección y definición de la unidad de muestreo (46)

2.2.1.2 Muestreo (47)

2.2.1.3 Análisis estadístico

2.2.1.3.1 Variabilidad espacio – temporal (48 – 49)

2.2.1.3.2 Modelos de distribución (49)

2.2.1.3.3 Efecto de la complejidad del hábitat (49)

2.2.2 Preferencias alimenticias



- 2.2.2.1 Cajas y plataformas (50 - 51)
- 2.2.2.2 Recogida y mantenimiento de macroalgas y erizos (51)
- 2.2.2.3 Medida del consumo algal y tasas de ingestión (52)
- 2.2.2.4 Preferencias alimenticias (52 - 53)
- 2.2.2.5 Análisis estadístico (53 - 54)

### 2.2.3 Movimientos diarios

- 2.2.3.1 Selección de la técnica de marcaje (55 - 56)
- 2.2.3.2 Desplazamientos diarios (57)
- 2.2.3.3 Análisis estadístico (57 - 59)

## 3. RESULTADOS

### 3.1 Comunidad íctica litoral

- 3.1.1 Determinación preliminar del área y tiempo mínimo de muestreo -  $r_{min}$  - y  $t_{min}$  - (61 - 64)
- 3.1.2 Estadísticos descriptivos por hábitats y zona de estudio (65 - 71)
- 3.1.3 Influencia del hábitat y estacionalidad en los descriptivos de la comunidad íctica (72 - 76)
- 3.1.4 Distribución de frecuencias de tallas y abundancia para las cuatro especies seleccionadas por zonas y categorías de protección (77 - 81)
- 3.1.5 Influencia de los factores abióticos en la estructura de la comunidad íctica
  - 3.1.5.1 Descripción de los parámetros abióticos (82)
  - 3.1.5.2 Análisis multivariante de ordenación (82 - 83)
  - 3.1.5.3 Análisis indirecto de gradientes (83 - 84)
  - 3.1.5.4 Análisis directo de gradientes (84 - 87)

### 3.2 *Diadema antillarum*

- 3.2.1 Determinación preliminar del número de réplicas (88)
- 3.2.2 Aspectos demográficos
  - 3.2.2.1 Variabilidad espacio - temporal (89 - 90)
  - 3.2.2.2 Patrones de distribución (91)
  - 3.2.2.3 Efecto de la complejidad del hábitat (92)
- 3.2.3 Preferencias alimenticias
  - 3.2.3.1 Tasas de ingestión mostradas por *Diadema antillarum* (93 - 94)
  - 3.2.3.2 Preferencias alimenticias (95 - 99)
- 3.2.4 Desplazamientos diarios (99 - 109)



## **4. DISCUSIÓN**

### **4.1 Comunidad fética litoral**

4.1.1 Metodología (111 – 112)

4.1.2 Resultados globales (112 – 122)

4.1.3 Propuestas metodológicas para el plan de seguimiento de la Reserva Marina (122 - 123 )

### **4.2 *Diadema antillarum***

4.2.1 Aspectos demográficos (124 – 125)

4.2.2 Preferencias alimenticias

4.2.2.1 Consumo de *Diadema* (126)

4.2.2.2 Preferencias alimenticias ( 126 – 128)

4.2.3 Desplazamientos diarios ( 128 – 132 )

**5. CONCLUSIONES ( 134 – 135)**

**6. REFERENCIAS ( 137 – 153 )**

**7. ANEXO - tablas de resultados brutos -**

## ABREVIATURAS

---

<b>C</b>	Control
<b>Cs</b>	Controles
<b>df</b>	Grados de libertad ( <i>degrees of freedom</i> )
<b>H'</b>	Índice de diversidad de Shannom
<b>ind</b>	individuos
<b>J'</b>	Índice de equitatividad de Pielou
<b>LM</b>	Localidad de Muestreo
<b>MS</b>	Media cuadrática ( <i>Mean Square</i> )
<b>MVPE</b>	Muestreos Visuales en Puntos Estacionarios
<b>nMMDS</b>	Escalamiento multidimensional no paramétrico ( <i>non metric multidimensional scaling</i> )
<b>PM</b>	Punto de Muestreo
<b>RI</b>	Reserva Integral
<b>RM</b>	Reserva Marina
<b>S</b>	Riqueza específica de especies (número de especies)
<b>SD</b>	Desviación estándar ( <i>Standard deviation</i> )
<b>SE</b>	Error estándar ( <i>Standard error</i> )
<b>SM</b>	Sitio de Muestreo
<b>SS</b>	Suma de cuadrados ( <i>Sum of Squares</i> )
<b>Ts</b>	Tratamientos
<b>ZA</b>	Zona de Amortiguación
<b>Z1</b>	Zona de estudio 1
<b>Z2</b>	Zona de estudio 2
<b>% WT</b>	Consumo algal en porcentaje (% peso ganado / perdido por macroalga)

# 1. INTRODUCCIÓN

---



## 1.1 RESERVAS MARINAS

El término Reserva Marina (RM) es amplio y comprende todo tipo de espacios, ambientes, ecosistemas, que de alguna forma tienen una figura de protección, existiendo consecuentemente una variada nomenclatura al respecto como: RM de interés pesquero, parque submarino, parque marítimo - terrestre, reserva de pesca, etc (Bayle, 2000).

La protección de áreas marinas se inició en EE.UU con el *Monumento Nacional de Port Jefferson* (Florida). No obstante, es a partir de 1962 en la 1ª Conferencia Mundial sobre Parques Naturales celebrada en Seattle cuando se trató específicamente la protección marina. El uso de RMs como herramientas de gestión pesquera se implantó inicialmente en islas tropicales, para administrar de forma artesanal las pesquerías locales (Alcalá, 1988; Agardy, 1997; Bayle, 2000). En Europa, se comienza a potenciar la protección de zonas marinas a partir de la década de los 80s, principalmente en Italia, Francia y España. Así, la primera RM declarada a nivel nacional corresponde a la *Bahía de Palma de Mallorca* (1982). Posteriormente se declararon como áreas marinas protegidas, la zona vedada de pesca de *Las Islas Medas* (1983) y la *Isla de Tabarca* (1986) (Bayle, 2000). En la actualidad, son trece las zonas marinas que en el litoral español gozan de algún estatus de protección, y existen otros planes de declaración, en los que se enmarca la zona propuesta como RM *Gando – Arinaga*.

Consecuentemente, la protección del medio marino es reciente al compararla con espacios terrestres. Este retraso se manifiesta por una indefinición de las figuras legales de protección para los espacios marinos, muchos de ellos “prestados” de la protección terrestre, o bien de la legislación pesquera (Bayle, 2000).

Los efectos beneficiosos sobre el rendimiento pesquero, las propuestas de los movimientos conservacionistas y la conveniencia de proteger ejemplos representativos de las comunidades marinas, acabaron por consolidar a los espacios marinos protegidos en las políticas de conservación y gestión (Ballantine, 1991). Así en 1995 se censaron, a nivel mundial, unas 1200 áreas marinas protegidas (Kelleher *et al.*, 1995).



Los beneficios biológicos directos más importantes de la implantación de RMs, según Bohnsack (1998) y Roberts y Hawkins (2000), son: (1) exportación de huevos y larvas a caladeros adyacentes, (2) exportación de biomasa por migración de juveniles y adultos, (3) salvaguarda de la diversidad genética y (4) protección de *stocks* en caso de colapso y desaparición de dichas poblaciones en áreas cercanas.

Indirectamente se obtienen beneficios derivados de un mayor conocimiento de la dinámica de los ecosistemas marinos, así como por la existencia de datos que permite la obtención y comprobación de modelos pesqueros y ecológicos. Asimismo, se diversifica el espectro económico de oportunidades en el área protegida.

Las RMs ofrecen un claro ejemplo de herramientas que conjugan objetivos de conservación con beneficios económicos, una vez superado el conflicto entre los que explotan y los que protegen (Roberts, 1998a; 1998b). En general, los trabajos que evalúan la efectividad de RMs coinciden en una serie de tendencias, impactando positivamente sobre las poblaciones de peces de la zona protegida (Roberts y Polunin, 1993; Bayle, 2000), y consecuentemente generando una reducción en biomasa de los grupos invertebrados (p.e. equinodermos) como consecuencia de la presión de predación ejercida por los peces. Se las considera como un mecanismo complementario a las medidas de gestión pesquera que ayude a mitigar los efectos derivados de la incertidumbre en el reclutamiento y permitir exportación de biomasa desde la RM (Bohnsack, 1998).

## 1.2 RESERVAS MARINAS DEL ARCHIPIÉLAGO CANARIO

El fuerte impacto ejercido por la acción humana sobre el litoral de Canarias hace necesario el uso de medidas que mitiguen o minimicen dichos impactos, permitiendo el desarrollo sostenido de actividades paralelas y alternativas al sector pesquero, que favorezcan el mantenimiento de la calidad ambiental del litoral. Así, el Gobierno de Canarias ha planificado la declaración de espacios litorales como RMs de interés pesquero (Bacallado *et al.*, 1989). Estas acciones, junto a una serie de normas aprobadas desde 1986, podrían ayudar a la conservación y mantenimiento de los recursos naturales litorales, como la sustentabilidad de las comunidades ícticas litorales. Una de estas zonas es la franja costera comprendida entre



Gando y Arinaga (costa este de Gran Canaria), en proceso de declaración y estudio desde 1997 (Luque *et al.*, 1999).

En la actualidad existen tres RMs en Canarias. La primera en declararse fue la RM del Archipiélago Chinijo (isla de la Graciosa e islotes al norte de Lanzarote). La segunda es la RM del Mar de Las Calmas, en la isla de El Hierro. Mientras que la tercera es la de Fuencaliente, en el sur de la Isla de La Palma.

La RM de interés pesquero en el entorno de *La Isla de La Graciosa y de los islotes del norte de Lanzarote* se declaró en Marzo de 1995, cuando se publicó a nivel autonómico, la ordenación de sus recursos naturales en el Decreto 62/1995 del 24 de Marzo. Dicha declaración se refrendó posteriormente por la administración estatal (Orden 13433 del 19 Mayo de 1995), ya que la RM incluye aguas exteriores de competencia estatal. En ambas declaraciones se establece una única Reserva Integral (RI) en un círculo de 1 milla de radio entorno al Roque del Este. En ambos decretos se contempla la prohibición de la pesca con nasa, así como diversos aspectos en relación a la explotación de los recursos. El área total incluida es de 7070 hectáreas, fundamentalmente fondos litorales, pero en los sectores noroccidental y suroriental penetra hasta el talud (fondos batiales), alcanzando los 900 m de profundidad. El grado de implantación de la normativa fue mínimo hasta 1997 (Brito *et al.*, 1997), comenzando en 1999, las acciones de control de las actividades en la zona protegida.

Martín - Sosa *et al.* (2002) han evaluado para la RM del Archipiélago Chinijo (Lanzarote), la efectividad de las acciones de protección. Si bien la evaluación de los recursos se realizó poco tiempo después de la entrada de las medidas de protección, los resultados refrendan las conclusiones comentadas anteriormente y que generalizan la efectividad de estas acciones de protección en el medio litoral marino. Así, observaron un aumento en las capturas de un escárido de crecimiento rápido y gran interés comercial, como es la vieja (*Sparisoma cretense*).

La RM en el entorno de *La Punta de La Restinga – Mar de Las Calmas* se declaró en la Orden publicada en BOE el 3 de Febrero de 1996. Presenta una extensión total de 917 hectáreas, de la cual un 19 % (174 hectáreas) está constituida por una RI. Se localiza en la costa suroeste de la Isla de El Hierro, alcanzando fondos circalitorales hasta los 450 m de profundidad. Hasta la actualidad, y motivado por su reciente declaración, no existen estudios que hayan aportado datos sobre el “efecto reserva” a corto plazo.



La RM más joven del Archipiélago es la de *Fuencaliente*, declarada en Noviembre del 2001 y comprendida entre Punta Gruesa y Caleta de Los Pájaros. Comprende fondos infra y circalitorales, así como batiales, entre los 10 – 1000 m. Presenta gran interés geológico, ya que en ella se localizan coladas recientes emitidas por el volcán del Teneguía en 1972.

Finalmente y aunque el estudio no se llevó a cabo en una zona declarada como RM, Pérez *et al.* (2002) evaluaron en la costa este de Gran Canaria la diferencia entre los descriptores del poblamiento íctico entre una zona sometida a baja intensidad pesquera, como consecuencia de la protección ejercida por buceadores deportivos, y una zona “control” sometida a actividades extractivas. Ambas zonas, que coinciden prácticamente con 2 localidades de muestreo de este estudio, presentan características estructurales y morfológicas similares. Encontraron que la zona sometida a actividades pesqueras presentaba una riqueza y abundancia íctica muy inferior a la zona protegida. Además, la densidad de *Diadema antillarum* fue unas cinco veces superior en la zona sometida a actividades extractivas. En cualquier caso, este estudio se elaboró con datos de abundancia cualitativos y sin replicación espacial de las muestras a lo largo de los diferentes periodos de muestreo, si bien dispone de un amplio periodo de muestreo en el tiempo.

### 1.3 RESERVA MARINA GANDO – ARINAGA

Bacallado *et al.* (1989) proponían como zona de RM en Gran Canaria cierta franja costera entorno al municipio de Arinaga. Posteriormente la Viceconsejería de Pesca del Gobierno de Canarias extendió la extensión hasta la Península de Gando (Luque *et al.*, 1999). Actualmente la zona propuesta como RM *Gando- Arinaga* se extiende en la costa este de Gran Canaria, desde la Península de Gando (Telde) hasta la Punta de Risco Verde (Arinaga), comprendiendo una franja costera de aproximadamente 14 km a lo largo de los municipios de Telde, Ingenio y Agüimes. Se pretende que la RM esté constituida por dos núcleos, uno ubicado en la Península de Gando (zona 1= Z1, Fig. 1) y el otro en la costa norte de Arinaga (zona 2 = Z2, Fig. 2). Ambos están formados por una Zona de Amortiguación (ZA) y una RI, proyectándose la declaración de un área total de 2253.15 hectáreas.

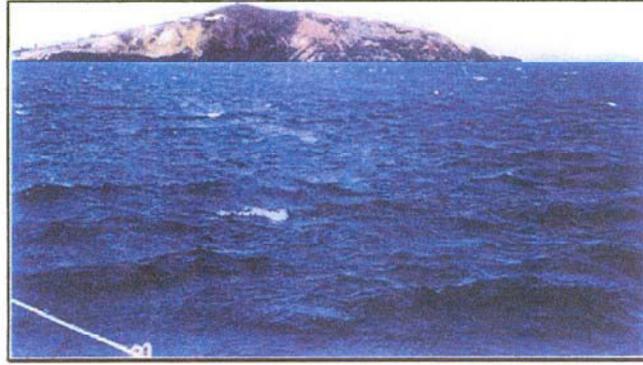


Figura 1. Panorámica de la Península de Gando.

El núcleo de la Península de Gando (Z1) contará con una RI de superficie 47.20 hectáreas y una ZA de 742.45 hectáreas. El núcleo de Arinaga (Z2) presenta una RI de 219.31 hectáreas y una ZA de 1244.19 hectáreas. La Fig. 3 muestra un mapa de la zona de estudio, mientras que la Tabla 1 las coordenadas que delimitan los espacios a proteger.



Figura 2. Panorámica de la zona de Arinaga.

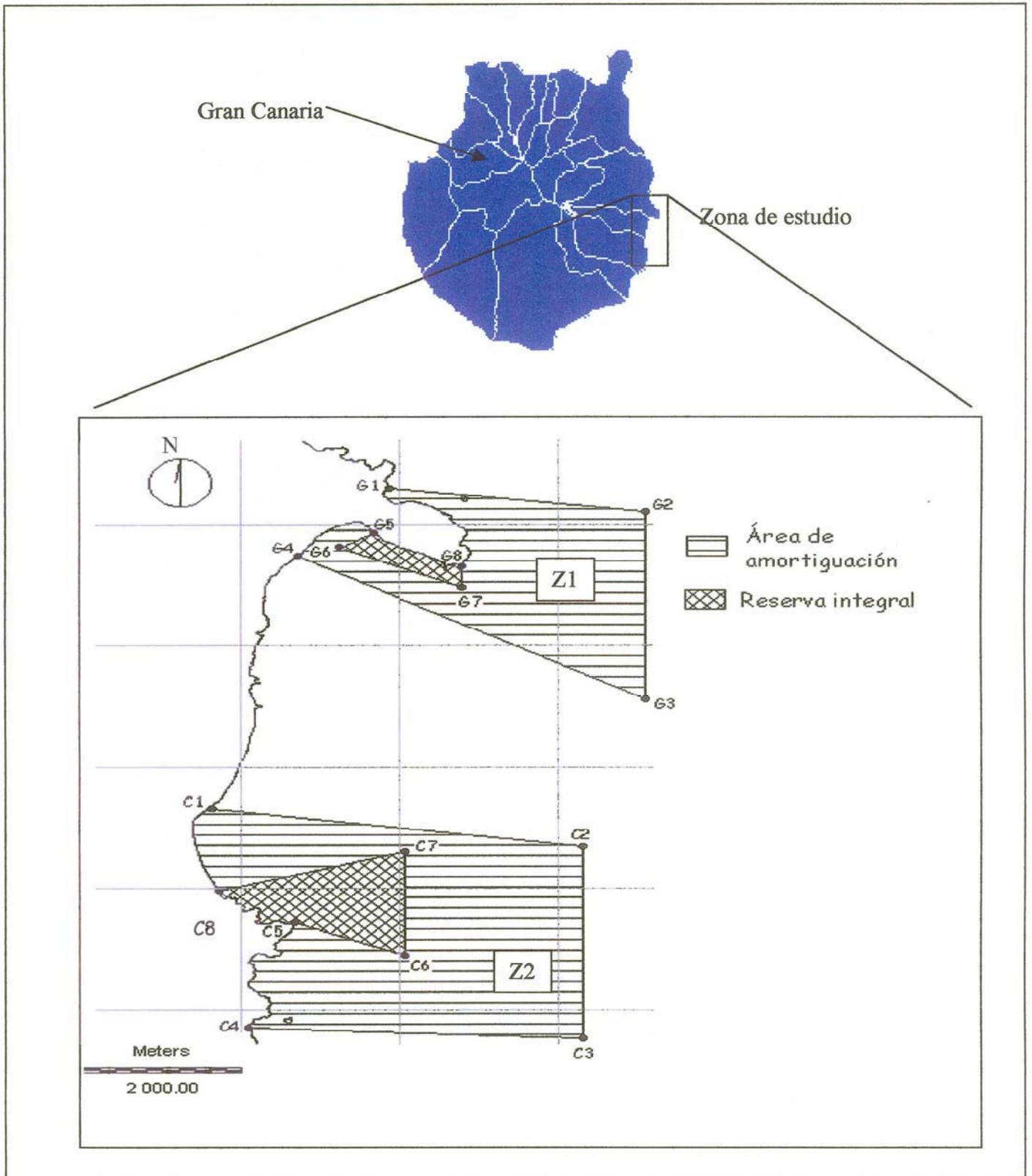


Figura 3: localización de las zonas de estudio (reserva integral y zona de amortiguación).



Z1	Z2
<p><b>RI</b> Desde el punto G5 (<i>Roca del Caballo</i>, 27° 56,06' N y 15° 22,26' W) sigue por la línea de máxima pleamar hasta el punto G8 situado en la <i>Punta de Gando</i> (27° 55,75 N y 15° 21,58' W).</p> <p>Desde el punto G5 sigue en dirección SW hasta el punto G6 (27° 55,92N y 15° 22,51 W). Desde el punto G6 hasta el G7 (27° 55,56'N y 15° 21,58' W), y desde el G7 hasta el G8, cerrando el perímetro de la RI.</p>	<p>Desde el punto C5 (<i>Punta de la Sal</i>, 27° 52,56' N y 15° 22,85' W) en rumbo SE hasta el punto C6 (27° 52,27' N y 15° 22,01' W). Desde el C6, sigue en rumbo N hasta el C7 (27° 53,20' N y 15° 22,01' W). Y desde este, hasta el punto costero C8 situado en un promontorio al S de la <i>Playa de Vargas</i>, (27° 52, 84' N y 15° 23,43' W). Desde el punto C8, sigue en dirección S hasta el punto C5, por la línea de máxima pleamar, cerrando el perímetro de la RI.</p>
<p><b>ZA</b></p> <p>Desde el punto costero G1 (base de la <i>Montaña del Ambar</i>, 27° 56,46' N y 15° 22,14' W) sigue en rumbo SE hasta el punto G2 (27° 56,25' N y 15° 20,18' W). Desde este y en rumbo S, hasta el punto G3 (27° 54,57' N y 15° 20,17W).</p> <p>Desde el G3 en rumbo NW hasta el punto costero G4 (cerca del extremo N de los <i>hangares de la Base Aérea</i>, 27° 55,84' N y 15° 22,83' W). Por el punto G4 y siguiendo la línea de máxima pleamar hasta el punto G5 donde empieza la reserva integral.</p>	<p>Desde el punto costero C1 (<i>Montaña cercada</i>, 27° 53,59 N y 15° 23.49' W), sigue en rumbo SE hasta el punto C2 (27° 53,24' N y 15° 20,65' W). Desde el C2 sigue en rumbo S hasta el punto C3 (27° 51,53' N y 15° 20,64' W). Y desde este C3 sigue en rumbo W hasta el punto costero C4 (barranquillo al S del <i>Faro de Arinaga</i>, 27° 51,62' N y 15° 23,21' W). Desde el punto C4 sigue en dirección N por línea de máxima pleamar hasta el punto C5 donde empieza la RI.</p>

Tabla 1: delimitación geográfica de los núcleos constituyentes de la RM *Gando – Arinaga*.

Presenta tres zonas catalogadas como Lugares Marinos de Interés Comunitario (LICs): (1) Bahía de Gando (ES7010048), cuya principal característica es la existencia de praderas marinas de *Cymodocea nodosa*; (2) Punta de La Sal (ES7010052) y (3) la Playa del Cabrón (ES7010053), que albergan una alta diversidad marina, fundamentalmente ictiológica, y praderas marinas de la fanerógama *Cymodocea nodosa*. Todas estas zonas están incluidas en la Red Natura 2000, al amparo de la directiva 92/43/CEE, si bien ninguno está catalogado como prioritario.



La zona propuesta como RM presenta una amplia variedad de hábitats, los cuales están descritos y cartografiados cualitativamente en Luque *et al.*, (1999) y Pérez y Portillo (1999). Así, la zona presenta un 85% de fondos o substratos blandos. Básicamente se localizan grandes plataformas arenosas, fondos de “anises” constituidos por el alga *Corallina spp.*, y “sebadales” o praderas marinas mixtas de *Cymodocea nodosa* y el alga verde *Caulerpa spp.* (Fig. 4). Los fondos duros pueden dividirse en 2 grandes estratos: (1) cinturón o banda submareal de macroalgas (Fig. 5, constituida principalmente por: *Cystoseira abies-marina*, *Lobophora variegata*, *Padina pavonica*, *Halopteris spp.*, *Asparagopsis spp.*, *Codium spp.*, etc., Luque *et al.*, 1999), entre los 0 y los 8 m de profundidad. El límite inferior de este estrato está determinado por la acción ramoneadora del erizo *Diadema antillarum* Philippi (1845), que genera hasta el ecotono de transición con los fondos blandos, entornos duros desprovistos de cualquier tipo de cobertura vegetal definidos en la sección anterior como (2) “blanquizales”.

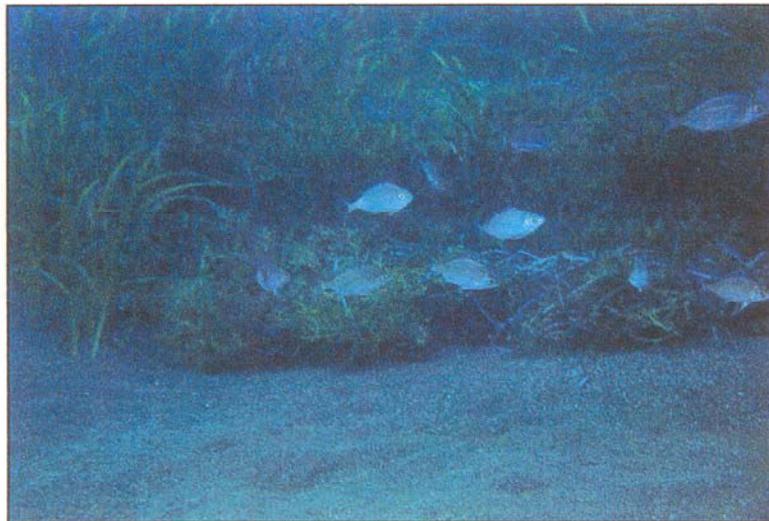


Figura 4. Pradera marina de *Cymodocea nodosa*.

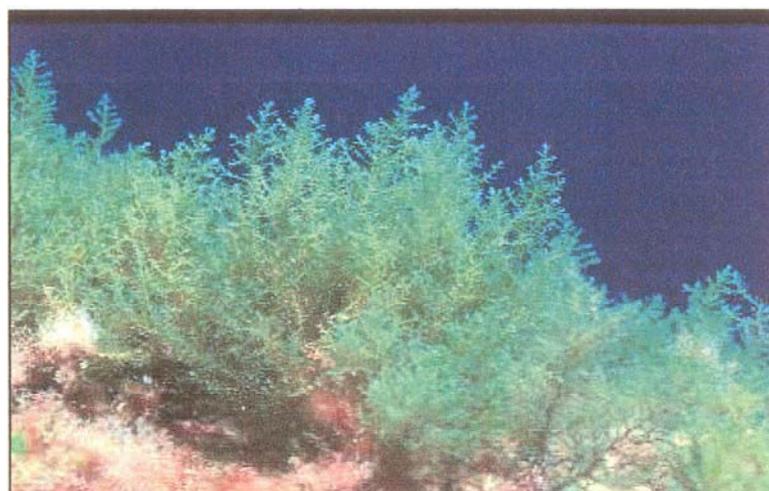


Figura 5. Cinturón submareal de macroalgas.



Los diferentes usos y acciones humanas que actualmente se desarrollan en la zona propuesta como RM están caracterizados en Luque *et al.* (2002). El nivel de explotación de la zona de estudio es de elevada intensidad (Castro *et al.*, 2002), aunque existen puntos con limitación de este tipo de actividades, ya sea por la presencia de buceadores deportivos o por el encuadre de la Z1 de la propuesta RM en un área militar de acceso restringido (Luque *et al.*, 2002, Pérez *et al.*, 2002). El arte de pesca más empleado es la nasa. La captura media por embarcación es de 20 kg por barco y día. El rendimiento medio por nasa es bajo, estimándose el nivel de explotación del caladero entre  $3.4 - 5 \text{ Tm milla}^{-2} \text{ año}^{-1}$  (Castro *et al.*, 2002).

La dinámica oceanográfica y diferentes características abióticas de la zona de estudio (pH, temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, penetración luminosa, productividad primaria, etc.) están descritas en Medina *et al.* (2002). Así, el régimen de corrientes sigue la dirección general de la corriente de Canarias (SW), con una corriente litoral de retorno en sentido opuesto generado mediante un mecanismo de compensación hidrodinámica, como resultado de la interacción de la corriente de Canarias y la península de Gando. La corriente de Canarias alcanza en la zona de estudio valores máximos de hasta  $29 \text{ cm s}^{-1}$  en verano, disminuyendo su intensidad en invierno como resultado del debilitamiento del viento alisio de componente NE. La temperatura de agua de mar oscila entre los  $24^\circ\text{C}$  (octubre) –  $18.5^\circ\text{C}$  (marzo). La intensidad lumínica ha oscilado estacionalmente entre  $379 - 2819 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , alcanzándose el 1% de esta intensidad a los 38 y 61 m, respectivamente. La utilización de un coeficiente de extinción de la luz PAR de 0.16 refleja adecuadamente la atenuación luminosa en la zona de estudio.

---

## 1.4 COMUNIDAD ÍCTICA LITORAL

---

La declaración de una zona como RM exige la realización de un estudio biológico previo a la entrada de las medidas de protección, que permita al hacer el seguimiento científico de la RM evaluar la eficacia de las limitaciones establecidas.

La mayor parte de los estudios documentados que han sido revisados recientemente por Bohnsack (1998) y Roberts y Hawking (2000) han mostrado que los efectos más directos derivados de la implantación de ciertas limitaciones extractivas se producen en los peces y



ciertos invertebrados, que bien tienen interés comercial, o bien son fuente de alimentación piscícola.

Uno de los problemas que encontramos al realizar este estudio previo es la normalización del método de realización de los censos visuales para la evaluación de poblaciones de peces. De manera, que deben tenerse en cuenta dos criterios: (1) la realización de los censos de forma comparable con otros trabajos similares realizados en Canarias y (2) la ejecución de un muestreo que permita la aplicación de un análisis estadístico robusto, con datos replicados en el espacio y comparables en el tiempo.

En estudios enmarcados en el campo de la ecología de los peces litorales se ha producido una aparentemente arbitrariedad en la selección de los parámetros que definen un muestreo visual, como la duración o el tamaño del área de censo (Lincoln Smith, 1989). En este sentido, pocos son los estudios que calculan las dimensiones mínimas de la unidad de muestreo (tanto el radio como el tiempo mínimos) para Muestreos Visuales *in situ* en Puntos Estacionarios (MVPE). Generalmente se emplea un protocolo semejante al desarrollado por otros autores en otros lugares. Así y para el Archipiélago Canario, siempre se ha empleado un radio de 5.6 m (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1993a, 1993b, 1996; Brito *et al.*, 1997; Herrera, 1998), con objeto de observar un área de 100 m<sup>2</sup> para MVPE.

Tal y como Falcón *et al.* (1993b) afirman, el estado de conocimiento actual sobre comunidades de peces litorales de Canarias es limitado, si bien se tiene una buena idea de la composición específica. Dichas comunidades siguen un modelo en el que destacan las especies Atlántico – orientales y las anfiatlánticas, con muy pocos endemismos macaronésicos (Brito *et al.*, 1997). Así, la heterogeneidad ambiental que presenta Canarias, así como su situación geográfica, hacen que su composición faunística ictiológica esté formada por una mezcla de especies propias de la región biogeográfica Atlanto – Mediterránea, con elementos subtropicales y tropicales del Atlántico oriental, elementos tropicales y subtropicales anfiatlánticos y pantropicales, escasas especies tropicales guineanas, macaronésicas y canarias (Falcón *et al.*, 1993b). Por otra parte, la ictiofauna bentónica litoral responde bien al encuadre de Canarias en la región biogeográfica marina litoral Atlanto – Mediterránea (Falcón *et al.*, 1993b). Falcón *et al.* (1993b) han observado diferencias para las poblaciones de peces litorales al comparar las islas orientales y occidentales. Estas diferencias



son achacadas al gradiente térmico este – oeste existente en Canarias, como resultado de la influencia del afloramiento sahariano.

Son escasos los trabajos sobre la estructura espacio – temporal, tanto cualitativa como cuantitativamente, en el Archipiélago. Así, sólo los trabajos de Bortone *et al.* (1991), Falcón *et al.* (1993a, 1996), Brito *et al.* (1997), Herrera (1998) y Tuya *et al.* (2002), caracterizan la estructura espacial de las comunidades de peces litorales. Por otra parte, ningún estudio ha evaluado la estructura espacio – temporal de dichas comunidades en parcelas submareales de Gran Canaria. Existiendo solamente datos referentes al arrecife artificial de Arguineguín y la baja natural de Pasito Blanco (Herrera, 1998), los muestreos para Gran Canaria de Falcón *et al.* (1996) y los muestreos puntuales en dos localidades de la costa este de Gran Canaria por Pérez *et al.* (2002).

Son múltiples los factores ambientales que estructuran las comunidades ictiológicas litorales en el Archipiélago (Brito *et al.*, 1997). Además, la naturaleza es multifactorial, con gran variedad de procesos y fenómenos bióticos y abióticos, que estructuran a las comunidades (Ludwig y Reynolds, 1986). Sin embargo, es posible identificar localmente qué factores determinan más fuertemente la estructura demográfica de la comunidad de peces observada. Así, Bortone *et al.* (1991) concluyeron que profundidad y pendiente son los factores abióticos más importantes estructurando el poblamiento íctico de la Isla de El Hierro. Mientras que Falcón *et al.* (1996), estudiando la comunidad piscícola litoral de cuatro islas del Archipiélago, observaron que profundidad y cobertura vegetal son las variables ambientales que con mayor importancia estructuran la comunidad íctica analizada.

---

## 1.5 *DIADEMA ANTILLARUM*

Herbívoros como los equinoideos juegan un papel importante en la estructura de las comunidades bentónicas, siendo considerados en ciertos ambientes como agentes de perturbación (Dean *et al.*, 1984; Dayton *et al.*, 1992; Benedetti- Cecchi y Cinelli, 1995). Los erizos de mar provocan cambios en la cobertura vegetal, modificando los recursos tróficos, la estructura del hábitat, así como afectando a otros grupos animales como moluscos o peces (Duggins, 1989; Andrew y Constable, 1999; Sánchez – Jerez *et al.*, 2001). Consecuentemente



se les puede considerar como especies clave definiendo la estructura de la comunidad (Paine, 1969), ya que generan cambios significativos en las características bióticas de la comunidad.

La diversidad biológica marina en las zonas submareales de Canarias ha decrecido como consecuencia directa del aumento del esfuerzo pesquero durante las últimas décadas (Aguilera *et al.*, 1996; Barquín *et al.*, 1999; Herrera *et al.*, 2000). Este incremento se produce no sólo por el aumento de consumidores (turismo + población), sino también por las limitaciones impuestas al sector pesquero en los caladeros del afloramiento Canario – Sahariano, así como por el progresivo cierre de industrias conserveras locales de pescado azul, que han producido una canalización del esfuerzo pesquero sobre los recursos demersales costeros (Bas *et al.*, 1995). Además, la flota artesanal Canaria emplea, en un 70%, un arte no selectivo como es el calado de nasas (Hernández – García *et al.*, 1998). De manera que se ha llegado a un punto de sobreexplotación de los recursos pesqueros litorales, tal y como se concluyó en las Jornadas de Protección de los Recursos Pesqueros en Tenerife (1988).

Una de las consecuencias, en forma de cascada trófica de este proceso, ha sido la explosión demográfica en el medio infralitoral por el erizo de púas largas *Diadema antillarum* Philippi (1845) (Fig. 6) (Aguilera *et al.*, 1996; Barquín *et al.*, 1999; Herrera *et al.*, 2000). Esta especie consumidora del macrofitobentos, base de la cadena trófica de numerosos ecosistemas litorales del archipiélago, ha agravando aún más el deterioro de la diversidad en dichos ambientes.

La sobreexplotación de las poblaciones de peces como causa y la explosión de *Diadema antillarum* como consecuencia de la misma, han producido que la pesquería demersal asociada al litoral insular haya caído en los últimos años (Bacallado *et al.*, 1989; Bas *et al.*, 1995), principalmente en las islas más pobladas como Tenerife y Gran Canaria (Bortone *et al.*, 1991).



Figura 6. Detalle de *Diadema antillarum*.

La clasificación taxonómica de este equinodermo responde a:

Phyla: Echinodermata

Clase: Echinoidea

Orden: Diadematioda

Familia: Diadematoidae

Género y especie: *Diadema antillarum* Philippi (1845)

Popularmente se le conoce como eriza, ericera, erizo de púas largas o simplemente *Diadema*.

El estudio genético desarrollado por Lessios *et al.* (2001) construye la filogenia del género *Diadema* en todo el mundo. Como resultado, han obtenido que los individuos procedentes del Archipiélago Canario, junto con los de Madeira, Cabo Verde y Santo Tomé, se corresponde con la especie bautizada como *Diadema antillarum* –b.

*Diadema antillarum* es una especie dioica, carente de dimorfismo sexual (Randall *et al.*, 1964). Presenta gametogénesis a lo largo de todo el año, con varios picos en función de las características ambientales de cada lugar (Randall *et al.*, 1964; Lewis, 1966; Lessios, 1981). En Canarias se ha observado un pico en Junio y otro menos acusado en Octubre (Garrido *et al.*, 2000). Su fecundación es externa, coincidiendo con episodios de luna llena (Randall *et al.*, 1964; Lewis, 1966; Bauer, 1976; Lessios, 1981). Diferencias en los patrones reproductivos pueden deberse a diferenciación genética, o bien a divergencias fenotípicas de genotipos similares sometidos a diferentes condiciones ambientales (Lessios, 1981). Su edad máxima se sitúa en los 3-4 años, alcanzando un diámetro oral – aboral máximo de 10 cm (Odgen y Carpenter, 1987).



Las tasas de crecimiento varían localmente, manteniéndose en un rango determinado. Así y para individuos juveniles se han observado tasas de crecimiento entre 3-6 mm mes<sup>-1</sup> (3.5 mm mes<sup>-1</sup>, Randall, 1961; 4.4 mm mes<sup>-1</sup>, Randall *et al.*, 1964; 3.2 mm mes<sup>-1</sup>, Lewis, 1966; 4.5 mm mes<sup>-1</sup>, Bauer, 1982). Estas tasas disminuyen para ejemplares adultos (< 2 mm mes<sup>-1</sup>, Lewis, 1966; Bauer, 1982).

Las poblaciones de *Diadema antillarum* son generalmente abiertas (Karlson y Levitan, 1990) y limitadas por el reclutamiento. De manera que el reclutamiento y las tasas de mortalidad son independientes localmente de la densidad y disponibilidad de alimento. Este carácter *abierto* se debe, entre otros aspectos, a ser una especie con un periodo planctónico muy largo en relación a otros equinoideos, estando sometida consecuentemente, a una gran deriva larvaria en el sistema pelágico (Eckert, 1998). Así, las larvas recorren distancias de cientos de kms desde las poblaciones de origen hasta los lugares de asentamiento (Karlson y Levitan, 1990). Como respuesta a fluctuaciones en la disponibilidad de alimento, o en la densidad de las poblaciones, *D. antillarum* responde con rápidas variaciones en la talla del cuerpo (Levitan, 1988, 1989; Karlson y Levitan, 1990; Levitan, 1991) que le permiten mantenerse en equilibrio dinámico entorno a la capacidad de carga (Levitan, 1988, 1989).

Aspectos demográficos y ecológicos de este equinodermo han sido ampliamente estudiados en El Caribe (Randall *et al.*, 1964; Atkinson *et al.*, 1973; Lawrence, 1975; Carpenter, 1981; Weil *et al.*, 1984). Sin embargo, son escasos los estudios de este tipo en el Atlántico centro-oriental, donde se encuadra el Archipiélago Canario.

*Diadema antillarum* presenta una distribución anfiatlántica (Pérez y Moreno, 1991), a lo largo de un amplio abanico de hábitats (Randall, 1961; Randall *et al.*, 1964). Se trata de una especie gregaria, que forma amplios y densos grupos en aguas someras (Fig. 7; Odgen y Carpenter, 1987), fundamentalmente con objeto de protegerse de predadores (Randall *et al.*, 1964). En general, se restringe a aguas poco turbulentas, evitando zonas expuestas al oleaje (Randall *et al.*, 1964; Herrera, 2000). Durante el día se refugia en cuevas y cavidades, para salir de sus refugios en la noche para alimentarse (Randall *et al.*, 1964; Herrera, 2000).

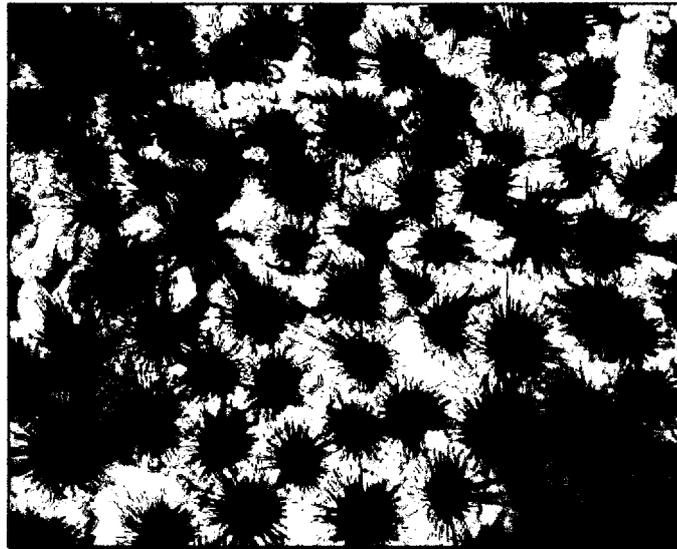


Figura 7. Agregación en *Diadema antillarum*.

*Diadema antillarum* ha experimentado episodios de fuertes aumentos y descensos demográficos en diferentes emplazamientos, jugando un papel importante en la estructura de las comunidades coralinas caribeñas (Morrison, 1988; Eckert, 1998). Así, sufrió una mortalidad cercana al 95% en el Caribe durante los años 1982-83, que produjeron cambios importantes en las comunidades de arrecife de coral (Lessios *et al.*, 1984; Lessios, 1988; Levitan, 1988).

La acción ramoneadora de *Diadema antillarum* ha generado, en gran parte de los fondos infralitorales de Canarias, zonas desprovistas de cualquier tipo de cobertura vegetal y animal (con excepción de algas rojas incrustantes coralináceas, p.e. *Lithothamnion spp.*) conocidas popularmente como “blanquizales” (Fig. 8) (Aguilera *et al.*, 1996; Casañas *et al.*, 1998; Barquín *et al.*, 1999; Herrera *et al.*, 2000). La génesis de este tipo de ambiente ha sido descrita y caracterizada en los arrecifes artificiales de Canarias por Garrido *et al.* (1999). Estos ambientes se han descrito en diferentes lugares, estando causados por la alta presión de pastaje ejercida por distintos equinoideos (p.e. Vukovic, 1982; Verlaque, 1987; Sala y Zabala, 1996).



Figura 8: Blanquizal y ejemplares de *Diadema antillarum*.

La transformación de una zona vegetada en un “blanquizal” es un proceso muy rápido. Así, Herrera (1998) ha documentado para el arrecife artificial de Arguineguín (Gran Canaria) dicha transformación en tan sólo 6 meses, multiplicándose por 10 la densidad local de *Diadema antillarum* en este periodo.

Sus densidades varían localmente en función de diferentes aspectos (p.e. la complejidad del hábitat), siendo fundamental la abundancia de predadores (p.e peces) y consecuentemente el nivel de explotación pesquera de la zona (McClanahan y Shafir, 1990). Las máximas densidades alcanzadas en Canarias se sitúan cercanas a 100 ind m<sup>-2</sup> en el arrecife artificial de Arguineguín (Gran Canaria) (Garrido *et al.*, 1999).

En general, los aumentos en densidad de este equinodermo han producido, a diferentes latitudes, descensos en la diversidad y biomasa vegetal (Sammarco, 1982).

Los equinoideos, generalmente, se refugian durante el día, para desplazarse durante la noche en busca de alimento. Presentan consecuentemente, un marcado comportamiento nocturno (Odgen *et al.*, 1973; Dance, 1987). Este comportamiento, junto con la presencia de una estructura espinosa, dificulta el marcaje y seguimiento de los erizos de mar (Neill, 1987). Observaciones preliminares y las conclusiones de Randall (1964) y Neill (1987) señalan que *Diadema antillarum* presenta un marcado comportamiento de este tipo.



Su morfología dificulta, a diferencia de otros equinoideos, el marcaje de ejemplares de *Diadema* para el estudio de su desplazamiento y migraciones en el medio (Neill, 1987). Así, y sí bien se han estudiado para diversas especies de erizos las migraciones circadianas como es el caso de *Paracentrotus lividus* (Dance, 1987; Crook *et al.*, 2000; Barnes y Crook, 2001) en el Mediterráneo y Atlántico Europeo o *Strongylocentrotus droebachiensis* en el Pacífico (Hagen, 1996); son nulos los estudios migratorios en *Diadema antillarum* en el Atlántico. De forma que, en general, las técnicas de marcado de equinoideos se han empleado con exclusividad para erizos de púas cortas (Neill, 1987).

Si bien se han descrito movimientos diarios de corto alcance para diversas especies de erizos (Crook *et al.*, 2000), se desconocen las distancias recorridas (y velocidades asociadas), la amplitud de su hábitat y la capacidad de reconocimiento de refugios para *Diadema*. Los movimientos están condicionados básicamente por las relaciones predador – presa de estos invertebrados, tanto con su fuente de alimento (macroalgas, principalmente), como con sus predadores (peces, fundamentalmente) (Dance, 1987; Crook, 2000; Barnes y Crook, 2001). De manera que, el balance entre la búsqueda de alimento y la protección de predadores, regula el movimiento diario de estos invertebrados, aunque otros factores como las fluctuaciones de temperatura, el hidrodinamismo y el tipo de substrato pueden influir en dicha movilidad (Dance, 1987).



