



**La Reserva Marina de Interés Pesquero *Os Miñarzos*:
línea base de las comunidades biológicas
y análisis del efecto reserva temprano**

Diana Fernández Márquez

Tesis Doctoral
Septiembre 2015



UNIVERSIDADE DA CORUÑA



La Reserva Marina de Interés Pesquero *Os Miñarzos*: línea base de las comunidades biológicas y análisis del efecto reserva temprano

Diana Fernández Márquez

Tesis Doctoral
Septiembre 2015

Directores: Dr. Ramón Muiño Boedo. Profesor Contratado Doctor.
Dra. Nuria Fernández Rodríguez. Profesora Contratada Doctora.

Programa regulado por el RD 778/1998: Biología Marina y Acuicultura. Dpto. De Biología Celular y Molecular.

Dr. RAMÓN MUIÑO BOEDO y Dra. NURIA FERNÁNDEZ RODRIGUEZ, Profesores Contratados Doctores del Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecoloxía de la Universidade da Coruña,

CERTIFICAN:

Que la presente tesis doctoral titulada *La Reserva Marina de Interés Pesquero Os Miñarzos: línea base de las comunidades biológicas y análisis del efecto reserva temprano* que DIANA FERNÁNDEZ MÁRQUEZ presenta para optar al título de Doctora por la Universidade da Coruña, ha sido realizada bajo nuestra dirección en el Departamento de Biología Celular y Molecular de la Universidade da Coruña, dentro del Programa de Doctorado de Biología Marina y Acuicultura. Y que considerando que cumple los requisitos legales y las condiciones de originalidad y rigor científico necesarios autorizo su presentación ante el tribunal correspondiente.

En A Coruña, a 25 de Septiembre de 2015.

Fdo. RAMÓN MUIÑO BOEDO



Fdo. NURIA FERNÁNDEZ RODRIGUEZ



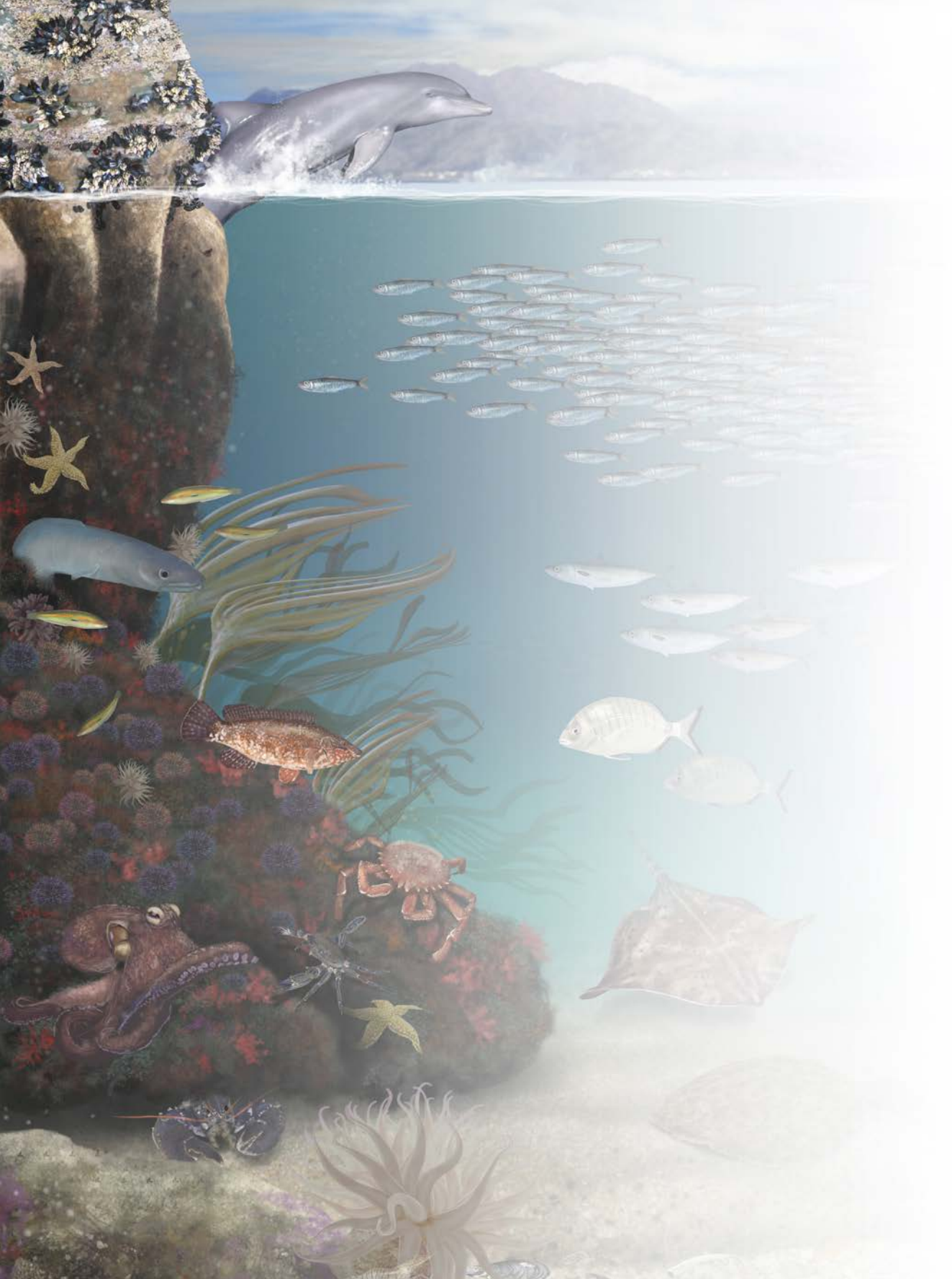
Diving, to a marine biologist, is just another method of study; it may be an exciting and aesthetically rewarding method of study but, as far as the march of scientific progress goes, it is only a method. Thus when one writes scientific papers about research involving diving one does not enlarge upon the mystical experience of penetrating the womb of life, nor even upon the less mystical experiences of getting freezing cold, cut, exhausted, stung or seasick. On the contrary, one presents the findings as concisely as possible and relates them to those of other scientists who may not have used diving in their studies. I tried to do so but it wasn't possible. ...There is no doubt, however, that marine biologists who dive bring a special perspective to their work - a feel for the subject that is different from that of non-diving researchers. It is this perspective that I have tried to communicate here.

[Bucear, para un biólogo marino, no es sólo otro método de estudio; puede ser un método interesante y estéticamente gratificante pero, tal y como va el progreso científico, es sólo un método. Así, cuando uno escribe artículos científicos sobre una investigación que implica buceo, uno no se explaya en referencia a la experiencia mística de penetrar en el seno de la vida, ni siquiera en relación a la experiencia menos mística de quedarse helado, agotado, cortarse, ser picado o marearse. Por el contrario, se presentan los resultados de la forma más concisa posible y se relacionan con los de otros científicos que pueden no haber utilizado el buceo en sus estudios. Traté de hacerlo, pero no fue posible. ... No hay duda, sin embargo, que los biólogos marinos que bucean aportan una perspectiva especial a su trabajo - una aproximación que es diferente de la de los investigadores que no bucean. Esta es la perspectiva que he tratado de comunicar aquí.]

George F. Warner.

Diving and marine biology. The ecology of sublittoral.







"Let nature be your teacher".
[Permite que la naturaleza sea tu maestra].
William Wordsworth.

AGRADECIMIENTOS

En 2004, cursando 4º de biología, me concedieron mi primera beca de colaboración. Tras preguntar en distintos departamentos, grupos de investigación y hablar con varios profesores, al final me decidí por el “Laboratorio de crustáceos”. A pesar de lo poco atractivo que resultaba su nombre, al menos para mí por aquel entonces, ese fue el principio de una gran aventura. Aventura que duró hasta hace unos cuatro años, cuando me propuse en serio acabar la tesis.

Después de todos estos años tengo que dar las gracias,

A Ramón y Nuria, mis directores de tesis, les agradezco la oportunidad que me han dado y el apoyo y el asesoramiento científico que me han brindado estos años. A Nuria tengo que agradecerle especialmente el empujón final que me ha dado y que me ha hecho recuperar en esta última etapa la ilusión y la confianza por este trabajo, que ya casi había perdido después de tantos años.

A mi grupo de investigación RMyP, recientemente extinto, sin el cual todo ello no habría sido posible. A las buenísimas personas que lo formaban, y en especial a Ana Tubío, una todoterreno, y además buena compañera y amiga. A Ana T. también, a Sara A. y a Nacho A. por su inestimable e inmejorable apoyo como parejas submarinas, y a Nacho A., además, por su asesoramiento con los análisis estadísticos con “R”. A Rocío O., compañera con quien compartí los dos años de DEA, por haber sido mi punto de apoyo y contacto de la reserva en Lira. A María Boán por su amistad y por inculcarme desde 4º de carrera, cuando yo era una becaria de colaboración, la rigurosidad científica que tanta falta me hizo en los años posteriores. Porque como decía mi amiga María G. cuando nos conocimos en el año 2000, cursando la licenciatura de químicas, “con lo delicada que pareces y lo bruta que eres”. Por supuesto, a Pablo, mi también compañero de la vida, condenado a participar voluntaria e involuntariamente en todas y cada una de las fases de este trabajo.

A Pablo y Ana T. también por cederme sus datos de censos visuales y por su colaboración en la elaboración del capítulo V.

A Juan Moreira, por su asesoramiento y colaboración con el capítulo VI de macrofauna, desde la identificación de las muestras hasta la supervisión de dicho capítulo.

A mi padrino académico, Jose A. García-Charton, un gran científico, guitarrista y mejor amigo, por abrirme las puertas de su grupo en 2009 y de su casa. Con él también tengo que agradecerle a mi segundo grupo de investigación EyOEC, en Murcia, donde realicé dos de las estancias de investigación. A María S., Carlos V., Oscar E., Fabi C., Carlos W., Jorge T., Marta, Antonio y a Pepe. A todos ellos por transmitirme su amistad, compañerismo y optimismo. Mediterráneo, Mar Menor, Cabo de Palos, Huerta murciana, El Egeo, tomatito partío y las fiestas del Dpto.

Al personal de Fismare S.L. por su participación en los muestreos submarinos.

A la Cofradía de Pescadores de Lira, en especial a Milucho, por facilitarnos en todo momento nuestro trabajo en la reserva.

Al IGAFa, en especial a Edgar No, por facilitarnos la información sobre las sueltas de bogavante realizadas dentro de la reserva.

A Manolo, “O Rubio de Camelle”, una leyenda, con quién además he tenido el honor de bucear, por su faena como patrón y por habernos hecho pasar tantos buenos ratos.

A mi hija Ada, mi motor y lo único que me ató a la realidad durante los momentos más difíciles de esta tesis, que han sido más de los que hubiera deseado.

A mis padres, a mis abuelos, a mi madrina y a mi suegra, por su cariño y por la confianza que han tenido siempre en mí y por su ayuda incondicional todos estos años, sin la cual no habría sido posible.

A mi hermana, por transmitirme su constancia, su tesón y su tenacidad persiguiendo lo que uno quiere, sin descanso, durante tantos años como la conozco.

A mis amigas, su comprensión, apoyo y motivación que me ha transmitido en los peores momentos. Gracias Ana, Antía, Laura, María y Patri.

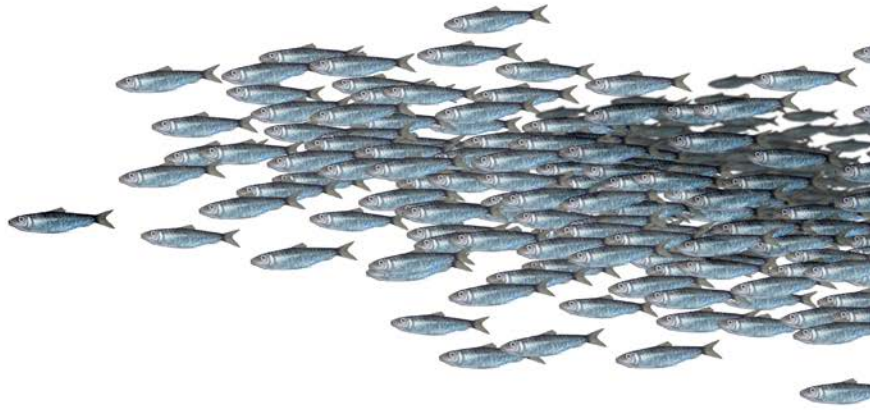
A mis amigos los *pajarolocos*, la pasión que me robó el poco tiempo libre de estos años, por hacerme una transfusión cada fin de semana de su pasión, ilusión y el amor desinteresado por la ciencia. Gracias Berto, Manolo, Graciela, Alexia, Vero, Manuel y Toño. A Vero también por la estupenda maquetación, en la que puso todo su empeño, cómo no.

A mis perros, Lupo y Sara, por su paciencia y las tardes paseos para desconectar.

Sólo aquellos que me ayudaron, que no son pocos, saben el gran esfuerzo y dedicación que requirió esta tesis. Gracias a todos.

Este trabajo fue financiado parcialmente por WWF Adena, el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) y el programa autonómico María Barbeito (Xunta de Galicia) de contratos predoctorales para la formación de doctores.





Indice general

ÍNDICE DE FIGURAS	22
ÍNDICE DE IMÁGENES	28
RESUMEN	31
RESUMO	32
SUMMARY	33
1. INTRODUCCIÓN GENERAL	37
1.1. Las Reservas Marinas de Interés Pesquero	39
1.2. La Reserva Marina de Interés Pesquero Os Miñarzos	41
1.2.1. Antecedentes y proceso de creación	42
1.2.2. Situación de geográfica de la RMIP, características geofísicas y patrimonio natural de su entorno	44
1.2.3. Zonación y funcionamiento de la RMIP	47
1.2.4. Estudios y acciones previas realizadas en la RMIP y su entorno ..	49
1.3. Objetivos del estudio	51
2. MATERIAL Y MÉTODOS GENERAL	57
2.1. Área de estudio	57
2.2. Diseño de muestreo	60
2.3. Técnicas de muestreo para la caracterización del tipo de fondo, y de las comunidades de macroalgas, megafauna bentónica y peces	62
2.3.1. Caracterización de las comunidades de macroalgas, megafauna bentónica, peces	64
2.3.2. Caracterización del tipo de fondo	65
2.3.3. Descripción de los transectos	66
2.4. Técnicas de muestreo empleadas para la caracterización de las comunidades de macrofauna bentónica	78
2.5. Análisis de datos	79

3. DINÁMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS COMUNIDADES DE MACRÓFITOS DEL SUBMAREAL ROCOSO DE LA RESERVA MARINA DE INTERÉS PESQUERO OS MIÑARZOS Y SU ZONA ADYACENTE 85

3.1. Material y métodos	89
3.1.1. Análisis de datos	90
3.2. Resultados	92
3.2.1. Descripción general de la comunidad de macrófitos.	92
3.2.2. Abundancia relativa de grupos morfológicos de macroalgas	94
3.2.3. Riqueza de taxones total y por grupos morfológicos	95
3.2.4. Diversidad de taxones total y por grupos morfológicos.	96
3.2.5. Estructura de la comunidad.	97
3.3. Discusión	99

4. DINÁMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS COMUNIDADES DE MEGAFUNA BENTÓNICA DE LA RESERVA MARINA DE INTERÉS PESQUERO OS MIÑARZOS Y SU ZONA ADYACENTE111

4.1. Material y métodos	113
4.1.1. Análisis de los datos	115
4.2. Resultados	116
4.2.1. Descripción de la comunidad de megafauna bentónica	116
4.2.2. Riqueza de taxones.	121
4.2.3. Diversidad de taxones.	123
4.2.4. Densidad de taxones.	123
4.2.5. Estructura de la comunidad.	125
4.2.6. Eficiencia del inventario y riqueza esperada.	128
4.3. Discusión	130

5. ANÁLISIS DEL USO DE TRANSECTOS DE ANCHO DE BANDA VARIABLE PARA EL ESTUDIO DE COMUNIDADES DE PECES EN HÁBITATS ROCOSOS DE BAJA VISIBILIDAD143

5.1. Material y métodos	145
5.1.1. Descripción del área de estudio	145

5.1.2. Origen de la información	147
5.1.3. Análisis de datos	148
5.1.3.1. Análisis previos.	150
5.1.3.2. Influencia del ancho de banda sobre las estimas de riqueza y densidad.	151
5.2. Resultados	152
5.2.1. Comunidad de peces de los arrecifes rocosos costeros identificados mediante CVS	152
5.2.2. Análisis de la riqueza de taxones y la estructura de la comunidad	154
5.2.3. Análisis de la visibilidad de los CVS. Variabilidad espacial y estacional	155
5.2.4. Relación del ancho de banda del transecto con la riqueza y densidad de taxones de peces	157
5.3. Discusión	161

5B. DINÁMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS COMUNIDADES DE PECES Y GRANDES INVERTEBRADOS MÓVILES DE LA RESERVA MARINA DE INTERÉS PESQUERO OS MIÑARZOS Y SU ZONA ADYACENTE169

5b.1. Material y métodos	171
5b.1.1. Análisis de los datos	172
5b.1.1.1. Peces	173
5b.1.1.2. Invertebrados	174
5b.2. Resultados	174
5b.2.1. Descripción de la comunidad de peces y grandes invertebrados móviles	174
5b.2.2. Peces	176
5b.2.2.1 Riqueza de taxones.	176
5b.2.2.2. Diversidad de taxones	177
5b.2.2.3. Densidad de taxones	178
5b.2.2.4. Estructura de la comunidad	182
5b.2.2.5. Eficiencia del inventario y riqueza esperada	184
5b.2.3. Grandes invertebrados móviles.	185

5b.2.3.1. Centolla (<i>Maja brachydactyla</i>)	185
5b.2.3.2 Pulpo (<i>Octopus vulgaris</i>)	186
5b.2.3.3 Sepia (<i>Sepia officinalis</i>)	187
5b.3. Discusión	188

6. DINÁMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS COMUNIDADES DE MACROFAUNA BENTÓNICAS ASOCIADAS A DIFERENTES TIPOS DE SUSTRATO EN LA ENSENADA DE CARNOTA (GALICIA) 199

6.1. Material y métodos	201
6.1.1. Análisis de los datos	203
6.2. Resultados	204
6.2.1. Descripción de las comunidades de macrofauna de sustrato arenoso y de sustrato rocoso	204
6.2.2. Comunidad de macrofauna de sustrato arenoso	207
6.2.2.1. Parámetros descriptores de la comunidad de macrofauna de sustrato arenoso	207
6.2.2.1.1. Riqueza de taxones de sustrato arenoso	207
6.2.2.1.2. Diversidad de taxones de sustrato arenoso	209
6.2.2.1.3. Densidad de taxones de sustrato arenoso	209
6.2.2.2. Variabilidad espacial y estacional de la estructura de la comunidad de macrofauna de sustrato arenoso.	211
6.2.3. Comunidad de macrofauna de sustrato rocoso	214
6.2.3.1. Parámetros descriptores de la comunidad de macrofauna de sustrato rocoso.	214
6.2.3.1.1. Riqueza de taxones de sustrato rocoso	214
6.2.3.1.2. Diversidad de taxones de sustrato rocoso	214
6.2.3.1.3. Densidad de taxones de sustrato rocoso	215
6.2.3.2. Variabilidad espacial y estacional de la estructura de la comunidad de sustrato rocoso	215
6.3. Discusión	218

7. RELACIONES DE LAS ESPECIES DE INVERTEBRADOS Y PECES CON EL HÁBITAT EN LA RESERVA MARINA DE INTERÉS PESQUERO OS MIÑARZOS Y SU ZONA ADYACENTE	229
7.1. Material y métodos	230
7.1.1. Diseño de muestreo	231
7.1.2. Censo de peces de pequeño tamaño y movilidad reducida e invertebrados sedentarios y sésiles	232
7.1.3. Censo de peces y grandes invertebrados móviles	232
7.1.4. Análisis de datos	233
7.2. Resultados	236
7.2.1. Correlación entre las variables descriptoras del hábitat y los parámetros descriptores de la comunidad (riqueza, diversidad y densidad total)	236
7.2.2. Relación de las especies con el hábitat y relaciones inter-específicas	237
7.3. Discusión	242
8. DISCUSIÓN GENERAL	253
8.1. Importancia de los estudios de línea base	253
8.2. Monitorización de las AMPs	254
8.2.1. Propuestas para la mejora del plan de monitorización de las comunidades biológicas de la RMIP Os Miñarzos	256
8.3. Efectos observados: ¿Primeros indicios de protección en la RMIP Os Miñarzos?	260
8.3.1. Efectos observados en los indicadores de riqueza taxonómica, diversidad, densidad y estructura de la comunidad	261
8.4. Factores a tener en cuenta en futuras evaluaciones	264
8.5. Conclusiones	269
9. CONCLUSIONES	271
BIBLIOGRAFÍA	281

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.1. Diagrama explicativo de un tipo de cascada trófica que implica a 3 niveles (Pinnegar *et al.* 2000 y basado en Menge 1995). Un predador preda y controla a los herbívoros, teniendo efectos negativos sobre su tamaño poblacional, y a su vez el herbívoro pasta y controla directamente a las especies basales con idéntico efecto. Como resultado, el predador ejerce un efecto indirecto positivo (+) sobre las especies basales (línea discontinua).
..... 40
- Figura 1.2. Figuras de protección de la zona costera resaltado en color marrón: LIC Costa da Morte, LIC Carnota-Monte Pindo, LIC Monte e Lagoa de Louro; y en color gris la RMIP Os *Miñarzos*. 46
- Figura 1.3. Zonificación de la RMIP Os *Miñarzos*. Se representan las dos zonas de reserva integral (RI) y la zona parcialmente protegida (PP). 48
- Figura 2.1. Temperatura en grados centígrados (línea continua) registrada durante el período de estudio tomada a 15 m de profundidad en la estación “M5” situada en la Ría de Muros (fuente de datos: www.intecmar.org). Los símbolos indican la fecha de realización de los muestreos de cada una de las comunidades (ver leyenda). 58
- Figura 2.2. Mapa de la zona de estudio, donde los colores de las distintas áreas (ver leyenda) se corresponden con la zonación de la reserva (RI: reserva integral; PP: zona parcialmente protegida). Se indica la localización de los transectos (T: puntos rojos) para la caracterización del tipo de sustrato y relieve y el muestreo de macroalgas, bentos y peces; los puntos amarillos se corresponden con los sitios de extracción (E) de macrofauna bentónica.
..... 61
- Figura 3.1. Riqueza taxonómica (Nº taxones/100 m²) por época (primavera y otoño), zona (RI: reserva integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control) y año (2007, 2008, 2009). 93