---

## 1.6 OBJETIVOS

---

Como ya señalamos anteriormente y desde el punto de vista de la gestión y ordenación de cualquier RM, es fundamental realizar una evaluación de los recursos con anterioridad a la entrada en vigor de las acciones de protección. Si bien son numerosos los trabajos que evalúan la efectividad de RMs, tanto en el Mediterráneo como en otras zonas del mundo (Bayle, 2000), son prácticamente inexistentes los estudios previos a la declaración. Así, Roberts y Polunin (1991) y Edgar y Barret (1997) señalan que son mínimos los estudios que incluyan datos cuantitativos de la biota de zonas declaradas RMs con anterioridad a la entrada en vigor de las acciones de protección. De manera que estos estudios (p.e Alcalá y Russ, 1990; Roberts y Polunin, 1994; Russ y Alcalá, 1996) evalúan el “efecto reserva” mediante comparación espacial con zonas control, sometidas a actividades extractivas. La importancia de los estudios previos a la protección para evaluar eficazmente el “efecto reserva” permite un diseño experimental robusto que incluya la variación antes y después de la protección (Underwood, 1992; Underwood, 1997). Dichos estudios deben incluir y considerar la heterogeneidad de los procesos ecológicos (variabilidad espacio – temporal), ya que tienen una influencia crucial en los modelos ecológicos y en el diseño de experimentos *in situ* (García – Charton y Pérez – Ruzafa, 1999).

En este sentido, los objetivos del presente trabajo son:

- (1) Establecer y definir una metodología no extractiva que permita la evaluación mediante técnicas visuales de las poblaciones ícticas litorales y del equinoideo *Diadema antillarum* dentro de la propuesta RM, así como aplicar dichas técnicas a las comunidades y poblaciones objeto de estudio. Con lo cual se genera un volumen de datos bióticos y abióticos (*baseline survey*, sensu Kingsford y Battershill, 1998) que permitirá la aplicación en el futuro de una estrategia de evaluación de impactos *Before and After Control Impact* (BACI) (Underwood, 1992, 1994, 1997; Kingsford y Battershill, 1998), con objeto de evaluar la efectividad de las acciones de manejo y protección ejecutadas.



- (2) Comparar a través de dicho protocolo el estado de conservación actual de las poblaciones ícticas analizadas en la propuesta RM con las de otros entornos infralitorales del Archipiélago Canario. Asimismo, se estima la influencia de las diferentes categorías de emplazamientos definidas en la abundancia y distribución de tallas actual (previo a la entrada en vigor de las acciones de protección) de ciertas especies de interés pesquero (*Sparisoma cretense*, *Diplodus sargus cadenati* y *Mullus surmuletus*).
- (3) Inferir los patrones demográficos y la distribución espacial de las poblaciones de *Diadema antillarum* para diferentes escalas jerárquicas ( $10^2 - 10^3$  m y  $10^1 - 10^2$  m) de la RM. Determinándose la influencia de la estacionalidad en la demografía de dicho equinodermo.

Ya que sólo recientemente, los ecólogos se han dado cuenta de la importancia de la heterogeneidad espacio – temporal de los ecosistemas para el entendimiento de los procesos ecológicos (García – Charton y Pérez – Ruzafa, 1999), se ha considerado pertinente en relación con las comunidades ícticas:

- (4) Conocer la influencia de la estacionalidad y tipo de hábitat en los descriptores básicos de la comunidad de peces estudiada.
- (5) Determinar la influencia de factores abióticos (profundidad, pendiente, rugosidad del substrato, oleaje) en la estructura de la comunidad ictiológica analizada.

Por otra parte y con objeto de contribuir al conocimiento de aspectos ecológicos de *Diadema antillarum* en la zona de estudio:

- (6) Estimar la relación entre los patrones demográficos con la complejidad o arquitectura del hábitat (rugosidad del substrato) a pequeña escala ( $\leq 10^0$  m).
- (7) Conocer las tasas de ingestión y las preferencias alimenticias de *Diadema antillarum* sobre 5 especies comunes de macroalgas pardas, con propósito de contrastar la hipótesis nula ( $H_0$ ): *Diadema* se comporta en el medio como un herbívoro no selectivo, frente a la



alternativa ( $H_1$ ): *Diadema* es un herbívoro selectivo; tal y como ciertos estudios han llevado a cabo (p.e. Anderson y Velimirov, 1982).

- (8) Observar los patrones de desplazamiento nocturno de *Diadema antillarum*, estableciendo una técnica nueva para el marcaje y seguimiento de dicho invertebrado. De forma que se estima la amplitud del nicho espacial mediante la cuantificación del desplazamiento y los periodos de máxima actividad (velocidad), así como la capacidad de reconocimiento de refugios. Asimismo se evalúa la influencia de la variabilidad espacio – temporal a corto plazo sobre los procesos estudiados.

## **2. MATERIAL Y MÉTODOS**

---



## 2.1 COMUNIDAD ÍCTICA LITORAL

### 2.1.1 SELECCIÓN Y DEFINICIÓN DE LA TÉCNICA DE MUESTREO

Debido a que la zona de estudio se declarará como espacio protegido, se optó por emplear técnicas no destructivas que interfieran lo menos posible en el entorno estudiado. De estas, son sin duda las técnicas de censos visuales cuantitativos *in situ* con métodos estandarizados las más adecuadas y aceptadas (Bardach, 1959; Helfman, 1978; Harmelin-Vivien *et al.*, 1985; Falcón *et al.*, 1993a, Brito *et al.*, 1997). Estas técnicas están extendidas mundialmente, y han sido empleadas en un amplio abanico de hábitats y estudios tanto de poblaciones como de comunidades en la evaluación de arrecifes artificiales, RMs y otros entornos (Brock, 1980; Bell y Harmelin-Vivien, 1982; Bell *et al.*, 1985; McCormick y Choat, 1987; Hoelzer, 1988; Spanier *et al.*, 1989; todos citados en Falcón *et al.*, 1993a). Además, el estudio de variables bióticas y abióticas relacionadas con las comunidades ícticas litorales en Canarias se ha realizado mediante los censos visuales con resultados satisfactorios (Herrera, 1998).

El propósito de todo censo visual es obtener estimadores relativos de la abundancia (índices de abundancia, *sensu* Bohnsack y Bannerot, 1986), así como de riqueza y diversidad de la comunidad, con mínima perturbación sobre la misma (Sale y Douglas, 1981). Numerosos autores han mostrado sus limitaciones, así como la necesidad de "puesta a punto" en función de las características específicas de cada zona (Bohnsack y Bannerot, 1986; Bortone *et al.*, 1986; Lincoln Smith, 1988, 1989; Edgar y Barret, 1997).

De todo el amplio espectro de técnicas de muestreo visual mediante buceadores autónomos, se seleccionó la técnica de Muestreos Visuales en Punto Estacionario MVPE (Bohnsack y Bannerot, 1986). Esta selección se basa en: (1) la alta heterogeneidad de entornos analizados (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1996), y (2) el permitir comparaciones debido al empleo de esta técnica en el estudio de otras zonas infralitorales del Archipiélago (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1993a, 1993b, 1996; Herrera, 1998; Brito *et al.*, 1997; Brito *et al.*, 1999).

Del conjunto de potenciales especies observables a través de censos visuales (Falcón, 1993b) y con objeto de minimizar errores, seleccionamos aquellas de comportamiento diurno (Brock, 1982), no censándose especies de marcado comportamiento nocturno (p.e. *Phycis phycis*,



*Conger conger*, *Ariosoma spp.*), así como especies cartilaginosas (p.e *Squatina squatina*, *Dasyatis pastinaca*, etc.), con objeto de canalizar el esfuerzo en ciertas especies y aumentar la precisión del estudio tal y como Falcón *et al.* (1996) y Herrera (1998) proponen como conclusiones de sus estudios en ambientes infralitorales del Archipiélago.

De acuerdo con Lincoln Smith (1988, 1989), el censo se desarrolló en 2 etapas sucesivas. En primer lugar y durante un tiempo  $t$ , se emplea la estrategia de CVPE (circunferencia de radio  $r$ ) *in sensu stricto*, para especies no esquivas al buceador (especies gregarias o individualistas de fácil identificación y censo, especies tipo 2 y 3 según Lincoln Smith, 1988, 1989). En segundo lugar se evalúan las especies crípticas, esciáfilas, pequeñas (especies tipo 1 de acuerdo con Lincoln Smith, 1988, 1989), mediante una búsqueda a lo largo de los refugios y oquedades presentes en el área de censo. En esta segunda fase se evalúan sólo aquellos individuos que no se han observado anteriormente. Aunque el empleo de 2 etapas implica un gasto adicional de tiempo, la obtención de mejores estimadores de abundancia así lo recomiendan (Lincoln Smith, 1989). Ciertos estudios han empleado y mostrado la efectividad de este protocolo (Luckhurst y Luckhurst, 1978; Sale y Douglas, 1981; Lincoln Smith, 1988, 1989). Este tipo de técnica ha sido sólo empleada en los fondos infralitorales de Canarias por Brito *et al.* (1997) y Tuya *et al.* (2002), con resultados positivos.

Todas las especies se identificaron al nivel de especie, excepto aquellas de difícil identificación *in situ* que se agruparon en géneros (*Trachinus spp.*, *Seriola spp.*, *Scorpaena spp.* y *Synodus spp.*), siendo analizadas como especies diferentes. Se empleó el orden sistemático propuesto por Whitehead *et al.* (Eds., 1984-1986), empleado posteriormente por Falcón *et al.* (1993b).

Los 2 parámetros que caracterizan un CVPE son: (1) área circular (por definición: radio -  $r$  -) y (2) el tiempo -  $t$  - empleado en la observación. La selección de ambos parámetros forma parte de la “puesta a punto” de la técnica, con objeto de optimizar la precisión y exactitud del censo (Lincoln Smith, 1988). Así, y enmarcado dentro de un estudio preliminar, se obtuvieron ambos parámetros siguiendo el protocolo de determinación de área ( $r_{\min}$ ) y tiempo mínimo de muestreo ( $t_{\min}$ ), tan empleado en gran variedad de estudios ecológicos (Margalef, 1991) y aplicado a censos visuales por Bohnsack y Bannerot (1986) y Lincoln Smith (1988, 1989). Los resultados de este análisis preliminar condicionaron los valores de ambos parámetros para todo el estudio.

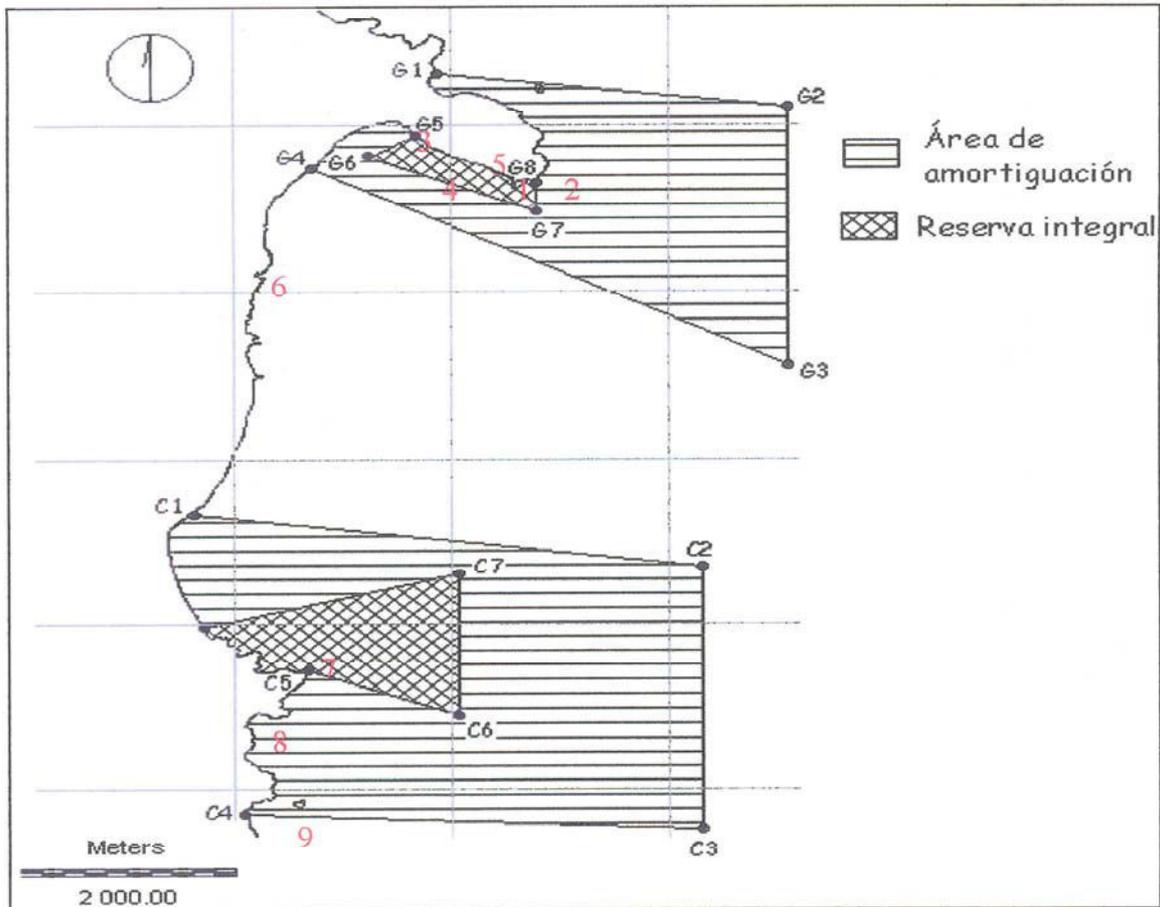


Así, representamos la riqueza específica de especies ( $S$ ) y el número total de individuos observados acumulados frente a  $r$  y  $t$ , así como la riqueza y el número total de individuos acumulados normalizados por el área frente a  $r$ , tal y como Bohnsack y Bannerot (1986) sugieren. De forma que se seleccionó el mejor ajuste de regresión para cada gráfica. Como criterio para definir el  $r_{\min}$  y el  $t_{\min}$  se estableció aquellos valores para los cuales la pendiente de la recta tangente a la curva de  $S$  y/o  $n^\circ$  total de individuos acumulados frente a  $t$  y  $r$  alcanza un valor  $y' = \operatorname{tg}\alpha = \operatorname{tg}22.5^\circ$ .

### 2.1.2 MUESTREO

Ya que a lo largo de la franja costera comprendida entre Gando – Arinaga se proyectó la protección de dos zonas, con sus respectivas parcelas de RI y ZA, se decidió seleccionar Localidades de Muestreo (LMs) para cada tipo de zona y entorno, con objeto de permitir un análisis siguiendo una estrategia jerárquica o anidada (Underwood, 1997; Kingsford y Battershill, 1998; Bayle, 2000). Es decir, se optó por un muestreo con distribución espacial jerárquica, tal y como señalan Kingsford y Battershill (1998) y García-Charton *et al.* (2000a) para el estudio de la biota en RMs. La determinación de patrones espaciales mediante escalas jerárquicas (diseños anidados de ANOVA) estima la variabilidad espacial mediante muestreos aleatorios en diferentes escalas espaciales seleccionadas *a priori*; de forma que se minimiza el problema de *pseudoreplicación* motivada por la falta de (1) replicación espacial y (2) aleatoriedad en la elección de las unidades de muestreo (Hulbert, 1984).

Así y para la Z1, se seleccionaron las LMs 1, 3 y 5 (Fig. 9) para el área de RI y los puntos 2 y 4 para la ZA. Mientras que para la Z2, se eligieron las LMs 7 y 8 para la RI y ZA, respectivamente. Asimismo, se seleccionaron LMs externas a los entornos sometidos a futuras acciones de protección (LMs 6 y 9), con objeto de disponer de puntos de control. Los criterios de selección de estas LMs se justifican por el conocimiento previo de estas zonas, el ser representativo de los entornos a proteger, así como por ser sitios de fácil acceso y localización, lo que repercute en una optimización de las condiciones de trabajo. La Fig. 9 muestra la localización de las LMs definidas.



#### Relación de Localidades de Muestreo (LMs):

1. *Piscina de Gando*: 27° 55,75' N 15° 20,65' W
2. *Barlovento de la Península de Gando*: 27° 55,95' N 15° 21,20' W
3. *Roca del Caballo*: 27° 56,06' N 15° 22,26' W
4. *Boya de suministro*: 27° 55,95' N 15° 22,00' W
5. *Portugués (pecio)*: 27° 55,95' N 15° 21,60' W
6. *Hangares (zona sur)*: 27° 55,05' N 15° 22,95' W
7. *Punta de la Sal*: 27° 52,56' N 15° 22,85' W
8. *Playa del Cabrón*: 27° 51,30' N 15° 23,00' W
9. *Paseo de Arinaga (Risco verde)*: 27° 51,62' N 15° 23,21' W

Figura 9: Localidades de muestreo empleadas en el estudio de las comunidades ícticas.



Debido a la heterogeneidad de hábitats para cada LM, se empleó un muestreo estratificado simple en función del hábitat, siguiendo las recomendaciones de Kingsford y Battershill (1998). Así, cada LM se dividió en parcelas relativamente homogéneas, conocidas como estratos (Kingsford y Battershill, 1998). El muestreo estratificado simple implica una disposición y distribución equivalente de las unidades de muestreo (censos visuales en nuestro caso) de forma aleatoria en cada estrato. De esta forma, y para cada LM, se obtuvieron muestras siguiendo el protocolo que se describe posteriormente para tres estratos (= tres hábitats): (1) cinturón de macroalgas, (2) blanquizal y (3) ecotono de transición entre fondos duros y blandos, con excepción de aquellas LMs que careciesen de algún estrato. Además, se añadió un cuarto estrato en aquellas LMs con presencia de praderas marinas de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa spp.* Cada sitio de muestreo (equivalente a cada estrato) dentro de una LM se denominó Punto de Muestreo (PM).

Es importante señalar, que esta selección de los LMs y PMs en función de los criterios comentados anteriormente, produce un diseño no equilibrado en el número de réplicas por cada tratamiento en los análisis estadísticos de los datos de la comunidad íctica.

En cada PM se obtuvieron estimadores de abundancia relativa (y talla para algunas especies) de las poblaciones ícticas, mediante la técnica de CVPE justificada en el apartado anterior, tomando en consideración los resultados preliminares de “puesta a punto” de la técnica. Así, el buceador se sitúa en el centro de un círculo imaginario de  $r = 8$  m ( $200 \text{ m}^2$  de superficie de censo, marcado mediante un transecto, Fig. 10) anotando en tablillas, durante un tiempo  $t = 5$  minutos, la abundancia o número de individuos de las especies observadas, así como las tallas de algunas de ellas. La técnica toma en consideración la observación de Brock (1954) según la cual, si parte de un cardumen penetra en la proyección cilíndrica del círculo se contarán todos los individuos. Los cardúmenes que entran de nuevo en el área de censo no vuelven a ser contados. Siguiendo las sugerencias de Harmelin - Vivien (1985), Falcón *et al.* (1993a), Brito *et al.* (1997) y Herrera (1998), se dio prioridad a anotar las especies de gran movilidad o que muestran comportamiento esquivo al observador. Una vez acabado, el observador se mueve por el área circular sin tiempo establecido (Brito *et al.*, 1997), con objeto de cuantificar en los refugios y oquedades las especies crípticas (tipo 1, según Lincoln Smith, 1988, 1989).



Figura 10. El autor ejecutando un censo visual.

Con objeto de emplear una metodología similar a la utilizada por otros autores en el Archipiélago Canario y siguiendo las recomendaciones de Falcón *et al.* (1993a), Falcón *et al.* (1996), Brito *et al.* (1997) y Herrera (1998), los censos se ejecutaron en unidades hasta un máximo de 20 individuos observados. Mientras que para mayores densidades se tomaron clases de abundancia: 20-25/25-30/30-35/...hasta 50; 50-60/60-70/...hasta 100; 100-150/150-200/200-300/300-400/400-500/  $\geq 500$ , similares a las consideradas por Harmelin - Vivien *et al.* (1985) y Harmelin – Vivien (1987). Se consideró para el análisis estadístico posterior de los datos el valor inferior de cada clase de abundancia. Esta metodología presenta el inconveniente de que el grado de error es desconocido y dependiente de la media (García-Charton *et al.*, 2000b). Sin embargo, y con propósito de emplear una metodología lo más similar a la empleada en Canarias, se decidió usar el protocolo expuesto.

Ya que la estimación de la distribución de frecuencias de talla es importante en los estudios que pretenden evaluar la efectividad de RMs (Bortone y Miller, 1999), así como por ser más fácil la observación de cambios a largo plazo (incrementos) significativos en la talla que en la abundancia fruto de las acciones de protección (Edgar y Barret, 1997); se obtuvieron para cada muestreo las tallas (longitud total) de ciertas especies. Así y con tal propósito, seleccionamos aquellas especies demersales con importancia pesquera y lo suficientemente abundantes, como para generar estadísticos lo suficientemente robustos. Consecuentemente, se optó por las siguientes especies: vieja (*Sparisoma cretense*), abade (*Mycteroperca fusca*),



sargo blanco o común (*Diplodus sargus cadenati*) y salmonete (*Mullus surmuletus*). Para ello se siguieron las recomendaciones de Bohnsack y Bannerot (1986) y Herrera (1998), de forma que se estima la talla visualmente con ayuda de una regla dibujada en la tablilla de anotaciones. Aproximándose las estimaciones a los 2 cm más cercanos (García-Charton y Pérez Ruzafa, 1998). Aunque el método pueda parecer inexacto (hasta tallas de 10 – 15 cm la precisión es de  $\pm 1$  cm y para tallas  $>15$  cm, el error es de  $\pm 5$  cm; Herrera, 1998), numerosos autores han mostrado que en buceadores experimentados y entrenados continuamente, el error es lo suficientemente aceptable como para desarrollar inferencia estadística a partir de dichos datos (Bell 1983; Harmelin – Vivien *et al.*, 1985; Bortone y Miller, 1999; García-Charton *et al.*, 2000b).

Son pocos los estudios que han hallado el número de réplicas necesarias en función de la variabilidad local de las comunidades de peces (Herrera, 1998). Además y como señalan Kingsford y Battershill (1998), su número depende en muchas ocasiones de factores externos al investigador (disponibilidad de medios y personal, meteorología, etc.). En nuestro estudio se realizaron 2 ó 4 réplicas por PM.

De cualquier forma el número de réplicas es siempre función de la especie y sus características, con lo que en estudios multi - especie como este, es difícil su determinación. Algunos estudios fijan un número constante de réplicas (n) para todo el estudio (n = 3 en Bortone *et al.*, 1997; n = 4 en Sale y Douglas, 1981; n = 8 en Jones y Thomson, 1978; y en Kimmel, 1985; n = 16 en Jennings *et al.*, 1995). Los estudios desarrollados en Canarias con un protocolo similar al de este estudio (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1993a, 1993b, 1996; Brito *et al.*, 1997; Herrera, 1998) no justifican ni muestran un número determinado de réplicas, dependiendo en muchos casos de cada sitio en particular y estando influenciado en cada caso por restricciones logísticas, de tiempo, meteorología, etc.

Con vistas a determinar la influencia de la estacionalidad en la comunidad estudiada, se muestreó cada LM dos veces: verano (Junio-2000) e invierno (Enero- Febrero 2000). Algún PM (p.e. cinturón de algas en LM 6 - invierno, sebadal en LM 3 - invierno) no pudo muestrearse debido al fuerte oleaje reinante.



Consecuentemente y teniendo en cuenta el número de LMs, el número de réplicas y la estacionalidad, se realizaron un total de 88 censos en la zona de estudio (excluyendo los ejecutados para la puesta a punto de la técnica).

Para cada especie se obtuvieron en cada uno de los hábitats (estratos) definidos, así como para la totalidad de la zona de estudio:

- (1) abundancia media o número medio de individuos por unidad de muestreo ( $\pm$  SD)
- (2) abundancia máxima por censo
- (3) frecuencia de ocurrencia en los censos
- (4) su patrón de distribución mediante el cálculo del estadístico  $\chi^2$ , con n-1 grados de libertad y un nivel de significación  $\alpha= 0.05$ , tal y como Ludwig y Reynolds (1986) proponen. Dicho estadístico contrasta la hipótesis nula de que el índice de dispersión ( $ID = \sigma^2/\mu$ ) difiere de un valor  $ID = 1$ , correspondiente a una distribución de *Poisson* que revela patrones de distribución aleatorios. Su cálculo permite conocer el tipo de distribución (uniforme, aleatoria o agregada) que presenta cada especie a lo largo de la zona estudiada.

Para cada PM se obtuvieron como descriptores bióticos (estadísticos descriptivos) de la comunidad íctica analizada:

- (1) abundancia total ( $n^\circ$  individuos unidad de muestreo<sup>-1</sup>, estandarizada a 100 m<sup>2</sup> para permitir comparaciones con otros autores)
- (2) riqueza específica o número de especies observadas (S)
- (3) índice de Shannon – Weaver ( $H'$ ), de forma que  $H' = -\sum_{i=1} (p_i \ln p_i)$ , donde  $p_i = n_i/n$ , siendo  $n_i$  el número de individuos de la especie  $i$  – ésima y  $n$  el número total de individuos
- (4) índice de equitatividad de Pielou ( $J'$ ), donde  $J' = H' / \ln [S]$

Todo el cálculo se realizó según definición de Ludwig y Reynolds (1986) mediante el software *Biodiversity Pro 2.0@*. La unidad de muestreo hace referencia a las dimensiones (tiempo y radio de observación) de los censos visuales empleados.



Finalmente se obtuvo la distribución de frecuencias de talla de las cuatro especies seleccionadas para cada una de las cinco categorías de emplazamientos considerados (RIZ1, RIZ2, ZAZ1, ZAZ2 y Control), fusionando los muestreos correspondientes a PMs (estratos) de cada LM y agrupando las LMs de cada categoría, así como los muestreos de invierno y verano.

La información biótica en cada PM se complementó con la obtención de parámetros abióticos estructurales y dinámicos (Ohman y Rajasuriya, 1998). El objetivo es conocer la influencia de dichos parámetros en los descriptivos bióticos de la comunidad analizada mediante técnicas multivariantes de ordenación y análisis univariante (modelos de regresión).

Como parámetros estructurales se obtuvieron: (1) la profundidad y dos indicadores de la complejidad o arquitectura del hábitat a diferentes escalas espaciales, gran ( $\approx 10^2$  m) y pequeña escala ( $\approx 10^0$  m). Así, se obtuvo (2) la pendiente o índice de verticalidad y (3) el índice de rugosidad, respectivamente. La importancia del conocimiento de la estructura del hábitat a través de estos parámetros reside en que nos permiten controlar la posible interferencia entre “el efecto reserva” y el “efecto hábitat” (García – Charton y Pérez – Ruzafa, 1999).

Como parámetros abióticos dinámicos se midió *in situ*: temperatura del agua en superficie, altura de ola en aguas profundas y someras (que permitió el cálculo de un índice o *ratio* de exposición al oleaje), y visibilidad en el fondo.

Estos parámetros se midieron a través de los procedimientos y técnicas que se detallan en la tabla 2.



Parámetro abiótico	Procedimiento	Referencia	Unidad
<u>Dinámicos</u>			
(1) Temperatura del agua de mar en superficie	del Termómetro	Bortone <i>et al.</i> (1997)	(°C)
(2) Altura de ola visual en aguas someras	Cálculo visual de Hs	Bortone <i>et al.</i> (1997)	m
(3) Altura de ola en aguas profundas	Valores de Ho proporcionados por el INM. Boya <i>Las Palmas-II</i>		m
(4) Índice de exposición al oleaje	IE = Hs aguas someras / Ho		Adimensional
(5) Visibilidad en fondo	en el Disco de Secchi en horizontal	Bortone <i>et al.</i> (1997)	m
<u>Estructurales</u>			
(5) Profundidad	Profundímetro	Bortone <i>et al.</i> (1997)	m
(6) Índice de rugosidad	Cálculo del <i>Ratio</i> IR IR = distancia ocupada por eslabones de cadena / distancia lineal entre 2 puntos	Luckhurst y Luckhurst (1978), Kingsford y Battershill (1998), Ohman y Rajasuriya (1998), García-Charton y Pérez - Ruzafa (1998)	Adimensional
(7) Pendiente	Cartas batimétricas y discretización en 4 categorías: 0-5°, 5-45°, 45-85°, 85-90°	Falcón <i>et al.</i> (1996), Bortone <i>et al.</i> (1997), Tuya <i>et al.</i> (2000)	(°)

Tabla 2: parámetros abióticos muestrados según procedimientos y autores citados.



## 2.1.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS

### 2.1.3.1 Análisis univariante

Con objeto de conocer la influencia de los cuatro tipos de hábitat considerados y la estacionalidad (verano *Vs* invierno) en los descriptivos bióticos de la comunidad íctica analizada y especificados anteriormente, se ejecutaron modelos no balanceados (= no equilibrados) de Análisis de la Varianza (ANOVA) de 2 factores ortogonales (Underwood, 1997; Kingsford y Battershill, 1998) para la totalidad de LMs. Consideramos a ambos factores: “tipo de hábitat” (4 niveles) y “estacionalidad” (2 niveles) como fijos. Los modelos responden al siguiente esquema, especificándose para dichos factores, sus grados de libertad (df) y la fila de la media cuadrada (MS) como denominador empleado en el cálculo de los estadísticos *F*.

			df	Denominador MS
1	Fijo	A = Verano <i>Vs</i> invierno	a-1= 1	4
2	Fijo	B = Hábitat	b-1= 3	4
3		A x B = Verano <i>Vs</i> invierno x Hábitat	(a-1)(b-1)= 3	4
4		Error	75	

Se utilizaron los tests de *Kolgomorov – Smirnov* (K – S) y *Cochran*, para comprobar la normalidad y homogeneidad de varianzas, respectivamente. La fuerte heterogeneidad de las varianzas, que produce incrementos del tipo de error I, motivó el empleo de las transformaciones de los datos que se muestran en la sección de resultados. En caso de no obtenerse homogeneidad de varianzas después de realizar transformaciones (índice *J'*), se usaron los datos originales, pero fijando un valor de  $\alpha$  (nivel de significación) más conservativo ( $\alpha = 0.01$ , en vez de 0.05; Underwood, 1981; Underwood, 1997). En estudios amplios, debido a la robustez del ANOVA, la validación del test y las probabilidades asociadas con la *F* no resultan muy afectadas por la heterogeneidad de la varianza, resultando



suficiente fijar por ello, un  $\alpha$  más pequeño (Underwood, 1981; Underwood, 1997; Herrera, 1998; Bayle, 2000).

Se observaron las interacciones entre los factores con propósito de identificar los efectos de los tratamientos. En caso de no detectarse interacciones significativas entre los factores, se fusionaron las muestras para cada nivel del factor de interés, correspondientes a los distintos niveles del factor para el cual no se detectan variaciones significativas entre sus niveles (técnica *post hoc pooling*, Underwood, 1997). Así y para cada tipo de hábitat se fusionaron las muestras correspondientes a los 2 periodos de muestreo: verano e invierno para los descriptores: H', J' y abundancia total de individuos. De manera que se contrastaron diferencias para los cuatro tipos de hábitat mediante técnicas unifactoriales, aumentándose consecuentemente los grados de libertad y la potencia de las pruebas de contraste, al incrementarse el número de réplicas.

Con propósito de conocer la influencia de las seis categorías de emplazamientos definidos (RIZ1, RIZ2, ZAZ1, ZAZ2, CZ1 y CZ2) y la estacionalidad sobre la distribución de tallas y abundancia de las cuatro especies seleccionadas, se ejecutaron modelos semianidados o mixtos (= semi-jerárquicos) de ANOVA de tres factores (Kingsford y Battershill, 1998; Bayle, 2000), ya que representan una potente aproximación en el estudio de variaciones espacio – temporales (Kingsford y Battershill, 1998; García-Charton *et al.*, 2000a). Así, consideramos las “categorías de protección” ( $\rightarrow$  3 niveles: (1) RI, (2) ZA y (3) C ) donde se localizan los LMs como un factor anidado del factor “zona” (que incluye 2 niveles: Z1 y Z2). Este factor anidado representa la replicación espacial del factor “zona”. Ambos factores los consideramos como fijos. Aunque Underwood (1997) estima que los factores jerarquizados deben considerarse como aleatorios, en algunos casos en los que existen restricciones espaciales (como este estudio), los factores pueden considerarse como fijos (Kingsford y Battershill, 1998). Además se incluye la “estacionalidad” como un factor ortogonal y fijo en el modelo.

Neter *et al.* (1985) muestran el análisis y desarrollo de un modelo anidado de 2 factores fijos sin casillas vacías, tal y como es nuestro caso.

La diferencia de los diseños jerárquicos (anidados) con respecto a los ortogonales radica en el cálculo diferente del estadístico  $F$ , lo cual obviamente influye en las conclusiones del análisis



(Underwood, 1997; Herrera, 1998). Asimismo, no existe *a priori* interacción entre los factores, ya que no existe una interpretación lógica (ecológica en este caso) de dicha interacción (Neter *et al.*, 1985; Underwood, 1997; Kingsford y Battershill, 1998). Debido al diseño no equilibrado (= no balanceado; es decir, distinto número de réplicas por casilla) sin casillas vacías, se seleccionó una suma de cuadrados (SS) tipo III. Neter *et al.* (1985) han mostrado que para un diseño anidado completo (sin casillas vacías) de dos factores, se procede para el cálculo de la SS del factor anidado B(A) a través de la suma de la SS del factor B y la interacción A x B correspondientes a un diseño ortogonal de ambos factores. Es decir,

$$SS B(A) = SS (B) + SS (A \times B)$$

De manera que con cualquier paquete estadístico (p.e. SPSS 10.0.3®) es posible ejecutar dicho análisis a partir de un modelo ortogonal para estos dos factores. Para cada modelo se fusionaron los muestreos de los diferentes tipos de hábitats y LMs correspondientes a cada categoría de emplazamiento. Esta fusión se puede justificar por la considerable capacidad de desplazamiento de las poblaciones de peces, al compararla con la de otros organismos litorales.

Los modelos semianidados empleados responden al siguiente esquema, donde se detallan el tipo de factores, sus grados de libertad (df) y la fila de la media cuadrada (MS) como denominador empleado en el cálculo de los estadísticos *F*.

		df	Denominador MS	
1	Fijo	A = Verano <i>V</i> s invierno	a - 1 = 1	3
2	Fijo	B = Zona	b - 1 = 1	4
3		A x B = Verano <i>V</i> s invierno x Zona	(a - 1) (b - 1) = 1	5
4	Fijo	C(B) = Categoría (zona)	b(c - 1) = 4*	6
5		A x C(B) = Verano <i>V</i> s invierno x Categoría (zona)	(a - 1)b(c - 1) = 4**	6
6		Error	abc(n - 1)	
Depende de la especie				

\*: 2 para *M. Surmuletus*

\*\* : 4 para *M. Surmuletus*



Si bien la presencia de un número de muestras  $n > 30$  permitió que el promedio de valores en cada casilla del diseño siguiera una distribución normal para cada especie, se detectó una fuerte heterogeneidad de varianzas asociada al carácter no balanceado de dichos análisis. Consecuentemente, y como se comentó anteriormente, se fijó un nivel de significación  $\alpha = 0.01$ .

Tal y como se indicó anteriormente, la observación de las interacciones entre factores y las pruebas *a posteriori* SNK se emplearon con propósito de identificar los efectos de los tratamientos.

El diseño de ambos modelos es de carácter no balanceado (= no equilibrado), ya que se consideraron distinto número de LMs para cada categoría definida. Aunque todos los paquetes estadísticos (p.e. SPSS®) trabajan con independencia de este fenómeno, Underwood (1997) y Kingsford y Battershill (1998) han señalado ciertos problemas asociados a este tipo de diseños, que nos deben hacer ser consecuentemente, cautos y conservadores al analizar sus resultados. En cualquier caso el número de réplicas es lo suficientemente amplio, como para minimizar el problema, tal y como Underwood (1997) considera.

Finalmente se calcularon intervalos de confianza al 99% ( $\alpha = 0.01$ ) para los resultados obtenidos por otras investigaciones realizadas en el Archipiélago Canario (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1993a, 1996; Herrera, 1998, Tuya *et al.*, 2002), con objeto de efectuar comparaciones para la franja costera Gando – Arinaga y dichos estudios, mediante el solapamiento de intervalos de confianza para cada variable de interés.

### 2.1.3.2 Análisis multivariante

Siguiendo las sugerencias de Ludwig y Reynolds (1988), Herrera (1998) y Palmer (1993, 1999), se ejecutó un análisis de ordenación de los PMs estudiados (promediando los valores de las dos estaciones) mediante un escalamiento multidimensional no paramétrico (nMMDS). Dicha técnica tiene como objetivo, al igual que todas los análisis de ordenación multivariante, ordenar y distribuir entidades (especies y/o PMs) en un espacio multidimensional, que por sencillez, se tomó como bidimensional, ya que las dos primeras dimensiones acumularon una cantidad importante de la varianza de los datos. Sin embargo y a diferencia de otros protocolos de ordenación como el PCA (Análisis de Componentes Principales), opera sin



requisitos de linealidad en los datos. Es decir, no asume respuestas lineales de las poblaciones frente a gradientes ambientales (Palmer, 1993), ya que en general, las respuestas en la naturaleza son de tipo gaussiano. Dicho nMDS calcula las coordenadas de cada entidad (PM) mediante un proceso iterativo de minimización del *stress* (Palmer, 1993), que se define como la diferencia entre las distancias de los puntos en la matriz original y las correspondientes distancias entre los puntos en la ordenación final. El *stress* oscilará entre 0 (perfecto ajuste) y 0.2 (mínima posibilidad de establecer relaciones entre las entidades), fijando un valor mínimo de  $10^{-3}$  como margen de mejora del *stress* entre sucesivas iteraciones. Las dimensiones (los ejes) de este espacio son interpretables y pueden usarse para conocer la estructura de los datos. En este sentido y con objeto de inferir la influencia de los parámetros abióticos seleccionados sobre la estructura de la comunidad íctica de la zona de estudio, se ejecutó un análisis indirecto de gradientes (*sensu* Austin *et al.*, 1984; Gauch, 1982; citados en Ludwig y Reynolds, 1986) a través de modelos de regresión múltiple entre las coordenadas del análisis de ordenación (nMDS) de cada PM (equivalentes a los autovalores en un Análisis de Componente Principales -PCA- o en un Análisis de Componentes Canónicas -DCA-) y sus parámetros abióticos estructurales correspondientes (profundidad, pendiente e índice de rugosidad) y el índice de exposición al oleaje (Ludwig y Reynolds, 1988; Tuya *et al.*, 2000 ejecutado para un modelo PCA). Además, y tal y como realizaron Bortone *et al.* (1991) y Falcón *et al.* (1996) con modelos de ordenación DCA, se ejecutaron análisis de correlación entre dichas dimensiones (ejes) con los factores abióticos considerados. El efecto de la temperatura del agua de mar no se consideró, ya que su efecto (equivalente a Verano *Vs* Invierno) sobre la comunidad se analizó en los modelos de ANOVA comentados anteriormente.

Seguidamente se realizó, mediante modelos de regresión simple, un análisis directo de gradientes para los descriptivos de la comunidad íctica y aquellos parámetros abióticos significativos en el anterior análisis indirecto de gradientes.



---

## 2.2 *DIADEMA ANTILLARUM*

---

### 2.2.1 ASPECTOS DEMOGRÁFICOS

#### 2.2.1.1 Selección y definición de la unidad de muestreo

Se utilizaron cuadrados de tubería de PVC de 1 m<sup>2</sup> de superficie para caracterizar la variabilidad espacial en abundancia de las poblaciones de *Diadema antillarum* en la zona de estudio. Este tamaño de la unidad de muestreo se ha mostrado eficaz en la estimación de poblaciones de equinoideos en aguas templadas (p.e. Kingsford y Battershill, 1998; Sánchez – Jerez *et al.*, 2001).

Con propósito de conocer el número de réplicas necesarias para caracterizar las poblaciones en la zona de estudio y definir completamente la unidad de muestreo, se ejecutó un análisis preliminar. De manera, que se representó la media acumulada de la densidad de erizos (ind m<sup>-2</sup>) frente al número de réplicas para recuentos de *Diadema antillarum* en cuadrados de 1 m<sup>2</sup> a lo largo de transectos de 30 m de longitud (Fig. 11), aleatorios y paralelos a la línea de costa en cuatro LMs (1,2,7 y 8) de la zona de estudio; ya que estudios anteriores (Luque *et al.*, 1999), sugerían diferencias entre dichos LMs. La estimación del número de réplicas “n” siguió el protocolo de “estabilización de un parámetro estadístico” (Fernández – Palacios y De Los Santos, 1996); en este caso, de la media de la densidad de individuos. El resultado de este análisis preliminar permitió fijar n para todo el estudio.



Figura 11. Muestreo de bentos mediante transecto.

### 2.2.1.2 Muestreo

A diferencia del estudio de las comunidades ícticas, donde se estratificó el muestreo en función del hábitat, se concentró el esfuerzo en un único estrato: blanquiazal. Ya que una parte de la zona de estudio carecía del hábitat donde *Diadema antillarum* está presente, se decidió emplear un patrón diferente en la selección de los LMs, con propósito de disponer de un diseño balanceado (equilibrado) en la jerarquía espacial considerada. Así, escogimos dos localidades en cada una de las dos zonas (separación de  $10^2 - 10^3$  m). De forma que para la Z1 se escogieron las LMs 1 y 2, mientras que para la Z2, las 7 y 8. En cada LM se seleccionaron dos Sitios de Muestreo (SMs) separados por decenas de metros ( $10^1 - 10^2$  m). En cada SM se contaron los erizos en 15 réplicas de  $1 \text{ m}^2$  de superficie. Además y para cada una de estas réplicas, se estimó la complejidad estructural del hábitat a pequeña escala ( $10^0$  m) mediante el índice de rugosidad, según se definió anteriormente (Tabla 2). Se repitió el muestreo en dos ocasiones: verano e invierno, al igual que con los censos visuales de peces.

Se obtuvieron los patrones de distribución espacial de *Diadema antillarum* en cada uno de las cuatro LMs estudiadas y para cada estación (verano e invierno), siguiendo la técnica BQV (*Blocked Quadrant Variances*) según el método de Hill conocido por TTLQV (*Two Term Local Quadrant Variances*), descrito por Ludwig y Reynolds (1986). Se seleccionó este tipo de metodología, ya que *D. antillarum* se distribuye en un medio continuo. Así, se ejecutaron transectos aleatorios y paralelos a costa, estimándose la densidad de individuos sucesivamente en cuadrantes de  $1 \text{ m}^2$  de superficie a lo largo de un transecto de 30 m de longitud.



### 2.2.1.3 Análisis estadístico

#### 2.2.1.3.1 Variabilidad espacio – temporal

Con objeto de conocer la influencia de la variabilidad espacial al nivel de las tres escalas jerárquicas consideradas, así como la estacionalidad, en la densidad de *Diadema antillarum*, se ejecutó un modelo balanceado (Underwood, 1997; Kingsford y Battershill, 1998) de ANOVA semianidado o mixto (Underwood, 1997) de cuatro factores. De manera que se consideraron tres factores anidados, que representan las tres escalas de jerarquía espacial definida: (1) zona ( $10^4 - 10^3$  m), (2) localidad -LM- ( $10^3 - 10^2$  m) y (3) sitio de muestreo -SM- ( $10^2 - 10^1$  m). Además, se incluyó en el modelo el efecto de la estacionalidad como único factor ortogonal del diseño. El modelo expuesto responde al siguiente esquema, siguiendo las indicaciones de Underwood (1997).

			df	Denominador MS
1	Fijo	A = Verano <i>V</i> s invierno	a-1= 1	3
2	Fijo	B = zona	b-1= 1	4
3		A x B = Verano <i>V</i> s invierno x zona	(a-1)(b-1)= 1	5
4	Aleatorio	C(B)= Localidad (zona)	c(b-1)= 2	6
5		A x C(B) = Verano <i>V</i> s invierno x Localidad (zona)	(a-1)c(b-1)=2	7
6	Aleatorio	D(C(B)) = Sitio(Localidad(zona))	dc(b-1)= 4	8
7		A x D(C(B)) = Verano <i>V</i> s invierno x Sitio(Localidad(zona))	(a-1)dc(b-1)= 4	8
8		Error	abcd(n-1)= 224	

La interpretación de las interacciones entre los factores se emplearon con propósito de identificar los efectos de los tratamientos. Cuando no se detectan interacciones significativas entre los factores, se fusionaron las muestras mediante el proceso de *post hoc pooling* (Underwood, 1997), comentado anteriormente. Además, esta misma técnica se empleó con objeto de fusionar las muestras correspondientes a un nivel de jerarquía, al no haberse observado diferencias significativas para el nivel de jerarquía inferior.