Figura 3.2. Riqueza de especies promedio (Nº taxones/100 m²) por época (primavera y otoño), año (2007, 2008, 2009). La zona se codifica mediante colores en escala de grises (muy oscuro: reserva integral; oscuro: zona parcialmente protegida; claro: zona control). Las barras de error indican el error estándar del promedio. 95

Figura 3.3. Ordenación MDS de la estructura de la comunidad de macroalgas del submareal rocoso de la RMIP. Se representan las zonas codificadas mediante símbolos (círculo: zona de reserva integral; triángulo: zona parcialmente protegida; cuadrado: zona control). Los símbolos llenos representan la época de primavera y los vacíos el otoño. Los dos números del código representan el año (07: 2007; 08: 2008; 09: 2009). 99

Figura 4.1a. Riqueza taxonómica de fauna bentónica (Núm. taxones/5 m²) del submareal arenoso de la RMIP por época (primavera, verano, otoño, invierno), zona (RI: reserva integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control), y año (2007, 2008, 2009, 2010). Los taxones fueron agrupados por familias (ver leyenda). 118

Figura 4.1b. Riqueza taxonómica de fauna bentónica (Núm. taxones/5 m²) del submareal rocoso (b) de la RMIP por época (primavera, verano, otoño, invierno), zona (RI: reserva integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control) y año (2007, 2008, 2009, 2010). 119

Figura 4.2. Riqueza de taxones promedio (Núm. taxones/0.25 m²) y error estándar (barras de error) de megafauna bentónica del submareal arenoso (a) y rocoso (b) de la RMIP. Se representa por época (primavera, verano, otoño, invierno), año (2007, 2008, 2009, 2010) y zona (codificada mediante colores, ver leyenda) 122

Figura 4.3. Densidad de taxones promedio (Núm. taxones/0.25 m²) y error estándar (barras de error) de megafauna bentónica del submareal arenoso (a) y rocoso (b) de la RMIP. Se representa por época (primavera, verano, otoño, invierno), (2007, 2008, 2009, 2010) y zona (codificada mediante colores, ver leyenda). 124

Figura 4.4. Ordenación MDS de la estructura de la comunidad de megafauna bentónica del submareal arenoso (a) y rocoso (b) de la RMIP. Se representan las zonas codificadas mediante símbolos (círculo: zona de reserva integral; triángulo: zona parcialmente protegida; cuadrado: zona control). El número del código representa el año (7: 2007; 8: 2008; 9: 2009; 10: 2010). Las épocas del año se codifican mediante colores (ver leyenda)... 126

Figura 4.5. Curvas de acumulación de especies de megafauna bentónica de la RMIP en sustrato arenoso (a) y rocoso (b). Las líneas representan los distintos niveles de protección (línea continua: reserva integral; línea rayada: zona parcialmente protegida; línea punteada: zona control). 129

Figura 5.1. Mapa de las tres zonas de estudio la Ría de Cedeira, el Golfo Ártabro y el Seno de Corcubión. Los puntos representan la ubicación de los transectos en cada una de las zonas. 146

Figura 5.2. Organización espacial de la ictiofauna de los fondos rocosos infralitorales que se corresponde con los diferentes grupos funcionales (modificado de Harmelin 1987). GF1: Taxones muy móviles, gregarios y pelágicos; GF2: Especies demersales, con movimientos verticales moderados y movimientos horizontales más o menos importantes; GF3: Especies demersales con movimientos verticales limitados y considerables movimientos horizontales; GF4: Especies demersales sedentarios; GF5: Especies sedentarias y de hábitos bentónicos. 149

Figura 5.3. En la primera fila se representan los diagramas de caja de los valores de visibilidad: a la izquierda se muestra la visibilidad general, en el centro la visibilidad por zona de estudio y a la derecha la visibilidad por época del año. En la segunda fila se representan los valores de visibilidad por zona (RCE: Ría de Cedeira, GA: Golfo Ártabro y SCO: Seno de Corcubión) y época del año. Se representan la mediana (línea gruesa), los cuartiles 1º y 3º, los valores mínimos y máximos (bigotes) y valores atípicos (puntos). 156

Figura 5.4. Efecto del ancho de banda sobre la riqueza de especies (columna izq.) y la densidad (columna dcha.) para la Ría de Cedeira, el Golfo Ártabro y el Seno de Corcubión. Se representan las observaciones (puntos), la predicción (línea continua) y su DT (líneas punteadas) estimadas mediante GAM, con las funciones *gaussian* y *gamma* para la riqueza y densidad respectivamente, y la *familia identity* en ambos casos. 158

Figura 5.5. Efecto del ancho de banda sobre las densidades (indiv./m²) de peces por grupos funcionales (1, 2 y 4) para la Ría de Cedeira, el Golfo Ártabro y el Seno de Corcubión. Se representan las observaciones (puntos), la predicción (línea continua) y su DT (líneas punteadas) estimadas mediante GAM (función *gamma familia identity*). 159

Figura 5.6. Efecto del ancho de banda sobre las densidades (indiv./m²) de *B. boops*, *Pollachius pollachius* y *Labrus bergylta*. Se representan las observaciones (puntos), la predicción (línea continua) y su DT (líneas punteadas) estimadas mediante GAM (función *gaussian familia identity*). 160

Figura 5b.1. Riqueza de taxones promedio (Núm. taxones/500 m²) y error estándar (barras de error) de peces y grandes invertebrados móviles del submareal arenoso (a) y rocoso (b) de la RMIP. Se representa por época (primavera, verano, otoño, invierno), año (2007, 2008, 2009, 2010) y zona (codifi cada mediante colores, ver leyenda). 177

Figura 5b.2. Densidad promedio de individuos (indiv./500 m²) y error estándar (barras de error) de peces y grandes invertebrados móviles del submareal arenoso (a) y rocoso (b) de la RMIP. Se representa por época (primavera, verano, otoño, invierno), año (2007, 2008, 2009, 2010) y zona (codifi cada mediante colores, ver leyenda).. 179

Figura 5b.3. Densidad (indiv./500 m²) de *L. bergylta* (a) y *Symphodus* spp. (b) en las zonas de sustrato rocoso (RI: Reserva Integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control). Se indican las respuestas significativas ($p \leq 0.05$). Se representan las observaciones (puntos), la predicción (línea continua) y su DT (líneas punteadas) estimadas mediante GAM (función *gaussian familia identity*). En el primer caso (a) el modelo explica el 33% de la varianza y en el segundo (b) el 28.1%. 180

Figura 5b.4. Box-plot de la densidad de (indiv./500 m²) de *L. bergylta* (a) y *Symphodus* spp. (b) en las zonas de sustrato rocoso (RI: Reserva Integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control) por época del año. 181

Figura 5b.5. Ordenación MDS de la estructura de la comunidad de peces y grandes invertebrados móviles del submareal arenoso (a) y rocoso (b) de la RMIP. Se representan las zonas codifi cadas mediante símbolos (círculo: zona de reserva integral; triángulo: zona parcialmente protegida; cuadrado: zona control). La letra del código representa la época (P: primavera; V: verano; O: otoño; I: invierno); el número el año (7: 2007; 8: 2008; 9: 2009; 10: 2010). 182

Figura 5b.6. Curvas de acumulación de especies de peces y grandes invertebrados móviles de la RMIP en sustrato arenoso (a) y rocoso (b). Las líneas representan los distintos niveles de protección (línea continua: reserva integral; línea rayada: zona parcialmente protegida; línea punteada: zona control). 185

Figura 5b.7. Densidad promedio (Nº indiv./500 m²) y error estándar (barras de error) de centolla (*M. brachydactyla*) del submareal arenoso y rocoso de la RMIP por nivel de protección (RI: reserva integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control). 186

Figura 5b.8. Densidad promedio (Nº indiv./500 m²) y error estándar (barras de error) de pulpo (*O. vulgaris*) del submareal arenoso y rocoso de la RMIP por nivel de protección (RI: reserva integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control). 187

Figura 6.1. Número de taxones de macrofauna por unidad muestral, agrupados por grupo zoológico, en sustrato arenoso (a) y sustrato rocoso (b). Se representan por época del año (verano, invierno) y localidad (arena: A1, A2, A3; roca: R1, R2, R3 y R4). 205

Figura 6.2. Riqueza de taxones promedio y error estándar (barras de error) de macrofauna por unidad muestral de sustrato arenoso (a) y rocoso (b). Se representa por época (verano, invierno), año (2005, 2007) y localidad (codificada mediante colores, ver leyenda). 208

Figura 6.3. Densidad de taxones promedio y error estándar (barras de error) de macrofauna de sustrato arenoso (a) y rocoso (b). Se representa por época (verano, invierno), año (2005, 2007) y localidad (codifi cada mediante colores, ver leyenda). 210

Figura 6.4. Dendrograma de clasifi cación resultante del análisis Cluster (a) y diagrama de ordenación bidimensional MDS (b) que representan la similitud entre muestras de macrofauna de sustrato arenoso en cada localidad, época y año. La codifi cación alfanumérica de las muestras representa la localidad (A1, A2 y A3) y el símbolo la época del año y el año (ver leyenda). Las líneas representan los grupos formados por el Cluster a un 10% y 30% de similitud. 212

Figura 6.5. Dendrograma de clasifi cación resultante del análisis Cluster (a) y diagrama de ordenación bidimensional MDS (b) que representan la similitud entre muestras de macrofauna de sustrato rocoso en cada localidad, época y año. La codifi cación alfanumérica de las muestras representa la localidad (R1, R2, R3 y R4) y el símbolo la época del año y el año (ver leyenda). Las líneas representan los grupos formados por el Cluster a un 41% y 53% de similitud. 217