Las asunciones de normalidad y homogeneidad de varianzas se contrastaron mediante las pruebas de K – S y Levene, respectivamente. Debido a la normalidad de los datos y homogeneidad de varianzas, se emplearon los datos originales, fijando por ello  $\alpha$  en 0.05.

#### 2.2.1.3.2 Modelos de distribución

La interpretación de los gráficos de varianza frente al tamaño (o espacio) de bloque para cada LM y periodo de muestreo obtenidos mediante el protocolo *TTLQV*, se empleó para inferir los patrones de distribución (Ludwig y Reynolds, 1986). Este método estima de forma precisa tanto la escala como la intensidad de los modelos de distribución, de forma que incluso detecta patrones agregados cuando estos existen para diferentes escalas espaciales, si bien enfatiza la detección de agrupamientos a gran escala respecto a los de pequeña escala. Para ello se empleó el software *BQV.qba* (Ludwig y Reynolds, 1986), fijando un tamaño máximo de bloque de  $n = 15$ , ya que para cada LM se estimó la densidad mediante un  $n = 30$ . El programa calcula para diferentes tamaños de bloques (bloque = combinación de cuadrantes adyacentes) la varianza de la población. El método fusiona o combina, consecuentemente, los cuadrantes vecinos siguiendo una potencia de 2.

Los patrones agregados se caracterizan gráficamente, por la presencia de grandes picos, muy distanciados, que revelan la existencia de grupos o *patches* muy marcados. A medida que la capacidad de agregación disminuye, y los patrones tienden a ser de tipo aleatorio; se produce una caída en la intensidad de los picos, que revela una mala definición de los *patches* (Ludwig y Reynolds, 1986).

#### 2.2.1.3.3 Efecto de la complejidad del hábitat

Se ejecutaron modelos de regresión simple lineales y no lineales entre la densidad de individuos y la complejidad del hábitat, estimada mediante el índice de rugosidad, para cada una de las LM estudiadas. La significancia de cada modelo se analizó a través del ANOVA asociado a cada análisis de regresión.

## 2.2.2 PREFERENCIAS ALIMENTICIAS

### 2.2.2.1 Cajas y plataformas

Los experimentos de preferencias alimenticias se llevaron a cabo mediante el empleo de cajas (jaulas) cúbicas enmalladas (0.5 x 0.5 x 0.5 m, Fig. 12), similares a las usadas por Vadas *et al.* (1986).



Figura 12. Cajas empleadas en los experimentos de preferencias alimenticias.

Las cajas se construyeron usando estructuras cúbicas de PVC cubiertas por una malla –mosquitera de 10 x 10 mm de luz de malla. La base de las cajas estaba abierta al substrato y fijada a este mediante el uso de *vientos*. Asimismo, se emplearon cantos rodados del fondo para fondear la caja y evitar la salida de los erizos.

Se emplearon plataformas rectangulares de hormigón (30 x 30 cm, Fig. 13) junto a una malla de 6 x 6 puntos mediante empleo de cuerda elástica, con propósito de fijar y colocar aleatoriamente las macroalgas en cada plataforma.

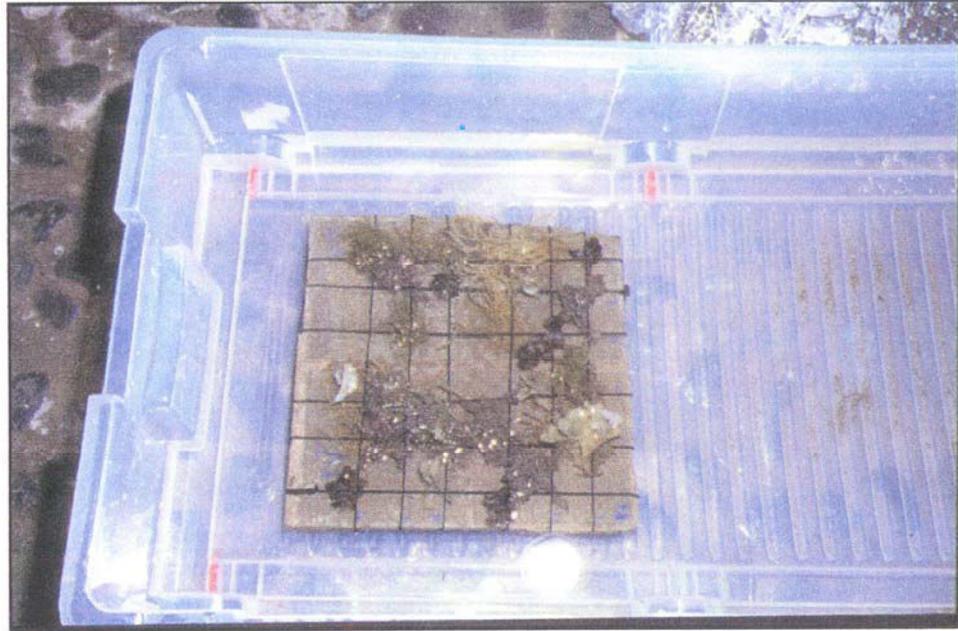


Figura 13. Plataformas empleadas para la fijación de macroalgas.

#### 2.2.2.2 Recogida y mantenimiento de macroalgas y erizos

La selección de las especies vegetales se hizo en relación a la abundancia de macroalgas en la Bahía de Gando (Z1 de la propuesta RM), cuya distribución y bionomía se encuentra caracterizada en Luque *et al.* (1999). Así, las cinco especies fueron: *Padina pavonica*, *Dyctiota dychotoma*, *Cystoseira abies-marina*, *Lobophora variegata* y *Halopteris filicina*. Resultados anteriores permitieron fijar un valor de 5 erizos por caja, sobre la base de la densidad media de *Diadema antillarum* en la Z1 de la propuesta RM ( $\approx 10 \text{ ind m}^{-2}$ ). Por otra parte, las cantidades de cada alga empleadas en los experimentos se fijaron en función de la abundancia relativa (proporciones) de cada macroalga en relación a las otras, según resultados preliminares y de Luque *et al.* (1999). Consecuentemente, cada alga se presentó en las siguientes cantidades: *Padina pavonica* (2–5 g), *Dyctiota dychotoma* (3–7 g), *Cystoseira abies-marina* (6–12 g), *Lobophora variegata* (2–8 g) y *Halopteris filicina* (10–20 g). Los erizos y macroalgas se recogieron mediante equipos autónomos de buceo antes de cada experimento y mantenidos en tanques con agua de mar hasta su uso. Se emplearon solamente erizos adultos, con objeto de minimizar diferencias en las preferencias atribuidas a la diferencia en talla (Larson *et al.*, 1980). Con anterioridad a cada experimento, los erizos se mantenían en ayunas por un periodo de 24 h (Hay *et al.*, 1986; Shunula y Ndibalema, 1986) dentro de cada caja.



### 2.2.2.3 Medida del consumo algal y tasas de ingestión

El peso húmedo de las macroalgas se obtuvo al inicio y final (48 h) de cada experimento, después de centrifugar el material vegetal durante 15 s (Hay *et al.*, 1986). La diferencia entre ambas medidas se definió como la tasa de ingestión. Mientras que el consumo algal se estimó como el % de peso ganado / perdido por macroalga (%Wt).

### 2.2.2.4 Preferencias alimenticias

Todos los experimentos se desarrollaron durante Agosto-Octubre del 2000, en la Bahía de Gando (Z1). Las cajas y sus correspondientes plataformas se colocaron sobre un fondo arenoso entre 4 – 5 m de profundidad (Fig. 12). Las plataformas eran transportadas desde la embarcación neumática hasta el fondo mediante el empleo de redes o bolsas plásticas, para evitar perturbaciones sobre el material vegetal, así como el desprendimiento del mismo.

Se desarrollaron 2 grupos de experimentos: (1) unidieta y (2) multidieta.

En los experimentos unidieta se colocaron aleatoriamente 11 fragmentos ( $n = 11$  replicas) de una única especie de macroalga en la malla de una plataforma. Cada plataforma (correspondiente a cada una de las cinco especies de macroalgas consideradas) se presentó a cinco individuos adultos ( $\phi_{\text{oral-aboral}} > 5$  cm) de *Diadema antillarum* en el interior de una caja, de forma que cada erizo tenía *a priori* la misma oportunidad de alimentarse de cualquiera de los fragmentos vegetales.

En los experimentos multidieta, 6 fragmentos ( $n = 6$ ) de cada macroalga eran colocados aleatoriamente en cada plataforma. Consecuentemente, 30 fragmentos (6 fragmentos x 5 especies, Fig. 12) vegetales se colocaron en cada plataforma, siendo presentado a cinco erizos dentro de una caja.

Con objeto de controlar los cambios en la biomasa vegetal no debidos al consumo (pastoreo) por parte de los erizos, se establecieron controles durante cada experimento. Los controles (Cs) diferían de los tratamientos (Ts) en la no inclusión de ejemplares de *Diadema antillarum* en el interior de las cajas. En ambos, Ts y Cs, el peso de las algas se determinó al principio y final de cada experimento, a través de la técnica comentada anteriormente. Ambos grupos de



experimentos (unidieta y multidieta) se replicaron tres veces en el tiempo durante tres semanas sucesivas, con propósito de hallar cualquier cambio significativo en las patrones alimenticios no debidos o relacionados con las preferencias alimenticias. Después de cada experimento, las cajas y plataformas eran lavadas con agua dulce y los erizos retirados.

#### 2.2.2.5 Análisis estadístico

Las tasas de ingestión de *Diadema antillarum* obtenidas en los tratamientos se ajustaron con los controles mediante substracción (o adición, según el caso) de los valores obtenidos en los controles a las tasas de ingestión brutas, tal y como Vadas (1977), Anderson y Velimirov (1982), Hay *et al.* (1986) y Hay (1986) han mostrado.

La replicación temporal de los experimentos reduce el problema de la *psedoreplicación* (*sensu* Hulbert, 1984) espacial del diseño experimental, ya que esta replicación espacial era logísticamente complicada. Este problema ha sido analizado por Underwood (1997) y Kingsford y Battershill (1998), de manera que hay que llegar a un compromiso entre las posibles violaciones de los requisitos necesarios para aplicar diseños de ANOVA y las restricciones o limitaciones de espacio, tiempo, infraestructura -material o personal-, ligadas al desarrollo de los experimentos.

Para los dos grupos de experimentos se ejecutaron las pruebas de la *t de Student*, con objeto de contrastar diferencias significativos en la media del consumo algal (%Wt) de un valor de 0.

Los efectos de (1) la “presencia / ausencia de erizos” (= Ts Vs Cs), (2) “tiempo” (= número de ensayo, tres ensayos tanto para los experimentos unidieta como los multidieta) y (3) las “especies de macroalgas” en el consumo algal (%Wt), para ambos grupos de experimentos (uni y multidieta), se analizaron mediante modelos de ANOVA de tres factores ortogonales. Los factores: (1) “especie de macroalga” y (2) “Ts Vs Cs”, se fijaron como fijos; mientras que el factor (3) “tiempo” (= ensayo) se consideró aleatorio. Debido a la pérdida de réplicas y con propósito de disponer de un diseño equilibrado, se emplearon y seleccionaron aleatoriamente  $n = 6$  réplicas y  $n = 5$  para los ANOVA de los experimentos multidieta y unidieta, respectivamente. Aunque este proceso produce una pérdida de grados de libertad en el término residual (= error) (Kingsford y Battershill, 1998), el número de réplicas es lo suficientemente importante y el diseño robusto, como para minimizar este problema. La



interpretación de las interacciones entre los factores y las pruebas SNK se emplearon con propósito de identificar los efectos de los tratamientos. Es importante considerar (Underwood, 1997), que las interacciones de orden superior (2º orden, en este caso) frustran cualquier interpretación de las interacciones de orden inferior (1er orden), e incluso los efectos principales.

Las asunciones de normalidad y homogeneidad de varianzas se contrastaron mediante las pruebas de K – S y Levene, respectivamente. Ya que ninguna transformación consiguió homogeneidad de varianzas, se fijó el nivel de significación de los contrastes estadísticos en 0.01, en vez de en 0.05 (Underwood, 1981; Underwood, 1997). El diseño empleado responde al siguiente esquema, donde se detallan los factores, sus grados de libertad y la fila del cociente empleado en el cálculo de estadístico *F*.

			df	Denominador MS
1	Fijo	A = Ts Vs Cs	a-1= 1	5
2	Fijo	B =Especie algal	b-1= 4	6
3	Aleatorio	C = Ensayo	c-1= 2	8
4		A x B = Ts Vs Cs x Especie algal	(a-1)(b-1)= 4	7
5		A x C = Ts Vs Cs x Ensayo	(a-1)(c-1)= 2	8
6		B x C = Especie algal x Ensayo	(b-1)(c-1)= 8	8
7		A x B x C = Ts Vs Cs x Especie algal x Ensayo	(a-1)(b-1)(c-1)= 8	8
8		Error	abc(n-1)= 120 (unidieta) 150 (multidieta)	





## 2.2.3 MOVIMIENTOS DIARIOS

### 2.2.3.1 Selección de la técnica de marcaje

Se realizó un estudio preliminar cuyo objetivo era comprobar si alguna técnica de las descritas en la literatura para el marcaje y seguimiento de equinoideos (Sinclair, 1959; Ebert, 1965; Gamble, 1965; Dix, 1970; Odgen *et al.*, 1973; Shepherd y Boudouresque, 1979; Lewis, 1980; Dante, 1987; Neill, 1987; Crook *et al.*, 2000) era aplicable a individuos de *Diadema antillarum*.

Los resultados mostraron que las técnicas aplicadas a erizos de púas cortas, como: (a) el corte de espinas y (b) la introducción de marcadores cilíndricos de plástico en las púas de los erizos, fueron difícilmente aplicables a *Diadema antillarum* debido fundamentalmente a: (1) la gran fragilidad de las púas y (2) la alta capacidad de movimiento de estas en ejemplares de *Diadema*.

Además, los ensayos realizados con (c) técnicas consistentes en el empleo de pinturas, incluyendo las tipo spray, resultaron desfavorables. La razón se debe a la excesiva manipulación y transporte de los individuos fuera del agua. Aumentando con ello de forma considerable, el *stress* al que se ven sometido los individuos.

Finalmente, se obtuvieron buenos resultados con una técnica que consistía en la introducción de un anzuelo (nº 11) en el periprocto evaginado del polo aboral (membrana circular en cuyo centro se localiza el ano) con ayuda de unas pinzas. Este anzuelo se encuentra unido a un sedal de pesca ( $\phi = 0.28$  mm), cuyo extremo está enlazado a su vez, con un marcador (2 x 2 cm) que permite la identificación individualizada de los ejemplares de *Diadema* (Fig. 14). De forma que los individuos quedan marcados tal y como se muestra en la Fig. 15. Este marcador consiste en un cuadrado de plástico (PVC) en el que se grafica un número identificativo mediante un rotulador indeleble. A esta unidad se le adhirió un pequeño trozo de corcho sintético, con propósito de que el marcador presentase flotabilidad positiva, facilitando así su identificación en el medio y evitar que el plástico se trabara en el substrato y las púas de los erizos.

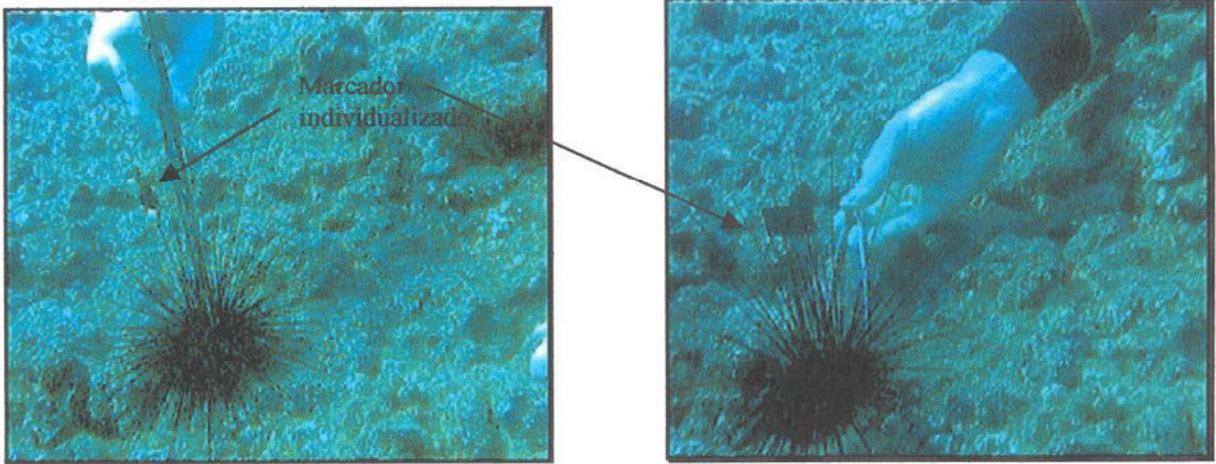


Figura 14: marcaje de individuos de *Diadema antillarum* mediante la técnica seleccionada.



Figura 15: panorámica de los individuos marcados.



### 2.2.3.2 Desplazamientos diarios

Se marcaron, durante el día y mediante la técnica detallada anteriormente, 10 individuos ( $n = 10$ ) adultos ( $\phi_{\text{oral-aboral}} > 5 \text{ cm}$ ) de *Diadema antillarum* en cada una de 3 cavidades seleccionadas arbitrariamente ( $3 \times 10 = 30$  individuos marcados), localizadas y marcadas en el LM 9 (Risco verde) de la propuesta RM. La posición de cada individuo respecto del origen (punto de marcado) se registró periódicamente cada 4 horas (19:30, 23:30, 3:30 y 7:30) durante un ciclo de 12 horas, mediante un sistema de coordenadas polares ( $r$  y  $\theta$ ) de referencia. Con tal propósito y con ayuda de focos subacuáticos, se ejecutaron transectos mediante una cinta métrica con origen en cada uno de los tres puntos de marcado y en diferentes direcciones preestablecidas y ejecutadas con ayuda de un compás subacuático. La posición ( $r$  y  $\theta$ ) ocupada por cada individuo se anotaban en tablillas de plástico de buceo. El experimento se repitió tres veces en el tiempo a lo largo de la misma estación (invierno 2001-2002) en los días 28/12/01, 22/01/02 y 17/02/02 en condiciones meteorológicas y de fase lunar similares, para poder conocer la variabilidad debida a la temporalidad. Para cada ensayo se seleccionaron de forma aleatoria diferentes cavidades de marcaje en la zona de estudio.

### 2.2.3.3 Análisis estadístico

Las coordenadas registradas ( $r$ ,  $\theta$ ) para cada individuo e instante de muestreo, permitieron calcular el desplazamiento total para cada individuo durante el periodo nocturno. Se emplearon para ello, principios de trigonometría básica. Este desplazamiento está subestimado, ya que se considera que los individuos desarrollaron un desplazamiento en línea recta entre dos posiciones sucesivas separadas por cuatro horas de desplazamiento nocturno ( $t_i$  y  $t_{i+4}$ ), cuando el movimiento puede ser de cualquier tipo. El efecto de la variabilidad espacio-temporal a pequeña escala, esto es, la influencia de los factores: “refugio” y “ensayo” en el desplazamiento total nocturno de los individuos de *Diadema*, se analizó a través de un diseño ortogonal de ANOVA. Se consideró ambos factores como aleatorios. El diseño responde al siguiente esquema.



			df	Denominador MS
1	Aleatorio	A = Refugio	$a - 1 = 2$	3
2	Aleatorio	B = Ensayo	$b - 1 = 2$	3
3		A x B = Refugio x ensayo	$(a - 1)(b - 1) = 4$	4
4		Error	$ab(n - 1) = 81$	

Además, se ejecuto un ANOVA ortogonal de un único factor de variación, con objeto de conocer el efecto de los diferentes refugios considerados en el desplazamiento obtenido para cada ensayo.

En segundo lugar se obtuvieron, para cada uno de los tres ensayos, la dirección (rumbo) de los individuos entre sucesivos momentos de observación ( $t_i$  y  $t_{i+4}$ ). Para ello, se asignaron los rumbos entre instantes sucesivos a ocho posibles cuadrantes: (1) 0-45°, (2) 45-90°, (3) 90-135°, (4) 135-180°, (5) 180-225°, (6) 225-270°, (7) 270-315° y (8) 315-360°. De manera que se graficó para cada ensayo las frecuencias de ocurrencia de cada cuadrante para cada uno de los instantes sucesivos de medida. Con ello se puede realizar un análisis de la dirección del movimiento de los individuos marcados en cada refugio. Se representaron en tonos verdosos los desplazamientos que se dirigen a las plataformas de macroalgas de la zona de estudio, y en tonos amarillos los que se dirigen hacia la zona arenosa.

En tercer lugar se obtuvo para cada individuo, las velocidades de desplazamiento ( $\text{cm h}^{-1}$ ) entre sucesivas mediciones de las posiciones. Con objeto de conocer cuáles son los periodos de máxima actividad y el efecto que pueden tener el “refugio” y el “ensayo” (= variabilidad espacio – temporal a pequeña escala), se ejecutó un modelo de ANOVA de 3 factores ortogonales, considerando a los factores “refugio” y “ensayo” como aleatorios y el factor “instante” como fijo. El diseño, siguiendo las indicaciones de Underwood (1997) para el cálculo de los “df” y el “denominador MS”, responde a:



			df	Denominador MS
1	Aleatorio	A = Refugio	a-1= 2	4
2	Aleatorio	B = Ensayo	b-1= 2	4
3	Fijo	C = Instante ( $t_i$ y $t_{i+3}$ )	c-1= 3	No hay test
4		A x B = Refugio x Ensayo	(a-1)(b-1) = 4	8
5		A x C = Refugio x Instante ( $t_i$ y $t_{i+4}$ )	(a-1)(c-1)= 6	7
6		B x C = Ensayo x Instante ( $t_i$ y $t_{i+4}$ )	(b-1)(c-1)= 6	7
7		A x B x C = Refugio x Ensayo x Instante ( $t_i$ y $t_{i+4}$ )	(a-1)(b-1)(c-1)= 12	8
8		Error	abc(n-1)= 324	

Para los dos modelos ANOVA y para aquellos casos en los que no pudo estimarse el desplazamiento, o bien la velocidad, debido a la no localización de los ejemplares marcados, se procedió a sustituir los valores perdidos por los valores medios obtenidos para cada tratamiento (Underwood, 1997).

Para ambos diseños de ANOVA y tal y como se comentó con anterioridad para otros diseños de este tipo, la interpretación de las interacciones entre los factores y las pruebas SNK's se emplearon con propósito de identificar los efectos de los tratamientos. Asimismo, las asunciones de normalidad y homogeneidad de varianzas se contrastaron mediante las pruebas de K - S y Levene, respectivamente. En ambos casos se transformaron los datos a  $\log(x + 1)$ . Ya que no se logró, aún a pesar de la transformación de los datos, homogeneidad de varianzas, se fijó el valor de  $\alpha$  en 0.01, tal y como se justificó con anterioridad.

Todos los análisis descritos en las secciones de "Análisis Estadístico" fueron ejecutados con los paquetes *SPSS 10.0.3*® y *SYSTAT 6.0*®.

### **3. RESULTADOS**

---



### 3.1 COMUNIDAD ÍCTICA LITORAL

#### 3.1.1 DETERMINACIÓN PRELIMINAR DEL ÁREA MÍNIMA Y TIEMPO MÍNIMO DE MUESTREO - $r_{min}$ y $t_{min}$ -

Como señalábamos anteriormente, el área mínima de muestreo la obtuvimos en un estudio preliminar donde se obtuvo un  $r_{min} = 8.34\text{m}$  ( $\approx 8\text{ m}$ , Fig. 16) siguiendo el protocolo definido en la sección anterior de “Material y Métodos” (2.1.1). Esta elección se corrobora en las Figs. 18 y 19 con una tendencia asintótica de las curvas a partir de un  $r \approx 8\text{ m}$ . Además, se observó (Fig. 17) una relación lineal entre la abundancia o número total de individuos censados y  $r$ .

Por otra parte, se obtuvo un  $t_{min} = 7.3\text{ min}$  (Fig. 20). Mientras que el número total de individuos acumulados mostró una relación logarítmica con el tiempo (Fig. 21).

Consecuentemente, seleccionamos una unidad de muestreo para los censos visuales de  $r = 8\text{ m}$  ( $A = 200\text{ m}^2$ ). Sin embargo y motivado por limitaciones de tiempo, y ya que todos los estudios en el Archipiélago Canario han empleado esta cantidad de tiempo, fijamos un  $t = 5\text{ min}$ .

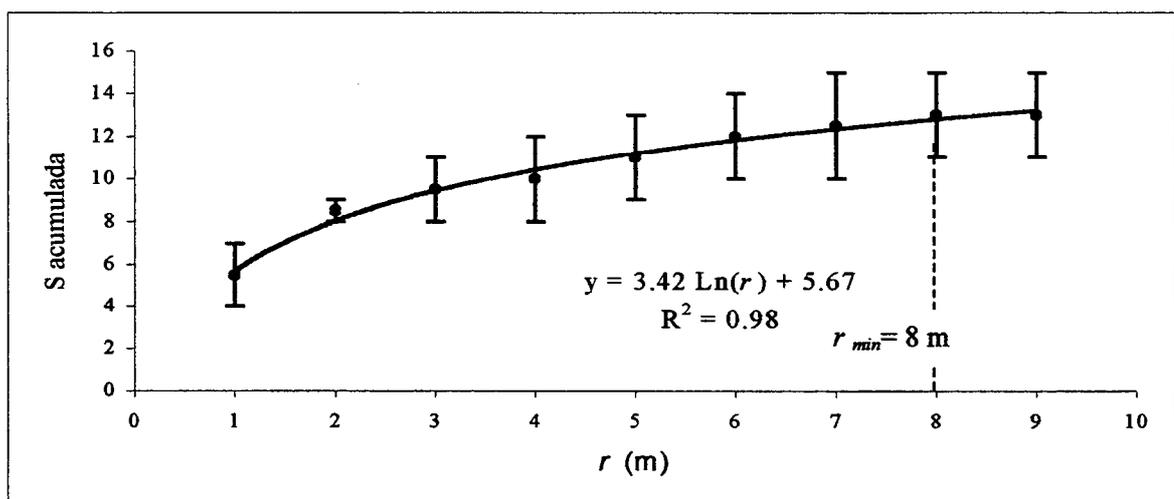


Figura 16: riqueza específica de especies acumulada (S acumulada) frente al radio (r) de observación.

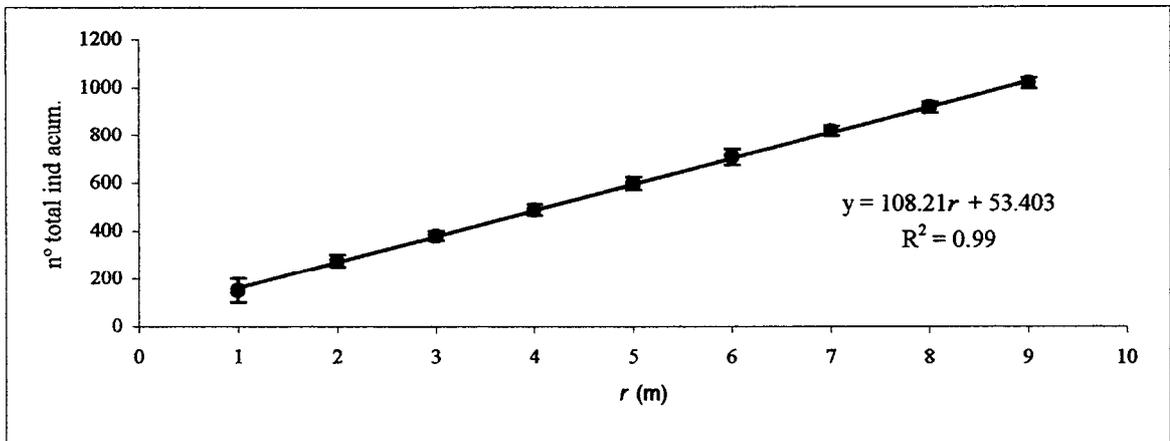


Figura 17: número total de individuos acumulados (n° total ind acum.) frente al radio (r) de observación.

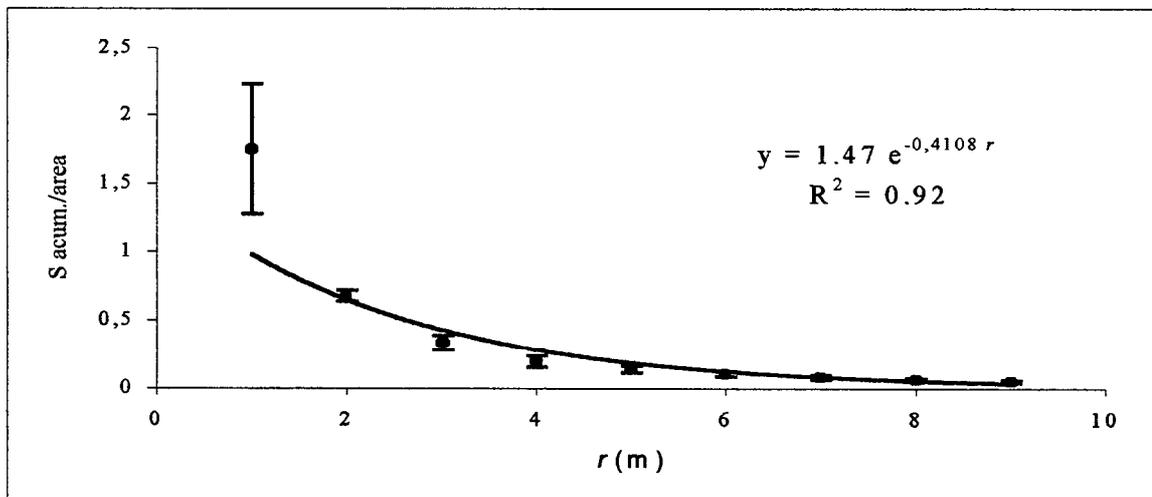


Figura 18: riqueza acumulada de especies normalizada por el área (S acumulada / área) frente al radio (r) de observación.

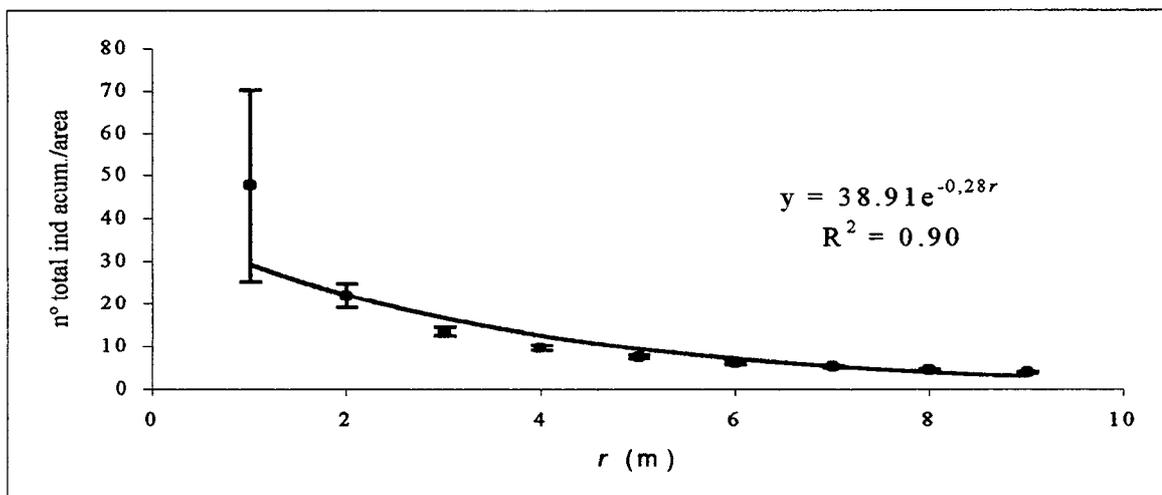


Figura 19: número total de individuos acumulados normalizados por el área (n° total ind acumulados / área) frente al radio ( $r$ ) de observación.

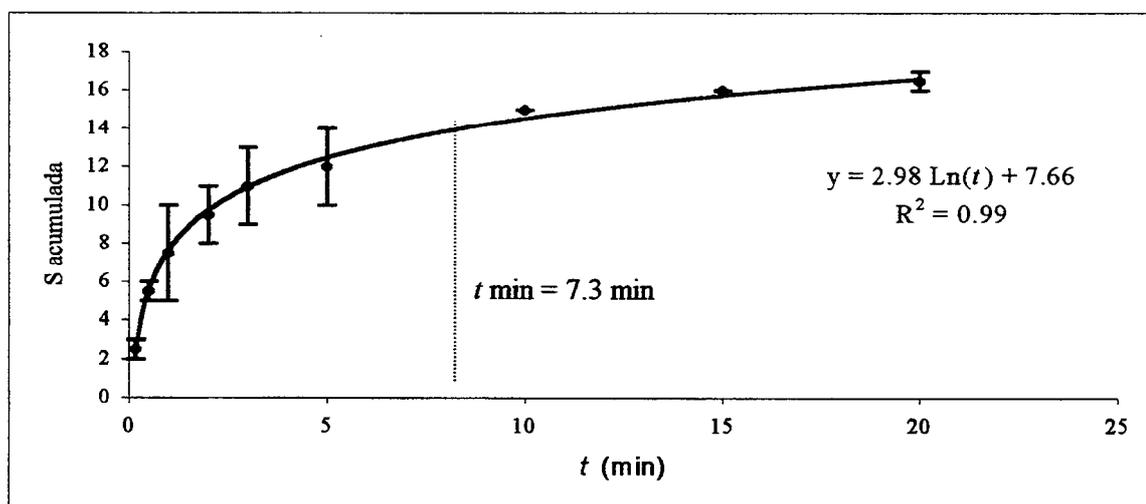


Figura 20: riqueza acumulada de especies (S acumulada) frente al tiempo de observación ( $t$ ).

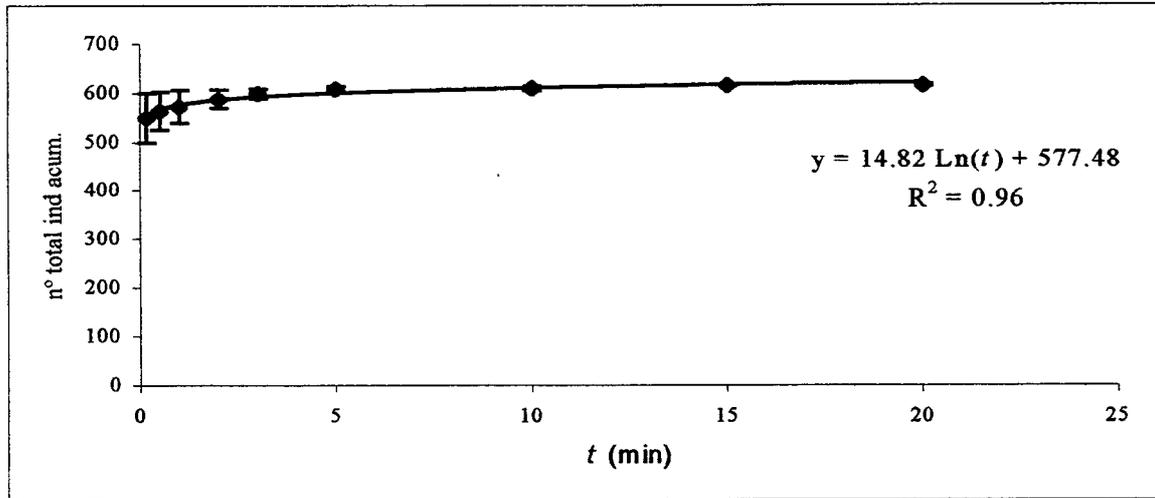


Figura 21: número total de individuos acumulados (n° total ind acumulados) frente al tiempo de observación (t).



### 3.1.2. ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS POR HÁBITATS Y ZONA DE ESTUDIO

Durante el estudio se observaron un total de 36 especies / géneros, de las que las más abundantes (aquellas con una abundancia media por muestra  $>5$  ind  $100\text{ m}^{-2}$ ) fueron: *Pomadasys incisus*, *Boop boops*, *Abudefduf luridus*, *Chromis limbatus* y *Thalassoma pavo*. De todas las especies, el mayor número de individuos por muestra ( $\geq 100$  ind  $100\text{ m}^{-2}$ ) correspondió a especies gregarias pelágicas (*B. boops*) y epibentónicas (*P. incisus* y *C. limbatus*). Por otra parte, nueve especies nunca presentaron una abundancia  $>2$  ind  $100\text{ m}^{-2}$  en cualquier censo. Las cinco especies más frecuentes ( $>50\%$ ) en los censos ejecutados a lo largo de la zona de estudio fueron, en orden decreciente: *A. luridus* (92.13%), *T. pavo* (74.16%), *C. limbatus* (66.29%), *Sparisoma cretense* (64.04%) y *Diplodus vulgaris* (61.80%). Todas estas especies (excepto *D. vulgaris*) fueron identificadas por Bortone *et al.* (1991), Falcón *et al.* (1993a), Falcón *et al.* (1996) y Brito *et al.* (1997), como las especies más frecuentes en fondos infralitorales de Canarias.

El número medio de especies por LM osciló entre 3.50 - 18.25, siendo el número medio de especies para todo el estudio de  $7.61 (\pm 3.53)$ . El número medio de individuos totales por LM varió entre 2.75 - 382.62, con media de  $94.43 (\pm 125.61)$  para toda la zona de estudio. La diversidad de especies (según el índice de diversidad  $H'$ ) fue relativamente baja, con valores entre 0.22 - 0.88. La diversidad media de especies para todo el estudio fue de  $0.52 (\pm 0.15)$ . Es importante notar, que ningún PM presentó valores de  $H' > 1$ , lo que refleja una baja diversidad para la comunidad analizada a lo largo de todo el estudio, tal y como se considerará posteriormente en la sección de Discusión. Por otra parte, el índice de equitatividad ( $J'$ ) varió entre 0.33 - 0.94, con valor medio de  $0.64 (\pm 0.17)$ .

La variabilidad en el número de individuos o abundancia de cada especie (cuantificada por la desviación estándar -SD-) tanto para toda la zona de estudio como para cada hábitat o estrato, fue del orden o superior al valor medio de abundancia por LM, lo que revela la alta variabilidad y capacidad de agregación (*patchiness*) de las poblaciones de peces litorales en la zona de estudio. Del total de 36 especies / géneros censadas, solamente 5 se han encontrado restringidas a un único tipo de ambiente: *Diplodus annularis* (sebadal), *Pomadasys incisus*, *Umbrina canariensis* y *Lithognathus mormyrus* (ecotono de transición entre fondos duros - blandos) y *Centrolabrus trutta* (cinturón de algas). Lo que refleja una alta variabilidad en el



empleo de recursos (alimentación – refugio) por parte de las poblaciones analizadas. Esta alta variabilidad ( $\Rightarrow \sigma^2 > \mu$ ) se refleja en la escasez de patrones de distribución uniformes, tanto para la totalidad del estudio como para cada estrato, y en la presencia de una alta cantidad de patrones de agregación. Así y para la totalidad del estudio se obtuvieron que 20 géneros / especies presentaron patrones de distribución agregados, 9 uniformes y 7 aleatorios.

Las tablas 3, 4, 5, 6 y 7 muestran los estadísticos descriptivos obtenidos para la totalidad del área de estudio, así como para cada uno de los cuatro hábitats analizados (tablas 4, 5, 6 y 7 para: (1) el ecotono de transición entre fondos duros - blandos, (2) blanquizal, (3) cinturón de macroalgas y (4) sebadal, respectivamente).



Especie	Media (n° ind 100 m <sup>-2</sup> )	SD	Frecuencia de ocurrencia (%)	n° máximo/ censo (200 m <sup>2</sup> )	$\chi^2_{n-1, \alpha=0.05}$	Distribución
<i>Synodus spp.</i>	0.13	0.24	24.72	2	40.09	Uniforme
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0.02	0.10	4.49	1	40.50	Uniforme
<i>Muraena augusti</i>	0.01	0.07	2.25	1	41.50	Uniforme
<i>Ephinephelus marginatus</i>	0.01	0.07	2.25	1	41.50	Uniforme
<i>Mycteroperca fusca</i>	0.09	0.26	15.73	3	59.00	Uniforme
<i>Serranus cabrilla</i>	0.08	0.18	15.73	1	58.00	Uniforme
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	0.17	0.73	6.74	10	298.60	Agregada
<i>Apogon imberbis</i>	0.36	2.24	5.62	30	1167.29	Agregada
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0.84	3.35	11.24	40	1114.85	Agregada
<i>Seriola spp.</i>	0.11	0.64	3.37	5	308.75	Agregada
<i>Pomadasy's incisus</i>	12.22	49.00	4.49	500	16286.36	Agregada
<i>Umbrina canariensis</i>	3.36	19.14	6.74	150	9049.25	Agregada
<i>Mullus surmuletus</i>	0.62	1.75	16.85	10	443.63	Agregada
<i>Boop boops</i>	19.01	51.03	26.97	500	11328.04	Agregada
<i>Diplodus cervinus cervinus</i>	0.18	0.39	21.35	6	67.21	Aleatoria
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	2.64	6.58	26.97	50	1355.04	Agregada
<i>Diplodus vulgaris</i>	3.59	5.37	61.80	50	644.31	Agregada
<i>Diplodus annularis</i>	0.07	0.39	4.49	5	69.33	Aleatoria
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0.10	0.43	7.87	6	151.55	Agregada
<i>Oblada melamura</i>	0.41	1.58	14.61	20	510.97	Agregada
<i>Pagrus pagrus</i>	0.16	0.72	8.99	10	274.39	Agregada
<i>Sarpa salpa</i>	1.09	3.69	14.61	50	1030.01	Agregada
<i>Spondylisoma cantharus</i>	0.02	0.13	3.37	1	61.75	Aleatoria
<i>Abudefduf luridus</i>	8.19	7.52	92.13	50	563.37	Agregada
<i>Chromis limbatus</i>	28.68	43.62	66.29	500	5506.08	Agregada
<i>Centrolabrus trutta</i>	0.49	1.22	22.47	15	251.56	Agregada
<i>Thalassoma pavo</i>	7.00	9.59	74.16	100	1071.88	Agregada
<i>Xyrichtys novacula</i>	0.03	0.13	6.74	1	40.50	Agregada
<i>Sparisoma (Euscarus) cretense</i>	1.50	2.89	64.04	40	470.27	Agregada
<i>Trachinus spp.</i>	0.11	0.35	12.36	5	95.63	Aleatoria
<i>Ophioblennius atlanticus atlanticus</i>	0.09	0.28	11.24	3	71.68	Aleatoria
<i>Scorpaena spp.</i>	0.17	0.38	24.72	5	70.00	Aleatoria
<i>Bothus podas maderensis</i>	0.10	0.26	12.36	2	57.11	Uniforme
<i>Balistes carolinensis</i>	0.03	0.13	6.74	1	39.50	Uniforme
<i>Canthigaster rostrata</i>	0.47	1.01	35.96	16	79.14	Aleatoria
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0.18	0.51	23.60	6	116.15	Agregada
<b>n</b>	<b>88</b>					
<b>S</b>	<b>7.61</b>	<b>3.53</b>				
<b>H'</b>	<b>0.52</b>	<b>0.15</b>				
<b>J'</b>	<b>0.64</b>	<b>0.17</b>				
<b>n° total ind</b>	<b>94.43</b>	<b>125.61</b>				

Tabla 3: descriptivos de la comunidad íctica observada y abundancia ( $\pm$  SD), frecuencia de ocurrencia y patrón de distribución para cada población en toda la zona y periodo de estudio.



Especie	Media (n° ind 100 m <sup>-2</sup> )	SD	Frecuencia de ocurrencia (%)	n° máximo/ censo (200 m <sup>2</sup> )	$\chi^2_{n-1, \alpha=0.05}$	Distribución
<i>Synodus spp.</i>	0.24	0.30	41.17	2	13.25	Uniforme
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0.03	0.12	5.88	1	16.00	Uniforme
<i>Muraena augusti</i>	0.03	0.12	5.88	1	16.00	Uniforme
<i>Ephinephelus marginatus</i>	0.03	0.12	5.88	1	16.00	Uniforme
<i>Mycteroperca fusca</i>	0.26	0.42	32.35	3	23.11	Aleatoria
<i>Serranus cabrilla</i>	0.09	0.19	17.64	1	14.00	Uniforme
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	0.37	1.10	11.76	10	11.94	Agregada
<i>Apogon imberbis</i>	0.06	0.20	8.82	2	23.50	Aleatoria
<i>Pseudocaranx dentex</i>	1.01	2.51	23.52	20	211.50	Agregada
<i>Seriola spp.</i>	0.29	1.01	5.88	10	117.50	Agregada
<i>Pomadasyss incisus</i>	32.35	74.64	17.64	500	5854.54	Agregada
<i>Umbrina canariensis</i>	8.90	30.00	17.64	300	3438.20	Agregada
<i>Mullus surmuletus</i>	1.34	2.52	38.23	20	160.83	Agregada
<i>Boop boops</i>	27.65	57.01	32.35	500	3996.88	Agregada
<i>Diplodus cervinus cervinus</i>	0.26	0.41	29.41	2	21.22	Aleatoria
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	4.66	8.10	41.17	50	478.43	Agregada
<i>Diplodus vulgaris</i>	6.71	6.83	85.29	50	236.81	Agregada
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0.26	0.66	20.58	6	55.22	Agregada
<i>Oblada melanura</i>	0.88	2.38	26.47	20	218.76	Agregada
<i>Pagrus pagrus</i>	0.15	0.52	14.7	6	63.00	Agregada
<i>Sarpa salpa</i>	0.06	0.20	8.82	2	23.50	Aleatoria
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	0.03	0.17	5.88	1	33.00	Aleatoria
<i>Abudefduf luridus</i>	7.32	6.74	100	40	210.75	Agregada
<i>Chromis limbatus</i>	52.24	52.14	100	500	1769.65	Agregada
<i>Thalassoma pavo</i>	4.18	7.08	82.35	60	407.50	Agregada
<i>Xyrichtys novacula</i>	0.03	0.12	5.88	1	16.00	Uniforme
<i>Sparisoma (Euscarus) cretense</i>	1.78	4.13	70.58	40	325.65	Agregada
<i>Trachinus spp.</i>	1.78	4.13	14.7	5	45.00	Aleatoria
<i>Scorpaena spp.</i>	0.19	0.47	20.58	5	39.26	Aleatoria
<i>Bothus podas maderensis</i>	0.15	0.31	20.58	2	22.20	Aleatoria
<i>Balistes carolinensis</i>	0.06	0.16	5.88	1	13.00	Uniforme
<i>Canthigaster rostrata</i>	0.86	1.46	55.88	16	84.16	Agregada
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0.18	0.44	17.64	3	36.50	Aleatoria
<b>n</b>	<b>34</b>					
<b>S</b>	<b>10.24</b>	<b>3.9</b>				
<b>H'</b>	<b>0.55</b>	<b>0.2</b>				
<b>J'</b>	<b>0.56</b>	<b>0.16</b>				
<b>n° total ind</b>	<b>155.88</b>	<b>169</b>				

Tabla 4: descriptivos de la comunidad ictica observada y abundancia ( $\pm$  SD), frecuencia de ocurrencia y patrón de distribución para cada población durante todo el periodo de estudio en el ambiente correspondiente al ecotono de transición entre fondos duros y blandos.



Especie	Media (n° ind 100 m <sup>-2</sup> )	SD	Frecuencia de ocurrencia (%)	n° máximo/ censo (200 m <sup>2</sup> )	$\chi^2_{n-1, \alpha=0.05}$	Distribución
<i>Synodus spp.</i>	0.03	0.12	6.25	1	7.50	Aleatoria
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0.06	0.17	12.50	1	7.00	Aleatoria
<i>Mycteroperca fusca</i>	0.06	0.17	12.50	1	7.00	Aleatoria
<i>Serranus cabrilla</i>	0.13	0.22	25.00	1	6.00	Uniforme
<i>Apogon imberbis</i>	1.88	4.96	12.50	30	210.00	Agregada
<i>Boop boops</i>	20.31	52.45	18.75	400	2167.30	Agregada
<i>Diplodus cervinus cervinus</i>	0.44	0.66	37.50	4	15.85	Aleatoria
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	2.50	6.85	12.50	50	300.00	Agregada
<i>Diplodus vulgaris</i>	3.91	3.62	68.75	50	53.55	Agregada
<i>Oblada melamora</i>	0.31	0.66	18.75	4	22.20	Aleatoria
<i>Pagrus pagrus</i>	0.03	0.12	6.25	1	7.50	Aleatoria
<i>Sarpa salpa</i>	1.56	6.05	6.25	25	375.00	Agregada
<i>Abudefduf luridus</i>	14.44	7.13	100.00	50	56.34	Agregada
<i>Chromis limbatus</i>	47.13	36.68	100.00	200	456.79	Agregada
<i>Thalassoma pavo</i>	8.13	13.54	75.00	100	361.07	Agregada
<i>Sparisoma (Euscarus) cretense</i>	1.44	1.82	50.00	10	36.82	Agregada
<i>Trachinus spp.</i>	0.03	0.12	6.25	1	7.50	Aleatoria
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0.03	0.12	6.25	1	7.50	Aleatoria
<i>Scorpaena spp.</i>	0.31	0.43	43.75	3	9.40	Aleatoria
<i>Bothus podas maderensis</i>	0.23	0.22	25.00	1	6.00	Uniforme
<i>Balistes carolinensis</i>	0.06	0.17	12.50	1	7.00	Aleatoria
<i>Canthigaster rostrata</i>	0.41	0.62	37.50	4	15.03	Aleatoria
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0.31	0.68	18.75	2	23.80	Aleatoria
<b>n</b>	<b>16</b>					
<b>S</b>	<b>7.19</b>	<b>2.10</b>				
<b>H'</b>	<b>0.53</b>	<b>0.09</b>				
<b>J'</b>	<b>0.63</b>	<b>0.11</b>				
<b>n° total ind</b>	<b>192.78</b>	<b>174.75</b>				

Tabla 5: descriptivos de la comunidad ictica observada y abundancia ( $\pm$  SD), frecuencia de ocurrencia y patrón de distribución para cada población durante todo el periodo de estudio en el ambiente correspondiente al blanquizal.



Especie	Media (n° ind 100 m <sup>-2</sup> )	SD	Frecuencia de ocurrencia (%)	n° máximo/ censo (200 m <sup>2</sup> )	$\chi^2_{n-1, \alpha=0.05}$	Distribución
<i>Synodus spp.</i>	0.05	0.15	10.71	1	12.50	Uniforme
<i>Pseudocaranx dentex</i>	1.46	5.14	14.29	40	505.08	Agregada
<i>Boop boops</i>	7.34	37.08	10.71	400	5246.83	Agregada
<i>Diplodus cervinus cervinus</i>	0.05	0.20	7.14	2	21.83	Aleatoria
<i>Diplodus sargus cadenati</i>	1.39	4.54	21.43	40	413.66	Agregada
<i>Diplodus vulgaris</i>	1.18	2.20	50.00	20	115.06	Agregada
<i>Sarpa salpa</i>	2.55	4.22	28.57	25	195.18	Agregada
<i>Abudefduf luridus</i>	8.63	6.96	100.00	25	157.07	Agregada
<i>Chromis limbatus</i>	2.50	7.38	25.00	70	610.40	Agregada
<i>Centrolabrus trutta</i>	1.57	1.73	71.43	15	53.36	Agregada
<i>Thalassoma pavo</i>	12.82	7.80	92.86	70	132.91	Agregada
<i>Sparisoma (Euscarus) cretense</i>	1.73	1.72	75.00	11	47.76	Agregada
<i>Ophioblennius atlanticus atlanticus</i>	0.27	0.43	32.14	3	19.56	Aleatoria
<i>Scorpaena spp.</i>	0.13	0.22	25.00	1	10.50	Uniforme
<i>Canthigaster rostrata</i>	0.21	0.45	21.43	3	26.66	Aleatoria
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0.09	0.23	14.29	2	17.10	Aleatoria
<b>n</b>	<b>28</b>					
<b>S</b>	<b>6.00</b>	<b>1.73</b>				
<b>H'</b>	<b>0.54</b>	<b>0.13</b>				
<b>J'</b>	<b>0.72</b>	<b>0.11</b>				
<b>n° total ind</b>	<b>84.00</b>	<b>81.88</b>				

Tabla 6: descriptivos de la comunidad íctica observada y abundancia ( $\pm$  SD), frecuencia de ocurrencia y patrón de distribución para cada población durante todo el periodo de estudio en el ambiente correspondiente al cinturón de macroalgas.





Especie	Media (n° ind 100 m <sup>-2</sup> )	SD	Frecuencia de ocurrencia (%)	n° máximo/ censo (200 m <sup>2</sup> )	$\chi^2_{n-1, \alpha=0.05}$	Distribución
<i>Synodus spp.</i>	0.15	0.23	30.0	1	3.50	Aleatoria
<i>Serranus cabrilla</i>	0.25	0.34	40.0	2	4.50	Aleatoria
<i>Mullus surmuletus</i>	1.05	1.29	40.0	6	15.92	Aleatoria
<i>Boop boops</i>	14.30	17.92	60.0	100	224.44	Agregada
<i>Diplodus annularis</i>	0.65	0.98	40.0	5	14.65	Aleatoria
<i>Pagrus pagrus</i>	0.85	1.73	20.0	10	35.22	Agregada
<i>Spondylisoma cantharus</i>	0.10	0.20	20.0	1	4.00	Aleatoria
<i>Abudefduf luridus</i>	0.35	0.78	20.0	5	17.21	Aleatoria
<i>Chromis limbatus</i>	0.30	0.64	20.0	4	13.66	Aleatoria
<i>Xyrichtys novacula</i>	0.20	0.24	40.0	1	3.00	Aleatoria
<i>Sparisoma (Euscarus) cretense</i>	0.40	0.54	40.0	3	7.25	Aleatoria
<i>Trachinus spp.</i>	0.30	0.40	40.0	1	5.33	Aleatoria
<i>Canthigaster rostrata</i>	0.20	0.24	40.0	1	6.00	Aleatoria
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0.15	0.23	30.0	1	3.50	Aleatoria
<b>n</b>	<b>10</b>					
<b>S</b>	<b>4.30</b>	<b>1.16</b>				
<b>H'</b>	<b>0.38</b>	<b>0.14</b>				
<b>J'</b>	<b>0.70</b>	<b>0.30</b>				
<b>n° total ind</b>	<b>19.25</b>	<b>20.81</b>				

Tabla 7: descriptivos de la comunidad ictica observada y abundancia ( $\pm$  SD), frecuencia de ocurrencia y patrón de distribución para cada población durante todo el periodo de estudio en el ambiente correspondiente al sebadal.



### 3.1.3 INFLUENCIA DEL HÁBITAT Y LA ESTACIONALIDAD EN LOS DESCRIPTIVOS DE LA COMUNIDAD ÍCTICA

Tal y como mostraron los modelos de ANOVA de dos factores ortogonales (Tabla 8), el tipo de hábitat produce variaciones significativas para los cuatro descriptivos de la comunidad ictica analizada ( $P < 0.05$  para S, H', y nº total ind y  $P < 0.01$  para J').

Sin embargo y para los cuatro descriptores, la estacionalidad (verano Vs invierno) no produce fluctuaciones significativas ( $P > 0.05$ ) en dichos estadísticos; sin que exista, con excepción de la riqueza de especies (S), ninguna interacción significativa entre ambos factores.

Las Figs. 22, 23, 24 y 25 muestran los resultados obtenidos para la riqueza de especies (S), el índice de equitatividad J', el índice de biodiversidad H' y la abundancia total de individuos observados, respectivamente, en función de ambos factores: tipo de hábitat y estacionalidad.

El ecotono de transición entre fondos duros - blandos es el ambiente de mayor riqueza de especies (Fig. 22;  $S = 11.39 \pm 4.07$  verano-2000,  $S = 8.94 \pm 3.36$  invierno-2000), así como el de mayor variabilidad. Lo que se debe a la confluencia de dos entornos con comunidades diferentes.

Por otra parte y como mostraron las pruebas unifactoriales ejecutadas siguiendo el protocolo *post hoc pooling*, no existe diferencia significativa para la riqueza media de especies de peces observadas (Fig. 22) entre el blanquizal ( $S = 6.8 \pm 2.04$  verano-00,  $S = 7.86 \pm 2.03$  invierno-00), el cinturón de algas ( $S = 6.21 \pm 1.57$  verano-00,  $S = 5.92 \pm 1.86$  invierno-00) y el sebadal ( $S = 3.83 \pm 1.17$  verano-00,  $S = 5.00 \pm 0.82$  invierno-00).

Sin embargo, el ecotono de transición entre fondos duros y blandos es significativamente el ambiente de menor equitatividad (Fig. 23;  $J' = 0.54 \pm 0.15$  verano-00,  $J' = 0.57 \pm 0.17$  invierno-00). Lo que está motivado por la presencia en este ambiente de los nichos de ciertas especies epibentónicas gregarias con alta abundancia ( $> 10$  ind /100 m<sup>2</sup>) y baja frecuencia de ocurrencia, como *Pomadasyus incisus* o *Umbrina canariensis*. Por otra parte, no existen diferencias significativas en este índice de equitatividad J' (Fig. 23) entre el cinturón de algas ( $J' = 0.73 \pm 0.1$  verano-00,  $J' = 0.72 \pm 0.11$  invierno-00), el blanquizal ( $J' = 0.71 \pm 0.08$  verano-



00,  $J' = 0.56 \pm 0.09$  invierno-00) y sebadal ( $J' = 0.72 \pm 0.27$  verano-00,  $J' = 0.67 \pm 0.33$  invierno-00).

Variable $\sqrt{S}$					
Fuente variación	df	SS	MS	F	P
A = Hábitat	3	9.93	3.31	15.76	0.000
B = Verano $\sqrt{S}$ Invierno	1	0.07	0.07	0.33	0.601
A x B = Hábitat x Verano $\sqrt{S}$ Invierno	3	1.88	0.63	2.96	0.038
Error	75	16.00	0.21		

Variable: $H'$					
Fuente variación	df	SS	MS	F	P
A = Hábitat	3	0.221	0.074	2.97	0.037
B = Verano $\sqrt{S}$ Invierno	1	0.037	0.037	1.47	0.229
A x B = Hábitat x Verano $\sqrt{S}$ Invierno	3	0.009	0.003	0.12	0.948
Error	75	1.859	0.025		

Variable: $J'$ ( $\alpha = 0.01$ )					
Fuente variación	df	SS	MS	F	P
A = Hábitat	3	0.403	0.134	4.515	0.006
B = Verano $\sqrt{S}$ Invierno	1	0.001	0.001	0.044	0.835
A x B = Hábitat x Verano $\sqrt{S}$ Invierno	3	0.137	0.046	1.537	0.212
Error	75	2.229	0.03		

Variable: Log (Abundancia total 200 m <sup>-2</sup> )					
Fuente variación	df	SS	MS	F	P
A = Hábitat	3	4.13	1.38	8.3	0.000
B = Verano $\sqrt{S}$ Invierno	1	0.16	0.16	0.95	0.334
A x B = Hábitat x Verano $\sqrt{S}$ Invierno	3	0.41	0.14	0.82	0.49
Error	75	12.45	0.17		

Tabla 8: Resultados de la aplicación de los modelos de ANOVA para los descriptores de la comunidad ictica litoral en función del tipo de hábitat y estacionalidad. Se muestran las transformaciones de los datos en aquellos descriptores que no satisfacen las condiciones de normalidad y homogeneidad de varianzas.

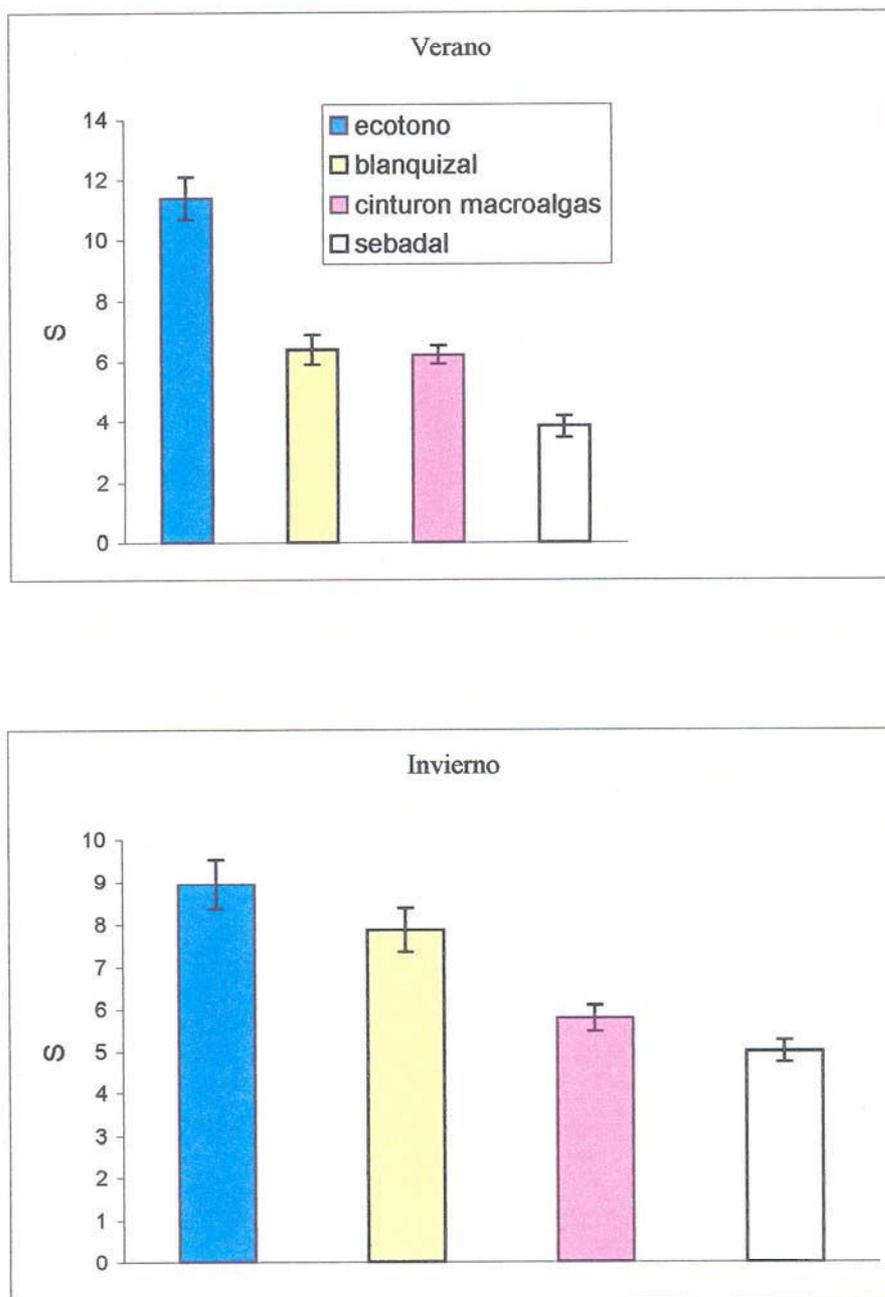


Figura 22: influencia del hábitat y estacionalidad en la riqueza de especies (S). Las barras de error representan el error estándar de la media.

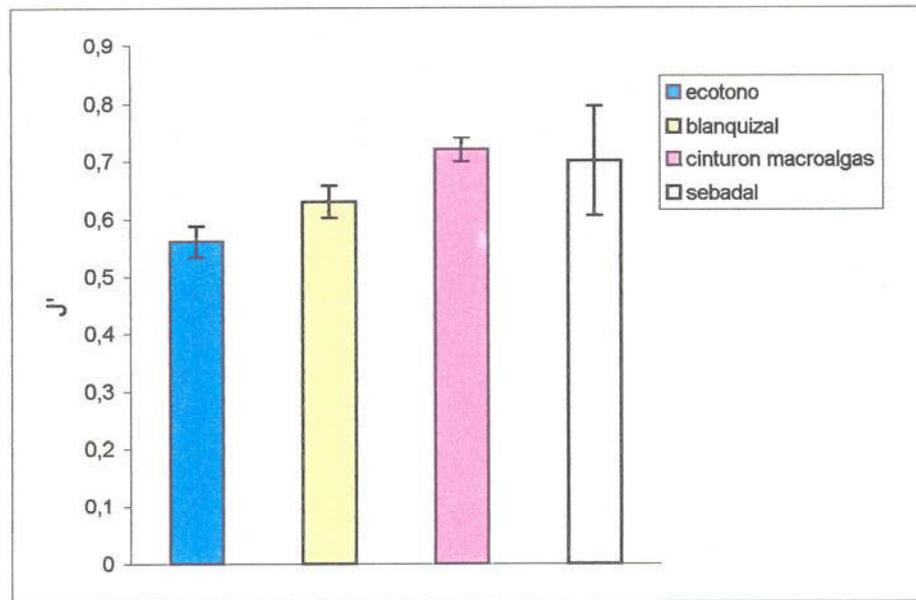


Figura 23: influencia del hábitat en el índice de equitatividad  $J'$ . Las barras de error representan el error estándar de la media.

El índice de Shannon ( $H'$ ) es el más homogéneo entre los cuatro hábitats analizados (Fig. 24), tal y como muestra el bajo valor del estadístico  $F$  (2.97) y el valor marginal de  $P$  ( $P = 0.037$ , Tabla 8). Este índice se calcula tomando en consideración los dos índices comentados anteriormente: (1) riqueza específica de especies y (2) equitatividad de especies (Ludwig y Reynolds, 1988). La homogeneidad es debida consecuentemente, a que los ambientes de mayor riqueza presentan baja equitatividad y viceversa, tal y como se observó anteriormente. Así, no existen diferencias entre el blanquizal ( $H' = 0.57 \pm 0.11$  verano - 00,  $H' = 0.49 \pm 0.07$  invierno - 00), el ecotono de transición entre fondos blandos – duros ( $H' = 0.56 \pm 0.14$  verano - 00,  $H' = 0.54 \pm 0.12$  invierno - 00) y el cinturón de algas ( $H' = 0.57 \pm 0.11$  verano - 00,  $H' = 0.53 \pm 0.14$  invierno - 00), aunque son significativamente superiores al sebadal ( $H' = 0.39 \pm 0.16$  verano - 00,  $H' = 0.36 \pm 0.11$  invierno - 00).

Finalmente (Fig. 25), los ambientes de blanquizal ( $n^\circ$  total ind =  $70.06 \pm 65.74$  verano - 00,  $n^\circ$  total ind =  $146.21 \pm 102.11$  invierno - 00) y el ecotono de transición entre fondos duros y blandos ( $n^\circ$  total ind =  $196.67 \pm 216.51$  verano - 00,  $n^\circ$  total ind =  $110.00 \pm 74.41$  invierno - 00) han mostrado una abundancia total de individuos significativamente superior a la del cinturón de algas ( $n^\circ$  total ind =  $35.93 \pm 18.96$  verano - 00,  $n^\circ$  total ind =  $48.04 \pm 54.05$

invierno - 00) y seabadal ( $n^{\circ}$  total ind =  $13.83 \pm 14.03$  verano - 00,  $n^{\circ}$  total ind =  $27.38 \pm 28.71$  invierno - 00).

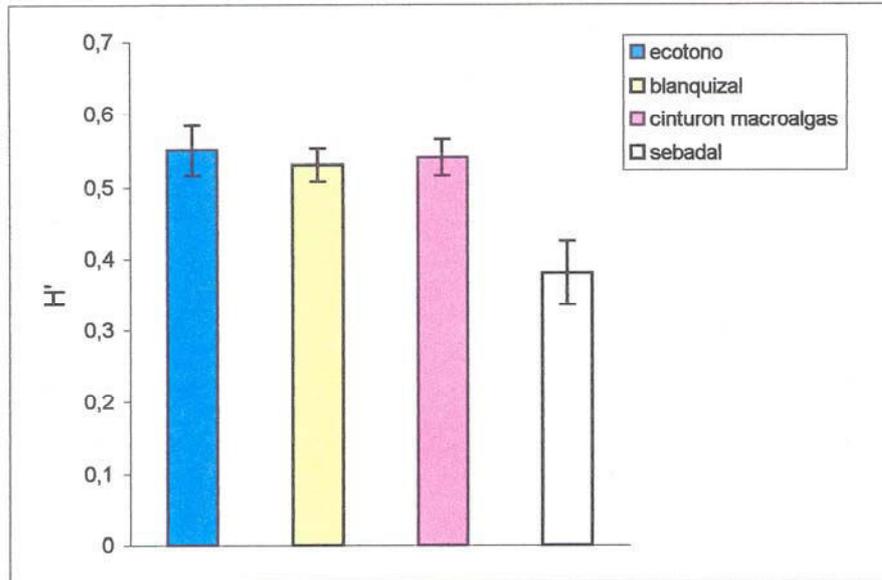


Figura 24: influencia del hábitat en el índice de biodiversidad  $H'$ . Las barras de error representan el error estándar de la media.

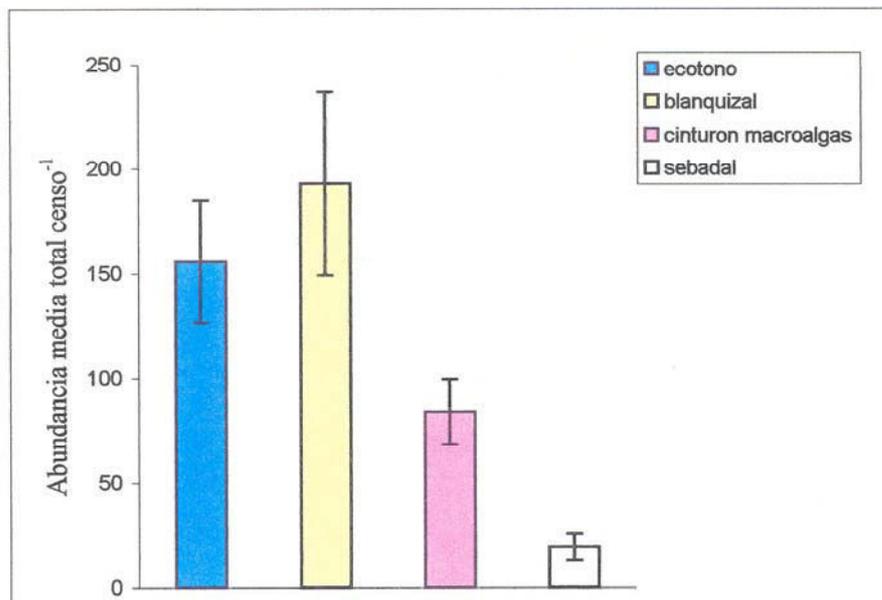


Figura 25: influencia del hábitat en la abundancia total de individuos visualizados por censo. Las barras de error representan el error estándar de la media.



### 3.1.4 DISTRIBUCIÓN DE FRECUENCIAS DE TALLAS Y ABUNDANCIA PARA LAS CUATRO ESPECIES SELECCIONADAS POR ZONAS Y CATEGORÍAS DE PROTECCIÓN

La Fig. 26 muestra la distribución de frecuencias de tallas de cada una de las cuatro especies seleccionadas para las cinco categorías definidas de emplazamientos, mientras que la Tabla 9 ilustra los valores medios obtenidos para las tallas y abundancias de cada una de estas cuatro especies.

Para la vieja (*Sparisoma cretense*) se obtuvo una talla media para toda la zona de estudio de 15.69 ( $\pm$  6.2) cm (Tabla 9). Tal y como mostraron los modelos de ANOVA de tres factores mixtos (Tabla 10) no se observaron diferencias significativas ( $P > 0.01$ ) ni para la talla ni para la abundancia de la vieja para los distintos factores considerados.

Sin embargo, se detectaron diferencias significativas ( $P < 0.01$ , Tabla 10) para la distribución de tallas del sargo común (*Diplodus sargus cadenati*) en función de la “categoría de emplazamiento” (factor B(A), Tabla 10). Así, y tal y como mostraron los contrastes SNK’s posteriores, se observaron valores superiores en los entornos que serán declarados como RI (talla media = 21.23) respecto a los entornos considerados como ZA (talla media = 15.11) y C (talla media = 12.06). Para dicho Espárido se obtuvo una talla media para todo el área de estudio de 18.88 ( $\pm$  8.02) (Tabla 9). Por otra parte, no se detectaron diferencias para la abundancia en función de los factores considerados.

El salmonete (*Mullus surmuletus*) mostró una talla media para todo el área de estudio de 20.39 ( $\pm$  5.1) (Tabla 9). Si bien se observaron diferencias significativas ( $P < 0.01$ , Tabla 10) para la distribución de tallas en función de la “categoría de emplazamiento”, no se detectaron diferencias para la abundancia de esta especie en función de los otros factores considerados. Así, la talla observada en los entornos a declarar como RI ( $22.63 \pm 3.84$ ) son superiores a los detectados en la ZA ( $12.57 \pm 2.15$ ).

Consecuentemente y sí bien tanto para la distribución de tallas de *Diplodus sargus cadenati* como para *Mullus surmuletus* se detectan diferencias al nivel de “categoría del emplazamiento”, no se observan diferencias en función de las dos zonas estudiadas para la



abundancia de ambas especies. Además, no existe ningún término de interacción significativa de dichos factores espaciales con la estacionalidad, por lo que el patrón se mantiene uniforme a lo largo del tiempo.

La estacionalidad (verano *Vs* invierno) no influye ni en la distribución de frecuencias tallas ni en la abundancia de las especies analizadas ( $P > 0.01$ , Tabla 10).

Finalmente, para el abade (*Mycteroperca fusca*) no se ejecutaron modelos de ANOVA debido a que la escasez de datos ( $n < 30$ ) y ausencia de normalidad de los mismos, produce fuertes violaciones de los requisitos para ejecutar modelos de ANOVA. De cualquier forma, su talla media para toda la zona y periodo de estudio fue de 27.09 ( $\pm 3.73$ ) cm, mientras que su abundancia de 0.09 ( $\pm 0.26$ ) ind m<sup>-2</sup> (Tabla 9).





Tipo de emplazamiento	Talla (cm)	Abundancia (ind 100 m <sup>2</sup> )
<i>Sparisoma cretense</i>		
RIZ1	15.67 (2.49)	0.79 (1.23)
RIZ2	17.03 (8.59)	2.09 (1.60)
ZAZ1	16.48 (4.87)	1.53 (2.10)
ZAZ2	10.94 (6.60)	0.56 (0.70)
C	16.36 (5.19)	4.33 (6.55)
Total zona de estudio	15.69 (6.2)	1.5 (2.89)
<i>Diplodus sargus cadenati</i>		
RIZ1	-	-
RIZ2	23.23 (7.96)	13.78 (9.48)
ZAZ1	17.33 (3.92)	0.53 (1.35)
ZAZ2	11.54 (1.45)	0.06 (0.17)
C	12.38 (2.18)	0.63 (1.55)
Total zona de estudio	18.88 (8.02)	2.64 (6.58)
<i>Mullus surmuletus</i>		
RIZ1	14.55 (3.47)	0.54 (0.96)
RIZ2	22.93 (2.77)	1.66 (3.88)
ZAZ1	10.91 (1.04)	0.34 (0.94)
ZAZ2	14.4 (1.58)	0.56 (1.55)
C	-	-
Total zona de estudio	20.39 (5.10)	0.62 (1.75)
<i>Mycteroperca fusca</i>		
RIZ1	-	-
RIZ2	26.89 (4.01)	0.72 (0.36)
ZAZ1	-	-
ZAZ2	-	-
C	28.00 (2.83)	0.5 (0.00)
Total zona de estudio	27.09 (3.73)	0.09 (0.26)

Tabla 9: abundancia y talla media para cada una de las cuatro especies seleccionadas en función del tipo de emplazamiento. Entre paréntesis se muestra la SD de la media.



Fuente de variación	df	Talla			SNK	Abundancia		
		SS	MS	F		SS	MS	F
<i>Sparisoma cretense</i>								
A = Verano Vs invierno	1	0.49	0.49	0.15		0.38	0.38	3.94
B = zona	1	53.23	53.23	0.35		0.20	0.20	0.05
A x B	1	3.32	3.32	3.53		0.09	0.09	9.68
C(B)= categoría(zona)	4	602.85	150.71	4.25		15.18	3.79	1.38
A x C(B)	6	5.64	0.94	0.02		0.06	0.06	0.003
Error	181 76	6413.70	35.43			209.06	2.75	
<i>Diplodus sargus cadenati</i>								
A = Verano Vs invierno	1	4.36	4.36	1.15		236.63	236.63	0.26
B = zona	1	50.67	50.67	0.07		625.39	625.39	0.34
A x B	1	3.77	3.77	1.47		890.90	890.90	9.18
C(B)= categoría(zona)	4	2753.40	688.35	17.02*	RI>ZA>C	7142.22	1787.3	3.28
A x C(B)	6	1.90	0.31	0.008		1164.83	97.06	0.17
Error	197 73	7883.51	40.01			39717.29	544.07	
<i>Mullus surmuletus</i>								
A = Verano Vs invierno	1	93.02	93.02	0.95		1796.66	1796.66	0.91
B = zona	1	834.25	834.25	4.48		2055.06	2055.06	0.77
A x B	1	97.42	97.42	-		1960.43	1960.43	3.20
C(B)= categoría(zona)	2	372.416	186.20	17.70*	RI>ZA	5276.97	2638.48	1.351
A x C(B)	4	0.00	0.00			2451.70	612.92	0.31
Error	116	1220.28	10.52					

Tabla 10: resultados del análisis de ANOVA semianidados para la abundancia y talla de cada una de las especies seleccionadas. \*= P<0.01.



### 3.1.5 INFLUENCIA DE LOS FACTORES ABIÓTICOS EN LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD ÍCTICA

#### 3.1.5.1 Descripción de los parámetros abióticos

La Tabla con los resultados totales que se presenta en el anexo muestra la totalidad de los valores de dichos parámetros abióticos para cada PM a lo largo de la zona y periodo de estudio.

La temperatura del agua de mar en superficie varió entre los 22.4 - 21.2 °C en verano y entre 19.2 – 18.2 °C en invierno.

La existencia en la zona de estudio de ambientes protegidos y expuestos al oleaje dominante queda reflejado en los valores del índice de exposición (IE), que variaron entre 0.01 (zonas protegidas - LMs 1, 3, 5) y 0.7 (zonas expuestas – LMs 6, 7, 8). La altura de ola visual en aguas someras (Hs) fluctuó entre 0.01 – 0.5 m, respectivamente. Por otra parte, la altura de ola en aguas profundas (Ho) osciló entre 0.3 – 2.4 m, correspondiendo a un oleaje dominante caracterizado por un mar de viento de componente noreste y mar de fondo de componente noroeste. Tal y como muestra la Tabla del anexo, no se observaron diferencias para el IE para cada PM entre verano e invierno.

Los censos oscilaron entre los 1 – 22 m de profundidad, habiéndose censado PMs con las cuatro categorías de pendientes definidas. Finalmente el índice de rugosidad (IR) medido en los puntos de censo varió entre 0.95 – 0.54.

#### 3.1.5.2 Análisis multivariante de ordenación

La Fig. 27 muestra la distribución de los PMs en el espacio bidimensional de ordenación generado por el protocolo nMMDS. La configuración final se alcanzó para un total de cinco iteraciones, obteniéndose un *stress* final = 0.049 y un valor de correlación cuadrada (RSQ) = 0.986. Se observa que la casi totalidad de PMs pertenecientes a los hábitats correspondientes al cinturón de macroalgas y sebadal, forman una nube de puntos a lo largo del espacio bidimensional (Fig. 27). Esto refleja una gran similitud para toda la zona de estudio, en los



entornos correspondientes a ambos tipos de hábitats y consecuentemente existe una alta semejanza en el tipo de especies (y sus abundancias) para ambos ambientes. Sin embargo, se observa que los ambientes correspondientes al blanquizal y ecotono de transición entre fondos blandos - duros, se distribuyen por todo el espacio dimensional, reflejando una mayor heterogeneidad. Lo que implica una alta variabilidad en el tipo (cualitativa) y abundancia (cuantitativa) del número de individuos de cada especie que se encuentran en ambos tipos de entornos.

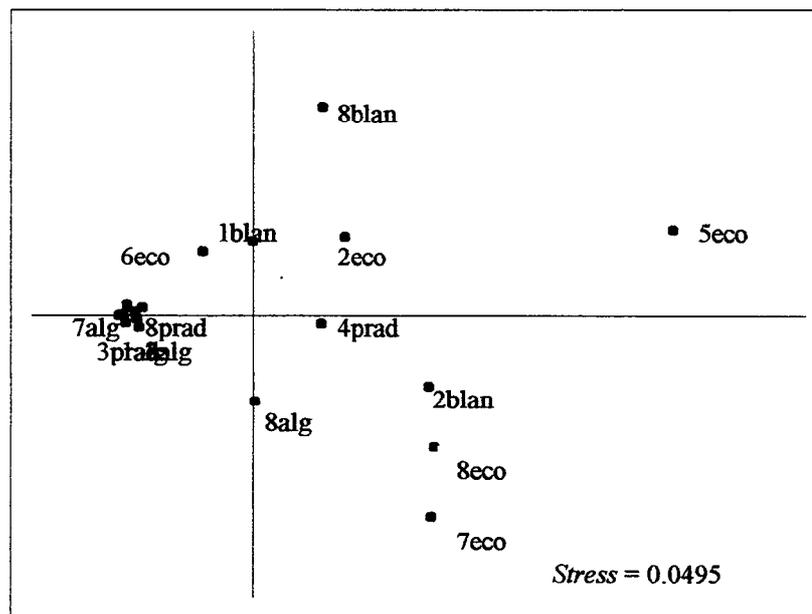


Figura 27: Análisis de ordenación nMDS para la totalidad de PMs de la zona de estudio. Los números indican las LM y los sufijos el tipo de ambiente (PM) correspondiente. (a) eco = ecotono, (b) blan = blanquizal, (c) alg = cinturón de macroalgas y (d) pra = pradera de fanerógamas.

### 3.1.5.3 Análisis indirecto de gradientes

Los modelos de regresión múltiple mostraron una relación significativa ( $P < 0.01$ ,  $R^2 = 0.55$ ) y positiva (0.569) de la dimensión I (eje I) del análisis de ordenación nMDS con la pendiente del substrato. Mientras que a través del análisis de correlación se obtuvo una correlación positiva significativa ( $P < 0.01$ ) con la profundidad ( $r_s = 0.644$ ) y la pendiente del substrato ( $r_s = 0.726$ ). Además, se obtuvo una correlación significativa positiva ( $P < 0.05$ ,  $r_s = 0.567$ ) entre la pendiente y profundidad. Consecuentemente, se detecta una fuerte colinealidad entre ambos parámetros abióticos estructurales, que repercute en la ausencia de una relación significativa entre la dimensión I y la profundidad en el modelo de regresión múltiple.



Por otra parte y para la dimensión II (eje II) del análisis de ordenación, el modelo de regresión detectó una relación significativa ( $P < 0.01$ ,  $R^2 = 0.44$ ) y positiva (2.39) con el índice de rugosidad del sustrato. De forma que se ha obtenido una correlación significativa positiva ( $P < 0.05$ ,  $r_s = 0.557$ ) entre dicho parámetro estructural y la dimensión II de dicho análisis.

#### 3.1.5.4 Análisis directo de gradientes

Las Figs. 28, 29 y 30 muestran la influencia de la profundidad sobre los descriptores de la comunidad analizada correspondientes a cada PM. Tanto la riqueza de especies (Fig. 28) como la abundancia total de individuos (Fig. 29) aumentan linealmente con la profundidad, si bien la abundancia total ( $y = -12.82 + 15.2x$ ) lo hace a una tasa superior que la riqueza ( $y = 5.37 + 0.33x$ ). Sin embargo, se observa un descenso lineal de la equitatividad de la comunidad con la profundidad (Fig. 30,  $y = 0.76 - 0.017x$ ). Lo que está motivado por la presencia de poblaciones de ciertas especies (p.e. *Pomadasys incisus*, *Umbrina canariensis*, *Pseudocaranx dentex*) que forman densas agrupaciones en las zonas más profundas del área estudiada. Es importante notar que no se detectó una relación significativa de la profundidad con el índice de diversidad  $H'$  ( $P > 0.05$ ). Este hecho se explica a que al aumentar la profundidad se produce tanto un aumento de la riqueza de especies como un descenso de la equitatividad, contrarrestándose consecuentemente ambas cualidades y repercutiendo esto en una homogeneidad del índice  $H'$  con la profundidad.

Las Figs. 31, 32 y 33 muestran el efecto que sobre dichos descriptores tiene la pendiente del entorno de cada ambiente analizado. Al igual que con la profundidad, se detecta un aumento tanto de la riqueza de especies (Fig. 31,  $y = 4.9 + 1.72x$ ) como de la abundancia (Fig. 32,  $y = -20.89 + 69.36x$ ) con la pendiente. Asimismo, se produce una caída de la equitatividad de la comunidad al incrementar la pendiente (Fig. 33,  $y = 0.76 - 0.1x$ ). Por otra parte, y al igual que ocurría con la profundidad, el índice  $H'$  no mostró relación significativa alguna ( $P > 0.05$ ).

Finalmente, y a pesar de que el análisis indirecto de gradientes así lo había sugerido, no se detectó ninguna relación significativa ( $P > 0.05$ ) entre cualquiera de los descriptivos y el índice de rugosidad (IR). Lo que indica la baja sensibilidad de los descriptores de la comunidad a variaciones del IR.

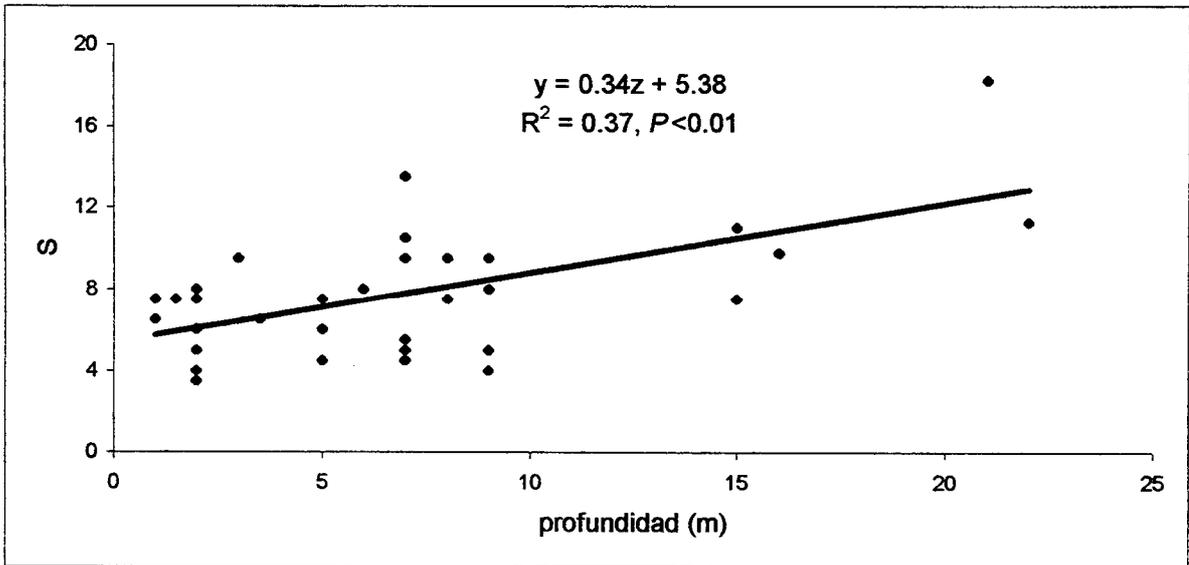


Figura 28: influencia de la profundidad en la riqueza de especies (S) observada para las LM consideradas.