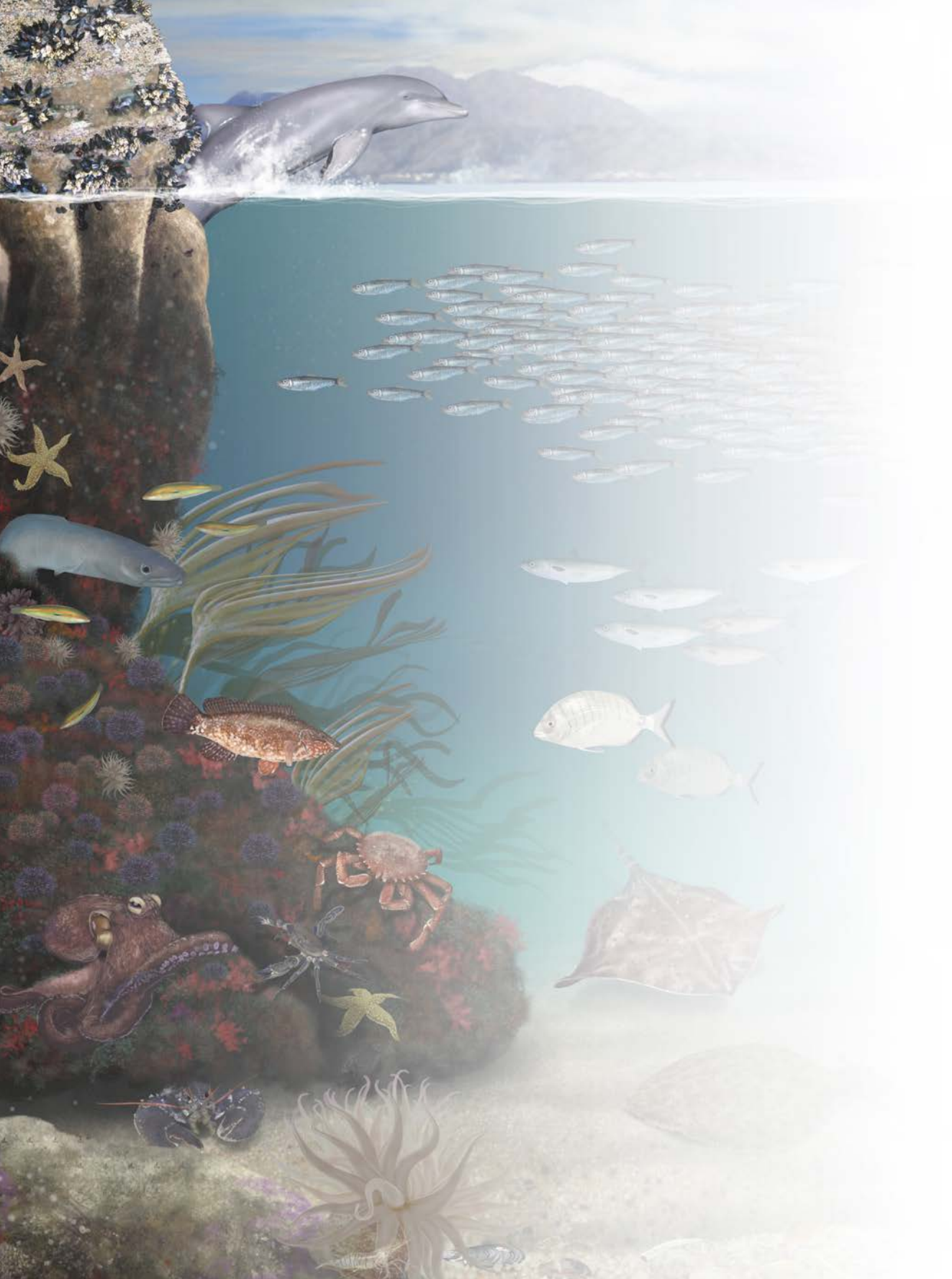
Figura 7.1 a y b. Diagramas bidimensionales de ordenación de las muestras de abundancia de invertebrados y peces en primavera (izquierda) y otoño (derecha) obtenidos mediante un CA (a) y un CCA (b). Las muestras se codificaron por zona (ver leyenda), correspondiendo los símbolos llenos a sustrato rocoso y los vacíos a sustrato arenoso. 238

Figura 7.1c. Diagramas CCA de ordenación de las de las especies y las variables descriptoras del hábitat en primavera (izquierda) y otoño (derecha) Las muestras se codifi caron por zona (ver leyenda). Las abreviaturas de las especies se muestran en la tabla 7.1a y 7.1b y las abreviaturas de las variables en la Tabla 7.3. 239

ÍNDICE DE IMÁGENES

Imagen 2.1. Boya en superficie (arriba.) y boya submarina (abajo) para la señalización de la posición de inicio de cada transecto durante el año 2007.	63
Imagen 2.2. Imágenes del transecto 1 (RIA1) situado en el extremo sur de la playa de Carnota, dentro de la zona de reserva integral.	66
Imagen 2.3. Imágenes del transecto 2 (RIA2) situado al sur del anterior transecto y al norte de “As Pedras da Area”, dentro de la zona de reserva integral.	67
Imagen 2.4. Imágenes del transecto 3 (PPA1) situado en mitad de la ensenada de Carnota, dentro del área parcialmente protegida de la RMIP. . . .	68
Imagen 2.5. Imágenes del transecto 4 (PPA2) situado al sur del anterior, al sur de la desembocadura del río Larada y dentro del área parcialmente protegida.	69
Imagen 2.6. Imágenes del transecto 5 (ZCA1) situado en el extremo norte de la ensenada de Carnota, fuera de los límites de la RMIP, dentro de la zona control de sustrato arenoso.	70
Imagen 2.7. Imágenes del transecto 6 (ZCA2) situado al suroeste del anterior, frente a la costa de Caldebarcos, fuera de la RMIP, dentro de la zona control de sustrato arenoso.	71
Imagen 2.8. Imágenes del transecto 7 (RIR1) situado dentro de la reserva integral sur frente a “O Porto de Barca”.	72
Imagen 2.9. Imágenes del transecto 8 (RIR2) situado al noroeste del anterior, frente a “A Punta da Enchousa” dentro de la reserva integral sur	73

- Imagen 2.10. Imágenes del transecto 9 (PPR1) situado en la zona parcialmente protegida de la RMIP, frente a “O Outeiro das Oveiras”. 74
- Imagen 2.11. Imágenes del transecto 10 (PPR2) situado al sur del anterior, frente a “Punta de Prouso Rubio”, dentro de la zona parcialmente protegida. 75
- Imagen 2.12. Imágenes del transecto 11 (ZCR1) situado en el extremo sur del área de estudio, fuera de los límites de la RMIP en la zona control de sustrato rocoso. 76
- Imagen 2.13. Imágenes del transecto 12 (ZCR2) situado al sureste del anterior, fuera de los límites de la RMIP en la zona control de sustrato rocoso. 78
- Imagen 4.1. Cuadrado para el recuento de los poríferos incrustantes y la ascidia *D. variolosus*. 115



RESUMEN

Os Miñarzos es una Reserva Marina de Interés Pesquero (RMIP) que fue creada en 2007 como herramienta de gestión de los recursos costeros. Ocupa una extensión de 2074.2 ha y está formada por dos reservas integrales y una zona parcialmente protegida.

El principal objetivo de este trabajo, el cual se desarrolló a lo largo de los tres primeros años tras la creación de la RMIP, consistió en establecer la línea base del estado de sus comunidades biológicas (macroalgas, bentos y peces) que permita en un futuro testar el posible efecto de la protección. Para cada una de las comunidades, se analizó la dinámica espacial, estacional e inter-anual. Además, analizamos su relación con el hábitat y su relación inter-específica.

Se constataron diferencias entre las comunidades biológicas de las diferentes zonas de la RMIP *Os Miñarzos*, con distinto nivel de protección, en cuanto a su estructura, diversidad, densidad y riqueza de especies. Estas se atribuyen principalmente a diferencias observadas en el hábitat, lo cual tiene importante implicaciones a nivel de su posterior monitorización y gestión. Asimismo, se identificaron relaciones entre las especies con su hábitat y relaciones inter-específicas que podrían influir en la magnitud y el sentido del efecto reserva esperado.

RESUMO

Os Miñarzos é unha Reserva Mariña de Interese Pesqueiro (RMIP) que foi creada en 2007 como ferramenta de xestión dos recursos mariños. Ocupa unha extensión de 2074.2 ha e está formada por dúas reservas integrais e unha zona parcialmente protexida.

O principal obxectivo de este traballo, o cal desenvolveuse ó longo dos tres primeiros anos trala creación da RMIP, consistiu no establecemento da líña base do estado das súas comunidades biolóxicas (macroalgas, bentos e peixes) que permita nun futuro testar o posible efecto da protección. Para cada unha das súas comunidades, analizouse a dinámica espacial, estacional e inter-anual. Ademais, analizamos a súa relación co hábitat e a súa relación inter-específica.

Constatáronse diferenzas entre as comunidades biolóxicas das diferentes zonas da RMIP *Os Miñarzos*, con distinto nivel de protección, en canto a súa estrutura, diversidade, densidade e riqueza de especies. Estas atribúense principalmente a diferenzas observadas no hábitat, o cal ten importantes implicacións a nivel do seu posterior monitoreo e xestión. Tamén, identificáronse relacións entre as especies co seu hábitat e relacións inter-específicas que poderían influír na magnitude e o sentido do efecto reserva.

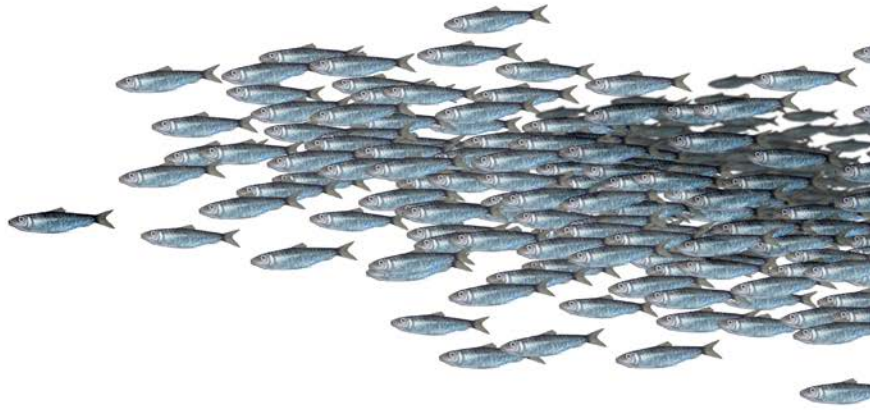
SUMMARY

Os Miñarzos is a Marine Fishery Reserve (MFR) which was created in 2007 as a tool for managing coastal resources. It covers an area of 2074.2 ha and consists of two no-take zones and a partially protected area.

The main objective of this work, which was developed over the first three years after the creation of the RMIP, was to establish the baseline of the status of their biological communities (macroalgae, benthos and fish) to allow in the future test the possible protection effect. For each of the communities, spatial, seasonal and inter-annual dynamics was analyzed. In addition, we analyze its relation to habitat and inter-specific relationships.

Differences between the biological communities of different areas from the *Os Miñarzos* RMIP, with different levels of protection, in terms of structure, diversity, density and species richness were found. These differences are mainly attributed to differences in habitat, which has important implications in terms of subsequent monitoring and management. Also, relationships between species and their habitat and inter-specific relationships, that could influence the magnitude and direction of the reserve effect expected, were identified.





1

Introducción general

The past is past and the future is ours to protect.
[Olvidémonos del pasado y protejamos el futuro].
Simon F. Thrush y Paul K. Dayton.

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

El concepto de Área Marina Protegida (AMP) se emplea de forma genérica para designar cualquier espacio marino que se beneficia de un estatus de protección. La Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (UICN 1988) define un AMP como “Toda área de terreno intermareal o submareal, junto con sus aguas de superficie, flora, fauna y rasgos históricos y culturales acompañantes, que haya sido reservada bajo la ley u otros medios efectivos para proteger la totalidad o parte del entorno comprendido” (Kelleher & Kenchington 1992). Se trata de un concepto relativamente nuevo a nivel internacional, dado que las AMPs se empiezan a implementar a nivel global en los años 1970, con excepción de algunas experiencias anteriores. Así, en 1935 se crea la primera AMP a nivel mundial en Florida, “Fort Jefferson National Monument” (Randall 1968). Hubo un intento previo en los años 20, en la Gran Barrera de Arrecife australiana (Morning Post 1906), aunque no se pudo llevar a cabo debido al rechazo de dicha iniciativa por parte de los pescadores.

Existen diferentes tipos de AMPs que se definen básicamente en función de los objetivos que persiguen y los tipos e intensidad de usos humanos permitidos en ellas. Tradicionalmente se ha considerado a las AMPs como herramientas para la conservación de especies, hábitats y ecosistemas, y como tal, incompatibles con la mayoría de usos humanos, y especialmente con las actividades extractivas. Entre los principales efectos positivos de las AMPs destacan los incrementos en la abundancia, diversidad y productividad de los organismos marinos (Lester *et al.* 2009), los cuales a menudo se producen durante los primeros años tras la implementación de un AMP y se mantienen a largo plazo. Ello se debe principalmente a la reducción en la mortalidad, disminución de la destrucción de hábitats, incremento del reclutamiento, aumento de la talla y edad de los individuos, así como a efectos ecológicos indirectos como consecuencia de la reestructuración de las cadenas tróficas (Sainsbury & Sumaila 2001).