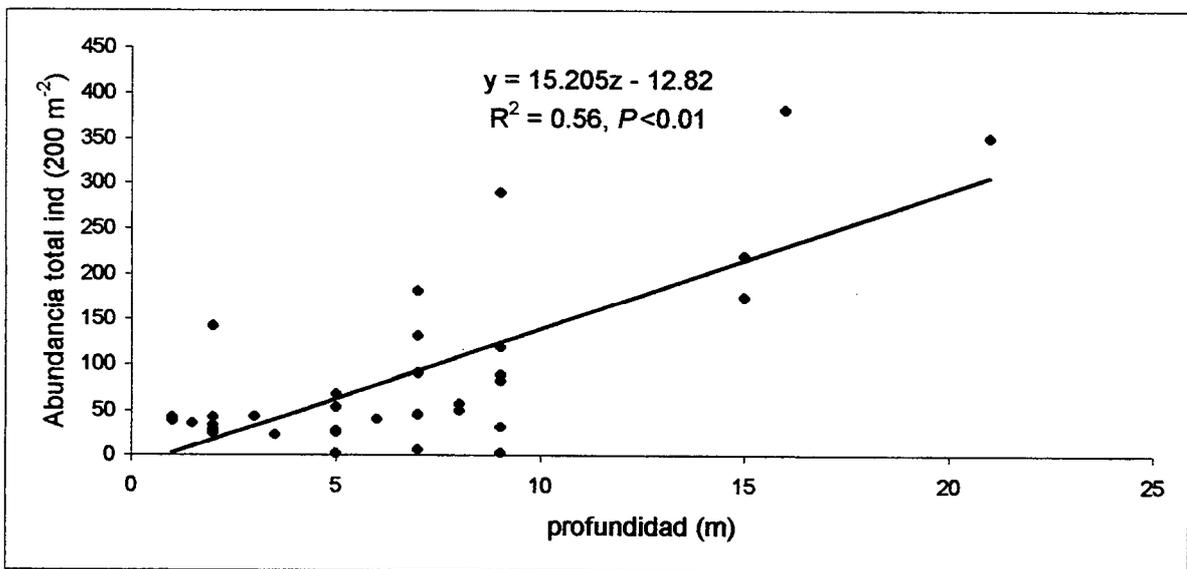


Figura 29: efecto de la profundidad en la abundancia total de individuos observados para las LM consideradas.

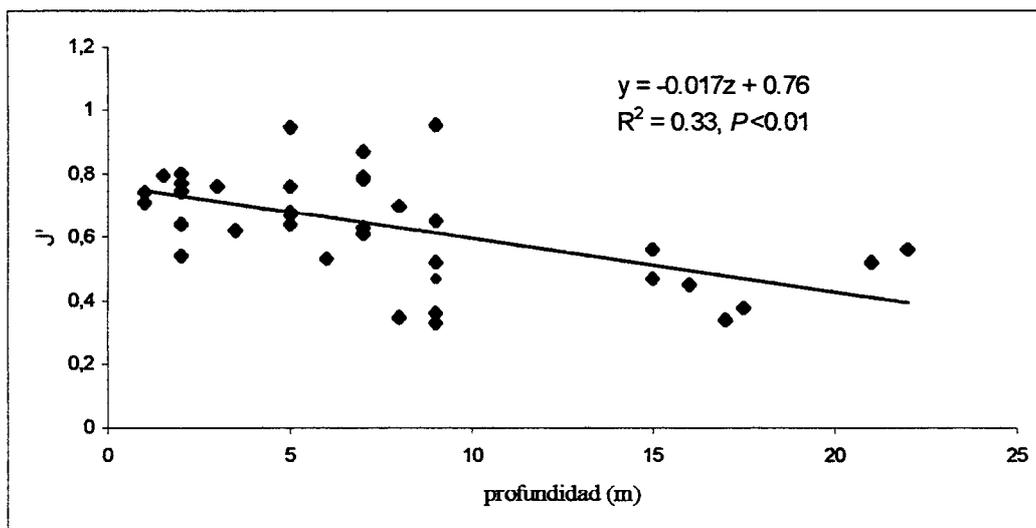


Figura 30: influencia de la profundidad en la equitatividad ( $J'$ ) de la comunidad observada para las LM consideradas.

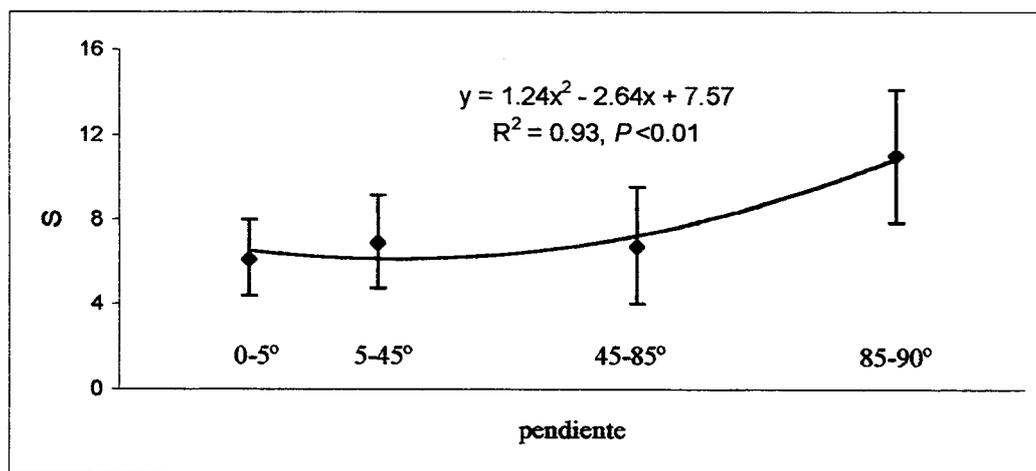


Figura 31: efecto de la pendiente en la riqueza de especies ( $S$ ) para las LM consideradas.

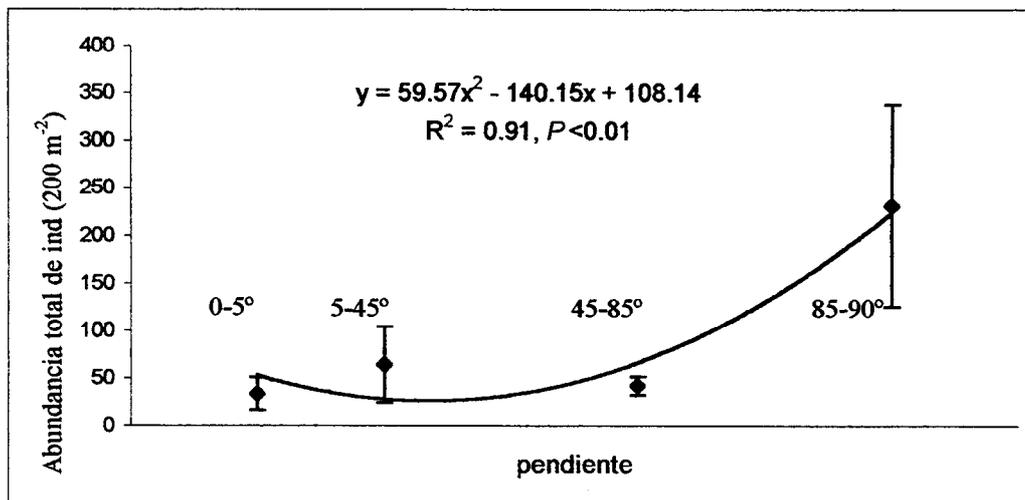


Figura 32: influencia de la pendiente en la abundancia total de individuos observados para las LM consideradas.

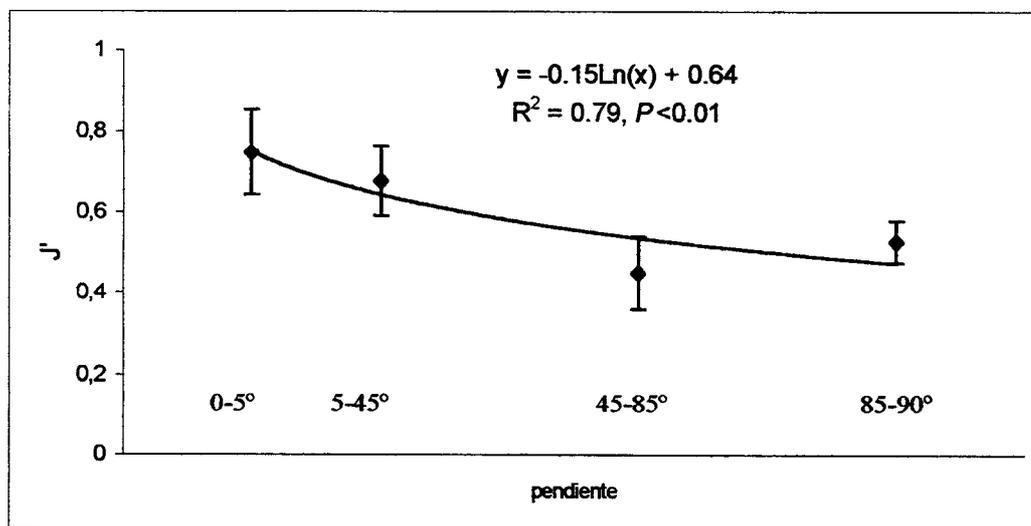


Figura 33: efecto de la profundidad en la equitatividad (J') de la comunidad observada para las LM consideradas.

## 3.2 DIADEMA ANTILLARUM

### 3.2.1 DETERMINACIÓN PRELIMINAR DEL NÚMERO DE RÉPLICAS (n)

Al representar la densidad media acumulada de individuos detectada en los transectos ejecutados para cada LM frente al número de réplicas (n) (Fig. 34), se observa una estabilización de la media para  $n \approx 15$ . Si bien esta estabilización depende de cada LM. De forma que para las LM 1, 2 y 8 se produce una estabilización anterior a la de la LM 7. Consecuentemente, seleccionamos un  $n = 15$  para todo el estudio.

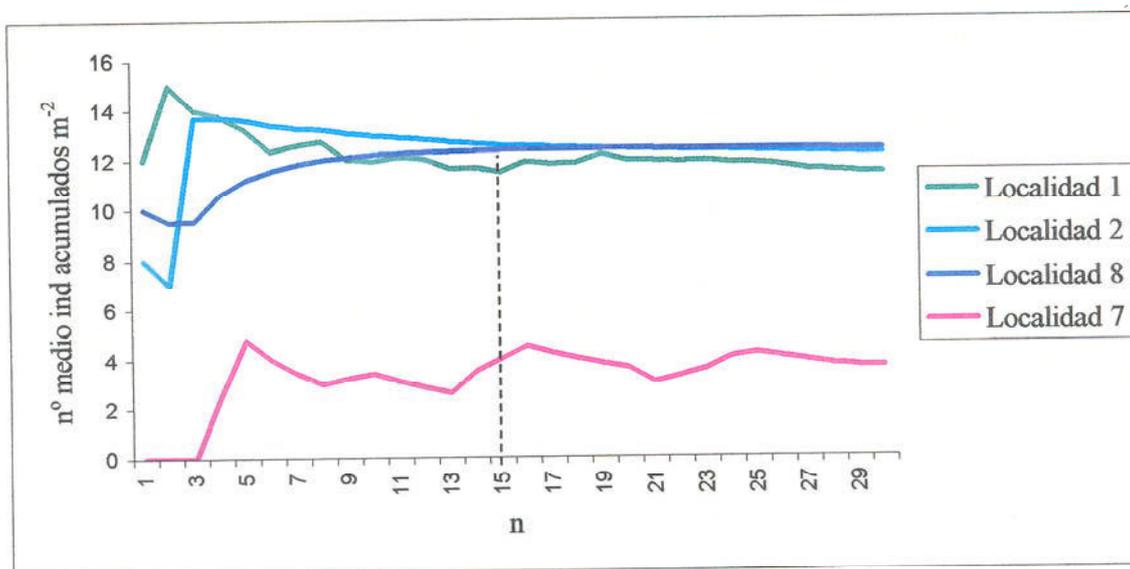


Figura 34: representación de la densidad media acumulada de *Diadema antillarum* (nº medio ind acumulados  $m^{-2}$ ) frente al número de réplicas (n).



### 3.2.2 ASPECTOS DEMOGRÁFICOS

#### 3.2.2.1 Variabilidad espacio – temporal

*Diadema antillarum* mostró una densidad media de  $7.38 \pm 5.29$  ( $n = 240$ ) para la totalidad de la zona de estudio. El rango de densidades (Fig. 35) osciló entre  $1.20 \pm 0.78$  para la LM 7A en invierno y  $11.47 \pm 0.67$  para la LM 1A en verano.

Tal y como los resultados del ANOVA (Tabla 11) han mostrado, sólo se detectan variaciones en la densidad de *Diadema* a nivel de los efectos principales correspondientes a la escala espacial intermedia, esto es, al nivel de “Localidad”. Sin existir diferencias atribuibles a los factores (= escalas espaciales): “zona” o “sitio”, así como al factor “estacionalidad”. Consecuentemente no se ha detectado ninguna interacción significativa entre los factores considerados.

Las LMs que han mostrado valores máximos de densidad corresponden a las localidades encuadradas en la zona 1 del área de estudio ( $11.12 \pm 0.065$  y  $10.57 \pm 0.064$  para la LM 1 y LM 2, respectivamente); tal y como se muestra en la Fig. 36. Por otra parte, los valores mínimos corresponden a la LM 7 ( $2.44 \pm 0.01$ ; Fig. 36).

Fuente de variación	df	SS	MS	F
A = Estacionalidad	1	0.02	0.02	0.11 n.s.
B = Zona	1	1510.01	1510.01	2.30 n.s.
A x B = Estacionalidad x Zona	1	0.15	0.15	17.64 n.s.
C(B)= Localidad (Zona)	2	1308.56	654.28	338.39 *
A x C(B) = Estacionalidad x Localidad (Zona)	2	0.02	0.008	0.01 n.s.
D(C(B)) = Sitio(Localidad(Zona))	4	7.73	1.93	0.11 n.s.
A x D(C(B)) = Estacionalidad x Sitio(Localidad(Zona))	4	2.40	0.60	0.034 n.s.
Error	224	3949.06	17.63	

Tabla 11: resultados de los modelos semianidados ANOVA de 4 factores para la densidad de *Diadema antillarum*.

\*:  $P < 0.05$ ; n.s.: no significativo.

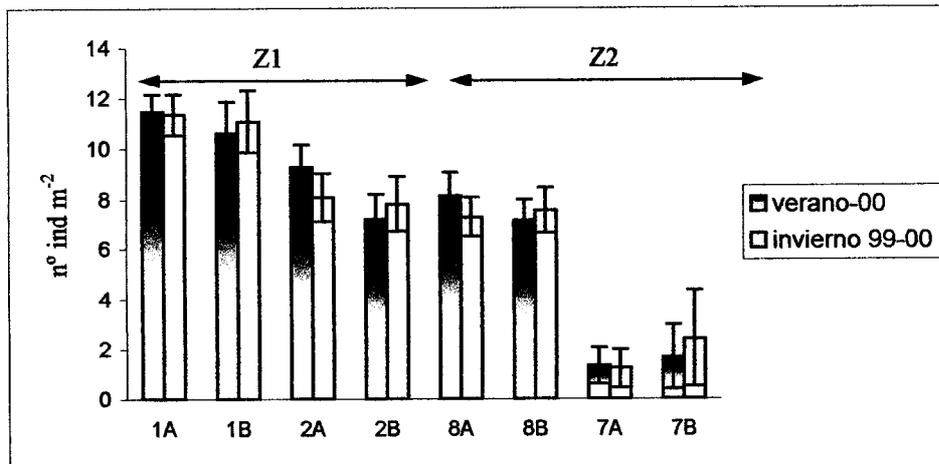


Figura 35: densidad de individuos de *Diadema antillarum* (n° ind m<sup>-2</sup>) para las diferentes zonas, localidades y sitios de muestreo analizados (n = 15). Las barras de error representan el error estándar de la media.

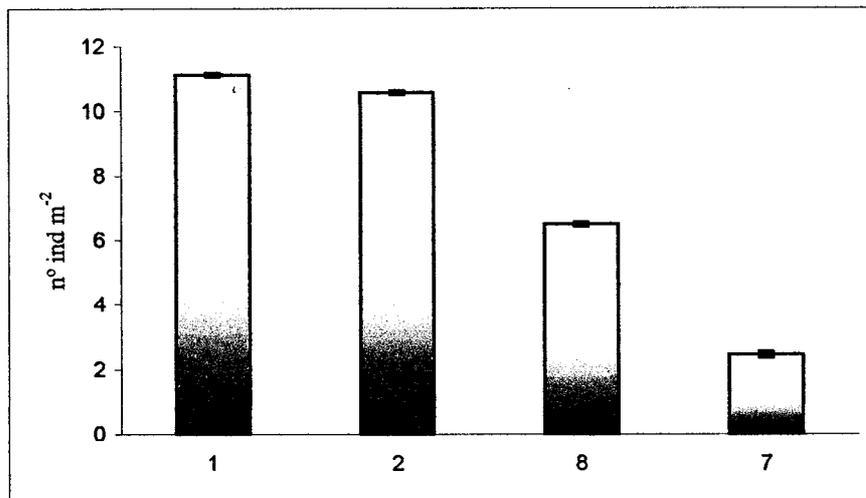


Figura 36: densidad de individuos de *Diadema antillarum* (n° ind m<sup>-2</sup>) para cada LM analizada (n = 60). Para ello se han fusionado los distintos SM y estaciones (*post hoc pooling*) para cada LM. Las barras de error representan el error estándar de la media.



### 3.2.2.2 Patrones de distribución

A través de la interpretación de los gráficos de varianzas (Fig. 37), se observa que de las cuatro LMs estudiadas, sólo una ha mostrado un claro patrón de distribución agregado (LM 7), mientras que las restantes (LMs: 1,2 y 8) han mostrado patrones de distribución espacial aleatoria. Es decir, solamente las gráficas correspondientes a la LM 7 muestran picos amplios y definidos, correspondientes a los diferentes grupos o *patches* de individuos identificados en el medio. Cabe destacar que se han detectado más de un pico para esta LM 7, lo que revela la existencia de agregaciones para distintas escalas espaciales.

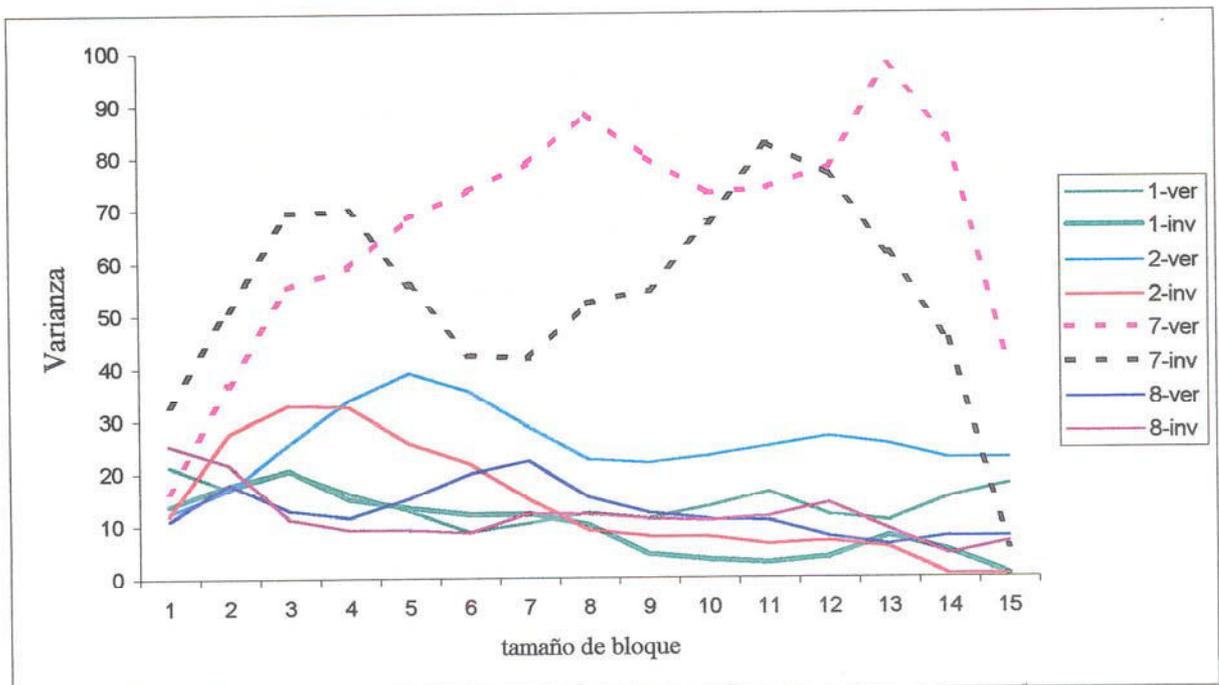


Figura 37: gráficos de varianza para las LMs estudiadas. Tamaño de bloque = 1 m<sup>2</sup>.

### 3.2.2.3 Efecto de la complejidad del hábitat

Sólo se han detectado relaciones significativas ( $P < 0.01$ ), mediante los modelos de regresión, entre la densidad de individuos y la complejidad del hábitat a pequeña escala (IR) para la LM 7 (Fig. 38). Para esta LM se agruparon los valores correspondientes a los distintos SMs y estaciones (verano e invierno), ya que los resultados anteriores (sección 3.2.2.1) no mostraron variaciones significativas en la densidad de individuos en función de ambos factores. Por lo tanto, sólo se detecta una relación entre la densidad de individuos y la complejidad del hábitat para un patrón de distribución agregado. No se ha observado ninguna relación significativa entre el IR y la densidad de individuos en aquellas LMs que mostraron patrones de distribución aleatorios.

De manera que se aprecia para esta LM 7, un aumento exponencial de la densidad de individuos al crecer la rugosidad del sustrato (Fig. 38), cuantificada mediante el IR. Por lo que, los lugares de agregación de individuos de *Diadema antillarum* en la LM 7, se corresponden con lugares de alta complejidad estructural del hábitat como cuevas, cornisas, veriles (cantiles), etc.

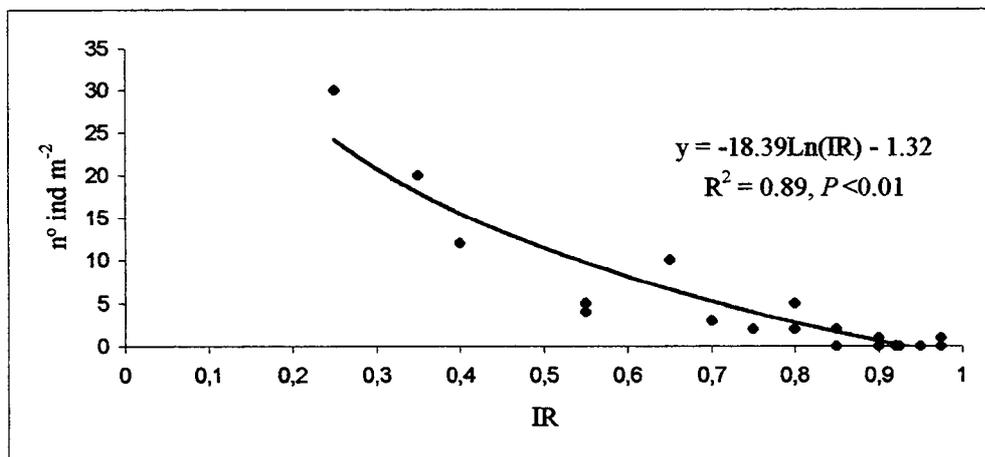


Figura 38: efecto de la complejidad del hábitat, cuantificada mediante el Índice de Rugosidad (IR), en la densidad de individuos observada ( $n^{\circ}$  ind  $m^{-2}$ ,  $n = 60$ ) en la LM 7.



### 3.2.3 PREFERENCIAS ALIMENTICIAS

#### 3.2.3.1 Tasas de ingestión mostradas por *Diadema antillarum*

Como se expuso en la sección anterior de “Material y Métodos” (2.2.2), se realizaron experimentos *in situ* con propósito de conocer qué cantidades de material vegetal son consumidas por individuos de *Diadema*, y si existe una preferencia en el consumo de las mismas.

Bajo las condiciones de esta serie de experimentos, *Diadema* ha consumido entre 68 – 98 mg alga individuo<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, después de ajustar los valores de las tasas de ingestión con los controles, en los ensayos multidieta. Por otra parte, *Diadema* consumió entre 4 – 120 mg alga individuo<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> en los experimentos unidieta, lo que dependió de la especie de macroalga. La Tabla 12 muestra las tasas de ingestión para cada especie de macroalga y ensayo, tanto para los tratamientos como para los controles, para los ensayos uni y multidieta.



	Unidieta					
	Ensayo 1		Ensayo 2		Ensayo 3	
	T	C	T	C	T	C
<i>Halopteris</i>	-17.47	7.46	-17.92	11.37	-12.75	5.26
<i>Lobophora</i>	-3.35	1.38	-0.15	0.57	-2.25	0.21
<i>Cystoseira</i>	-0.16	2.19	-2.28	1.86	-0.33	0.35
<i>Dyctiota</i>	-1.48	2.6	-3.42	0.79	-4.02	0.9
<i>Padina</i>	-4.25	0.78	-0.75	0.39	-1.4	0.31
Total (g alga ensayo <sup>-1</sup> )	-26.39	14.41	-24.52	14.98	-20.75	7.03
Total (mg alga ind <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	-109.96	60.04	-102.16	62.41	-86.45	29.29

	Multidieta					
	Ensayo 1		Ensayo 2		Ensayo 3	
	T	C	T	C	T	C
<i>Halopteris</i>	-12.15	-0.51	-15.19	-0.43	-14.33	-0.62
<i>Lobophora</i>	-0.22	-1.05	-2.12	-0.45	-3.7	-0.65
<i>Cystoseira</i>	-2.31	1.46	0.46	0.02	-1.01	0.49
<i>Dyctiota</i>	-6.87	-5.17	-4.28	0.23	-3.01	0.94
<i>Padina</i>	-0.94	-0.87	-1.66	0.56	-1.08	0.24
Total (g alga ensayo <sup>-1</sup> )	-22.49	-6.14	-22.79	-0.07	-23.13	0.4
Total (mg alga ind <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	-93.71	-25.58	-94.96	-0.29	-96.38	1.67

Tabla 12: tasas de ingestión para cada especie algal (g alga ensayo<sup>-1</sup>) y ensayo (mg alga ind<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) en los Tratamientos (T) y Controles (C), para los experimentos uni y multidieta. Un valor negativo indica pérdida de peso de las macroalgas, mientras que un valor positivo implica que el crecimiento superó al consumo.



### 3.2.3.2 Preferencias alimenticias

Las Figs. 39 y 40 y las Tablas 13 y 14 muestran el cambio medio en porcentaje en el peso (%Wt  $\pm$  SE) de las macroalgas en los tratamientos y controles para los experimentos uni y multidieta, respectivamente.

Para ambos grupos de experimentos, y a pesar del valor marginal observado para los ensayos multidieta, se detectan interacciones significativas de 2º orden (Tabla 15), que se refrendan con la existencia de valores significativos ( $P < 0.01$ ) para la interacción "Especie algal x Ensayo". Consecuentemente, existen ensayos para los que se detectan diferencias en consumo debidas a las diferentes especies. Sin mantenerse constante los patrones entre los diferentes ensayos. De manera que, tal y como mostraron los contrastes *a posteriori* SNK's (Figs. 39 y 40), la jerarquía en el consumo de estas especies varió en cada ensayo, mostrándose notablemente variable. Así y sólo en 3 ensayos, una especie (*Halopteris*, 2 veces en los ensayos multidieta y *Lobophora* una vez en los ensayos unidieta) fueron las macroalgas más consumidas significativamente.

En cualquier caso, existe una cierta similitud en los patrones alimenticios para ambos grupos de ensayos. Así, *Cystoseira* fue la especie menos preferida en ambos grupos de experimentos. Además, *Cystoseira* no fue consumida significativamente en 5 de los 6 ensayos (Ts), tal y como indican los valores no significativos del contraste de la *t* de *Student* (Tablas 13 y 14). Por otra parte, *Halopteris*, *Lobophora* y *Dyctiota* fueron las especies más preferidas (= consumidas). Mientras que *Padina* no fue consumida significativamente en 2 ensayos de los experimentos unidieta (Tabla 13).

Además, *Padina* no cambió significativamente de peso en todos los controles para ambos grupos de experimentos (valores no significativos de la *t*, Tablas 13 y 14). Mientras que todas las especies de algas (con excepción de *Halopteris*) mostraron en algún control de los experimentos multidieta un crecimiento no significativo. Incluso alguna especie mostró una caída en peso.



Macroalga	Ensayo 1			Ensayo 2			Ensayo 3		
	%Wt	SE	<i>t</i>	%Wt	SE	<i>t</i>	%Wt	SE	<i>t</i>
Ts									
<i>Halopteris</i>	-54.2	12.47	-4.15**	-91.0	2.95	-27.95**	-75.6	9.61	-7.13 **
<i>Lobophora</i>	-98.3	1.42	-59.00**	-39.7	16.79	-2.26*	-70.1	7.30	-9.17**
<i>Cystoseira</i>	-11.9	8.83	-1.22 n.s.	-14.3	8.09	-1.60 n.s.	-5.9	6.03	-0.88 n.s.
<i>Dyctiota</i>	-52.3	15.09	-3.31**	-92.1	3.36	-26.21**	-78.6	7.42	-10.11**
<i>Padina</i>	-46.2	11.04	-3.95**	-23.7	13.42	-1.30 n.s.	-40.6	12.63	-2.37 n.s.
Cs									
<i>Halopteris</i>	10.5	2.61	3.86**	30.6	4.40	6.30**	9.3	3.37	2.5*
<i>Lobophora</i>	16.8	4.70	3.44**	7.6	1.85	3.72**	6.1	2.49	2.22*
<i>Cystoseira</i>	8.3	2.29	3.55**	7.9	2.01	3.75**	2.9	2.51	1.1 n.s.
<i>Dyctiota</i>	13.0	2.69	4.37**	7.3	2.45	2.83*	8.6	2.72	3.03 **
<i>Padina</i>	5.9	8.14	0.72 n.s.	13.3	3.62	1.78 n.s.	8.9	3.56	2.13 n.s.

\*\* :  $P < 0.01$ ; \* :  $0.01 < P < 0.05$ ; n.s.: no significante.

Tabla 13: cambio medio en porcentaje en el peso (%Wt  $\pm$  SE) de las macroalgas en los Tratamientos (Ts) y Controles (Cs) para los ensayos unidieta ( $n = 11$ ). Un valor negativo indica perdida de peso, mientras que un valor positivo implica que el crecimiento superó al consumo.

El test de la *t* de Student indica cambios significativos en la media de un valor de 0.

Macroalga	Ensayo 1			Ensayo 2			Ensayo 3		
	%Wt	SE	<i>t</i>	%Wt	SE	<i>t</i>	%Wt	SE	<i>t</i>
Ts									
<i>Halopteris</i>	-65.4	10.99	-5.37**	-98.6	0.78	-113.1**	-93.2	2.54	-33.08**
<i>Lobophora</i>	-52.2	15.17	-3.08**	-37.2	7.93	-4.20*	-33.6	4.52	-5.38*
<i>Cystoseira</i>	-21.6	4.49	-4.31**	1.6	2.59	0.25 n.s.	-15.0	14.65	-0.91 n.s.
<i>Dyctiota</i>	-53.8	10.03	-4.81**	-39.6	3.61	-9.85 *	-15.2	12.34	-0.93 n.s.
<i>Padina</i>	-25.6	4.21	-5.45**	-45.8	1.83	-22.51**	-36.0	8.21	-3.95*
Cs									
<i>Halopteris</i>	-5.2	0.60	-7.83**	-5.6	1.85	-2.71*	-6.2	2.26	-1.49 n.s.
<i>Lobophora</i>	-11.6	3.14	-3.31*	1.6	2.59	0.55 n.s.	-3.8	6.34	-0.53 n.s.
<i>Cystoseira</i>	9.4	1.74	4.84**	1.8	6.36	0.21 n.s.	1.4	5.93	0.21 n.s.
<i>Dyctiota</i>	-30.8	2.88	-9.57**	1.4	5.93	0.21 n.s.	23.8	5.95	3.58*
<i>Padina</i>	0.2	11.39	0.01 n.s.	4.37	2.04	2.29 n.s.	9.8	6.90	1.27 n.s.

\*\* :  $P < 0.01$ ; \* :  $0.01 < P < 0.05$ ; n.s.: no significante.

Tabla 14: cambio medio en porcentaje en el peso (%Wt  $\pm$  SE) de las macroalgas en los Tratamientos (Ts) y Controles (Cs) para los ensayos multidieta ( $n = 6$ ). Un valor negativo indica perdida de peso, mientras que un valor positivo implica que el crecimiento superó al consumo.

El test de la *t* de Student indica cambios significativos en la media de un valor de 0.

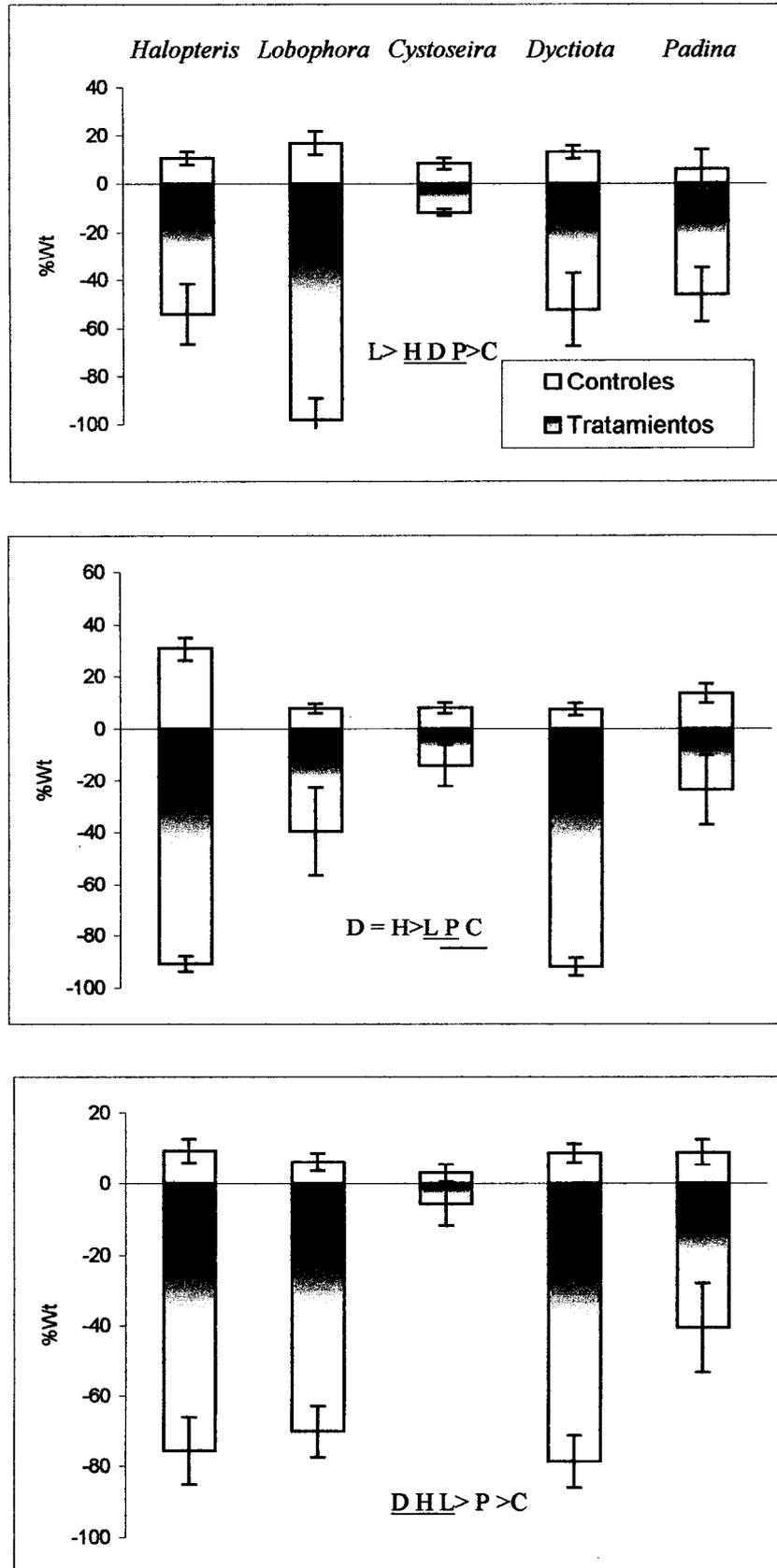


Figura 39: jerarquía en el consumo de macroalgas y cambio medio en porcentaje en el peso (%Wt) de las macroalgas en los tratamientos y controles para los ensayos unidieta. Las barras de error representan el error estándar de la media. C = *Cystoseira*, D = *Dyctiota*, H = *Halopteris*, L = *Lobophora* y P = *Padina*.

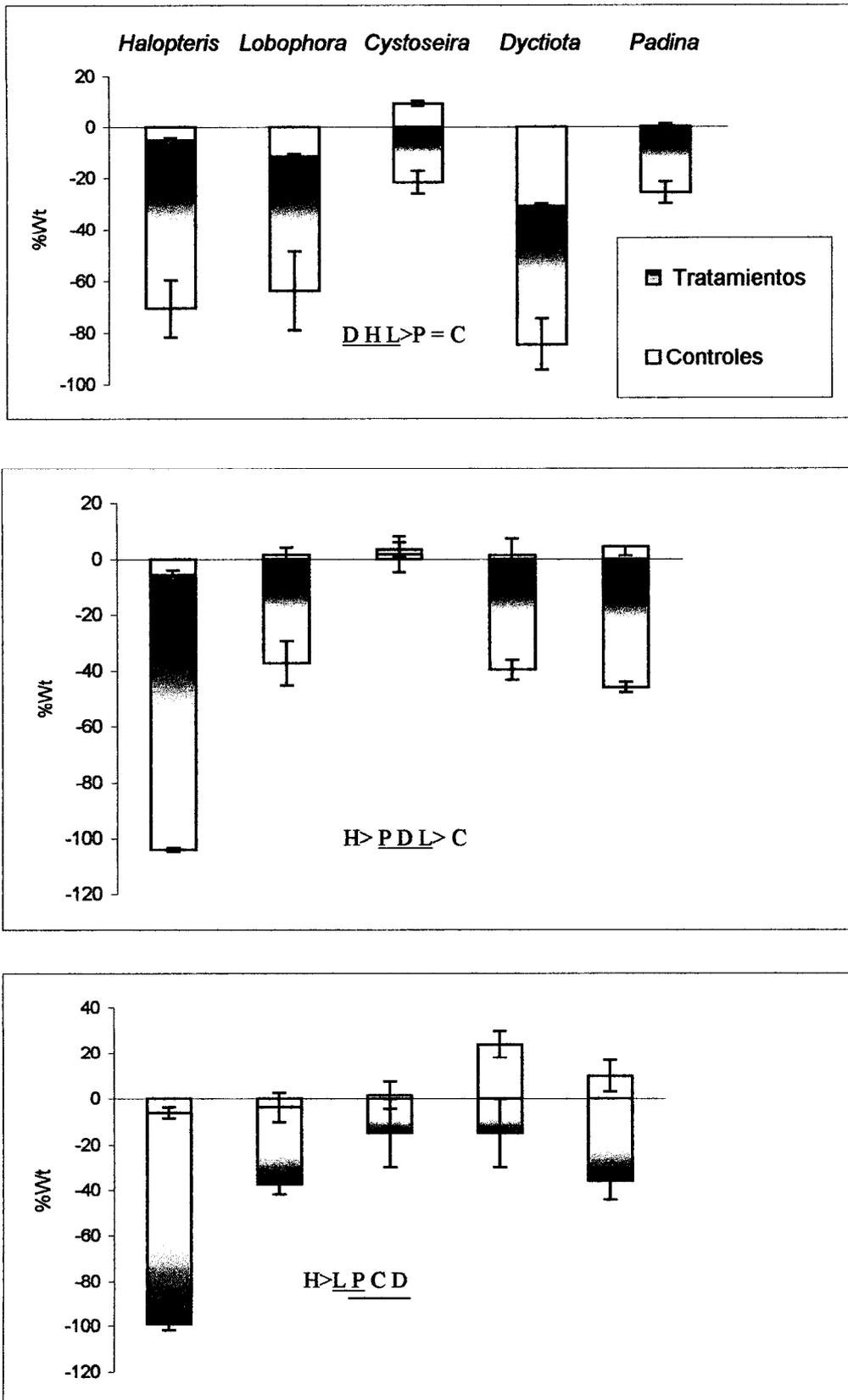


Figura 40: jerarquía en el consumo de macroalgas y cambio medio en porcentaje en el peso (%Wt) de las macroalgas en los tratamientos y controles para los ensayos multidieta. Las barras de error representan el error estándar de la media. C = *Cystoseira*, D = *Dyctiota*, H = *Halopteris*, L = *Lobophora* y P = *Padina*.



Fuente de variación	df	Multidieta		Unidieta	
		MS	F	MS	F
A = Ts Vs Cs	1	70330.02	139.53 *	309734.40	193.50*
B = Especie algal	4	7504.42	4.85 n.s.	5411.88	1.74 n.s.
C = Ensayo	2	831.04	2.50 n.s.	357.10	0.91 n.s.
A x B = Ts Vs Cs x Especie algal	4	4193.01	7.40*	7755.77	1.68 n.s.
A x C = Ts Vs Cs x Ensayo	2	504.04	1.52 n.s.	1600.63	<u>4.11 n.s.</u>
B x C = Especie algal x Ensayo	8	1546.16	4.66 *	3094.57	7.94 *
A x B x C = Ts Vs Cs x Especie algal x Ensayo	8	566.28	<u>2.66 n.s.</u>	4590.59	11.78*
Error	120	331.92			
	180			389.48	

Tabla 15: resultados de los modelos de ANOVA de 3 factores ortogonales sobre el consumo algal de ambos grupos de ensayos (multidieta y unidieta).

\*:  $P < 0.01$ ; n.s.: no significativo. Subrayado se muestran valores de  $F$  marginales.

### 3.2.4 DESPLAZAMIENTOS DIARIOS

Tal y como se comentó en la sección de “Material y Métodos” (2.2.3), se marcaron un total de 30 individuos de *Diadema antillarum* en 3 refugios seleccionados aleatoriamente, repitiéndose el ensayo en 3 ocasiones.

Las distancias medias totales por refugio recorridas fluctuaron entre 1.04 y 5.13 m (Fig. 41), de manera que se obtuvo un valor medio para todo el estudio de  $3.74 \pm 1.20$  m ( $n = 9$ ). Por otra parte, las distancias medias totales recorridas individualmente durante el periodo nocturno han variado entre los 0 – 13.72 m, con un valor medio de desplazamiento nocturno equivalente a  $3.73 \pm 2.53$  m ( $n = 90$ ) para todo el estudio.