Por todo ello, las reservas reducen la probabilidad de extinción de las especies marinas que residen dentro de ellas. Estos efectos ecológicos se extienden además fuera de los límites de la reserva (Lubchenco *et al.* 2003).

Esta perspectiva meramente conservacionista ha ido cambiando gradualmente, motivado por la demostración teórica y empírica de que las AMPs pueden generar al mismo tiempo efectos positivos sobre los stocks explotados y las capturas comerciales (Gell & Roberts 2003, Halpern 2003, Hilborn 2004, Sale *et al.* 2005, Vandeperre *et al.* 2011). A raíz de la constatación de estos efectos, la figura de AMP comienza a emplearse a la vez como herramienta de gestión pesquera para la recuperación y conservación de especies explotadas.

En estas premisas se basa la incipiente “gestión ecosistémica” (EBM: “Ecosystem-based management”), modelo de gestión adaptativo que persigue la sostenibilidad a largo plazo de los ecosistemas marinos y de los servicios que éstos proporcionan para los seres humanos. Esta visión holística de los recursos marinos asume que todos los elementos del ecosistema están interconectados por lo que, en oposición a la tradicional gestión pesquera, esta comprende la gestión del ecosistema como un todo (Curtin & Prellezo 2010, Wing & Jack 2014). De tal manera, las especies no comerciales, las relaciones tróficas, el hábitat y el ser humano se consideran elementos esenciales en la gestión integrada de los recursos marinos (Hilborn 2011). El carácter adaptativo de esta medida de gestión se fundamenta en la naturaleza heterogénea y dinámica de los ecosistemas, lo cual implica la necesidad de realizar una monitorización y evaluación periódicas (Levin *et al.* 2009, Katsanevakis *et al.* 2011). Dentro de la gestión ecosistémica, las AMPs o reservas de gestión pesquera constituyen una importante herramienta que contribuye a la mejora del funcionamiento de los ecosistemas (Halpern *et al.* 2010). Estas operan mediante la protección de los hábitats críticos para las especies, cuya pérdida ha sido reconocida como el principal factor responsable de la extinción de especies y la disminución mundial de la diversidad (Trush & Dayton 2010), la cual a su vez se traduce en un deterioro de los servicios del ecosistema (Worm *et al.* 2006). Esta visión integral de la gestión de los recursos marinos con enfoque en el ecosistema ha sido discutida a nivel global desde la década de los años 90 (Grumbine 1994, Botsford *et al.* 1997).

1.1. Las Reservas Marinas de Interés Pesquero

Las Reservas Marinas de Interés Pesquero (en adelante RMIPs) constituyen una herramienta de gestión espacial de los recursos marinos. Éstas se basan en la protección del ecosistema marino y, como su propio nombre indica, su principal objetivo consiste en la obtención de beneficios pesqueros sostenibles, entendidos como un incremento en las capturas y una mejora de su calidad a lo largo del tiempo. Los beneficios pesqueros que las RMIPs proporcionan llevan siendo constatados a nivel mundial durante más de dos décadas (Halpern 2003, Hilborn 2004, Vandeperre *et al.* 2011). Estos se producen en las zonas adyacentes a las áreas protegidas, como consecuencia de un mecanismo de denso-dependencia, conocido como exportación de biomasa o “spillover”. Este fenómeno tiene lugar debido a un movimiento de los individuos adultos hacia las zonas no protegidas como consecuencia del exceso de biomasa que se produce en el interior de la zona de reserva, por efecto de la protección. Además, existe una evidencia creciente de que las reservas permiten la recuperación regional de poblaciones a través de la exportación de larvas. Se ha estimado que el plazo de tiempo para que se produzcan estos efectos es de 5 años desde la creación de la reserva (Roberts 1995, Gell & Roberts 2003, Seytre & Francour 2009, Babcock *et al.* 2010), aunque la literatura científica recoge numerosas evidencias en las cuales los efectos tienen lugar desde el 1^{er} al 3^{er} año (Halpern & Warner 2002). Este fenómeno se traduce en último lugar en un claro beneficio social con una repercusión global, ya que afecta tanto al sector pesquero como al resto de la población que depende indirectamente de la pesca, laboralmente o como consumidor.

No obstante, la protección de un espacio marino brinda otros muchos beneficios diferentes del pesquero (Halpern & Warner 2002, Lester *et al.* 2009), la mayoría de los cuales repercuten a su vez directa o indirectamente a nivel social, como son la mejora del funcionamiento del ecosistema o de su capacidad de resiliencia. Este último concepto se define como la capacidad de un ecosistema para mantenerse estable ante las perturbaciones (Babcock *et al.* 2010). Aunque todos estos cambios resultan más difícilmente medibles y de escaso interés socio-político, la evidencia de su ocurrencia y la magnitud de su repercusión han sido también científicamente constadas (Trush & Dayton 2010). Este tipo de cambios en el ecosistema, producidos como consecuencia de la protección, se consideran efectos indirectos. El plazo de tiempo estimado para que éstos

ocurran es de 13.5 años (Babcock *et al.* 2010). Los efectos indirectos tienen lugar por medio del fenómeno de cascada trófica. Al eliminar la presión pesquera sobre las especies explotadas éstas experimentan cambios en el tamaño poblacional y en su talla corporal, repercutiendo así en los niveles inmediatos (inferiores y superiores) de la cadena trófica y estos a su vez en los siguientes (Pinnegar *et al.* 2000).

Normalmente la mayor presión pesquera se ejerce sobre los predadores tope del ecosistema que se sitúan en la cima de la pirámide alimentaria. Al eliminar la presión pesquera, la densidad de los predadores se incrementa provocando la disminución de la densidad de sus presas (pequeños peces e invertebrados herbívoros). Estos a su vez, al disminuir su densidad, liberan la presión que ejercen sobre los niveles inferiores de los que se alimentan como pequeños invertebrados y algas (Fig. 1.1). Por ello, la respuesta esperada en una zona protegida es el aumento de los predadores y de la complejidad estructural del hábitat debido al mayor desarrollo de la cobertura vegetal (Guidetti 2006, Currie & Sorokin 2009, Madin *et al.* 2010). Sin embargo, la magnitud y dirección de la respuesta está determinada por complejas relaciones inter-específicas, las cuales confieren al cambio un carácter impredecible, provocando incluso en ocasiones un efecto contrario al esperado (Barret *et al.* 2009). Por ello, resultan necesarios estudios de comunidad previos al establecimiento de una reserva que permitan analizar y prever las posibles respuestas.

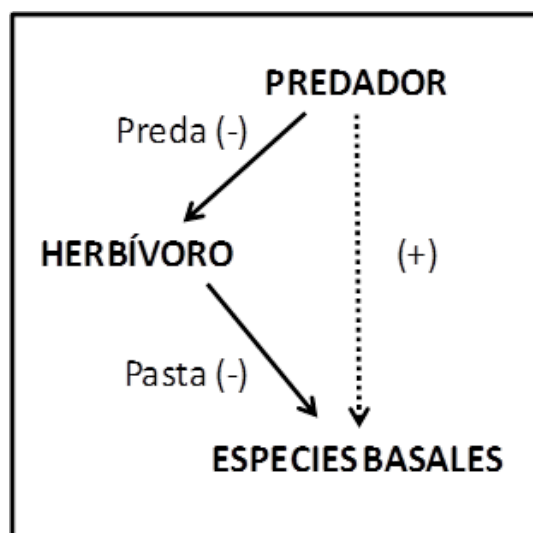


Figura 1.1. Diagrama explicativo de un tipo de cascada trófica que implica a 3 niveles (Pinnegar *et al.* 2000 y basado en Menge 1995). Un predador predica y controla a los herbívoros, teniendo efectos negativos sobre su tamaño poblacional, y a su vez el herbívoro pasta y controla directamente a las especies basales con idéntico efecto. Como resultado, el predador ejerce un efecto indirecto positivo (+) sobre las especies basales (línea discontinua).

En Europa, se establece la primera reserva marina en 1972 (Banc d'Arguin, Francia) cuyo principal objetivo era la conservación de la diversidad. Desde entonces esta figura de protección se extendió rápidamente a lo largo de las costas europeas (principalmente la mediterránea), estableciéndose un total de 74 reservas hasta 2012. Sin embargo, el empleo de las AMPs como herramienta para la gestión ecosistémica de los recursos marinos adquirió fuerza a través de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (2008/56/EC). Según esta Directiva los estados miembros se comprometen a aplicar el enfoque ecosistémico para la gestión de los recursos marinos con el fin de alcanzar un buen estado medioambiental de sus aguas para el año 2020. Como parte de esta estrategia figura la creación de una red de reservas marinas (Fenberg *et al.* 2012). En España han sido creadas hasta la fecha un total de 25 reservas marinas costeras, de las cuales sólo dos se sitúan en la costa atlántica de la península (www.reservasmarinas.net). En 1982 aparece por primera vez la figura de Reserva Marina en la Orden 11/5/1982 (artículo 18) por la que se regula la actividad de repoblación marina. En 1986 se crea la primera la Reserva Marina española en la Isla de Tabarca (Serrano 2001), cuyos principales objetivos eran la conservación de la flora y fauna marina y la repoblación de las aguas circundantes con fines pesqueros. En Galicia se han creado hasta la fecha dos reservas, bajo la figura de protección denominada Reserva Marina de Interés Pesquero (RMIP). Esta figura posibilita al mismo tiempo la sustentabilidad de las pesquerías y de los ecosistemas marinos, ya que los objetivos de gestión pesquera no resultan incompatibles con la conservación de los hábitats y la biodiversidad. La primera se crea en el año 2007 en Lira, y la segunda un año después en la Ría de Cedeira.

1.2. La Reserva Marina de Interés Pesquero *Os Miñarzos*

Os Miñarzos no es una reserva cualquiera. Se trata del décimo octavo espacio marino protegido de la costa española y sin embargo surge por primera vez a petición de los propios pescadores, los cuales formaron parte activa en todo el proceso de diseño, creación e implementación de la misma. Se crea así en Galicia en el año 2007 la RMIP *Os Miñarzos*, la primera RMIP cogestionada de la costa atlántica de la Península Ibérica, pues su órgano de gestión está formado de manera paritaria por representantes de la administración y representantes del sector pesquero.

1.2.1. Antecedentes y proceso de creación

Lira es una pequeña parroquia costera de 964 habitantes perteneciente al Municipio de Carnota, provincia de A Coruña (año 2010, Instituto Nacional de Estadística, www.ine.es), donde la pesca artesanal constituye la base del sector productivo local. Durante el período que duró el estudio, la flota de la cofradía de Lira estuvo compuesta por 27 embarcaciones de la 3ª lista (captura y extracción con fines comerciales de pescado y otros recursos marinos vivos) y una de la 4ª lista (auxiliar de pesca y acuicultura; según Real Decreto 1027/1989, de 28 de julio). El 60% de estas embarcaciones es menor de 2.5 TRB (Consellería do Medio Rural e do Mar de la Xunta de Galicia, www.pescadegalicia.com). En total, en este mismo período, fueron alrededor de 70 pescadores y mariscadores que se dedicaron en su mayoría a la captura de pulpo, nécora y camarón con nasas y una pequeña parte empleó artes de enmalle. Esta comunidad de pescadores junto con el resto del sector pesquero artesanal gallego han experimentado en las dos últimas décadas una serie de dificultades sociales y administrativas (como la desestructuración del sector y la reducción de ayudas por parte del estado) así como una acusada disminución en sus capturas como consecuencia de unos recursos cada vez más sobre-explotados (Freire & García-Allut 2000, Freire *et al.* 2002, Pita & Freire 2014). El vertido de fuel procedente del petrolero Prestige en 2002, que afectó de manera notable a esta zona, no hizo más que incrementar la incertidumbre en los pescadores de Lira sobre el futuro de su actividad.

La cofradía de Lira, consciente de esta situación, lleva promoviendo desde hace más de una década acciones locales encaminadas a sensibilizar al sector sobre la necesidad de una explotación sostenible y responsable de los recursos pesqueros. Surgió así en 2003 la idea de crear una RMIP como herramienta para conseguir la recuperación de los recursos costeros, la sostenibilidad de la pesca artesanal como modo de vida y la conservación de los ecosistemas marinos. Asimismo, se esperaba que una RMIP conllevara otros beneficios asociados como la diversificación de la actividad económica local hacia el turismo, la concienciación de la sociedad acerca de la problemática ambiental y sus implicaciones para el sector pesquero, así como la valorización de la cultura marinera.

En 2004 se constituyó un grupo de trabajo formado por el patrón mayor, el gerente de la cofradía y una comisión de pescadores y mariscadores representativa de todas las artes de pesca de la cofradía de Lira que trabajaron en la elaboración de la propuesta del diseño de la reserva. La propuesta se basó en el conocimiento tradicional de los propios pescadores e incluía por primera vez en España un modelo de cogestión que aseguraba la participación de los pescadores en la futura toma de decisiones sobre aspectos de la propia RMIP. El grupo de Recursos Marinos y Pesquerías de la Universidad de A Coruña actuó como asesor de la cofradía. Con este fin realizó en 2005 un estudio de caracterización de las comunidades biológicas y ecosistemas presentes en el área. De Oliveira (2013) y Fernández-Vidal & Muiño (2014) describen en detalle el proceso de creación de la RMIP.

La propuesta elaborada se elevó a la administración y fue aprobada mediante el Decreto 87/2007 del 12 de abril (DOG. nº 88 del 8 de mayo de 2007; modificado mediante el Decreto 240/2008 del 2 de octubre - DOG. nº 210 del 29 de octubre de 2008). A finales de ese mismo año se definió el plan de regulación y uso de la RMIP mediante la Orden del 27 de noviembre de 2007 (DOG. nº 236 del 7 de diciembre de 2007), en la cual se constituyó también el órgano de gestión seguimiento y control de la reserva. Durante el período de tiempo comprendido entre la creación y la implementación, la falta de un conocimiento preciso de los límites de la reserva por parte de los usuarios sumado a la falta de vigilancia hizo que durante ese tiempo la reserva integral RMIP mantuviera un cierto grado de explotación mayor del esperable, algo que es habitual en otras reservas (Edgar & Barret 1999).

El órgano de gestión seguimiento y control de la reserva está formado por ocho miembros, cuatro pertenecientes a la administración y otros cuatro al sector pesquero. Por parte de la administración, tres son miembros de la consellería competente en materia de pesca, entre los que se encuentran el presidente y el secretario de dicho órgano, y uno pertenece a la consellería competente en materia de medioambiente. De los miembros del sector pesquero, dos son propuestos por la cofradía de pescadores de Lira y otros dos por la Federación Gallega de Cofradías de Pescadores. Este órgano, con base en el puerto de Lira, se reúne en convocatoria ordinaria dos veces al año y tiene entre sus funciones la gestión y seguimiento de la reserva para evaluar el grado de cumplimiento de sus objetivos, el control de las actividades que se realicen en dicho ámbito,

así como la elaboración de informes anuales sobre la situación y evolución de la reserva. La evolución y el funcionamiento de este órgano es discutido por Fernández-Vidal & Muiño (2014).

1.2.2. Situación de geográfica de la RMIP, características geofísicas y patrimonio natural de su entorno

La RMIP *Os Miñarzos* está situada al noroeste de la Península Ibérica, en aguas interiores de la comunidad autónoma de Galicia, y se encuentra enmarcada por el Seno de Corcubión, que comprende desde Cabo Nave al norte hasta Punta Remedios al sur. La plataforma marina es de naturaleza granítica y se presenta abrupta e irregular, con un perfil batimétrico somero que oscila entre 0 y 70 m. Su orientación oeste la hace muy expuesta al oleaje por lo que presenta un elevado grado de abrasión (Nonn 1966). El oleaje predominante es oeste-noroeste, el cual prevalece el 80% del año, con olas de entre 1 y 2 m más del 60% del año. El viento predominante es el nordeste (fuente Ministerio de Fomento, Puertos del Estado, <http://www.puertos.es>, período 1995-2012). En este tramo de costa los arenales son muy abundantes, entre los que destaca el complejo sistema dunar de Carnota compuesto por dunas móviles y semimóviles y una marisma.

En el tramo de costa que va desde cabo Fisterra, al norte, hasta punta Carreiro, al sur, dentro del cual se encuentra incluida la RMIP *Os Miñarzos*, confluyen distintas figuras de protección europea incluidas dentro de la Red Natura 2000 (Fig. 1.2). Se trata de 3 Lugares de Importancia Comunitaria (LICs) declarados de acuerdo con la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la Conservación de los Hábitats Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre) y comprenden espacios terrestres, fluviales, estuarinos y marinos. Estas figuras de protección, fueron declaradas como LICs en 2004 mediante el Decreto 72/2004, de 2 de abril (DOG. nº 69 de 12 de abril de 2004), y recientemente han sido declaradas como Zonas de Especial Conservación (ZEC) por la Xunta de Galicia por el Decreto 37/2014, de 27 de marzo (DOG. nº 62 de 31 de marzo de 2014). Estas zonas de especial protección de los valores naturales son las siguientes:

- ZEC Costa da Morte.
- ZEC Carnota-Monte Pindo.
- ZEC Monte e Lagoa de Louro.

En concreto, en el ámbito de la RMIP, se solapan varias de estas figuras de protección costera y marina (Fig. 1.2). En la mitad norte de la reserva marina (desde el límite norte de la reserva hasta el puerto de Portocubelo) se encuentra incluida en la ZEC Carnota-Monte Pindo, mientras que la mitad sur (desde el puerto de Portocubelo hasta el límite sur de la reserva) está incluida en la ZEC Monte e Lagoa de Louro (fuente Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras de la Xunta de Galicia, www.cmati.xunta.es).

Asimismo los bancos de arena submareales someros y los arrecifes rocosos presentes en la RMIP, y que fueron objeto de estudio en este trabajo, constituyen hábitats de interés comunitario según la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la Conservación de los Hábitats Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre; códigos 1110 y 1170 respectivamente), por lo que su conservación requiere la designación de zonas de especial conservación.

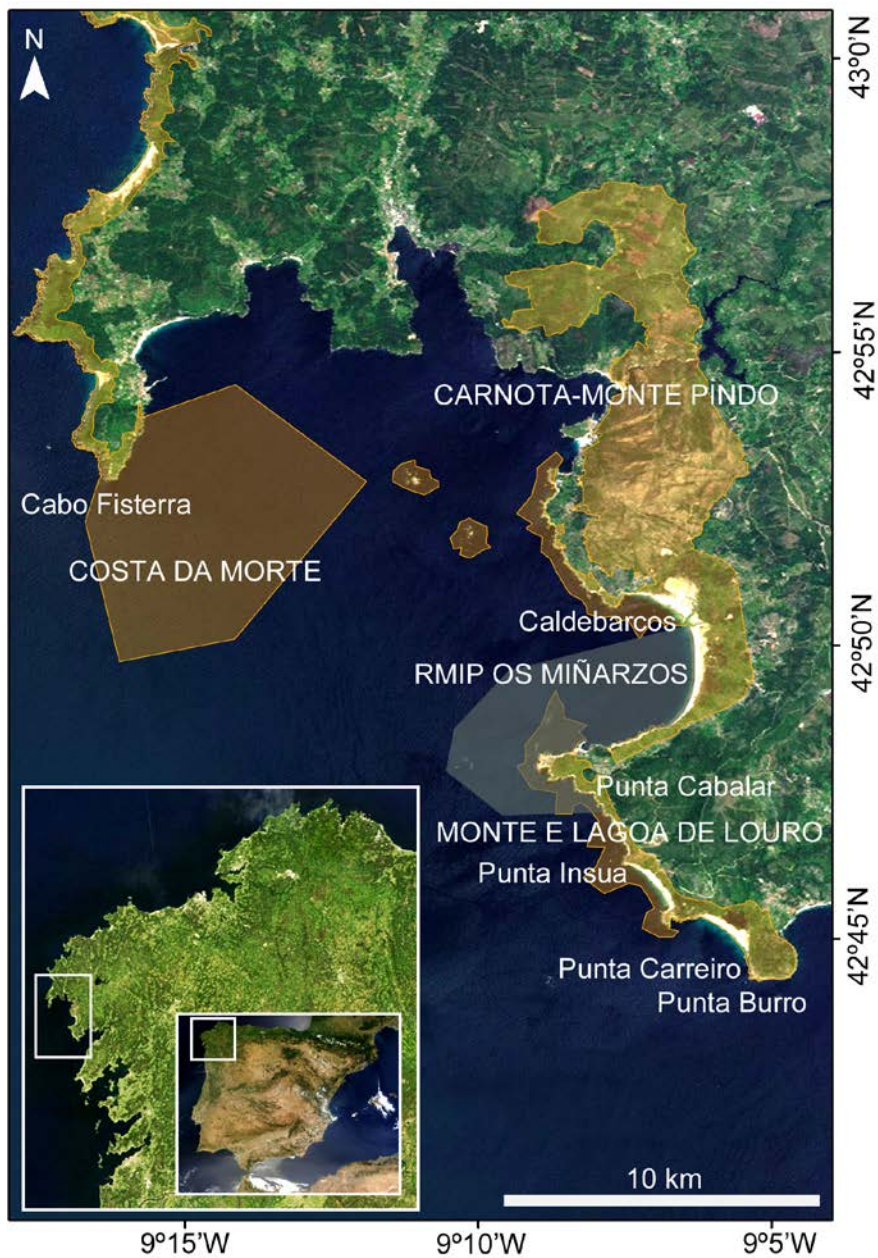


Figura 1.2. Figuras de protección de la zona costera resaltado en color marrón: LIC Costa da Morte, LIC Carnota-Monte Pindo, LIC Monte e Lagoa de Louro; y en color gris la RMIP *Os Miñarzos*.

1.2.3. Zonación y funcionamiento de la RMIP

La RMIP Os Miñarzos ocupa una superficie aproximada de 2074.2 ha y está formada por dos reservas integrales y una zona parcialmente protegida (Fig. 1.3). Las dos reservas integrales, de 78.8 y 61.3 ha, gozan de protección total y en ellas únicamente se permiten las actividades científicas autorizadas por el órgano de gestión, seguimiento y control de la reserva. Fueron elegidas como tal debido a su especial relevancia como hábitats de cría de varias especies de importancia comercial de peces, especialmente de peces planos, de crustáceos y de pulpo (*Octopus vulgaris* Cuvier 1797). Asimismo, su localización cercana al puerto de Lira facilita su vigilancia. Previamente a la creación de la RMIP ambas zonas concentraban una gran actividad pesquera.