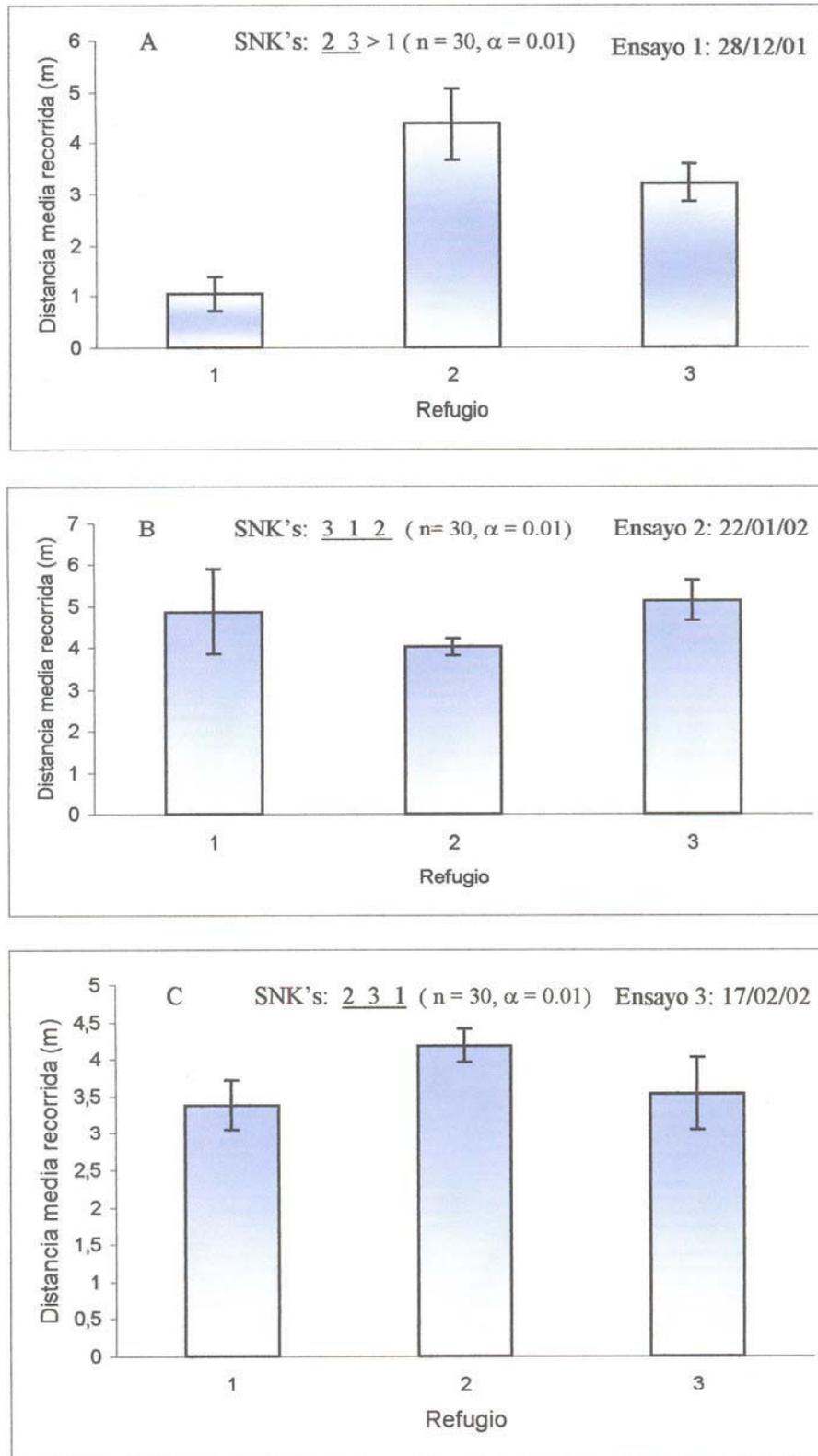


Figura 41: distancias medias recorridas a lo largo del periodo nocturno por los individuos (n =10), marcados en los 3 refugios correspondientes a los ensayos de los días 28/12/01 (A), 22/01/02 (B) y 17/02/02 (C). Las barras de error representan el error estándar de la media.



Por otra parte, las velocidades medias de desplazamiento nocturno para los refugios analizados (Fig. 42) oscilaron entre 4.9 – 109.7 cm h<sup>-1</sup>, con valor medio para todo el estudio de 33.35 ± 26.44 cm h<sup>-1</sup> (n =36). Mientras que las velocidades individuales de desplazamiento entre los distintos periodos estudiados fluctuaron entre 0 – 345 cm h<sup>-1</sup>, habiéndose obtenido para todos los ensayos un valor medio de 33.38 ± 45.81 cm h<sup>-1</sup> (n = 360).

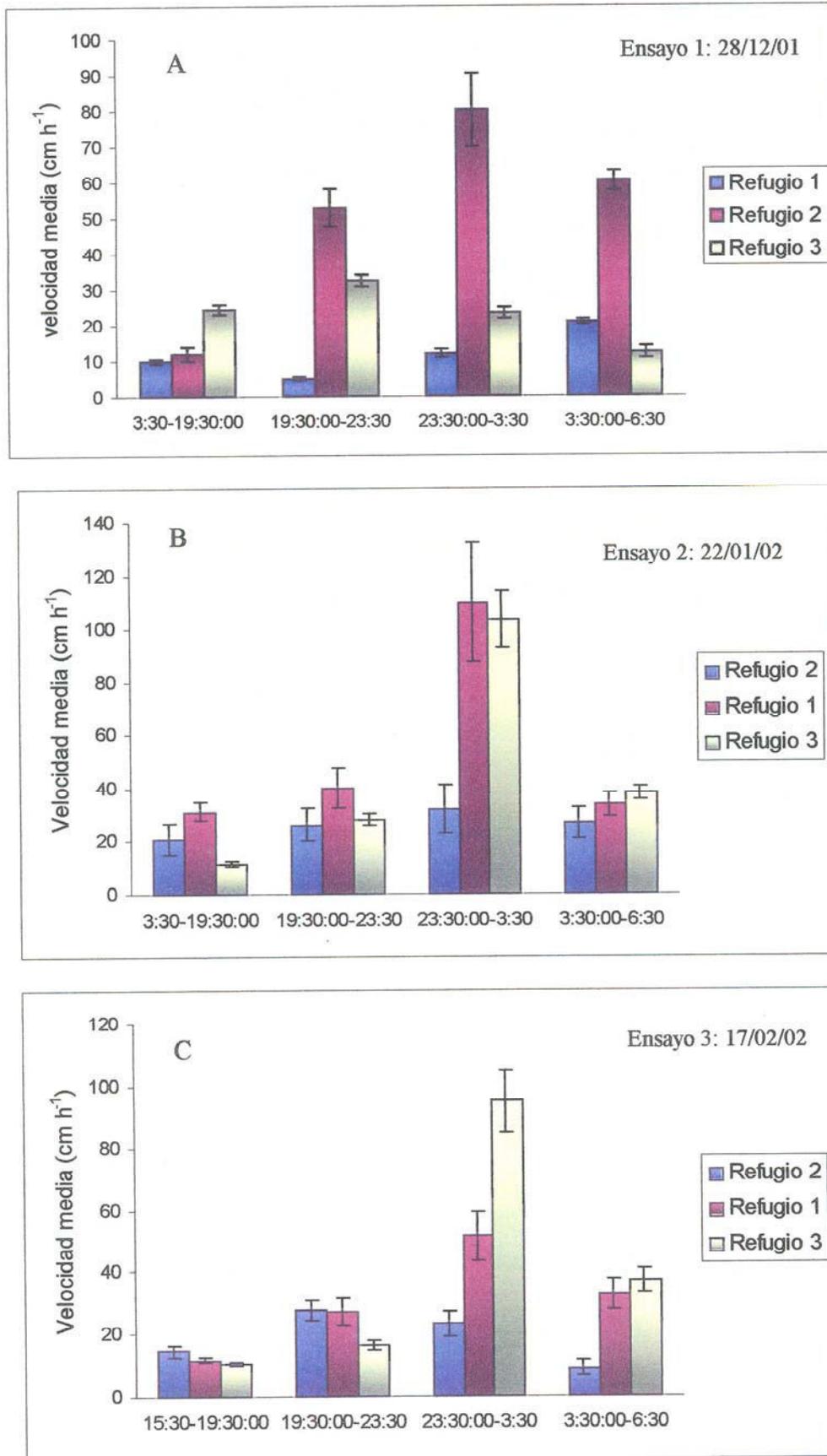


Figura 42: velocidades medias asociadas al desplazamiento a lo largo de los distintos periodos considerados para los 3 refugios seleccionados para cada ensayo, correspondientes a los días 28/12/01 (A), 22/01/02 (B) y 17/02/02 (C). Las barras de error indican el error estándar asociado a la media.



Tal y como mostraron los resultados de los modelos de ANOVA (Tablas 16 y 17), los desplazamientos nocturnos, así como las velocidades asociadas a los mismos, están influenciados significativamente por los factores “refugio” y “ensayo”. Así y para ambos modelos se detectó una interacción significativa entre ambos factores (interacción A x B en las Tablas 16 y 17,  $P \approx 0.01$  para la variable “desplazamiento” y  $P < 0.01$  para la variable “velocidad”). Además y para el ANOVA de la variable dependiente “velocidad”, se detectó una interacción significativa de 2º orden para los tres factores del diseño; esto es, para la interacción: “Refugio x Ensayo x Instante ( $t_i$  y  $t_{i+4}$ )” (Tabla 17,  $P < 0.01$ ). De manera que, para cada ensayo, se han observado distintos picos (= periodos o instantes) de máxima actividad para cada uno de los diferentes refugios, tal y como se observa en la Fig. 42 (con excepción del refugio 2 del ensayo 2). Además, el contraste *a posteriori* SNK’s para la totalidad de los datos de este ANOVA-III mostró para los diferentes niveles del factor “Instante ( $t_i$  y  $t_{i+4}$ )” que:

$$\underline{23:30 - 3:30} \quad \underline{19:30 - 23:30} \quad 3:30-7:30 \quad 15:30 - 19:30 \quad (\alpha = 0.01, n = 90)$$

Es decir, se ha observado que a lo largo de la noche, *Diadema* muestra periodos de distinta intensidad, con valores máximos en los periodos intermedios (23:30 – 3:30 y 19:30 – 23:30) y valores inferiores al inicio (15:30 – 19:30) y fin de la noche (3:30-7:30).

Por otra parte, sólo se detectaron para el ensayo nº 1 diferencias significativas ( $P < 0.01$ ) en los desplazamientos de los individuos marcados en los distintos refugios estudiados, tal y como mostraron las pruebas o contrastes *a posteriori* SNK’s (Fig. 41).

Fuente de variación	df	SS	MS	F
A = Refugio	2	0.34	0.17	0.83 n.s.
B = Ensayo	2	0.32	0.16	0.79 n.s.
A x B = Refugio x Ensayo	4	0.82	0.20	3.15*
Error	81	5.28	0.06	

Tabla 16: resultado del ANOVA ortogonal del efecto de la variabilidad espacio – temporal a corto plazo sobre el desplazamiento total nocturno de los individuos de *Diadema antillarum* marcados. \*:  $P < 0.05$ ; n.s.: no significativo.



Fuente de variación	df	SS	MS	F
A = Refugio	2	6.22	3.11	3.07 n.s.
B = Ensayo	2	1.34	0.67	0.66 n.s.
C = Instante ( $t_i$ y $t_{i+4}$ )	3	6.79		
A x B = Refugio x Ensayo	4	4.04	1.01	2.69**
A x C = Refugio x Instante ( $t_i$ y $t_{i+4}$ )	6	3.23	0.54	0.51 n.s.
B x C = Ensayo x Instante ( $t_i$ y $t_{i+4}$ )	6	2.11	0.35	0.33 n.s.
A x B x C = Refugio x Ensayo x Instante ( $t_i$ y $t_{i+4}$ )	12	12.66	1.05	2.81**
Error	324	121.07	0.37	

Tabla 17: resultado del ANOVA ortogonal del efecto de la variabilidad espacio – temporal a corto plazo sobre la velocidad de desplazamiento de los individuos de *Diadema antillarum* marcados. \*\*:  $P < 0.01$ , \*:  $P < 0.05$ ; n.s.: no significativo.

Para la casi totalidad de los grupos de individuos marcados en los refugios correspondientes a cada ensayo, se han observado ciertas tendencias particulares en la dirección nocturna del desplazamiento.

Así y para el ensayo correspondiente al día 28/12/01 (Fig. 43), se observó que para el refugio nº 1 se produce un claro desplazamiento al cuadrante 0-45°, que cae paulatinamente hacia el sur, para finalmente regresar al origen. Para el refugio nº 3, se observa que inicialmente se produce un desplazamiento hacia el cuadrante 225-270°, posteriormente se desplazan hacia el norte (315-360°), para finalmente regresar al origen (Fig. 43). Finalmente y para el refugio nº 2 (Fig. 43) no se observa un patrón determinado, observándose individuos que se mantienen todo el periodo nocturno en el origen (punto de marcaje), a diferencia de los otros refugios estudiados.

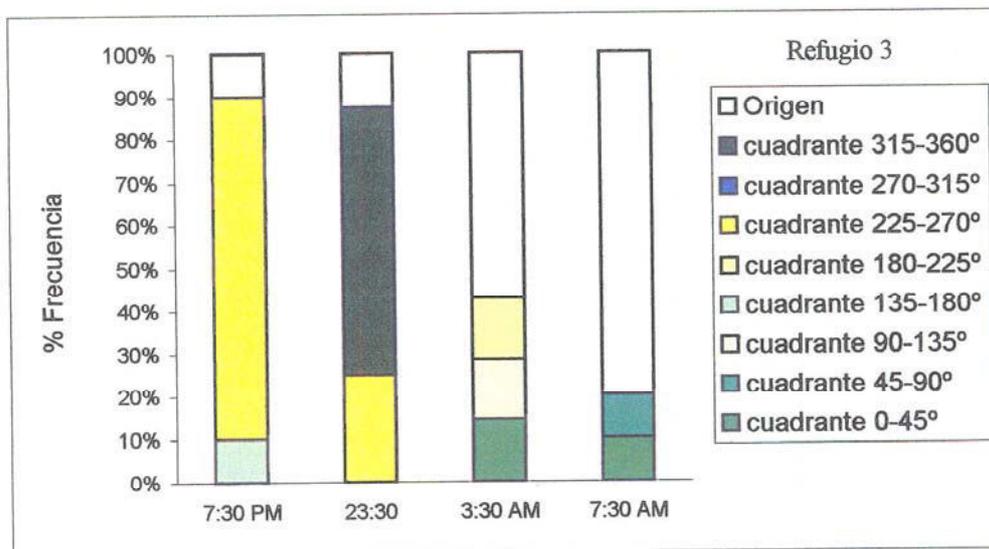
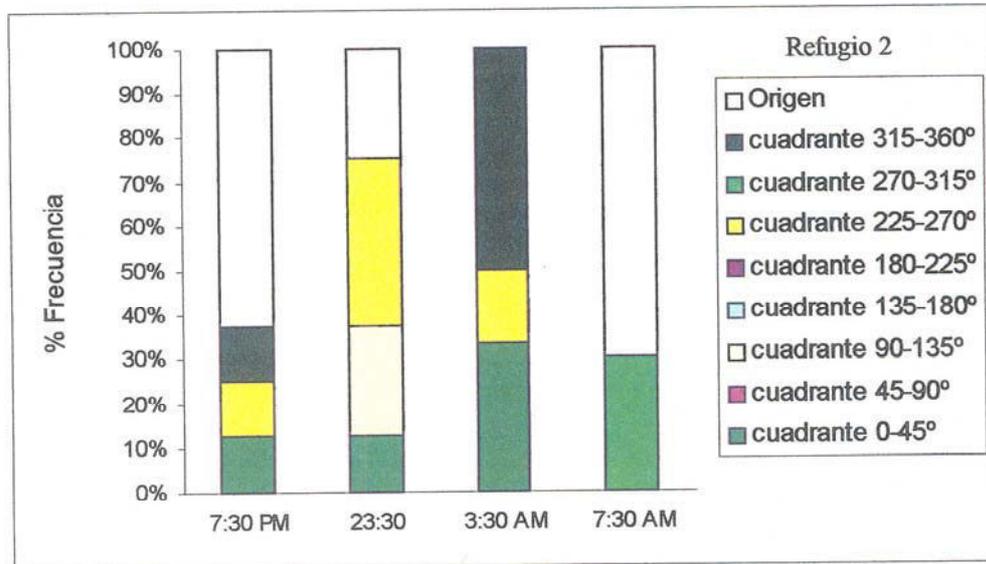
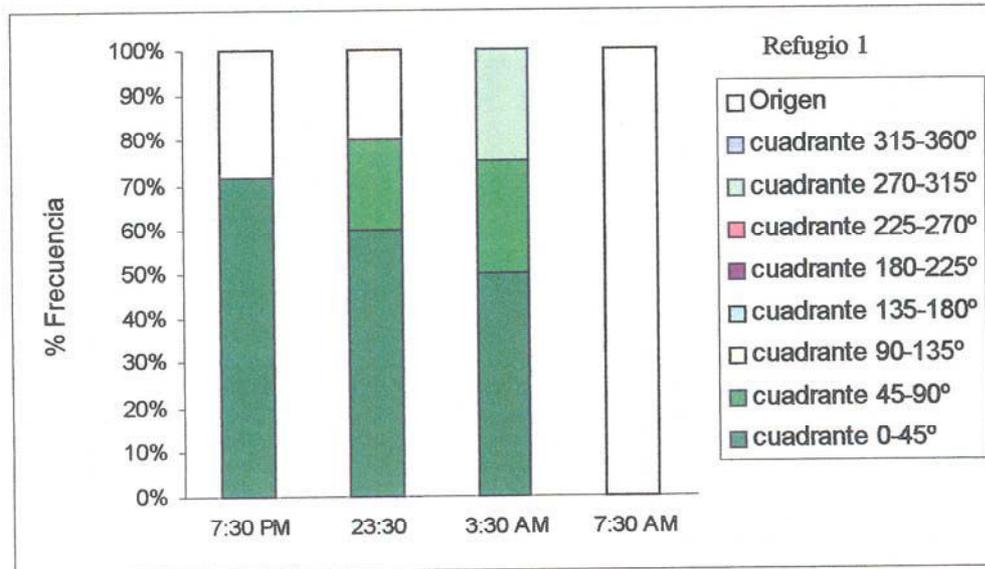


Figura 43: dirección del desplazamiento nocturno del ensayo correspondiente al día 28/12/01.



Para el ensayo correspondiente al día 22/01/02 se detecta, para el refugio nº 1, un desplazamiento inicial hacia los cuadrantes comprendidos entre 270°-45°, para finalmente regresar al punto de origen (Fig. 44). Al igual que el refugio anterior, se observa para el refugio nº 2 un desplazamiento hacia los cuadrantes comprendidos entre 270-45°, para regresar finalmente al punto de marcaje u origen (Fig. 44). Finalmente y para el refugio nº 3, se produce un desplazamiento tanto hacia el sector 270-360°, como al cuadrante 45-90°, para finalmente regresar al origen (Fig. 44).

Finalmente y para el ensayo correspondiente al día 17/2/02 (Fig. 45) se detecta, para el refugio nº 1, un desplazamiento tanto hacia el sector 270-360°, como al cuadrante 45-90°, para finalmente regresar al origen. Al igual que el refugio anterior, se observa para el refugio nº 2, un desplazamiento hacia los cuadrantes comprendidos entre 270-45°, para regresar finalmente al punto de marcaje. Por último y para el refugio nº 3, se detecta un desplazamiento inicial hacia los cuadrantes comprendidos entre 270°-45°, para finalmente regresar al punto de origen.

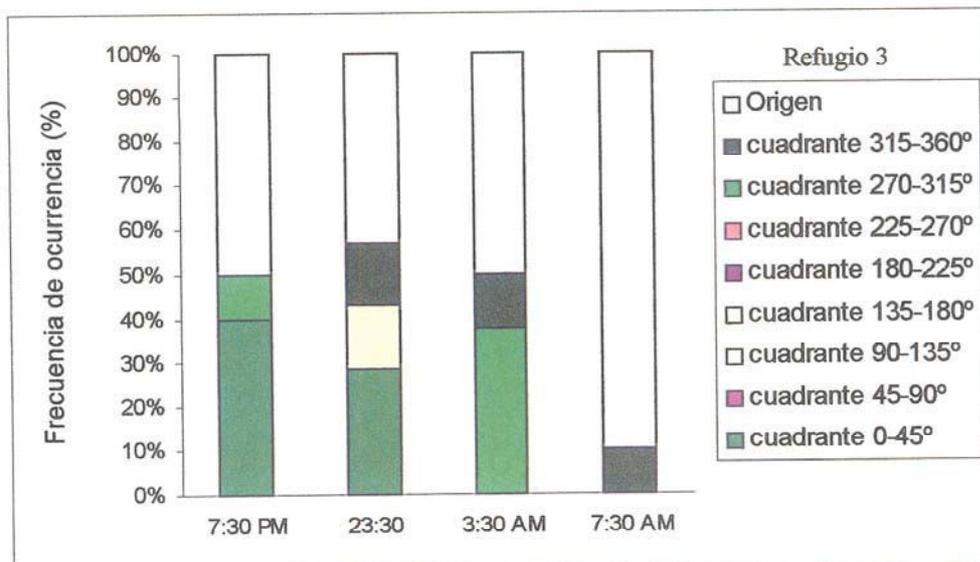
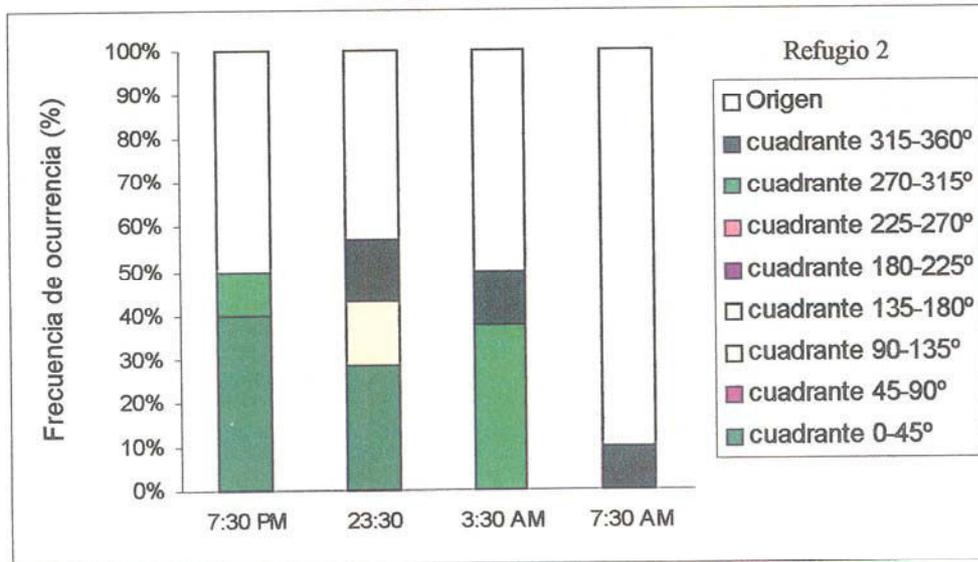
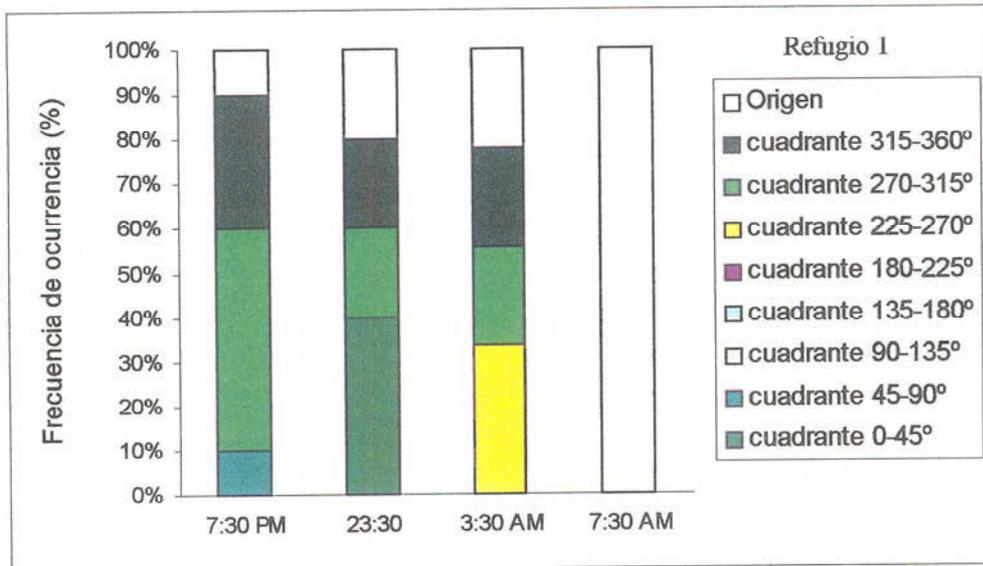
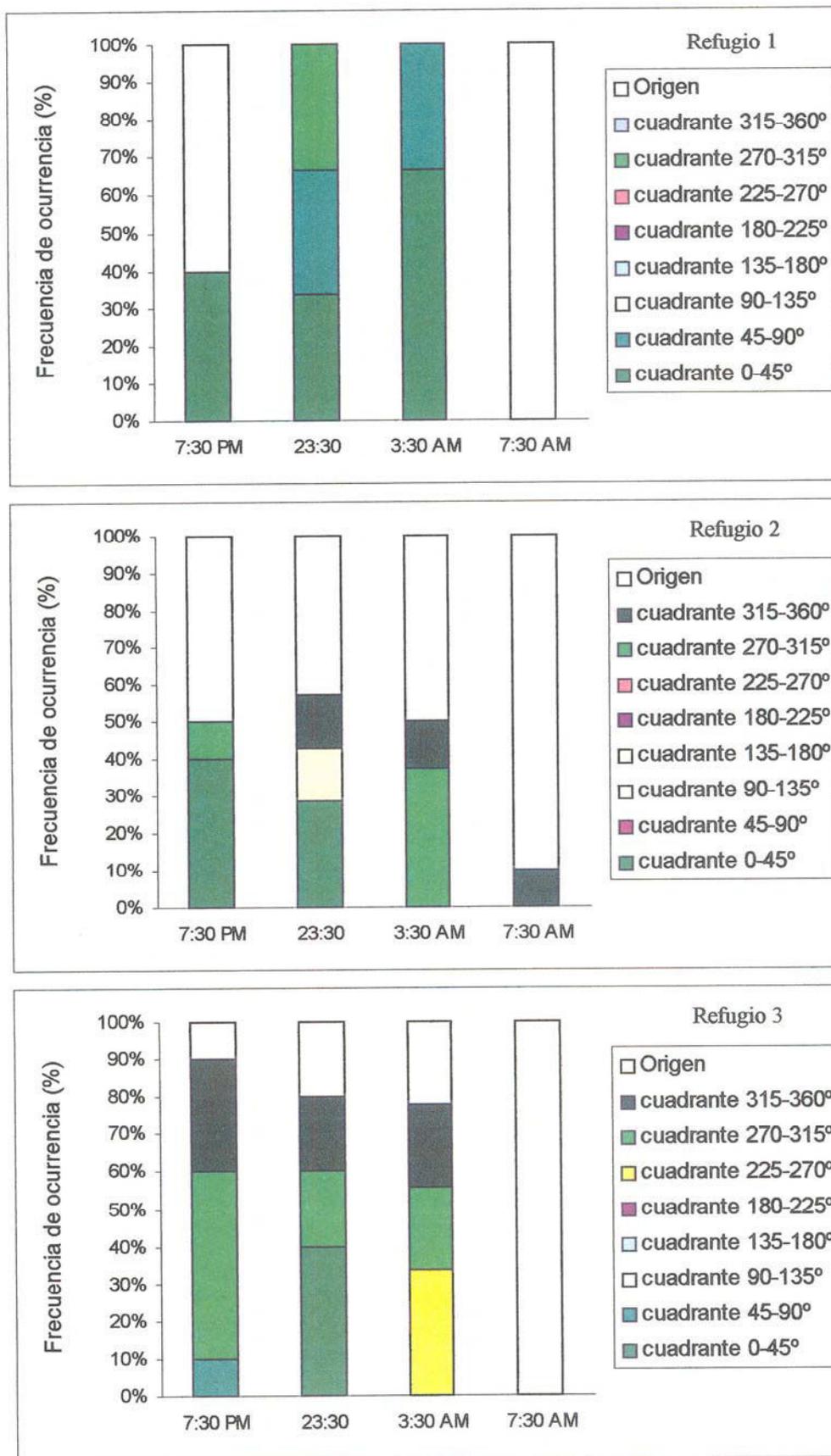


Figura 44: dirección del desplazamiento nocturno del ensayo correspondiente al día 22/01/02.



© Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. Biblioteca Digital. 2003

Figura 45: dirección del desplazamiento nocturno del ensayo correspondiente al día 17/02/02.



Tal y como se observa en las Figs. 43, 44 y 45, el 92. 22% de los individuos marcados en los tres ensayos regresa al lugar (refugio) de origen. Lo que muestra una importante capacidad de orientación en el reconocimiento de refugios por parte de *Diadema antillarum* en la zona de estudio. Además, la mayoría de los individuos marcados en los tres ensayos se desplazan en dirección a los cuadrantes donde se localizan los mantos macroalgales (tonalidades verdes en las Figs. 43, 44 y 45) y muy pocos se orientan hacia la zona arenosa (tonos amarillos), tal y como se aprecia en un croquis de la zona (Fig. 46). Este hecho demuestra la orientación y desplazamiento nocturno de los individuos en busca del alimento, tal y como posteriormente se expondrá en la sección de “Discusión” (sección 4.2.3).

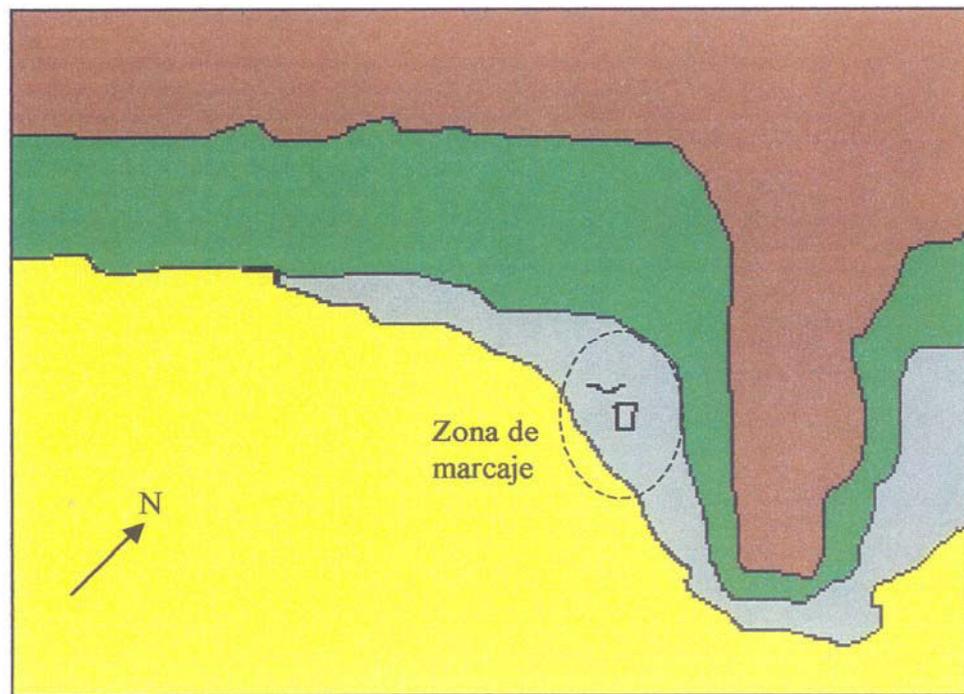


Figura 46: croquis de la zona de marcate de los individuos de *Diadema antillarum*, donde se presenta la zona de marcate. En amarillo se observan fondos arenosos, en verde el cinturón submareal de macroalgas y en gris los fondos rocosos descubiertos de mantos macroalgales (blanquizar).

## **4. DISCUSIÓN**

---



## 4.1 COMUNIDAD ÍCTICA LITORAL

### 4.1.1 METODOLOGÍA

Este estudio ha mostrado que el uso de un radio equivalente a 8 m (200 m<sup>2</sup> de área de censo) para censos visuales en puntos estacionarios permite la detección de ciertas especies (p.e. *Pagrus pagrus*, *Diplodus cervinus cervinus*) que se comportan de forma esquiva frente al buceador, y que son difícilmente observables mediante el empleo de un radio = 5.6 m (100 m<sup>2</sup> de área de censo), tal y como se ha venido realizando para todos los estudios que han trabajado con censos visuales en puntos estacionarios en Canarias (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1993a, 1993b, 1996; Herrera, 1998; Brito *et al.*, 1997; Brito *et al.*, 1999). Este comportamiento es achacable a la alta presión antropogénica (tanto profesional como deportiva) de la zona estudiada. Así, Bayle (2000) observó especies de similares características etológicas como *Dentex spp.*, de forma muy ocasional y en densidades muy bajas, al emplear transectos de 5 m de ancho en el Mediterráneo. Por ello cabe concluir, que el comportamiento de las especies en cada lugar de estudio va a ser un factor fundamental a la hora de fijar el valor del radio de observación del censo visual en punto estacionario.

Este estudio muestra que la relación entre el número total de individuos acumulados frente al tiempo está descrita por una relación logarítmica, de manera que el número total de individuos acumulados tiende a estabilizarse en el tiempo.

Este resultado difiere del obtenido por Lincoln Smith (1988) en Australia, que observó un aumento lineal del número de individuos sin tendencia hacia ningún valor asintótico. Sale y Douglas (1981) obtuvieron para cuatro arrecifes de coral, comportamientos tanto lineales como asintóticos para la evolución del número total de individuos frente al tiempo. Lincoln Smith (1988) concluye que este hecho está motivado por el comportamiento activo de las poblaciones de peces a lo largo del periodo de censo. Sin embargo, y aún cuando ciertas especies poco abundantes pueden mostrarse muy activas a lo largo del censo (p.e. *Pagrus pagrus*, *Sparisoma cretense*, *Diplodus cervinus cervinus*), las especies más abundantes, y que consecuentemente representan a la mayoría de los individuos totales para la zona de estudio (p.e. *Chromis limbatus*, *Abudefduf luridus*), se mantienen relativamente estacionarias a lo



largo del censo. Lo que justifica el que el número total de individuos acumulados tienda hacia un valor asintótico para la zona de estudio.

#### 4.1.2 RESULTADOS GLOBALES

Del total de 250 especies de peces que aproximadamente habitan en el Archipiélago Canario a profundidades inferiores a 200 m (Brito, 1991), Falcón *et al.* (1993b) censaron un total de 132 especies observables para todo el Archipiélago mediante censos visuales (97 para Gran Canaria, de las cuales 74 son especies no nocturnas). En otros estudios, Falcón *et al.* (1996) observaron un total de 76 especies (63 especies no nocturnas) para el conjunto de cuatro islas del Archipiélago (Fuerteventura, Gran Canaria, Alegranza y Tenerife), mientras que Falcón *et al.* (1993a) detectaron 33 especies para la isla de Alegranza (31 especies no nocturnas). Bortone *et al.* (1991) censaron 47 especies (42 especies no nocturnas) para la Isla de El Hierro (Tabla 18).

En Gran Canaria, Pérez *et al.* (2002) observaron un total de 97 especies de peces (65 especies no nocturnas). Herrera (1998) censó 53 especies para el arrecife artificial de Arguineguín (43 especies no nocturnas) y 37 para la baja de Pasito Blanco (33 especies nocturnas) a lo largo de varios años de estudio. Finalmente, Tuya *et al.* (2002) observaron un total de 30 especies no nocturnas en el emisario submarino de Las Burras (Gran Canaria) (Tabla 18).

Usando un protocolo similar al empleado por estas investigaciones, se han identificado un total de 36 especies en la zona propuesta como *RM Gando - Arinaga*, restringiéndose a especies osteíctias de costumbres que no sean nocturnas. Consecuentemente, la zona propuesta como RM presenta una riqueza específica de aproximadamente la mitad (48%) de la comunidad total de especies ícticas litorales observables mediante muestreos visuales para Gran Canaria (Falcón *et al.*, 1993b).

Esta riqueza total de especies (36) (Tabla 18) es similar a la de otros entornos infralitorales puntuales del Archipiélago como: la isla de Alegranza (31), la baja de Pasito Blanco (33) o el emisario submarino de Las Burras (32). Sin embargo, es relativamente pequeña al compararla con las especies observadas por Bortone *et al.* (1991) en El Hierro, Herrera (1998) en el arrecife artificial de Arguineguín, Falcón *et al.* (1993b) para Gran Canaria y Pérez *et al.* (2002) en la costa este de Gran Canaria.



	Alegranza (A) (Falcón <i>et al.</i> , 1993a)	El Hierro (H) (Bortone <i>et al.</i> , 1991)	4 islas (4I) (Falcón <i>et al.</i> , 1996)	Arrecife artificial de Arguineguín (AA) (Herrera, 1998)	Pasito Blanco (PB) (Herrera, 1998)	Emisario de Las Burras (E) (Tuya <i>et al.</i> , 2002)	Archipiélago Chiniyo** (Brito <i>et al.</i> , 1997)	Inferencia comparativa mediante intervalos de confianza al 99%
S total*	T1= 31 T2= 33 (31)	47 (42)	76 (63)	53 (43)	37 (33)	32	227	
S	T1= 8.94 ± 2.35 T2= 10.94 ± 2.76	6.71 ± 1.85	7.92 ± 2.73	9.78 ± 3.79	8.18 ± 2.98	22.53 ± 3.45	-	E > <u>A AA</u> > <u>PB 4I GA</u> H
H'	T1= 1.46 ± 0.6 T2= 1.71 ± 0.67	1.15 ± 0.33	0.53 ± 0.19	1.61	1.66	1.28 ± 0.18	-	A > <u>E H</u> > <u>4I GA</u>
J'	T1= 0.47 ± 0.19 T2= 0.50 ± 0.19	-	-	-	-	0.41 ± 0.05	-	GA > <u>A E</u>
Abun. Total	-	128.95 ± 117.35	270.44 ± 41.63	58.12 ± 2075.46	228.66 ± 246.94	1197.43 ± 226.22	-	

Tabla 18: comparativa de los estadísticos descriptivos para la comunidad de peces litorales muestreados mediante censos visuales para este estudio y otras investigaciones en el Archipiélago Canario. \*: entre paréntesis se muestra la riqueza total de especies osteícticas no nocturnos. \*\*: no se proporcionan valores medios, sólo máximos y mínimos. La riqueza de especies es total (osteíctios + condríctios). GA = Gando – Arinaga.



La escasa profundidad (hasta un máximo de 23 m) y el reducido tamaño de la ventana espacial estudiada, al compararla con las dimensiones de los estudios de Bortone *et al.* (1991) y Falcón *et al.* (1993b), justifican este hecho. Además, la elevada riqueza detectada en el arrecife artificial de Arguineguín, responde tal y como Herrera (1998) señala, al conocido "efecto isla" del arrecife artificial. Finalmente, la elevada riqueza detectada por Pérez *et al.* (2002) en dos localidades en la costa este de Gran Canaria se debe a que: (1) su estudio abarcó a todo el poblamiento íctico; (2) su duración fue muy superior al nuestro y (3) la metodología de censo visual diferente.

Es preciso señalar que las comparaciones entre islas oceánicas son siempre "arriesgadas" debido a la existencia de diferencias biogeográficas entre las islas orientales y occidentales (Brito *et al.*, 1999) y a la existencia de diferencias para los descriptivos de la comunidad entre las islas más distantes (Falcón *et al.*, 1996). Asimismo y mucho más importante que esta razón, se encuentra el diferente nivel de explotación de los recursos litorales bento – demersales entre las diferentes islas del Archipiélago Canario.

Las especies observadas pertenecen a un total de 19 familias de peces, siendo los Espáridos (10), Lábridos (3) y Serránidos (3), las que cuentan con mayor número de especies. Estas familias junto a los Carángidos, Murénidos y Góbidos, son las que presentan un mayor número de especies observables en los fondos infralitorales de Canarias (Falcón *et al.*, 1993b; Brito *et al.*, 1997; Herrera, 1998).

La mayor riqueza y poblamiento detectado en fondos duros (rocosos) respecto a fondos blandos con presencia de fanerógamas marinas, es un hecho bien conocido en el Mediterráneo (Francour, 1997) y en Canarias (Brito *et al.*, 1997).

El número medio de especies por censo ("S", Tabla 18) no es significativamente diferente al obtenido por Bortone *et al.* (1991) en la Isla de El Hierro, el detectado por Falcón *et al.* (1996) para la media de cuatro islas del Archipiélago, y el observado por Herrera (1998) en Pasito Blanco. Pero es significativamente inferior al número medio de especies observados en la Isla de Alegranza (Falcón *et al.*, 1993a), el arrecife artificial de Arguineguín (Herrera, 1998), el Archipiélago Chinijo (Brito *et al.*, 1997) y el emisario de Las Burras (Tuya *et al.*, 2002).



La diversidad (cuantificada mediante el índice  $H'$ , Tabla 18) es significativamente inferior a la detectada en la Isla de Alegranza - Archipiélago Chinijo, El Hierro y el emisario de Las Burras, así como a los valores detectados para el índice  $H'$  en el arrecife artificial de Arguineguín y Pasito Blanco (a pesar de que no se proporcionan las desviaciones estándar - SD - de estos índices). Este índice es solamente similar al observado por Falcón *et al.* (1996) para cuatro islas del Archipiélago.

Consecuentemente, los valores de riqueza y diversidad de especies piscícolas litorales de la zona de estudio son similares a los valores medios obtenidos por Falcón *et al.* (1996) para cuatro islas del Archipiélago Canario. Sin embargo, ambos descriptivos son, en general, inferiores a los valores detectados para lugares concretos como la Isla de Alegranza - Archipiélago Chinijo o el arrecife artificial de Arguineguín. La mayor diversidad detectada en ambos lugares es atribuible al ya comentado “efecto isla” para el arrecife artificial; así como a la protección de la Isla de Alegranza de la sobreexplotación pesquera. Lo que está motivado por: (1) la lejanía de núcleos pesqueros, (2) el ser un zona sometida al embate del viento y oleaje dominante y (3) el formar parte de la RM del Archipiélago Chinijo.

Hay que tener en cuenta que el método de censo es ligeramente diferente al empleado por Bortone *et al.* (1991) y Falcón *et al.* (1993a, 1993b y 1996). Así y tal y como señalan Brito *et al.* (1997), la técnica empleada para los MVPE puede sobreestimar la riqueza de especies, la diversidad de las mismas y la abundancia de las poblaciones piscícolas observadas.

En cualquier caso, la diversidad de especies de peces litorales en Canarias es localmente baja cuando la comparamos con áreas litorales de islas tropicales o subtropicales del Atlántico o al Mediterráneo (Bortone *et al.*, 1991; Falcón *et al.*, 1996). Falcón *et al.* (1996) han propuesto ciertas razones zoo - biogeográficas: (1) oligotrofia de las aguas circundantes, (2) insularidad en aguas oceánicas, y (3) el carácter templado de los ecosistemas marinos en repuesta al efecto de la corriente de Canarias y el afloramiento Africano. Sin embargo, la baja riqueza y diversidad de especies que se localizan en las zonas submareales de Canarias es achacable, fundamentalmente, a la sobreexplotación de los recursos ícticos litorales y, en menor medida, a ciertas alteraciones ambientales de la franja costera como consecuencia del aumento de la presión antropogénica en respuesta al incremento del turismo durante las últimas décadas. De manera que, los recursos demersales costeros están sometidos a un progresivo régimen de sobreexplotación en crecimiento (Pajuelo y Lorenzo, 1995). Así, el trabajo de Pérez *et al.*



(2002) ha mostrado que la explotación de las poblaciones de peces produce una caída de 1/3 en la riqueza de especies al comparar dos zonas en la costa este de Gran Canaria sometidas a diferente grado de explotación pesquera. Por lo que la baja diversidad observada es un síntoma de desequilibrios en la estructura de las comunidades de peces litorales de Gran Canaria.

Se dispone de poca información que permita evaluar para cualquier entorno submareal del Archipiélago Canario, la influencia de la estacionalidad en la estructura de las comunidades ícticas litorales mediante muestreos visuales *in situ*. Herrera (1998) evaluó la dinámica temporal de comunidades de peces en algunos ambientes infralitorales de Gran Canaria. Su estudio se realizó en un arrecife artificial, donde a la estacionalidad se le superpone el propio proceso de colonización de las estructuras artificiales. De forma que obtuvo, mediante un análisis multivariante de clasificación, una baja similitud entre grupos, apreciando solamente diferencias significativas entre grupos correspondientes a los distintos años del seguimiento del arrecife, pero no entre las estaciones anuales. De igual manera y mediante técnicas multivariantes, Brito *et al.* (1997) no observaron ninguna tendencia relacionada con el factor tiempo para las comunidades ícticas litorales de la RM del Archipiélago Chinijo. De forma que la variabilidad espacial excede a la temporal.

A diferencia del Mediterráneo, donde se detectan diferencias significativas para los descriptivos de las comunidades de peces litorales en función de la estacionalidad (verano frente a invierno) (Harmelin – Vivien, 1985; García – Rubies, 1997; Bayle, 2000), o zonas templadas de Tasmania (Edgar y Barret, 1997) y Australia (Choat *et al.*, 1988); este estudio no muestra para la zona analizada, diferencias significativas para dichos descriptores en función de la estacionalidad. Además, no se detectaron diferencias estacionales ni para la abundancia ni para la distribución de frecuencias de tallas de las especies seleccionadas (*Sparisoma cretense*, *Diplodus sargus cadenati* y *Mullus surmuletus*). Sin embargo, Pajuelo y Lorenzo (1995) observaron variaciones estacionales en las capturas del salmonete (*M. surmuletus*). Las razones pueden deberse a: (1) la disponibilidad de un registro mucho mayor; (2) el empleo de herramientas de biología pesquera (datos de captura) frente a la técnica empleada por nuestro estudio (censos visuales); y (3) a que estacionalidad haya estado condicionada al esfuerzo de pesca, que en Canarias se desvía en verano hacia la pesca de túnidos tropicales (Pajuelo y Lorenzo, 1995).