La zona parcialmente protegida ocupa una superficie de 1934.1 ha que se extiende desde Lombo da Campa hasta Punta Larada, e incluye en su interior las dos reservas integrales.

En ella se permite la pesca marítima profesional con las artes y aparejos tradicionalmente utilizados en la zona (palangre, nasas y enmalle), la pesca deportiva de superficie, el marisqueo y la realización de actividades subacuáticas, con la excepción de la pesca submarina. Esta zona actúa como área de amortiguación ya que en ella se implementan, en cuanto a la pesca profesional y para algunas especies, medidas más restrictivas que la normativa oficial (cupos de captura, pesos/tallas mínimas de especies, apertura/cierre de vedas, etc.) que se recogen anualmente en el plan de gestión integral de la reserva (www.pescadegalicia.com).

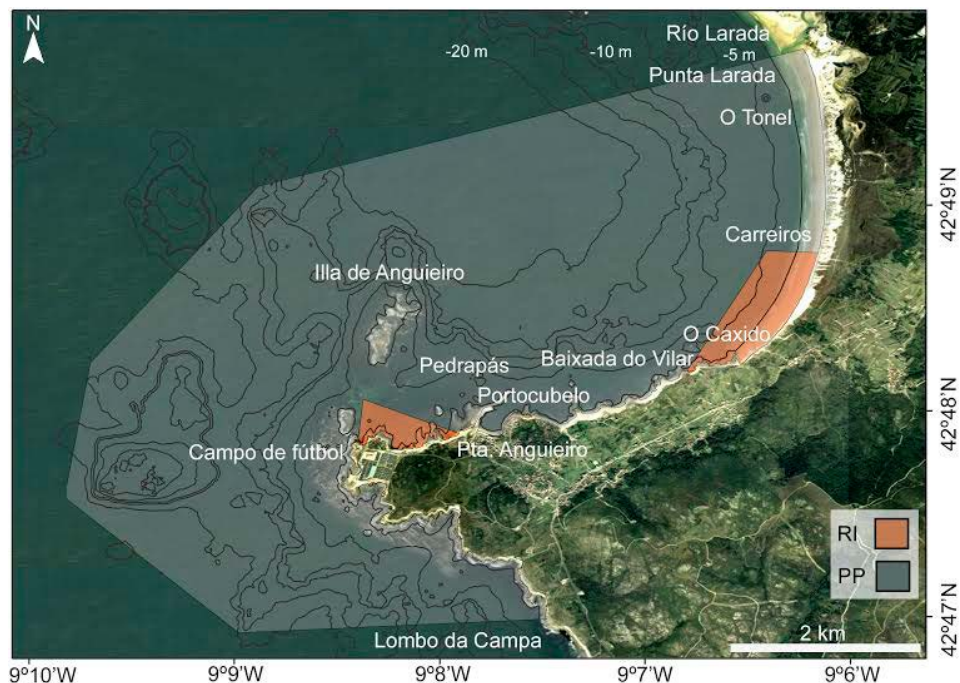


Figura 1.3. Zonificación de la RMIP *Os Miñarzos*. Se representan las dos zonas de reserva integral (RI) y la zona parcialmente protegida (PP).

Para la realización de la pesca artesanal en el ámbito de la zona parcialmente protegida es necesario estar inscrito en un censo específico de embarcaciones. En un primer momento el censo estuvo abierto para cualquier embarcación con puerto base en Galicia, registrándose un total de 148 embarcaciones en 2008 (Resolución 2 de junio de 2008, DOG. nº 123 del 26 de junio). Durante el tiempo que duró este estudio se revisó en una ocasión y se excluyeron las embarcaciones que no habían registrado ninguna actividad en el ámbito de la RMIP durante todo el período revisado (Resolución de 10 de mayo de 2010, DOG. nº 133 del 2 de junio de 2010), reduciéndose a un total de 58 embarcaciones, de las cuales 26 tenían el puerto base en Lira y el resto en puertos cercanos (Camelle, Corcubión, Fisterra, Muros, Noia, O Pindo y Ribeira), así como 33 mariscadores/as y 17 percebeiros/as, todos ellos de la cofradía de Lira. Posteriormente, el censo fue modificado para incluir a tres embarcaciones más con puerto base en Fisterra (Resolución de 29 de septiembre de 2011, DOG. nº 204). Posteriormente, se abrió de nuevo el plazo de presentación de solicitudes para la inscripción de

embarcaciones en el censo (Resolución del 27 de agosto de 2014, DOG. nº 174 de 12 de septiembre de 2014) y se aprobó el censo definitivo por la Resolución del 13 de abril de 2015 (DOG. nº 80), ascendiendo a 108 las embarcaciones autorizadas, de las cuales 25 tienen el puerto base en Lira.

La falta de vigilancia en la RMIP Os *Miñarzos* a partir de 2012 (posteriormente al período que abarca este estudio), como consecuencia del cese en la financiación por parte de la administración autonómica, quien hasta el momento financiaba el 100% de este servicio, provocó que esta RMIP dejase de funcionar como tal. La ausencia de un plan de financiación propio de la reserva, que impidió mantener el servicio de vigilancia una vez finalizada la financiación pública, junto a la falta de confianza de una parte del sector, que dejó de respetar la normas, conllevó a que *Os Miñarzos* se encuentre hoy prácticamente en la situación de partida.

1.2.4. Estudios y acciones previas realizadas en la RMIP y su entorno

En el ámbito de la RMIP así como en áreas próximas se han realizado recientemente una serie de estudios sobre comunidades biológicas de la franja costera submareal e intermareal. La mayoría de ellos se llevaron a cabo previamente al establecimiento de la reserva.

Otero-Smith & Pérez-Cirera (2002) realizaron un estudio de las comunidades de macrófitos del submareal rocoso y arenoso hasta 25 m de profundidad. Su área de estudio estuvo comprendida entre Punta Cabalar, al norte, y Punta Burro, al sur. Parte de esta área se solapa con la del presente trabajo, en concreto desde Punta Cabalar hasta Punta Insua (Fig. 1.2), la cual se encuentra incluida actualmente dentro de la zona parcialmente protegida de sustrato rocoso. En este estudio se identificaron un total de 146 especies de macrófitos que se agruparon en once comunidades diferentes.

Tato *et al.* (2009) elaboraron un inventario faunístico del intermareal rocoso de Caldebarcos, una zona próxima y limitrofe al norte con la RMIP Os *Miñarzos*, identificando un total de 310 especies pertenecientes a 10 filos, dominando los moluscos, los crustáceos y los anélidos.

García-Regueira *et al.* (2010) analizaron la influencia del vertido del Prestige sobre las comunidades de poliquetos en ambientes rocosos del intermareal de esa misma zona, no encontrando evidencias de dicho efecto.

Dentro de la RMIP y su zona inmediatamente adyacente se realizaron estudios sobre la distribución y abundancia del alga invasora *Sargassum muticum* (Cambié *et al.* 2009, Olabarria *et al.* 2009, Incera *et al.* 2011), sobre la pesquería y biología del erizo *Paracentrotus lividus* (Fernández-Boán *et al.* 2012, 2013, Ouréns *et al.* 2013a, 2013b). Asimismo, dentro del ámbito de la RMIP, en agosto de 2005 el grupo de Recursos Marinos y Pesquerías de la Universidad de A Coruña llevó a cabo un estudio sobre las comunidades biológicas submareales en el que se realizó una caracterización somera de los hábitats, así como una descripción de las comunidades de macroalgas y macrofauna. El primer objetivo fue la elaboración de un informe científico-técnico sobre composición y abundancia de dichas comunidades, que le serviría a la cofradía de Lira para apoyar la propuesta de creación de la RMIP. Los resultados del muestreo de macrofauna serán empleados a modo de comparación con los datos obtenidos en el presente trabajo, con el objetivo de completar la información acerca del estado inicial de las comunidades biológicas de la RMIP y su zona adyacente. Sin embargo, determinados aspectos metodológicos impiden que se pueda realizar una comparación del resto de datos.

En el ámbito de la RMIP Os Miñarzos han tenido lugar una serie de acciones puntuales durante el periodo que duró este estudio (2007-2010), como son la suelta de juveniles de bogavante (*Homarus gammarus* (Linnaeus, 1758)) por parte del Instituto Galego de Formación en Acuicultura (IGAF) con el objetivo de repoblación, así como pescas experimentales de pulpo (*O. vulgaris*) llevadas a cabo por el equipo de seguimiento biológico de la RMIP con el objetivo de evaluar el estado de sus poblaciones. La fecha, lugar y descripción de tales acciones figuran en el anexo A.

Por otro lado, es necesario tener en cuenta una serie de actividades que de modo crónico se han venido desarrollando dentro de la RMIP durante el periodo de estudio de este trabajo:

- El **furtivismo**, una actividad que ocasiona gran impacto sobre todo tipo de recursos en Galicia (Freire & Allut 2000, Molares & Freire 2003), y que se ha visto reducida dentro de la RMIP gracias a la vigilancia;

- La **pesca artesanal**, la cual se sigue practicando dentro de la zona parcialmente protegida;
- El **vertido** crónico procedente de una planta de acuicultura terrestre de rodaballo (*Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758)), cuyo emisario desemboca dentro de la reserva integral sur, a pocos metros de distancia de la costa. Este tipo de vertidos pueden contener sustancias contaminantes como sustancias agroquímicas, antibióticos y otros medicamentos, desinfectantes, detergentes, restos orgánicos de piensos y heces y otros productos. Estos pueden provocar distintos tipos de efectos en la fauna y flora marina debido a diversas causas directas como su toxicidad, o indirectas como condiciones de anoxia o alteración de los parámetros físico-químicos del agua (Carballeira 2012).

Otro hecho relevante a tener en cuenta fue el vertido accidental de fuel del petrolero Prestige en 2002 (Sanders *et al.* 1980, Jewett *et al.* 1999) que incidió directamente sobre la zona de estudio. Este hecho puntual pero agudo de contaminación ambiental podría seguir actuando indirectamente sobre la composición y abundancia de las comunidades bentónicas encontradas, ya que el tiempo de recuperación estimado en los casos de vertidos de hidrocarburos es entre 3 y 15 años (Parra & López-Jamar 1997).

1.3. Objetivos del estudio

El principal objetivo planteado en este estudio fue el establecimiento de la línea base de las comunidades de macroalgas, macrofauna y megafauna bentónicas, y peces de la RMIP Os Miñarzos, que constituya el punto de referencia sobre el estado de dichas comunidades, con el fin de evaluar a medio y largo plazo el efecto de protección de la reserva sobre las mismas.

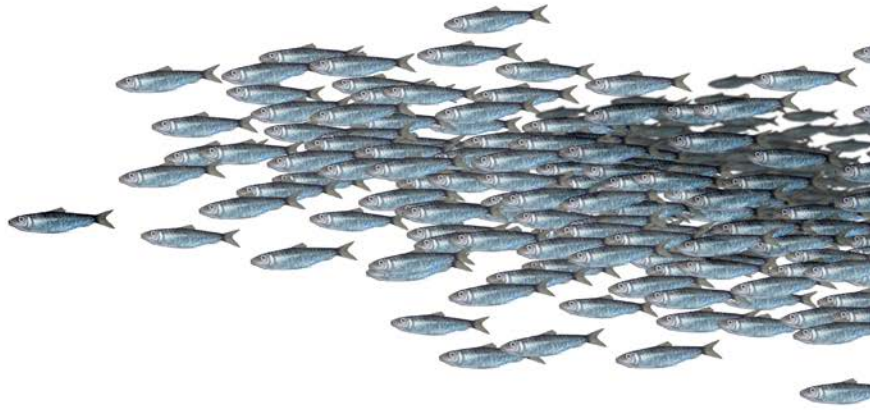
Por otro lado, fueron planteados una serie de objetivos secundarios ligados a la dinámica y ecología de las comunidades y de las especies estudiadas. Estos se enumeran a continuación:

- Caracterizar el hábitat (tipo de sustrato, relieve) existente en las distintas zonas de la reserva así como en su zona inmediatamente adyacente.