Este fenómeno de alta estabilidad temporal puede deberse a varios factores.

Primeramente, al escaso gradiente de temperatura de agua de mar anual, que oscila entre los 18 – 23°C en Gran Canaria (Medina, 1995, Medina *et al.*, 2002), frente a una variación de entre 8 – 25°C en zonas del Mediterráneo (García – Rubies, 1997). Este escaso gradiente térmico se refleja en la existencia de sólo dos estaciones: verano e invierno, conocidas como primavera – cálida (Julio – Noviembre) y primavera – fría (Enero – Junio) (Morales, 1993). En este sentido, los cambios estacionales en las condiciones ambientales (p.e. temperatura del agua) pueden afectar a la distribución y estructura de las poblaciones de peces litorales (Choat *et al.*, 1988; Love *et al.*, 1991). De manera que tal y como señalan Friedlander y Parrish (1998), las condiciones ambientales en zonas de mayores latitudes (p.e. Mar Mediterráneo) pueden ser altamente variables y estructurar a las comunidades ícticas de manera diferente a comunidades más estables, correspondientes a zonas de menores latitudes, como es el caso de Gran Canaria.

En segundo lugar, la ausencia general de plataformas continentales que conecten islas vecinas, que permiten un flujo migratorio de individuos entre islas adyacentes.

En tercer lugar, esta alta estabilidad temporal podría achacarse, tal y como señalan Falcón *et al.* (1996), a que el impacto de la elevada presión pesquera ejercida sobre las poblaciones de peces litorales en el Archipiélago, excede y enmascara al impacto de los propios procesos naturales (productividad, disponibilidad de alimento, etc.). Así, Brito *et al.* (1997) han observado cierta variabilidad estacional en los descriptores del poblamiento íctico de la RM del Archipiélago Chinijo, donde la comunidad íctica litoral se encuentra en un estado de conservación notable. Consecuentemente, la presión pesquera es un factor fundamental en la dinámica y estructura de dichas poblaciones. De modo que tal y como Bortone *et al.* (1991) y Falcón *et al.* (1996) consideran, la presión pesquera tiene un considerable impacto en la abundancia y distribución de especies de interés comercial, fundamentalmente en las islas más pobladas como Gran Canaria.

En cualquier caso, es necesario un estudio a mayor plazo con objeto de conocer la posible influencia de la estacionalidad en las comunidades de peces litorales, que ha sido detectada para ciertas especies de interés pesquero mediante datos de captura y herramientas de biología pesquera (Pajuelo, 1997).



Son múltiples los factores ambientales que estructuran a las comunidades ictiológicas litorales del Archipiélago (Brito *et al.*, 1997). Bortone *et al.* (1991) mostraron que es posible identificar los factores que influyen la estructura demográfica de la comunidad muestreada visualmente, usando técnicas de ordenación multivariante. Nuestra investigación muestra que para la zona de estudio, los parámetros ambientales estructurales profundidad y pendiente (índice de verticalidad) son los más importantes estructurando a la comunidad de peces analizada. Estos resultados son similares a los obtenidos para comunidades ícticas infralitorales en otros entornos del Archipiélago. Por ejemplo, Bortone *et al.* (1991) detectaron una correlación de las dos primeras dimensiones de un análisis de ordenación DCA con la profundidad para el poblamiento piscícola de la Isla de El Hierro. Mientras que Falcón *et al.* (1996), trabajando con comunidades ictiológicas litorales de cuatro islas del Archipiélago, observaron correlaciones con la profundidad y la cobertura vegetal.

Los resultados de este estudio muestran la mayor importancia de la complejidad estructural del hábitat a gran escala ( $\approx 10^2$  m, pendiente del sustrato) respecto a otros factores como la estacionalidad; de forma similar a lo observado por Bayle (2000) en la Isla de Tabarca.

La influencia de la profundidad en la estratificación de las poblaciones de peces es un hecho bien conocido, siendo en muchas ocasiones el factor más importante en la estructura de las comunidades ícticas litorales (Dufour *et al.*, 1995; Francour, 1997; Friedlander y Parrish, 1998). Sin embargo, ciertos estudios dan preponderancia al efecto de la complejidad y configuración del hábitat, por encima de factores como la profundidad (Bayle, 2000). Así, hay que señalar que Brito *et al.* (1997) no encontraron diferencias ni en la composición (riqueza) específica ni en la abundancia total, al comparar las comunidades de peces de zonas profundas ( $> 15$  m) y someras ( $< 15$  m) de la RM del Archipiélago Chinijo. La fuerte correlación encontrada para el binomio profundidad – pendiente en la zona de estudio, impide evaluar cual de los dos factores es más importante estructurando las poblaciones piscícolas litorales en *Gando – Arinaga*.

Aunque ciertos estudios llevados a cabo en el Mediterráneo han detectado un empobrecimiento en la riqueza de especies al aumentar la profundidad (Harmelin, 1990; Bayle, 2000), este estudio ha observado lo contrario: un aumento de la riqueza de especies y abundancia total íctica con la profundidad. Las causas pueden ser tres. Primeramente, el escaso gradiente batimétrico observado en la zona de estudio. En segundo lugar, la



coincidencia de las zonas más profundas con las zonas de mayor complejidad estructural y finalmente, la alta presión pesquera deportiva ejercida en las zonas más someras (Luque *et al.*, 1999). Esta tendencia difiere de la detectada por Brito *et al.* (1997) en el Archipiélago Chinijo, que observaron tanto aumentos como descensos de la riqueza y abundancia total ictica con la profundidad.

La diversidad (cuantificada a través del índice H') no mostró variaciones con la profundidad, al igual que obtuvieron Bortone *et al.* (1991), Falcón *et al.* (1996) y Brito *et al.* (1997) en otros puntos de Canarias. Además, este comportamiento también ha sido observado en el Mediterráneo (Bell, 1983; García – Rubies y Zabala, 1996).

La revisión de Ohman y Rajasuriya (1998) muestra la existencia de relaciones positivas entre la diversidad de la comunidad de peces litorales y la complejidad estructural del substrato para ambientes muy diferentes (arrecifes de coral, arrecifes de aguas templadas, arrecifes artificiales, etc.). A pesar de que se ha detectado para la zona de estudio una relación significativa entre la complejidad estructural a gran escala (pendiente) y algunos descriptores de la comunidad (S, J y abundancia total ictica), no se observó una relación significativa con la rugosidad del substrato (complejidad estructural a pequeña escala), aún cuando ciertos estudios en diferentes zonas han mostrado una proporcionalidad entre determinados descriptores de la comunidad ictica y la rugosidad del substrato (Luckhurst y Luckhurst, 1978; García-Charton y Pérez-Ruzafa, 1998; Friedlander y Parrish, 1998; Ohman y Rajasuriya, 1998).

Es importante notar, que si bien se obtuvo una correlación positiva entre la segunda dimensión del análisis de ordenación y el índice de rugosidad, los modelos de regresión no mostraron relación significativa alguna de este índice de rugosidad con los descriptores de la comunidad ictológica. Aunque este fenómeno podría tomar en consideración la observación de Ohman y Rajasuriya (1998), según la cual una correlación positiva no es sinónimo de causalidad, podría apoyar las conclusiones de Sánchez-Jerez y Ramos-Esplá (1996), de forma que los estadísticos descriptivos de la comunidad (p.e. índices de diversidad) pueden no ser buenos descriptores o indicadores de la variabilidad asociada a comunidades complejas. De manera que, aunque pudiera existir una influencia (causalidad) para ciertas especies de la comunidad ictica, los descriptores de la comunidad no se verían afectados, siendo consecuentemente poco sensibles a variaciones del índice de rugosidad. Aunque estos índices



de diversidad han sido ampliamente empleados en estudios de gestión y conservación (Bayle, 2000), son medidas que pierden información (p.e. identidad de especies), estando influenciado por la presencia de especies migratorias pelágicas y gregarias. Consecuentemente los resultados pueden ser vagos e imprecisos, tal como Bayle (2000) considera.

Cabe señalar que previo a la entrada en vigor de las acciones de protección y manejo de la RM, existen diferencias significativas en la distribución de frecuencias de tallas de ciertas especies de interés pesquero (p.e. *Diplodus sargus cadenati*) entre las distintas categorías definidas de emplazamientos (RI - ZA - C) y zonas (Z1 - Z2). Estas diferencias observadas son atribuibles a la combinación de varios factores. Primero, la mayor complejidad estructural del núcleo Z2 de la propuesta RM. En segundo lugar, la mayor protección de una amplia parte de la Z1 del viento y oleaje dominante (noreste), que facilita las tareas de pescadores profesionales y recreativos en esta zona. Finalmente, la alta afluencia de buceadores deportivos a la propuesta RI del núcleo Z2 (Luque *et al.*, 1999), que actúan como disuasores de actividades extractivas como el calado de nasas en la zona (Pérez *et al.*, 2002). Además, esta alta afluencia produce cambios en el comportamiento de las especies ícticas, que se sienten atraídas ante la presencia del buceador, inflando artificialmente el censo visual (Edgar y Barret, 1997). Este hecho debe de tenerse en cuenta para no confundir en el futuro el “efecto reserva” con el “efecto hábitat” (García – Charton y Pérez Ruzafa, 1999), ya que en general, las localidades de mayor complejidad estructural coinciden con las zonas a las que se les otorga alguna figura de protección (García – Charton y Pérez Ruzafa, 1999).

Consecuentemente es importante notar, que diferencias significativas entre las distintas categorías de emplazamientos podrían ser achacadas en el futuro a la efectividad de las acciones de protección, cuando tales diferencias existen antes de la entrada en vigor de dichas acciones.

Al comparar las tallas de las cuatro especies seleccionadas se ha observado lo siguiente.

Para la vieja (*Sparisoma cretense*) se obtuvo una talla media para todo el estudio de 15.69 ( $\pm$  6.2) cm. Resultado similar al obtenido por Bortone *et al.* (1991) para dicho escárido en la Isla de El Hierro (15.79  $\pm$  5.31), o los obtenidos por Herrera (1998) en el arrecife artificial de Arguineguín (15.02  $\pm$  6.15) y la baja de Pasito Blanco (16.14  $\pm$  4.64) en Gran Canaria. Sin



embargo, son inferiores a los valores modales detectados por Brito *et al.* (1997) en el Archipiélago Chinijo y que corresponden a 27.5 y 32.5 cm.

En el caso del sargo común (*Diplodus sargus cadenati*), se obtuvo una talla media para todo el estudio de  $18.88 (\pm 8.02)$ . Valor similar al obtenido por Herrera (1998) en la baja de Pasito Blanco ( $19.7 \pm 4.86$ ), pero inferior al detectado en el arrecife artificial de Arguineguín ( $23.06 \pm 4.2$ ). Al igual que con la vieja, la talla media ha sido inferior a la observada por Brito *et al.* (1997), equivalente a valores modales de 22.5 y 27.5 cm.

El salmonete (*Mullus surmuletus*) mostró una talla media para todo el estudio de  $20.39 (\pm 5.1)$ . Valor que no difiere de los observados por Herrera (1998) en el arrecife artificial de Arguineguín ( $18.48 \pm 2.88$ ) y en la baja de Pasito Blanco ( $23.46 \pm 1.7$ ).

Finalmente y para el abade (*Mycteroperca fusca*) se obtuvo una talla media para toda la zona y periodo de estudio de  $27.09 (\pm 3.73)$  cm, valor inferior a los valores modales detectados por Brito *et al.* (1997) y que equivalen a 40.5 y 45.5 cm.

Por lo tanto, cuando comparamos las tallas de las especies analizadas con las de otros estudios en el Archipiélago se ha detectado que, en general, son similares a los valores observados en la mayor parte estos estudios, con la excepción de los valores obtenidos en el Archipiélago Chinijo por Brito *et al.* (1997), y que denotan el importante grado de conservación de las poblaciones de peces litorales en esta zona, como consecuencia de las razones comentadas anteriormente.

Por otra parte, no se han detectado diferencias en las abundancias de las cuatro especies seleccionadas, al comparar los valores medios de la zona de estudio con los valores obtenidos en otras zonas de Canarias, como los de por Falcón *et al.* (1996) o los de Bortone *et al.* (1991). Sin embargo, estos valores de abundancia son inferiores a los de ciertas localidades puntuales del Archipiélago, como algunos puntos de muestreo del Archipiélago Chinijo (Falcón *et al.*, 1993a; Brito *et al.*, 1997) o del Mar de Las Calmas en la Isla de El Hierro (Bortone *et al.*, 1991). En cualquier caso, estos elevados valores para la abundancia de estas cuatro especies no son diferentes de los detectados en la RI de la Z2 de la zona de estudio, tal y como Pérez *et al.* (2002) observaron para esta área del litoral de Gran Canaria.



Es preciso señalar, que la variabilidad espacial detectada al promediar las abundancias de distintos LM es elevada, de manera que la variabilidad (desviación estándar) excede al propio valor medio de abundancia, haciendo difícil consecuentemente, la detección de diferencias significativas al comparar diferentes zonas.

#### **4.1.3. PROPUESTAS METODOLÓGICAS PARA EL PLAN DE SEGUIMIENTO DE LA RESERVA MARINA**

Tras una fase de evaluación descriptiva de los recursos ícticos litorales de una zona, y con objeto de conocer el impacto que ciertos cambios pueden tener en las comunidades de peces litorales, Falcón *et al.* (1996) y Herrera (1998) consideran que el esfuerzo de muestreo debe centrarse o canalizarse en ciertas especies, aumentando con ello la precisión del estudio. Este hecho es aún más acusado en estudios que pretenden evaluar el “efecto reserva”, ya que ciertas especies han mostrado una clara relación con el grado de protección en diferentes zonas, tanto del Mediterráneo como del resto del mundo (Bayle, 2000), concentrando la atención en especies indicadoras, más que en toda la comunidad (Bortone *et al.*, 1991).

Con el propósito de seleccionar ciertas especies para el plan de seguimiento de la RM *Gando - Arinaga*, deberían tenerse en cuenta los siguientes criterios.

- (1) Elegir especies demersales de interés pesquero de baja movilidad (no especies pelágicas con grandes desplazamientos). En general, estas especies son de alto nivel trófico y crecimiento lento. De manera que son las especies más sensibles a la explotación pesquera.
- (2) Por otra parte, y con objeto de minimizar la variabilidad intrínseca a las poblaciones de peces, deben seleccionarse especies con patrones de distribución uniforme o aleatoria, minimizando la inclusión de especies con patrones de alta agregación (*patchiness*).

Así y teniendo en cuenta los resultados obtenidos se recomienda el seguimiento individualizado de la abundancia y talla de las poblaciones pertenecientes a las familias de los Serránidos (*Ephinephelus marginatus*, *Mycteroperca fusca*, *Serranus spp.*), Murénidos



(*Muraena augusti*, *Gymnothorax unicolor*) y Espáridos (*Diplodus cervinus cervinus* y *Spondyliosoma cantharus*). También deben incluirse ciertas especies que, a pesar de haber mostrado patrones de distribución contagiosa para toda la zona de estudio, presentan considerable importancia pesquera (*Diplodus sargus cadenati*, *Sparisoma cretense*, *Pagrus pagrus*).

Uno de los beneficios directos de la declaración de RMs es un aumento de las abundancias y tallas medias de determinadas especies, en relación con zonas sometidas a actividades extractivas (Roberts y Hawkins, 2000). Sin embargo y tal y como Edgar y Barret (1997) mostraron para ciertas especies ícticas litorales de RMs de Tasmania, este estudio muestra que aunque al comparar diferentes zonas es posible no detectar diferencias significativas para la abundancia de determinadas especies (*Mullus surmuletus* y *Diplodus sargus cadenati*), si es posible hallar diferencias significativas al comparar las tallas medias entre dichas zonas, en respuesta a ciertas medidas de protección, ya sean naturales o antrópicas. Así, Edgar y Barret (1997) detectaron que frente a un incremento del 10% en la talla media de ciertas especies para observar diferencias significativas, era preciso que las poblaciones de la mayoría de las especies experimentaran una duplicación de su abundancia. Este hecho se debe a que la variabilidad asociada a la abundancia media es muy superior a la variabilidad intrínseca a la talla media. De manera que trabajando con los mismos tratamientos, es posible que la inferencia comparativa univariante detecte diferencias significativas para una variable y no para otra, aún cuando ambas variables están teóricamente correlacionadas.

Consecuentemente y tal y como Bortone y Miller (1999) sugieren, es fundamental la inclusión, en el plan de seguimiento, del análisis de las tallas de especies de interés pesquero, que son susceptibles de experimentar un incremento en su talla como respuesta a las medidas de protección. De manera que el seguimiento de la talla modal puede dar información más precisa del “efecto reserva” sobre ciertas especies (Bayle, 2000).

---

## 4.2 DIADEMA ANTILLARUM

---

### 4.2.1. ASPECTOS DEMOGRÁFICOS

Los valores de densidad media obtenidos para toda la zona de estudio ( $7.38 \pm 5.3$  ind  $m^{-2}$ , rango comprendido entre un mínimo de 2 - 3 ind  $m^{-2}$  a 10 - 11 ind  $m^{-2}$ ) no son diferentes de los detectados para esta especie en otros lugares, como los observados por Weil *et al.* (1984) en Venezuela (2.6 - 3.7 ind  $m^{-2}$  a 4 - 7 ind  $m^{-2}$ ) y Randall (1964) en Puerto Rico (1.2 - 13.4 ind  $m^{-2}$ ). Estos valores de densidad están condicionados, como se verá posteriormente, por la topografía local o complejidad a pequeña escala del substrato.

Asimismo y para Canarias, los valores máximos y mínimos observados no son diferentes de los obtenidos por Pérez *et al.* (2002) para dos localidades del este de Gran Canaria que coinciden con las LM 7 ( $1.8 \pm 0.8$  ind  $m^{-2}$ ) y 9 ( $10.3 \pm 3.1$  ind  $m^{-2}$ ) de este estudio. Sin embargo, el valor medio para nuestro estudio superior al obtenido por Brito *et al.* (1997) al estudiar 30 estaciones de muestreo a lo largo del la RM del Archipiélago Chinijo ( $1.27 \pm 1.43$  ind  $m^{-2}$ ). Obtuvieron multitud de estaciones con valores medios de densidad  $< 1$  ind  $m^{-2}$ , y un máximo de 5.43 ind  $m^{-2}$ . Este fenómeno denota el buen estado de conservación de los fondos infralitorales del Archipiélago Chinijo al compararlo con la zona analizada en este estudio, tal y como se comentó anteriormente al discutir los datos referentes al poblamiento íctico.

El estudio de Brito *et al.* (1997) ha mostrado, al igual que este estudio, una gran estabilidad temporal de las poblaciones de *Diadema antillarum* para una misma zona.

Las localidades en las que se han observado los valores de densidad de individuos de *Diadema antillarum* más elevados ( $> 5$  ind  $m^{-2}$ ), se caracterizan por la detección de patrones de distribución aleatorios. Asimismo, y en estas localidades, no se detectó ninguna relación significativa entre la densidad de individuos y la complejidad del hábitat estimada mediante el índice de rugosidad. Estas localidades se caracterizan, consecuentemente, por una importante homogeneidad ambiental que se traduce en la ausencia de factores (p.e. presencia de



predadores) que controlen las poblaciones de *Diadema*. Por lo tanto, *Diadema* se distribuye en estos entornos al azar, sin seguir ningún patrón determinado.

Las localidades donde *Diadema antillarum* presentó los valores más bajos de densidad (LM 7,  $< 5 \text{ ind m}^{-2}$ ) se corresponden con los emplazamientos donde se detectaron patrones de distribución agregados. Para esta localidad se obtuvo una relación significativa entre la densidad de individuos y la complejidad estructural del substrato estimada mediante el índice de rugosidad. De manera (Ludwig y Reynolds, 1986), que se detecta una heterogeneidad ambiental, que implica la existencia de factores (p.e. predación) que controlan las poblaciones de *Diadema antillarum* en esta LM 7. Además, las localidades de menor densidad de *D. antillarum* coinciden con aquellas donde se observaron valores altos de riqueza / diversidad de la comunidad íctica litoral visualizada. Este fenómeno ha sido descrito por numerosos investigadores, tanto para *Diadema* como para otras especies de equinoideos y relacionado con la sobrexplotación de los recursos ícticos litorales (p.e. Grigg *et al.*, 1984; McClanahan y Muthiga, 1988; McClanahan y Shafir, 1990; Watson y Ormond, 1994; McClanahan *et al.*, 1996). Asimismo, la localidad de menor densidad de *D. antillarum* (LM 7) coincide con el lugar donde Pérez *et al.* (2002) observaron los valores más altos de riqueza íctica, en la comparación de dos zonas infralitorales con estructura espacial similar en la costa este de Gran Canaria.

Esta mayor riqueza y abundancia de las comunidades de peces litorales implican un control importante de las poblaciones de este equinodermo a través de la predación. De manera que para estas localidades, los ejemplares de *Diadema* se ocultan y concentran en las zonas de mayor complejidad estructural, como: cornisas, rajones, cuevas, etc.; para disponer de un refugio donde poder protegerse de posibles predadores (p.e. peces). Por lo que se generan, consecuentemente, patrones de distribución agregados. Este mismo fenómeno ha sido observado por Weil *et al.* (1984) para poblaciones de *Diadema antillarum* en arrecifes de coral de Venezuela y por Bauer (1976) en Florida. Por lo tanto, la complejidad estructural del hábitat a pequeña escala ( $\approx 10^0 \text{ m}$ ) es un factor importante estructurando las poblaciones de *D. antillarum*, para aquellos lugares en los que las poblaciones de este erizo están controladas y siguen una distribución de tipo agregada o contagiosa.



## 4.2.2 PREFERENCIAS ALIMENTICIAS

### 4.2.2.1 Consumo de *Diadema*

Las tasas de ingestión de *Diadema antillarum* en la Isla de Gran Canaria han mostrado un rango de valores en los ensayos unidieta, mayores que los registrados para *Diadema setosum* en Tanzania (54 – 80 mg alga ind<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, Shunula y Ndibalema, 1986) y los observados para *Strongylocentrotus drobachienis* en Maine (EE.UU.) (16 – 53 y 10 – 26 mg alga ind<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, para verano e invierno, respectivamente; Larson *et al.*, 1980; y 2 – 43 mg alga ind<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, Prince y LeBlanc, 1992). Sin embargo, el mayor valor observado (120 mg alga ind<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) ha sido inferior al observado para *Arbacia punctulata* en Carolina (EE.UU.) (175 mg alga ind<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, Hay *et al.*, 1986).

Por otra parte, los valores obtenidos en los ensayos multidieta han sido mayores que los obtenidos para *Strongylocentrotus drobachienis* (1 – 19 y 1 – 15 mg alga ind<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, para verano e invierno, respectivamente; Larson *et al.*, 1980; y 6 – 46 mg alga ind<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, Prince y LeBlanc, 1992) y los registrados por Hay *et al.* (1986) para *Arbacia punctulata*. Finalmente, este rango ha mostrado ser inferior que el detectado para *Diadema setosum* (450 – 585 mg alga ind<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, Shunula y Ndibalema, 1986). Por lo tanto, no se observa un patrón uniforme en la comparación de las tasas de ingestión entre *Diadema antillarum* y otros equinoideos para los ensayos uni y multidieta.

### 4.2.2.2 Preferencias alimenticias

Esta serie de experimentos han mostrado suficiente evidencia como para rechazar la hipótesis nula establecida por este estudio. Consecuentemente *Diadema antillarum* se alimenta selectivamente sobre las cinco especies de macroalgas pardas estudiadas de la Isla de Gran Canaria. Además, y contrariamente a los resultados de Prince y Leblanc (1992), este patrón se mantiene constante para los ensayos uni y multidieta de este estudio. Este resultado es similar al obtenido para *D. antillarum* por Atkinson *et al.* (1973), trabajando en un arrecife coralino tropical. En cualquier caso y tal y como los modelos de ANOVA han mostrado, se ha detectado una importante variabilidad en los resultados de los experimentos de preferencias



alimenticias dependiendo de cada ensayo. Así y como Schiel (1982) ha señalado, el *ranking* de las especies de macroalgas no se ha mantenido constante entre los diferentes ensayos de los dos grupos de experimentos. Este hecho muestra un importante grado de aleatoriedad o estocasticidad en los resultados de los experimentos de preferencias alimenticias, que se demuestra por la presencia de considerables interacciones significativas de 1er y 2º orden en los modelos de ANOVA. Este fenómeno ha sido considerado por Barnes y Crook (2001) al estudiar aspectos ecológicos de equinoideos del Mar del Norte.

Tal y como Underwood (1997) ha considerado, la falta de independencia de los datos en los ensayos de preferencias es responsable de esta notable aleatoriedad, ya que el requisito de independencia es considerablemente difícil de alcanzar a nivel logístico. Así y en los experimentos de preferencias alimenticias, la respuesta del primer individuo podría condicionar las respuestas del resto de individuos. De manera, que se violaría el principio de independencia, requisito necesario para ejecutar contrastes de hipótesis a través de modelos de ANOVA. La forma ideal de realizar el experimento sería mediante ensayos individuales e independientes entre sí.

Múltiples estudios con diferentes especies de erizos de mar han mostrado un considerable grado de selectividad en el alimento, independientemente de que este se presentara individualmente o en combinación (Hay *et al.*, 1986; Larson *et al.*, 1980; Shunula y Ndibalema, 1986). En cualquier caso, las preferencias por el alimento están condicionadas por la competición y la presión de pastaje. Así, Lawrence (1975) señaló que la acción ramoneadora de los equinoideos es selectiva bajo condiciones de importante suministro de algas, de forma que la selectividad desaparece cuando la presión de pastaje se convierte en extrema. En este estudio, el número de individuos por caja (jaula) se seleccionó sobre la base de la densidad media de *Diadema* en la Bahía de Gando (Z1), lugar en el que se desarrollaron los ensayos. Consecuentemente, *Diadema antillarum* se comporta en el medio como un herbívoro selectivo para sus valores medios de densidad, y donde las macroalgas son abundantes. Por ello, futuras investigaciones deberán considerar la influencia de la competición y la presión de pastaje en las preferencias alimenticias de este equinodermo.

Sobre la base de los resultados obtenidos, las cinco especies de algas estudiadas en este estudio pueden dividirse en tres grupos, empleando una aproximación similar a la mostrada por Anderson (1983). Así, *Halopteris*, *Lobophora* y *Dyctiota* son las macroalgas preferidas



(%Wt  $\approx$  40 - 100%), *Padina* es considerada como un alga intermedia (20 <% Wt < 50), y *Cystoseira* es la menos preferida (%Wt < 20%) de las cinco especies de algas. Shunula y Ndibalema (1986) trabajando con *Diadema setosum* y *Heliocidaris erythrogramma* encontraron una tendencia similar. Así, obtuvieron que *Cystoseira* era consumida a una media de % Wt de 8% por *Diadema* y a un % Wt de 5% por *Heliocidaris*. Además, el estudio de Larson *et al.* (1980) mostró una baja preferencia de este alga por el erizo *Strongylocentrotus droebachiensis*. Esta exclusión es atribuible al talo áspero, duro e irregular de este alga (factor estructural o físico), así como a la existencia de polifenoles (factor químico). Algunos estudios (Winter y Estes, 1992; Knoess y Glombitza, 1993) han mostrado la presencia de estos componentes en macroalgas del género *Cystoseira*. De manera, que estos metabolitos pueden actuar como defensas frente a herbívoros (Shunula y Ndibalema, 1986).

Se ha observado que *Cystoseira*, junto a *Sargassum vulgare*, forma campos monoespecíficos de considerable extensión a lo largo de ambientes submareales de Gran Canaria. Este hecho podría ser debido a la presencia de las defensas citadas anteriormente contra los herbívoros marinos y consecuentemente, a la baja preferencia de esta macroalga por ciertos equinoideos, tal y como este estudio ha mostrado.

#### 4.2.3 DESPLAZAMIENTOS DIARIOS

Tal y como Dance (1987) señala, el efecto del marcaje mediante técnicas de seguimiento *in situ* sobre la actividad de los individuos es difícil de determinar, ya que los individuos no marcados no pueden seguirse y caracterizar así, su desplazamiento y patrón migratorio circadiano. Las diferentes técnicas tienen sus ventajas e inconvenientes. Los marcadores externos colocados sobre las púas de los equinoideos (Sinclair, 1959; Gamble, 1965; Shepherd y Boudouresque, 1979; Lewis, 1980) se han mostrado poco efectivos debido a su más o menos rápida pérdida (Dance, 1987). Por ello, diferentes autores han sugerido el empleo de marcadores unidos al caparazón de los erizos (Ebert, 1965; Dix, 1970; Odgen *et al.*, 1973). La técnica mostrada por este estudio presenta como ventajas: su bajo coste y poco material necesario, el ser rápida, fácil en buceadores experimentados en técnicas subacuáticas y el ejecutarse *in situ*, con mínima manipulación de los individuos. Como desventaja presenta el ser una técnica irreversible; es decir, los individuos quedan marcados, con la limitación que puede implicar a nivel fisiológico. En cualquier caso, la técnica es bastante efectiva, ya que un



elevado porcentaje (85.55 %) de los individuos marcados pudieron seguirse durante las 12 horas de duración de los ensayos.

Las velocidades máximas de desplazamiento detectadas para *Diadema antillarum* por este estudio, esto es: velocidad media máxima por refugio ( $109.72 \text{ cm h}^{-1}$ ) y velocidad máxima por individuo en un determinado periodo nocturno ( $345 \text{ cm h}^{-1}$ ), superan considerablemente el valor observado por Dance (1987) para *Paracentrotus lividus* en el Mediterráneo ( $40 \text{ cm h}^{-1}$ ). Además, y a diferencia de esta investigación, se han detectado diferencias significativas para la velocidad de desplazamiento en función del periodo nocturno, para los diferentes refugios y días considerados, al nivel de la población marcada. De manera que se han observado periodos de intensidad de desplazamiento máximo en la medianoche, con valores mínimos en los márgenes (inicio y fin) de la noche. Sin embargo, Dance (1987) observó, al nivel de población, que la actividad de *Paracentrotus* alcanzaba su máximo al inicio de la noche, para mantenerse al mismo nivel durante el resto del periodo nocturno. Si bien, y a nivel individual, se observaron ciertos picos de actividad máxima.

Asimismo, los valores de desplazamiento medio nocturno obtenidos por nuestro estudio (valor medio =  $3.73 \pm 2.53$ ,  $n = 90$ ) son muy superiores a los observados para *Strongylocentrotus franciscatus* en bosques de kelp en California (Ruppert y Barnes, 1995), tanto ante abundante alimento (valor medio =  $7.5 \text{ cm}$ ), como ante escasez del mismo (valor medio =  $50 \text{ cm}$ ).

Consecuentemente, el desplazamiento nocturno medio de *Diadema antillarum* en nuestra zona de estudio es superior a los observados para otros equinoideos (Dance, 1987; Ruppert y Barnes, 1995). Este hecho podría ser indicativo de la escasez en la disponibilidad de alimento (macroalgas), motivada por las elevadas densidades de *D. antillarum* en los fondos infralitorales de Canarias, que se traducen en elevadas tasas de pastoreo sobre las macroalgas.

Tal y como los modelos de ANOVA han mostrado, se ha detectado una gran variabilidad, tanto espacial (“refugio”) como temporal (“ensayo”) en el desplazamiento, así como en las velocidades asociadas a los mismos, con una gran variabilidad entre los diferentes individuos marcados. Esta misma observación ha sido señalada por Dance (1987) para *Paracentrotus lividus* en el Mediterráneo. De forma, que existe un notable grado de aleatoriedad o estocasticidad en las intensidades de los desplazamientos nocturnos de *Diadema* en la zona de



estudio. Lo que podría indicar, que los factores externos juegan un papel poco importante en dichos desplazamientos (Dance, 1987), o bien que el número de individuos marcados por tratamiento ( $n = 10$ ) debería ser superior.

La dirección del movimiento de los individuos marcados en un determinado refugio ha variado de forma importante durante el periodo de actividad nocturna. De forma que ha sido diferente en función de cada refugio y se ha orientado hacia determinadas zonas. Como Dance (1987) consideró, la dirección es aparentemente aleatoria, aunque para la mayoría de los casos analizados, el desplazamiento se encuentra orientado hacia determinados sectores bien definidos.

Existen diferentes factores y procesos que influyen en la dirección y la intensidad del desplazamiento de los equinoideos, aunque en ciertos estudios no está clara la relación (Dance, 1987). Muchos de estos factores no pueden explicar los patrones observados por este estudio, como adaptaciones a fluctuaciones térmicas (Percy, 1973); o la presencia de épocas de gran turbulencia que minimizan el desplazamiento de los individuos (Ogden *et al.*, 1973). Esto es debido a que los tres ensayos se ejecutaron en un mismo periodo estacional y a la presencia de similares condiciones meteorológicas para dichos ensayos.

En nuestro caso, el más importante parece ser la propia bionomía y zonación de comunidades de la zona de estudio.

Si observamos un croquis de la zona de estudio (LM 7, Fig. 47) se puede ver que los individuos marcados tienden a orientarse hacia las zonas más someras (sectores entre 270 – 45°, principalmente), donde se localizan mantos de macroalgas pardas, fundamentalmente de las especies *Padina pavonica*, *Halopteris spp.*, *Cystoseira spp.*, *Dyctiota dichotoma* y ciertas macroalgas rojas como *Jania spp.*, *Corallina ellongata*, *Asparagopsis spp.*, etc. Mientras que el desplazamiento hacia los sectores comprendidos entre 90 – 180°, donde se localizan plataformas arenosas, es mínimo. Por lo tanto y al igual que la observación realizada por Mattison *et al.* (1977) para *Strongylocentrotus franciscatus*, el desplazamiento está condicionado por la disponibilidad y distribución del alimento, según la organización espacial de ambientes del área de estudio.

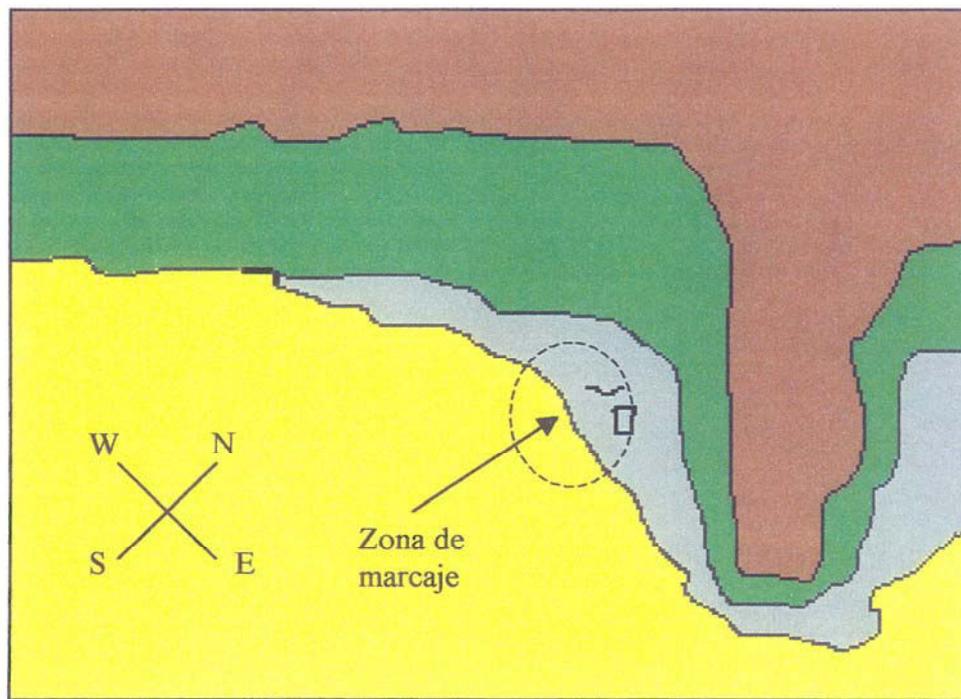


Figura 47: croquis de la zona de estudio, donde se presenta la zona de marcaje. En amarillo se observan fondos arenosos, en verde el cinturón submareal de macroalgas y en gris los fondos rocosos descubiertos de mantos macroalgales (blanquiazal).

Este estudio ha puesto de manifiesto la capacidad de orientación por parte de *Diadema antillarum* en el reconocimientos de refugios, ya que la mayor parte (92.22 %) de los individuos que se siguieron durante toda la noche, han regresado a sus refugios de origen. Este es un hecho bien conocido en el reino animal, fundamentalmente en especies bastante evolucionadas, como aves y mamíferos (Schmidt – Koenig y Keeton, 1978). Es también conocido en multitud de especies marinas de peces y reptiles (Schmidt – Koenig y Keeton, 1978). Sin embargo son escasos los estudios etológicos *in situ* al respecto que conciernan a especies menos evolucionadas como los equinoideos y otros grupos de invertebrados marinos.

Finalmente, y con propósito de dejar puertas abiertas para futuras investigaciones de aspectos ecológicos de *Diadema antillarum*, se ha elaborado la siguiente Tabla donde se ilustran aspectos no abarcados por nuestro estudio y que contribuirán a un mayor conocimiento de una especie tan importante estructurando los ambientes infralitorales del Archipiélago Canario.



---

Aspecto	Información	Hipótesis nula a contrastar
Migraciones		Ho: no existen diferencias entre distintas clases de tallas Ho: no existen diferencias estacionales Ho: no existen diferencias entre distintas fases lunares Ho: no existen diferencias entre distintas condiciones de turbulencia Ho: no existen diferencias ante distinta presión de predación y disponibilidad de alimento
Preferencias alimenticias		Ho: no existen diferencias entre distintas clases de tallas Ho: no existen diferencias estacionales
Predación	Identificación <i>in situ</i> de predadores Obtención de tasas de predación	Ho: no existen diferencias en las tasas de predación ante diferentes predadores Ho: no existen diferencias entre distintas clases de tallas Ho: no existen diferencias estacionales
Reclutamiento	Obtención de tasas de reclutamiento	Ho: no existen variaciones espacio – temporales

---

## **5. CONCLUSIONES**

---



Con relación al estudio de la comunidad íctica litoral, se ha obtenido que:

- 1.- El empleo de un radio equivalente a 8 m, y consecuentemente la visualización de un área circular de 200 m<sup>2</sup>, optimiza la detección de individuos a través de los muestreos visuales en puntos estacionarios para la zona de estudio.
- 2.- Los descriptores de la comunidad íctica (riqueza de especies -S- e índices de diversidad -H'- y equitatividad -J'-, así como la abundancia total de individuos observados por unidad de muestreo) se han mostrado estables a lo largo del periodo de estudio, sin haberse detectado diferencias entre verano e invierno. De forma que la variabilidad espacial ha excedido a la temporal.
- 3.- La profundidad y la pendiente del substrato son los factores abióticos más importantes estructurando a la comunidad íctica de la zona de estudio.
- 4.- El estado de conservación de la comunidad íctica litoral en la propuesta Reserva Marina es inferior al de otros sitios concretos del Archipiélago Canario. Lo que se refleja en las menores abundancias y tallas medias de algunas de las especies analizadas, así como en los menores índices de riqueza y diversidad detectados. Sin embargo, se encuadra dentro de los valores medios observados para amplias zonas del Archipiélago.
- 5.- En la actualidad, y previa a la entrada de las acciones de protección y manejo que se encuadran en el marco de la Reserva Marina, existen diferencias en la distribución de tallas de ciertas especies de interés pesquero entre las distintas categorías de emplazamientos definidas. Lo que debe tenerse en cuenta con objeto de evaluar en el futuro el “efecto reserva” asociado a tales acciones.

En relación al estudio de aspectos ecológicos del erizo *Diadema antillarum*, se obtuvo que:

- 6.- La densidad media de individuos de *Diadema antillarum* se han mostrado estable a lo largo del periodo de estudio, sin haberse detectado diferencias entre verano e invierno.





- 7.- Las localidades donde *Diadema antillarum* presentó los valores más bajos de densidad ( $< 5$  ind  $m^{-2}$ ) se corresponden con los emplazamientos donde se detectaron patrones de distribución agregados. Mientras que las localidades en las que se han observado los valores de densidad de individuos de *Diadema antillarum* más elevados ( $> 5$  ind  $m^{-2}$ ), se caracterizan por la detección de patrones de distribución aleatorios (no agregados).
- 8.- La complejidad estructural del hábitat a pequeña escala es un factor importante estructurando las poblaciones de *Diadema antillarum* en la zona de estudio, para aquellos lugares en los que las poblaciones de este erizo están controladas, debido a una fuerte presión de predación o pastoreo, y siguen una distribución espacial de tipo aleatoria.
- 9.- *Diadema antillarum* se alimenta selectivamente en el medio sobre las cinco especies de macroalgas pardas estudiadas de la costa este de Gran Canaria, para sus valores medios de densidad y donde las macroalgas son abundantes. *Halopteris*, *Lobophora* y *Dyctiota* son las macroalgas con mayor preferencia, mientras que *Cystoseira* es la menos preferida. De manera que, se ha detectado un importante grado de aleatoriedad o estocasticidad en los resultados de los experimentos de preferencias alimenticias, que se manifiesta en una variación en la jerarquía del consumo de estas especies entre los ensayos realizados.
- 10.- La técnica de marcaje para el seguimiento del desplazamiento nocturno de los individuos de *Diadema antillarum* mostrada por este estudio, se presenta como efectiva, barata, rápida, fácil en buceadores experimentados y con mínima manipulación de los individuos al ejecutarse *in situ*.
- 11.- La actividad nocturna (desplazamiento) de *Diadema antillarum* varía, a pequeña escala, tanto espacial (según el refugio) como temporalmente (en función de los días). De forma que se ha detectado un importante nivel de estocasticidad asociado a los mismos. Además, se han observado periodos nocturnos de mayor actividad en la media noche y periodos de menor movimiento asociados al inicio y fin del periodo nocturno.
- 12.- La mayor parte de los individuos de *Diadema antillarum* regresa a su lugar (refugio) de origen, desde el que realizó su desplazamiento nocturno diario.



## **6. REFERENCIAS**

---



- Aguilera, F., Brito, A., Castilla, C., Díaz, A., Fernández - Palacios, J.M., Rodríguez, A., Sabaté, F. y Sánchez, J. 1994. *Canarias: Economía, Ecología y Medio Ambiente*. Francisco Lemus Editor. Islas Canarias, 361 pp.
- Agardy, T.S. 1997. *Marine protected areas and ocean conservation*. Academic Press, Inc., 244 pp.
- Alcalá, A.C. 1988. Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippine coral reefs. *Ambio*, 17(3): 194 – 199.
- Alcalá, A.C. y Russ, G.R. 1990. A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *Journal du Conseil Internationale pour la exploration de la mer*, 46: 40 – 47.
- Anderson, R.J. y Velimirov, B., 1982. An experimental investigation of the palatability of kelp bed algae to the sea urchin *Parechinus angulosus* Leske. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, 3: 357-373.
- Anderson, R.J., 1983. An experimental investigation of algal feeding preferences in the sea urchin *Parechinus angulosus* Leske. En: *Proceedings of the V National Oceanographic Symposium*. Council for scientific and industrial resources (South Africa), pp:11.
- Andrew, N.L. y Constable, A. 1999. Sea urchins. En: *Under Southern Seas. The ecology of Australia's rocky reefs*. N.L. Andrew (ed.), UNSW Press, Sydney, pp: 126 – 136.
- Atkinson, C., Hopley, S., Mendelsohn, L. y Yacowitz, S., 1973. En: *Special Publications N° 2, West Indies Lab.*, edited by J.C. Odgen, D.P. Abbott and I. Abbott, West Indies Laboratory, St. Croix, pp: 65 - 80.
- Bacallado, J.J., Cruz, T., Brito, A., Barquín, J. y Carrillo, M. 1989. *Reservas Marinas de Canarias*. Publicaciones de la Consejería de Agricultura y Pesca del Gobierno de Canarias. Tenerife, Islas Canarias, 200 pp.



- Ballantine, W.J. 1991. Marine reserves for New Zealand. University of Auckland. *Leigh Laboratory Bulletin*, 25: 196 pp.
- Bardach, J.E. 1959. The summer standing crop of fish in a shallow Bermuda reef. *Limnology and Oceanography*, 4: 77-85.
- Barnes, D.K.A. y Crook, A.C. 2001. Quantifying behavioural determinants of the coastal European sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Marine Biology*, 138: 1205 – 1212.
- Barquín, J., Falcón, J.M. y Brito, A. 1999. *Presente y futuro de las Reservas Marinas de Canarias*. WWF. Gobierno de Canarias, 96 pp.
- Bas, C., Castro, J.J., Hernández-García, V., Lorenzo, J.M., Moreno, T., Pajuelo, J.G. y González Ramos, A.J. 1995. *La Pesca en Canarias y áreas de influencia*. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria. Las Palmas de G.C., 331 pp.
- Bauer, J.C. 1976. Growth, aggregation, and maturation in the equinoid *Diadema antillarum*. *Bulletin of Marine Science*, 26(2): 273 – 277.
- Bauer, J.C. 1982. On the growth of a laboratory reared sea urchin, *Diadema antillarum* (Echinodermata: echinoidea). *Bulletin of Marine Science*, 32(2): 643 – 645.
- Bayle, J.T. 2000. *Ictiofauna de la Reserva Marina de Tabarca (Alicante, Sudeste Ibérico): evaluación de las medidas de protección*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante, 408 pp.
- Benedetti-Cecchi, L. y Cinelli, F. 1995. Habitat heterogeneity, sea urchin grazing and the distribution of algae in littoral rock pools on the West coast of Italy (Western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, 126: 203 – 212.
- Bell, J.D. 1983. Effects of depth and Marine Reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the Northern – Western Mediterranean Sea. *Journal of Applied Ecology*, 20: 357 – 369.



- Bohnsack, J.A. y Bannerot, S.P. 1986. *A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure on coral reef fishes*. NOAA Natural Marine Fisheries Service, Technical Reports. US Department of Commerce, 41, pp: 1-15.
- Bohnsack, J.A. 1998. Applications of Marine Reserves to reef fisheries management. *Australian Journal of Ecology*, 23: 298-304.
- Bonnet, J. y Rodríguez, A. 1992. *Fauna marina amenazada en las islas Canarias*. ICONA. Ministerio Medio Ambiente. Madrid, 296 pp.
- Bortone, S.A., Hastings, R.W. y Oglesby, J.L. 1986. Quantification of reef fish assemblages: a comparison of several *in situ* methods. *Northeast Gulf Science*, 8 (1): 1-22.
- Bortone, S.A., Van Tasell, J., Brito, A., Falcón, J.M. y Bundrick, C.M. 1991. A visual assessment of the inshore fishes and fishery resources off El Hierro, Canary Islands: a baseline survey. *Scientia Marina*, 55 (3): 529-541.
- Bortone, S.A., Turpin, R.K., Cody, R.C., Bundrick, C.M. y Hill, R.L. 1997. Factors associated with artificial-reef fish assemblages. *Gulf of Mexico Science*, 15 (1): 17-34.
- Bortone, S.A. y Miller, K.J. 1999. Data needs for assessing Marine Reserves with an emphasis on estimating fish size *in situ*. *Naturalista Siciliano*, 23: 13-31.
- Brito, A. 1991. *Catálogo de los peces de las Islas Canarias*. Francisco Lemus Editor. La Laguna, 230 pp.
- Brito, A. (investigador principal). 1997. *Evaluación de las poblaciones de peces y macroinvertebrados de interés pesquero, análisis de la explotación de los recursos y obtención de parámetros para la gestión de la futura Reserva Marina de La Graciosa e islotes al Norte de Lanzarote*. Viceconsejería de Agricultura, Pesca y Alimentación. Gobierno de Canarias.
- Brito, A., Falcón, J.M., González, G., Pascual, P., Báez, A., Cabrera, M., Sancho, A. y Barquín, J. 1999. Análisis del efecto reserva a corto plazo en la ictiofauna de las Reservas



- Marinas de las Islas Canarias. *Proceedings of the 1<sup>st</sup> International Workshop on Marine Reserves*. Secretaría General de Pesca Marítima. Ministerio de Agricultura y Pesca, pp: 52.
- Brock, R.E. 1982. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bulletin of Marine Science*, 32 (1): 269-276.
- Brock, V.E. 1954. A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *Journal of Wildlife Management*, 18: 297-308.
- Carpenter R.C., 1981. Grazing by *Diadema antillarum* and its effects on the benthic algal community. *Journal of Marine Resources*, 39: 749-765.
- Casañas, A., Hanek – Larsen, H. y Haroum, R. 1998. Developmental stages of *blanquizar* due to herbivory by the sea urchin *Diadema antillarum* Philippi in the Canary Islands. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, 5: 139 – 146.
- Castro, J.J., Fdez-Acosta, S., Pérez, J., Tuya, F., Medina, L. y Luque, A. 2002. Nivel de explotación de la futura Reserva Marina Gando - Arinaga. En *Actas de las I Jornadas Internacionales sobre Reservas Marinas*, 405-413.
- Choat, J.H., Ayling, A.M. y Schiel, D.R. 1988. Temporal and spatial variation in an island fish fauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 121: 91-111.
- Crook, A., Long, M. y Barnes, D.K.A. 2000. Quantifying daily migration in the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 80: 177 – 178.
- Dance, C. 1987. Patterns of activity of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the Bay of Port-Cross (Var, France, Mediterranean). *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, 8(2): 131 – 142.
- Dayton, P.K., Tegner, M.J., Parnell, P.E. y Edwards, P.B. 1992. Temporal and spatial patterns of disturbance and recovery in a kelp forest community. *Ecological Monographs*, 62(3): 421 – 445.



- Dean, T.A., Schroeter, S.C. y Dixon, J.D. 1984. Effect of grazing of two species of sea urchins (*Strongylocentrotus droebachiensis* and *Lytechinus amanesus*) on recruitment and survival of two species of kelp (*Macrocystis pyrifera* and *Pterigophora californica*). *Marine Biology*, 70: 301 – 313.
- Dix, T.G. 1970. Biology of *Evechinus chloroticus* (Echinoidea, Echinometridae) from different localities. *New Zealand Journal Marine and Freshwater Resources*, 4(3): 267 – 277.
- Dufour, V., Jouvenel, J.Y. y Galzin, R. 1995. Study of a Mediterranean reef fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquatic Living Resources*, 8: 17-25.
- Duggins, D.O. 1989. Kelp beds and sea otters: an experimental approach. *Ecology*, 61: 447 – 453.
- Ebbert, T.A. 1965. A technique for the individual marking of sea urchin. *Ecology*, 46: 193-194.
- Eckert, G.L. 1998. Larval development, growth and morphology of the sea urchin *Diadema antillarum*. *Bulletin of Marine Science*, 63(2): 443 – 451.
- Edgar, G.J. y Barret, N.S. 1997. Short term monitoring of biotic change in Tasmanian Marine Reserves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 213: 261-279.
- Falcón, J.M., Mena, J., Mata, M., Rodríguez, F.J. y Brito, A. 1993a. Resultados preliminares de la expedición Alegranza – 91. Evaluación visual de las poblaciones de peces de fondos rocosos infralitorales de la isla de Alegranza (Islas Canarias). *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 11: 223-230.
- Falcón, J.M., Mena, J., Brito, A., Rodríguez, F.J. y Mata, M. 1993b. Ictiofauna de los fondos infralitorales rocosos de las Islas Canarias. Observaciones mediante muestreos visuales *in situ*. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, 11: 205- 215.



Falcón, J.M., Bortone, S.A., Brito, A. y Bundrick, C.M. 1996. Structure and relationships within and between the littoral rock-substrate fish communities off four islands in the Canary Archipelago. *Marine Biology*, 125 (2): 215-231.

Fernández - Palacios, J.M. y De Los Santos, A. 1996. *Ecología de Las Islas Canarias*. Ediciones Sociedad La Cosmológica. La Palma, 389 pp.

Friedlander, A. M. y Parrish, J.D. 1998. Temporal dynamics of fish communities on an exposed shoreline in Hawaii. *Environmental Biology of fishes*, 53: 1-18.

Francour, P. 1997. Fish assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port-Cross (France). Assessment of composition and long - term fluctuations by visual census. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, 18 (2): 157-173.

Gamble, J.C. Some observations of the behaviour of two regular equinoids. 1965. En: *Rapp. Symp.* Lythgoe y Woods (Eds). Underwater Association, Malta, pp: 41-50.

García-Charton, J.A. y Pérez Ruzafa, A. 1998. Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblages in SW Mediterranean. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, 19 (2): 111-128.

García-Charton, J.A. y Pérez Ruzafa, A. 1999. Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research*, 42: 1 – 20.

García-Charton, J.A., Zabala, M. Pérez Ruzafa, A. y Marcos-Diego, C. 2000a. Sampling strategy and data analysis. En: *Introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves*. 2000. Goñi, R, Harmelin – Vivien, M., Badalamenti, F., Le Diréach, L., G. Bernard edit., GIS Posidonie publications, Francia, pp : 108 – 112.

García-Charton, J.A., Pérez Ruzafa, A. y Marcos-Diego, C. 2000b. Fish visual census methods for detecting gradients of abundance and biomass across boundaries of MPAs. En: *Introductory guide to methods for selected ecological studies in marine reserves*. 2000. Goñi, R, Harmelin – Vivien, M., Badalamenti, F., Le Diréach, L., G. Bernard edit., GIS Posidonie publications, Francia, pp: 29-34.



- García – Rubies, A. 1997. *Estudi ecológic de les poblacions de peixes litorals sobre substrat rocós a la Mediterrània occidental : effects de la fondària, el substrat, l'estacionalitat i la protecció*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona, 261 pp.
- Garrido, M.J., Herrera, R. y Haroum, R. 1999. Structure and dynamics of marine macroinvertebrate communities at Canarian artificial reefs (Central East Atlantic Ocean). *Proceedings of the 7th CARAH*, San Remo (Italia), pp: 114 – 120.
- Garrido, M.J., Haroum, R.J. y Lessios, H.A. 2000. Annual reproductive periodicity of the sea urchin *Diadema antillarum* Philippi in the Canary Islands, *Bulletin of Marine Science*, 67(3): 919 – 996.
- Grigg, R.W., Polovina, J.J. y Atkinson, M.J. 1984. Model of a coral reef ecosystem III. Resource limitation, community regulation, fisheries yield and resource management. *Coral Reefs*, 3: 23 – 28.
- Hagen, N.T. 1996. Tagging sea urchins: a new technique for individual identification. *Aquaculture*, 139 (3 – 4): 271 – 284.
- Harmelin – Vivien, M.L., Harmelin – Vivien , J.G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabé, G., Blanc, F., Chevalier, J., Duclerc, J. y Lasserre, G. 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. *Reviste Ecologie (Terre Vie)*, 40: 467-539.
- Harmelin - Vivien, J.G. 1987. Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, 8: 263-284.
- Hay, M.E, 1986. Associational plant defenses and the maintenance of species diversity: turning competitors into accomplices. *American Naturalist*, 128: 617 – 641.
- Hay, M.E., Lee, R.R. y Guieb, R.A., 1986. Food preference and chemotaxis in the sea urchin *Arbacia punctulata* (Lamarck) Philippi. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 96: 147-143.



- Helfman, G.S. 1978. Patterns of community structure in fishes: summary and overview. *Environmental Biology of Fishes*, 3 (1): 129-148.
- Hernández – García, V., Hernández – López, J.L. y Castro, J.J. 1998. The octopus (*Octopus vulgaris*) in the small – scale tram fishery off the Canary Islands (Central East Atlantic). *Fisheries Research*, 35: 183 – 189.
- Herrera, R. 1998. *Dinámica de las comunidades bentónicas de los arrecifes artificiales de Arguineguín (Gran Canaria) y Lanzarote*. Tesis Doctoral. Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 270 pp.
- Herrera, R., Garrido, M. y Moro Abad, L. 2000. ¿Pierde biodiversidad el medio marino Canario? Los blanquiales y el erizo *Diadema antillarum* (I). *Medio ambiente en Canarias*, 17: 22-25.
- Hulbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2): 187 – 211.
- Jennings, S., Grandcourt, E.M. y Polunin, N.V.C. 1995. The effects of fishing on the diversity, biomass and trophic structure of Seychelles' reef fish communities. *Coral Reefs*, 14: 225-235.
- Jones, R.S. y Thomson, M.J. 1978. Comparison of Florida reef fish assemblages using a rapid visual technique. *Bulletin of Marine Science*, 28: 159-172.
- Karlson, R.H. y Levitan D.R. 1990. Recruitment – limitation in open populations of *Diadema antillarum*: an evaluation. *Oecologia*, 82: 40 – 44.
- Kelleher, G., Bleakly, C. y Wells, S. (Eds.). 1995. A global representative system of Marine Protected Areas – Great barrier reef marine park authority. World bank and world conservation University, 4 vols.
- Kimmel, J.J. 1985. A new specie- time method for visual assessment of fishes and its comparison with established methods. *Environmental Biology of Fishes*, 12 (1): 23-32.



- Kingsford, M. y Battershill, C. 1998. *Studying Marine Temperate Environments: a handbook for ecologists*. Canterbury University Press. Christchurch, New Zealand, 335 pp.
- Knoess, W. y Glombitza, K.W., 1993. A phenolsulphatase from the marine brown alga *Cystoseira tamaiscifolia*. *Phytochemistry*, 32: 1119-1123.
- Larson, B.R., Vadas R.L. y Keser, M., 1980. Feeding and nutritional ecology of the sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis* in Maine, USA. *Marine Biology*, 59: 49-62.
- Lawrence, J.M., 1975. On the relationships between marine plants and sea urchins. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 13: 213-286.
- Lessios, H.A. 1981. Reproductive periodicity of the echinoids *Diadema* and *Echinodermata* on the two coast of Panama. *Journal of the Experimental Marine Biology and Ecology*, 50: 47- 61.
- Lessios, H.A. Robertson, D.R. y Dubit, D.J. 1984. Spread of *Diadema* mass mortality through the Caribbean. *Science*, 226: 335 – 337.
- Lessios, H.A. 1988. Population dynamics of *Diadema antillarum* (Echinodermata: echinoidea) following the mass mortality in Panama. *Marine Biology*, 99: 515 – 526.
- Lessios, H.A., Kessing, B.D. y Pearse, J.S. 2001. Population structure and speciation in tropical seas: global phylogeography of the sea urchin *Diadema*. *Evolution*, 55(5): 955 – 975.
- Levitan, D.R. 1988. Density - dependent size regulation and negative growth in the sea urchin *Diadema antillarum*. *Oecologia*, 76(4): 627 – 629.
- Levitan, D.R. 1989. Density - dependent size regulation in *Diadema antillarum*: effects on fecundity and survivorship. *Ecology*, 70(5): 1414-1424.
- Levitan, D.R. 1991. Skeletal changes in the test and jaws of the sea urchin *Diadema antillarum* in response to food limitation. *Marine Biology*, 111(3): 431 – 435.



- Lewis, J.B. 1966. Growth and breeding in the tropical echinoid *Diadema antillarum*. *Bulletin of Marine Science*, 16: 151 – 158.
- Lewis, G.A. 1980. Geotactic movements following disturbance in the European sea urchin *Echinus esculentus* (Echinodermata, Echinoidea). *Progress in Underwater Science*, 5: 171 – 186.
- Lincoln Smith, M.P. 1988. Effects of observer swimming speed on sample counts of temperate rocky reef fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 43: 223-231.
- Lincoln Smith, M.P. 1989. Improving multispecies rocky reef fish censuses by counting different groups of species using different procedures. *Environmental Biology of Fishes*, 26: 29-37.
- Love, M.S., Carr, M.H. y Haldorson, L.J. 1991. The ecology of substrate – associated juveniles of the genus *Sebastes*. *Environmental Biology of Fishes*, 30: 225-243.
- Luckhurst, B.E. y Luckhurst, K. 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49: 317-323.
- Ludwig, J.A. y Reynolds, J.F. 1988. *Statistical Ecology*. Wiley and Sons Press. New York, 230 pp.
- Luque, A., Castro, J.J., Medina, L., Tuya, F., Reuss, G.M., Martín García, J.A. y Fernández Acosta, S. 1999. *Estudios del área Gando- Arinaga, propuesta como Reserva Marina de Interés Pesquero*. Gobierno de Canarias, 201 pp.
- Luque, A., Pérez, J., Reuss Strenzel, M., Pérez, J., Fernández – Acosta, S., Medina, L., Tuya, F., Martín, J.A. y Castro, J.J. 2002. Usos actuales de la futura Reserva Marina Gando-Arinaga. En *Actas de las I Jornadas Internacionales sobre Reservas Marinas*, pp: 321 - 334.
- Margalef, R. 1991. *Ecología*. Editorial Omega. Barcelona, 951 pp.





- Martín – Sosa, A., Brito, A., Lozano, I. y Sancho, A. 2002. Establecimiento de un sistema de recogida de datos pesqueros para el análisis del “efecto reserva” en las poblaciones de interés pesquero de la Reserva Marina de “La Graciosa” (Norte de Lanzarote, Islas Canarias). Primeros resultados. En *Actas de las I Jornadas Internacionales sobre Reservas Marinas*, 89 - 103.
- Mattison, J.E., Trents, J.D., Shanks, A.L., Akin, T.B. y Pearse, J.S. 1977. Movement and feeding activity of the red sea urchin *Strongylocentrotus franciscatus* adjacent to a kelp forest. *Marine Biology*, 39: 25 – 30.
- McClanahan, T.R. y Muthiga, N.A. 1988. Changes in Kenyan coral reefs. Community structure and function due to exploitation. *Hydrobiologia*, 166: 269 – 276.
- McClanahan, T.R. y Shafir, S.H. 1990. Causes and consequences of sea urchin abundance and diversity in Kenyan coral reefs. *Oecologia*, 83: 362 – 370.
- McClanahan, T.R, Kamukuru, A.T., Muthiga, N.A., Gilagabher, M. y Obura, D. 1996. Effect of sea urchin reductions on algae, coral and fish populations. *Conservation Biology*, 10(1): 136 – 154.
- Medina, L. 1995. *Análisis multidisciplinar del ecosistema costero insular, balance energético, capa de mezcla y modelo biológico*. Tesis Doctoral. Departamento de Física de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- Medina, L., Luque, A, Álvarez, S., Tuya, F., Castro, J.J. y Martín, J.A.. 2002. Parámetros ambientales de la futura Reserva Marina Gando-Arinaga. En *Actas de las I Jornadas Internacionales sobre Reservas Marinas*, pp: 393 – 403.
- Morales, G. 1993. *Geografía de Canarias*. Editorial Prensa Ibérica, 496 pp.
- Morrison, D. 1988. Comparing fish and urchin grazing in shallow and deep coral reef. Algal communities. *Ecology*, 69(5): 1367 – 1382.



- Neill, J.B. 1987. A novel technique for tagging sea urchins. *Bulletin of Marine Science*, 41(1): 92 – 94.
- Neter, J., Wasserman, W. y Kutner, M.H. 1985. *Applied linear statistical models* (2<sup>nd</sup> Edition). Richard D. Irwin INC, 1127 pp.
- Ohman, M.C. y Rajasuriya, A. 1998. Relationships between habitat structure and fish communities on coral and sandstone reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 53: 19-31.
- Odgen, J.C., Abbot, D.P. y Abbot, I. 1973. *Studies on the activity and food of the echinoid Diadema antillarum Philippi on a west Indian patch reef*. Spec. Publ. 2. West Indies Lab. Fairleigh Dickinson Univ. Ste Croix, Virgin Island, 98 pp.
- Ogden, J.C. y Carpenter, R.C. 1987. *Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (South Florida) - long spined black sea urchin*. Biol. Rep. U.S. Fish. Wildl. Serv., 27 pp.
- Paine, R.T. 1969. A note of trophic complexity and community stability. *American Naturalist*, 103: 91 – 93.
- Pajuelo, J.M.G. y Lorenzo, J.M. 1995. Análisis y predicción de las capturas de salmonete de roca *Mullus surmuletus* (Linnaeus, 1758) en aguas de Gran Canaria (islas Canarias) mediante un modelo ARIMA. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 11(1): 61 – 76.
- Pajuelo, J.M.G. 1997. *La pesquería artesanal canaria de especies demersales: análisis y ensayo de dos modelos de evaluación*. Tesis Doctoral. Departamento de Biología de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, 347 pp.
- Palmer, M.W. 1993. Potential biases in site and species selection for ecological monitoring. *Environmental Monitoring Assessment*, 26: 277-282.
- Percy, J.A. 1973. Thermal adaptation in the boreo – arctic echinoid *Strongylocentrotus droebachiensis*. II Seasonal adaptation and urchin activity. *Physiological Zoology*, 46: 129 – 138.



- Pérez, J.M. y Moreno, E. 1991. *Invertebrados Marinos de Canarias*. Ediciones del Cabildo Insular de Gran Canaria, 335 pp.
- Pérez, J. y Portillo, A. 1999. *Reserva Marina de Arinaga*. Ediciones del Cabildo Insular, 154 pp.
- Pérez, J., Castro, J.J. y Luque, A. 2002. Evaluación del efecto reserva en Arinaga (SE de Gran Canaria). En *Actas de las I Jornadas Internacionales sobre Reservas Marinas*, pp: 217 – 226.
- Prince, J.S. y LeBlanc, W.G., 1992. Comparative feeding preference of *Strongylocentrotus droebachiensis* (Echinoidea) for the invasive seaweed *Codium fragile* spp. *tomentosoides* (Chlorophyceae) and four other seaweeds. *Marine Biology*, 113: 159-163.
- Proyecto RED 2000, 1997. *Aplicación de la Directivas, Hábitats en Canarias. Propuestas sucesivas de LICs. Constitución red Natura 2000*. Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- Randall, J.E. 1961. Overgrazing of algae by herbivorous marine fishes. *Ecology*, 42(4): 812.
- Randall, J.E., Schroeder, R.E. y Stark, W.A. 1964. Notes on the biology of the equinoid *Diadema antillarum*. *Caribbean Journal of Science*, 4(2 y 3): 421 – 433.
- Roberts, C.M. y Polunin, N.V.C. 1994. Hol Chan: demonstrating that marine reserves can be remarkably effective. *Coral Reefs*, 13: 90.
- Roberts, C.M. 1998a. *Marine Reserves as a strategic tool*. Echoes of EXPO'98.
- Roberts, C.M. 1998b. Sources, sinks, and the design of Marine Reserve Networks. *Fisheries*, 23 (7): 16-19.
- Roberts, C.M. y Hawkins, J.P. 2000. *Fully protected marine reserves: a guide*. WWF Endangered seas campaign. University of York, 88 pp.



- Ruppert, E.E. y Barnes, R.D. 1995. *Zoología de los invertebrados*. McGraw – Hill Interamericana, 1114 pp.
- Russ, G.R y Alcalá, A.C. 1996. Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Islands, central Philippines. *Marine Ecology Progress Series*, 132: 1 - 9.
- Sala, E. y Zabala, M. 1996. Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* population in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 140(1–3): 71 – 81.
- Sale, P.F. y Douglas, W.A. 1981. Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 51: 35-47.
- Sammarco, P.W. 1982. Effects of grazing by *Diadema antillarum* Philipii (Echinodermata) on algal diversity and community structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 65(1): 83 – 105.
- Sánchez - Jerez, P. y Ramos Esplá, A. 1996. Detention of environmental impacts by bottom trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows: sensivity of fish and macroinvertebrate communities. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 5: 239-253.
- Sánchez - Jerez, P., Cesar, A., Cortez, F.S., Pereira, C.D.S. y Silva, S.L.R. 2001. Spatial distribution of the most abundant sea urchin populations on the Southeast coast of Sao Paulo (Brazil). *Ciencias Marinas*, 27(1): 139 – 153.
- Schiel, D.R., 1982. Selective feeding by the equinoid *Evechinus chloroticus*, and the removal of plants from subtidal stands in northern New Zealand. *Oecologia*, 54: 379 – 388.
- Schmidt – Koenig, K. y Keeton, K. 1978. *Animal migration, navigation and homing*. Springer – Verlag, New York, 456 pp.
- Shepherd, A. y Boudouresque, C.F. 1979. A preliminary note on the movement of the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Trav. Sci. Parc. Natio. Port - Cross*, 5: 155 – 158.



- Shunula, J.P. y Ndibalema, V., 1986. Grazing preferences of *Diadema setosum* and *Heliocidaris erythrogramma* (Equinoderms) on an assortment of marine algae. *Aquatic Botany*, 25: 91-95.
- Sinclair, A.N. 1959. Observation on the behaviour of sea urchins. *Australian Museum Magazine*, 13(1): 3 – 8.
- Tuya, F., Soboil, M. y Kido, J. 2000. An assessment of the effectiveness of Marine Protected Areas in the San Juan Archipelago (Wa, USA). *ICES Journal of Marine Sciences*, 57 (3): 1218-1226.
- Tuya, F., Martín, J.A., Reuss, G.M. y Luque, A. 2001. Feeding preferences of the sea urchin *Diadema antillarum* in Gran Canaria Island (Central – East Atlantic Ocean). *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, 81: 1 – 5.
- Tuya, F., Álvarez, S., Reuss, G.M. y Luque, A. 2002 (*en prensa*). Macrobenthic and fish communities associated with a sewage pipeline in Gran Canaria (Canary Islands). *Biologia Marina Mediterranea*.
- Underwood, A.J. 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 161: 145-178.
- Underwood, A.J. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4: 3-15.
- Underwood, A. J. 1997. *Experiments in Ecology: their logical design and interpretation using Analysis of Variance*. Cambridge University Press, 504 pp.
- Vadas, R.L., 1977. Preferential feeding: an optimisation strategy in sea urchins. *Ecological Monographs* 47: 337 – 371.



- Vadas, R.L., Elnor, R.W., Garwood, P.E. y Babb, I.G., 1986. Experimental evaluation of aggregation behaviour in the sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Marine Biology*, 90: 433-448.
- Vukovic, A. 1982. Florofaunistic changes in the infralitoral zone after the sea urchin *Paracentrotus lividus* (L.) population explosion. *Acta Adriatica*, 23 : 237 – 241.
- Verlaque, M. 1987. Relations entre *Paracentrotus lividus* (Lamarck) et le phytobenthos de Méditerranée occidentale. En: Boudouresque, C.F. (ed.). Colloque international sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles. GIS Posidonie Publ., Marseille, pp: 5 – 36.
- Watson, M. y Ormond, R.F.G. 1994. Effect of an artisanal fishery on the fish and urchin populations of a Kenyan coral reef. *Marine Ecology Progress Series*, 109: 115 – 129.
- Weil, E., Losada, F. y Bone, D. 1984. Spatial variations in density and size of the echinoid *Diadema antillarum* Philippi on some Venezuelan coral reefs. *Bijdr. Dierkd.*, 32(2): 643 – 645.
- Winter, F.C. y Estes, J.A., 1992. Experimental evidence for the effects of polyphenolic compounds from *Dictyoneurum californicum* Ruprech (Phaeophyta: Laminaridae) in feeding rate and growth in the red abalone *Haliotis rufescens* Swainson. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 155: 263-277.
- Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., Nielse, J., y Tostonese, Eds. 1986. *Fishes of the North – Eastern Atlantic and the Mediterranean*. UNESCO, Paris. Volúmenes. I, II y III, 1473 pp.

## **ANEXO - tablas de resultados brutos -**

---

Especie	Piscina-ecotono (n=1)	Piscina-ecotono (n=2)	Piscina-blanquical (n=1)	Piscina-blanquical (n=2)	Piscina-cinturón algas (n=1)	Piscina-cinturón algas (n=2)	Pta. fuera-ecotono (n=1)	Pta. fuera-ecotono (n=2)	Pta. fuera-Blanquical (n=1)	Pta. fuera-Blanquical (n=2)	Pta. fuera-cinturón algas (n=1)
<i>Synodus spp.</i>	0,5	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0,5	0
<i>Gymnotorax unicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0
<i>Aurea augusti</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spinephelus marginatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mycteroperca fusca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serranus cabrilla</i>	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	0	0	0	0	0	0	5	3,5	0	0	0
<i>Ipogon imberbis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	15	15	0
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seriola spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Comadasys incisus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Imbrina canariensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fullus surmuletus</i>	1,5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coops boops</i>	0	0	0	25	0	0	100	0	100	200	0
<i>Upodius cervinus cervinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Upodius sargus cadenati</i>	0	0	0	0	0	0	5	2,5	0	0	0
<i>Upodius vulgaris</i>	10	12,5	10	12,5	2,5	4,5	10	2,5	5	5	0
<i>Upodius anularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ithognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Blada melanura</i>	10	10	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agrops pagrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sarpa salpa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pondyliosoma cantharus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bucefuf luridus</i>	10	5	10	25	5	20	10	10	10	20	25
<i>Chromis limbatus</i>	100	75	100	75	0	0	100	100	100	100	0
<i>Centrolabrus trutta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halassoma pavo</i>	1	1	5	0	15	20	0	0	0	0	15
<i>Grychthys novacula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parisoma cretense</i>	0	0	0	0	2	0,5	0	0,5	2,5	5	5
<i>Rachinus spp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phinoblennius atlanticus atlanticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corpaena spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0
<i>Lothus podas maderensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0
<i>Lalistes carolinensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthigaster rostrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phoeroides marmoratus</i>	0,5	0,5	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Abundancia total</b>	<b>134,5</b>	<b>105</b>	<b>126</b>	<b>140,5</b>	<b>24,5</b>	<b>45</b>	<b>230,5</b>	<b>120</b>	<b>234</b>	<b>347</b>	<b>45</b>
<b>n</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>10</b>	<b>3</b>
<b>f'</b>	<b>0,419</b>	<b>0,424</b>	<b>0,327</b>	<b>0,528</b>	<b>0,461</b>	<b>0,435</b>	<b>0,511</b>	<b>0,3</b>	<b>0,524</b>	<b>0,493</b>	<b>0,407</b>
<b>f</b>	<b>0,439</b>	<b>0,502</b>	<b>0,467</b>	<b>0,755</b>	<b>0,768</b>	<b>0,722</b>	<b>0,605</b>	<b>0,333</b>	<b>0,55</b>	<b>0,493</b>	<b>0,853</b>
<b>(m)</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>2</b>
<b>°(°C)</b>	<b>19,2</b>	<b>19,2</b>	<b>19,2</b>	<b>19,2</b>	<b>19,2</b>	<b>19,2</b>	<b>19,0</b>	<b>19,0</b>	<b>19,0</b>	<b>19,0</b>	<b>19,0</b>
<b>Is visual (m)</b>	<b>0,20</b>	<b>0,20</b>	<b>0,20</b>	<b>0,20</b>	<b>0,20</b>	<b>0,20</b>	<b>0,40</b>	<b>0,40</b>	<b>0,40</b>	<b>0,40</b>	<b>0,40</b>
<b>lo (m)</b>	<b>0,80</b>	<b>0,80</b>	<b>0,80</b>	<b>0,80</b>	<b>0,80</b>	<b>0,80</b>	<b>0,80</b>	<b>0,80</b>	<b>0,80</b>	<b>0,80</b>	<b>0,80</b>
<b>ndice exposición</b>	<b>0,250</b>	<b>0,250</b>	<b>0,250</b>	<b>0,250</b>	<b>0,250</b>	<b>0,250</b>	<b>0,500</b>	<b>0,500</b>	<b>0,500</b>	<b>0,500</b>	<b>0,500</b>
<b>ndice de rugosidad medio</b>	<b>0,67</b>	<b>0,64</b>	<b>0,58</b>	<b>0,56</b>	<b>0,75</b>	<b>0,67</b>	<b>0,79</b>	<b>0,72</b>	<b>0,66</b>	<b>0,61</b>	<b>0,85</b>
<b>endiente</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>1</b>



			16/03/2000								21/01/2000				
Playa Cabrón ecotono (n=2)	Playa Cabrón seba (n=1)	Playa Cabrón seba (n=2)	Pta. Sal ecotono 1 (n=1)	Pta. Sal ecotono 1 (n=2)	Pta. Sal ecotono 2 (n=1)	Pta. Sal ecotono 2 (n=2)	Pta. Sal blanquzal (n=1)	Pta. Sal blanquzal (n=2)	Pta. Sal algas (n=1)	Pta. Sal algas (n=2)	Trapiche Arinaga algas n=1	Trapiche Arinaga algas n=2	Trapiche Arinaga algas-II n=3	Trapiche Arinaga algas-II n=4	Portugués Ecotono n=1
0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	1,5	1	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0	0	2,75
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
0	0	0	20	15	100	150	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	2,5	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,75
0	0	0	0	0	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16,25
0	0	0	1	1	0	0	1	1,5	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	10	5	20	15	0	0	1	2	0	0	0	0	0
0,5	0	0	0	0	5	5	5	6,5	0,5	2	10	6	0	0	17,5
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	1,5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,5	0,5	1	0	0	0	10	12,5	0	0	0	0	0
0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2,5	0	0	1,5	0,5	20	15	25	25	10	5	5	2,5	1,5	1	1,5
30	0	0	7,5	5	1,5	0,5	50	25	0	0	1	0,5	0	0	75
0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	7,5	1,5	2,5	1,5	2,5	0
0	0	0	1,5	1	1,5	1	5	10	0	0	5	11	15	20	3
0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	1	0,5	0,5	0,5	1	1	5	4	1	2	1,5	0	1	0	0,25
0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	1	0
0	0	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0,25
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0
33,5	3,5	3	49,5	33,5	152,5	188,5	93,5	74	27,5	31	28	23,5	18,5	24,5	220,25
4	5	5	13	12	11	9	10	9	6	6	10	7	5	4	11
0,182	0,458	0,452	0,802	0,8	0,504	0,34	0,581	0,688	0,59	0,668	0,764	0,619	0,368	0,288	0,591
0,302	0,96	0,946	0,72	0,718	0,484	0,357	0,581	0,719	0,759	0,858	0,764	0,733	0,524	0,476	0,587
9	9	9	20	20	22	22	9	9	2	2	4	4	1	1	15
18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5
0,20	0,20	0,15	0,40	0,30	0,40	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
0,30	0,30	0,30	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30
0,667	0,667	0,500	0,267	0,200	0,267	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,077	0,077	0,077	0,077	0,070
0,81	0,99	0,98	0,82	0,86	0,89	0,81	0,87	0,89	0,85	0,95	0,91	0,86	0,91	0,92	0,85
2	0	0	3	3	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1

12/07/2000

Portugués Ecotono n=2	Pta . Fuera Ecotono n=1	Pta . Fuera Ecotono n=2	Pta . Fuera Blanquizar n=1	Pta . Fuera Blanquizar n=2	Pta . Fuera pradera algas n=1	Pta . Fuera pradera algas n=2	Piscina ecotono n=1	Piscina ecotono n=2	Piscina blanquizar n=1	Piscina blanquizar n=2	Piscina algas n=1	Piscina algas n=2	Angares Ecotono n=1	Angares Ecotono n=2	Angares algas n=1
0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	1	0,5	0	0	0	0	0	0	0
2,75	0	0	0	0	20	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17,5	5	4	4,5	6	1	0,5	1	1	0	0	0	0	1	1	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,5	3	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1,5	20	20	20	15	20	5	10	3,5	20	15	7,5	4,5	5	4	1
75	20	30	20	14	20	35	100	50	5	2,5	2,5	0	5	7,5	0
0	0	0	0	0	1,5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3	3	2,5	5	7,5	5	6	2,5	1	2,5	4	10	9	25	30	25
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0
0,25	5	4	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2,5	1	0,5	0,5
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1,5	0	0	0
1	0	0,5	0,5	0,5	0	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,25	0,5	1	1,5	0	0	0	1,5	2	0	2	0	1,5	0,5	1,5	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
220,25	55,5	62	51,5	43	68	68,5	119	60,5	28	24	22,5	19	43,5	49,5	37,5
	8	7	6	5	7	8	10	9	4	5	6	5	12	9	5
0,591	0,63	0,587	0,574	0,6	0,631	0,554	0,303	0,341	0,363	0,485	0,579	0,592	0,646	0,574	0,379
0,567	0,745	0,671	0,738	0,858	0,747	0,614	0,303	0,358	0,603	0,693	0,743	0,847	0,62	0,602	0,543
15	8	8	7	7	6	6	9	9	5	5	1	1	7	7	2
18,5	21,3	21,3	21,3	21,3	21,3	21,3	21,2	21,2	21,2	21,2	21,2	21,2	21,2	21,2	21,2
0,10	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,20	0,20	0,20
1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30
0,070	0,385	0,385	0,385	0,385	0,385	0,385	0,038	0,038	0,038	0,038	0,038	0,038	0,154	0,154	0,154
0,99	0,85	0,86	0,82	0,86	0,91	0,92	0,85	0,94	0,63	0,65	0,62	0,75	0,92	0,85	0,84
1	3	3	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	3	3	0

15/07/2000

21/07/2000

Angares algas n=2	Boya n=1	Boya n=2	Roca caballo Ecotono n=1	Roca caballo Ecotono n=2	Roca caballo algas n=1	Roca caballo algas n=2	Playa Cabrón Ecotono n=1	Playa Cabrón Ecotono n=2	Playa Cabrón Blanquizal n=1	Playa Cabrón Blanquizal n=2	Playa Cabrón seba n=1	Playa Cabrón seba n=2	Playa Cabrón algas n=1	Playa Cabrón algas n=2	Trapiche Arinaga algas n=1
0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0,5
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0
0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	1,5	1,5	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	4	5	0	0	0	0	0	0	0
0	30	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0	0	0	0	0,5
0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	5	4,5	1	1,5	7	5	2,5	4	0	0	0	0	1
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,5	0	0	0	0	1,5	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	2,5	10	19	10	6,5	1,5	1	6	5	0	0	3,5	3,5	1
0	1	2	6	13,5	0	0	15	50	15	17,5	0	0	0	0	0
1,5	0	0	0	0	1	1,5	0	0	0	0	0	0	1	1,5	2,5
35	0	0	2,5	3	10	9	0	0	0	0,5	0	0	7,5	7,5	10
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	2,5	3	1,5	0,5	0	0	0	0	0,5	0	5,5
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
0	0	0	0	0	1	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,5	0,5	0,5	0,5	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	1,5	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,5	0,5	0	0	3	2	2	2	0,5	0	0,5	0	1
49,5	33	30,5	37	52,5	26,5	23,5	33	70	26,5	29,5	3	2,5	13	12,5	32
5	5	4	10	9	8	8	8	11	6	6	2	2	5	3	9
0,383	0,185	0,296	0,789	0,702	0,642	0,71	0,563	0,51	0,532	0,522	0,439	0,292	0,486	0,398	0,731
0,548	0,264	0,423	0,769	0,735	0,711	0,786	0,624	0,472	0,684	0,671	0,921	0,971	0,695	0,835	0,766
2	17	17	3	3	2	2	8	8	5	5	5	5	2	2	2
21,2	21,2	21,2	21,2	21,2	21,2	21,2	21,90	21,90	21,90	21,90	21,90	21,90	21,90	21,90	21,90
0,20	0,10	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10
0,154	0,077	0,077	0,000	0,000	0,000	0,000	0,455	0,455	0,455	0,455	0,455	0,455	0,455	0,455	0,455
0,84	0,99	0,99	0,94	0,87	0,85	0,91	0,84	0,94	0,86	0,85	0,98	0,98	0,91	0,82	0,91
0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	2	2	0

Trapiche Arinaga algas n=2	Pta. Sal Ecotono I n=1	Cabrón Ecotono I n=2	Pta. Sal Ecotono II n=1	Pta. Sal Ecotono II n=2	Pta. Sal blanquizal n=1	Pta. Sal blanquizal n=2	Pta. Sal algas n=1	Pta. Sal algas n=2	Portugues I n=1	Portugues I n=2	Portugues II n=1	Portugues II n=2	Sebadal n=1	Sebadal n=2
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0	0,5
0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0,5	0,5	1	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	2,5	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	0,5	0,5	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,5	2,5	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	250	200	0	0	0	0
0	0	0	250	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	10	7,5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2,5	2,5
0	2,5	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	50	75	250	150	0	0	0	0	150	200	0	0	0	0
0	1	1	1	1	1	1,5	0	1	0	0	0	0	0	0
0	25	22,5	25	20	25	15	15	20	0	20	24,5	20	17,5	0
0,5	5	10	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2,5	2,5
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0,5	0,5	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0,5	0	0,5	0,5	2	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0,5	0,5	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	1	5	1	10	17,5	10	10	0,5	0,5	2,5	8,5	0	0
0	25	100	40	50	75	100	0	0	125	250	125	100	0	0
1,5	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
4,5	0,5	1	5	2,5	35	50	25	17,5	1,5	1,5	2,5	0,5	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5
5	0,5	1	3	1,5	3	1,5	5,5	2,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1
0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0,5	1	0	0	0	0	0	0	0
0	0,5	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0
0	1,5	2,5	1,5	1	0	0,5	0	0	0	0,5	1	8	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21,5	127,5	225	603	448,5	178,5	188,5	57,5	52	556	684	153,5	137	6,5	7
6	18	15	20	20	9	10	6	6	10	11	9	9	4	5
0,664	0,777	0,627	0,59	0,619	0,68	0,553	0,6	0,586	0,554	0,557	0,299	0,384	0,53	0,604
0,853	0,619	0,533	0,454	0,475	0,713	0,553	0,771	0,753	0,554	0,535	0,313	0,402	0,88	0,864
2	21	21	21	21	7	7	5	5	17	17	17	17	7	7
21,90	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4
0,50	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
0,455	0,136	0,136	0,136	0,136	0,136	0,136	0,136	0,136	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050
0,92	0,90	0,85	0,85	0,89	0,74	0,88	0,87	0,94	0,97	0,98	0,97	0,95	0,98	0,98
0	3	3	3	3	0	0	0	0	3	3	3	3	0	0

Trapiche Arlnaga algas n=2	Pta. Sal Ecotono I n=1	Cabrón Ecotono I n=2	Pta. Sal Ecotono II n=1	Pta. Sal Ecotono II n=2	Pta. Sal blanquzal n=1	Pta. Sal blanquzal n=2	Pta. Sal algas n=1	Pta. Sal algas n=2	Portugues I n=1	Portugues I n=2	Portugues II n=1	Portugues II n=2	Sebadal n=1	Sebadal n=2	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0	0,5
0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0,5	0,5	1	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	2,5	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	0,5	0,5	0	0
0	0	0	0	5	0	0	0	0	2,5	2,5	0	0	0	0	0
0	0	0	250	200	0	0	0	0	250	200	0	0	0	0	0
0	10	7,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	2,5	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	50	75	250	150	0	0	0	0	150	200	1	1	2,5	2,5	0
0	1	1	1	1	1	1,5	0	1	0	0	0	0	0	0	0
0	25	22,5	25	20	25	15	15	20	0	0	0	0	0	0	0
0,5	5	10	5	1	0	0	0	0	20	24,5	20	17,5	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,5	2,5	0
0	0,5	0,5	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0,5	0	0,5	0,5	2	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0,5	0,5	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	1	5	1	10	17,5	10	10	0,5	0,5	2,5	8,5	0	0	0
0	25	100	40	50	75	100	0	0	125	250	125	100	0	0	0
1,5	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
4,5	0,5	1	5	2,5	35	50	25	17,5	1,5	1,5	2,5	0,5	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0
5	0,5	1	3	1,5	3	1,5	5,5	2,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	0
0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0,5	1	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0,5	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	1,5	2,5	1,5	1	0	0,5	0	0	0	0,5	1	8	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21,5	127,5	225	603	448,5	176,5	188,5	57,5	52	556	684	153,5	137	6,5	7	0
6	18	15	20	20	9	10	6	6	10	11	9	9	4	5	0
0,864	0,777	0,627	0,59	0,619	0,68	0,553	0,6	0,586	0,554	0,557	0,299	0,384	0,53	0,604	0
0,853	0,819	0,533	0,454	0,475	0,713	0,553	0,771	0,753	0,554	0,535	0,313	0,402	0,88	0,864	0
2	21	21	21	21	7	7	5	5	17	17	17	17	7	7	0
21,90	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	0
0,50	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0
1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,10	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0
0,455	0,136	0,136	0,136	0,136	0,136	0,136	0,136	0,136	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0,050	0
0,92	0,90	0,85	0,85	0,89	0,74	0,86	0,87	0,94	0,97	0,98	0,97	0,95	0,98	0,98	0
0	3	3	3	3	0	0	0	0	3	3	3	3	0	0	0