- Caracterizar la dinámica espacial y estacional de las comunidades biológicas de la RMIP, mediante el empleo de una serie de indicadores biológicos (riqueza, diversidad y densidad de taxones) para cada grupo de estudio (macroalgas, macrofauna y megafauna bentónicas y peces).
- Analizar la variabilidad inter-anual a corto plazo (2007-2010) de dichas comunidades utilizando los indicadores previamente mencionados para ayudar a discriminar a largo plazo las variaciones naturales de las derivadas del efecto reserva.
- Puesta a punto de una técnica de censo visual subacuático para la obtención de datos sobre la abundancia de peces de arrecifes rocosos en las condiciones particulares del área de estudio.
- Determinar el protocolo de muestreo más adecuado para realizar el censo de grandes invertebrados móviles y pequeños peces crípticos, mediante la técnica de muestreo de censos visuales subacuáticos.
- Determinar los requerimientos particulares de las especies en cuanto al uso del hábitat así como la relación inter-específica en la zona estudiada.

El esquema general de la tesis comienza con una introducción general (capítulo I) y una metodología general (capítulo II), en la cual se desarrollan los aspectos metodológicos que fueron comunes a todos los capítulos. Además, en el capítulo metodológico se realiza una descripción del tipo de sustrato y relieve de las distintas zonas y sitios de muestreo, previamente al estudio de las comunidades biológicas, a la cual se realizarán alusiones de manera recurrente en los siguientes capítulos. En los capítulos posteriores se estudian las comunidades biológicas de manera independiente (III: macroalgas, IV: megafauna bentónica, V: peces y grandes invertebrados móviles, VI: macrofauna bentónica), y la relación de dos de ellas (megafauna bentónica y peces) con el hábitat (capítulo VII). Dichos capítulos (III-VII) cuentan con una introducción específica, la metodología específica de cada uno de ellos, así como una discusión de los resultados obtenidos. En particular, el capítulo V se divide en dos partes (A y B), centrándose la primera de ellas (A) en discutir la metodología empleada (técnica de censo visual), debido a que las particularidades ambientales de la región de estudio impusieron una adaptación a la técnica tradicionalmente utilizada de censos visuales subacuáticos para peces. La segunda parte del capítulo V (B) se dedica al estudio de la comunidad íctica. Finalmente, en el capítulo VIII se discuten conjuntamente todos los resultados de este trabajo así como otros aspectos generales que de él derivan en relación con el diseño y la monitorización de las áreas marinas protegidas.





2

Material y métodos general

2. MATERIAL Y MÉTODOS GENERAL

2.1. Área de estudio

El área de estudio se enmarca dentro de la región biogeográfica atlántica templada. Sin embargo, las aguas de esta zona son de carácter frío (Hoek 1984), lo cual constituye una limitación fisiológica para la distribución y desarrollo de muchas especies. En esta zona se localiza además uno de los puntos de afloramiento de aguas frías y profundas ricas en nutrientes más importante de Galicia. El afloramiento tiene lugar principalmente en los meses de primavera y verano (Fraga 1981), durante los cuales desciende puntualmente la temperatura del agua. La temperatura media anual¹ durante el período de estudio registrada a 15 m de profundidad fue de 14.21 °C. Esta experimentó pequeñas variaciones estacionales, registrándose la T^a mínima diaria en febrero (12 °C) y la máxima en junio (17 °C) (Fig. 2.1). La salinidad media anual¹ durante este mismo período fue de 35.95, con variaciones mensuales que oscilaron entre un mínimo de 34.31 en el mes de enero y un máximo de 35.80 en mayo (fuente de datos: www.intecmar.org).

El perfil batimétrico de la RMIP es suave, siendo la profundidad máxima dentro de la reserva de 20 m. A 0.7 km del límite de la reserva en dirección sur se sitúa la isobata de 50 m, y a unos 7 km del mismo la de 100 m (batimetría hidro-acústica de Sánchez-Carnero *et al.* 2012). Los fondos marinos dentro la RMIP son diversos en cuanto a la naturaleza del sustrato. Los fondos blandos ocupan aproximadamente el 50% de su superficie, predominando en la mitad norte de la reserva. Existen distintas tipologías de fondos blandos que difieren en su granulometría desde fango, arena y grava hasta cascajo. El sustrato rocoso granítico ocupa aproximadamente el otro 50% de la RMIP, predominando en su mitad sur. Las diferencias en el sustrato rocoso se establecen principalmente en cuanto a su relieve, desde extensas zonas rocosas de muy bajo relieve (*laxas*), rocas de pequeño o mediano tamaño y forma redondeada (*boleiras*), frecuentemente con presencia de sustrato arenoso, hasta grandes rocas prominentes (*pedras bravas*), bajíos sumergidos, emergidos y pequeños islotes (Fismare 2007b).

¹ Fuente Instituto Tecnológico para el Control del Medio Marino en Galicia, año 2010, www.intecmar.org

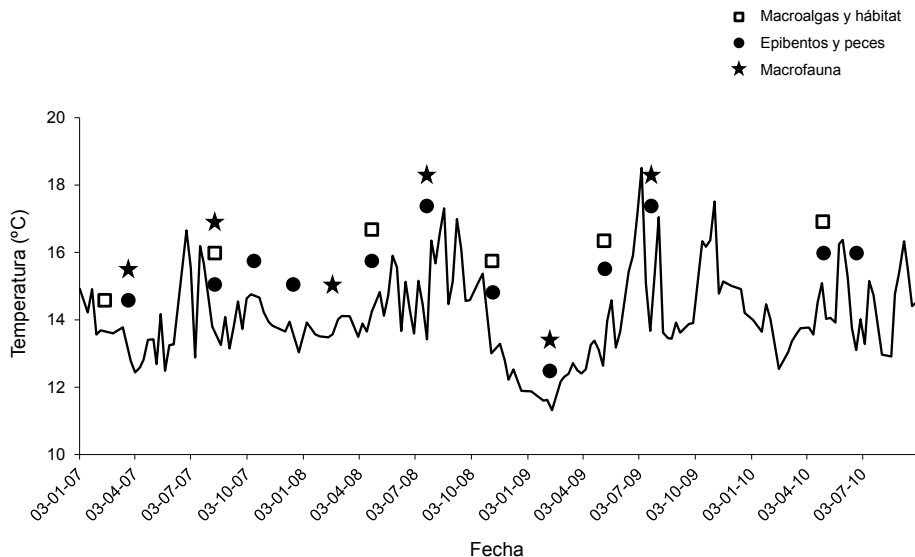


Figura 2.1. Temperatura en grados centígrados (línea continua) registrada durante el período de estudio tomada a 15 m de profundidad en la estación “M5” situada en la Ría de Muros (fuente de datos: www.intecmar.org). Los símbolos indican la fecha de realización de los muestreos de cada una de las comunidades (ver leyenda).

Estos sustratos se distribuyen de manera heterogénea a lo largo de la reserva, y su clasificación es compleja ya que sus límites son difusos y existen muchos estados de transición entre unas categorías y otras. Sin embargo, los límites de la RMIP son concisos y su zonificación responde a distintos niveles de protección (Fig. 1.3). La descripción general del tipo sustrato predominante en cada una de las zonas que se hace a continuación se ha tomado del estudio realizado en 2005 por el Grupo de Recursos Marinos y Pesquerías, previamente a la implementación de la RMIP.

- Reservas integrales (RI)

Pese a su pequeño tamaño, en comparación con el área parcialmente protegida, ambas zonas de reserva integral presentan gran diversidad de fondos.

RI Norte

Se extiende desde “Carreiros” hasta “Baixada do Vilar” y ocupa una superficie de 78.8 ha. Los fondos presentes en esta zona son mayoritariamente arenosos, aunque existe un pequeño porcentaje de sustrato rocoso de bajo relieve que comienza aproximadamente en “O Caxido” y continúa, fuera de los límites de la RI, hasta Portocubelo (Fig. 1.3). Esta zona de reserva integral presenta un gran hidrodinamismo, lo cual se traduce en un elevado estrés físico para los organismos. La parte más somera de la reserva integral constituye la transición entre la zona de playa y la zona profunda (Fismare 2007, 2008).

RI Sur

Ocupa una superficie de 61.3 ha, desde “Punta Angueiro” hasta la esquina del campo de fútbol. El sustrato de esta zona es muy heterogéneo, compuesto mayoritariamente por roca de bajo y moderado relieve que se dispone de manera discontinua, interrumpida por franjas de arena gruesa que se continúan hacia la costa formando diversas calas en la zona intermareal y supramareal (Fig. 1.3). Asimismo, se disponen de manera dispersa pequeños bloques rocosos aislados embebidos en una matriz de sustrato arenoso grueso, grava, cantos y cascajo.

- Zona parcialmente protegida (PP)

Se extiende desde “Punta Larada” hasta “Lombo da Campa”, e incluye en su interior las dos reservas integrales (Fig. 1.3). Está compuesta por ambientes muy diversos y distintos tipos de sustratos. Ecológicamente podemos diferenciar en ella dos zonas:

- Su mitad norte, que se extiende desde “Punta Larada” hasta “Portocubelo”. Esta zona es predominantemente arenosa pero incluye ambientes diversos como la desembocadura fluvial del Río Larada, y diversos bajos rocosos como “O tonel”, el cual llega a aflorar en superficie en marea baja (Fig. 1.3). En esta zona el sustrato arenoso se dispone formando pequeños ripples. Su granulometría es variable, predominando la arena de grosor medio y en menor proporción la arena fina y gruesa. En las proximidades de la desembocadura fluvial existe un

pequeño porcentaje de sustrato muy fino de naturaleza fangoso y grava. Asimismo existe un pequeño porcentaje de sustrato rocoso circundando el bajo "O Tonel".

- En la mitad sur de la zona parcialmente protegida, comprendida entre "Portocubelo" y "Lombo da Campa", predomina el sustrato rocoso de bajo y moderado relieve. También están presentes fondos rocosos de elevado relieve, situados en las zonas más profundas y en las proximidades de los islotes y bajos rocosos como "A illa de Angueiro", "O Pedrapás", "O Seixo", "A Cría do Seixo" y "As Mexilloeiras" (Fig. 1.3). Sobre el sustrato rocoso existe un pequeño porcentaje de arena de grosor medio, arena gruesa y cantos que se disponen en cubetas y franjas.

2.2. Diseño de muestreo

Las comunidades de macroalgas, el tipo de sustrato y el relieve de la RMIP Os *Miñarzos* fueron muestreados, simultáneamente, de manera semestral durante el período 2007-2009, en las épocas de primavera y otoño. Las comunidades de megafauna bentónica y de peces fueron muestreados trimestralmente durante el periodo 2007-2010, en las épocas de primavera, verano, otoño e invierno. La macrofauna bentónica únicamente se muestreó en el año 2007, en las épocas de verano e invierno. En el capítulo VI (macrofauna bentónica) se emplean además los datos del año 2005, recogidos por el Grupo de Recursos Marinos y Pesquerías en la época de verano, a modo de comparación inter-anual. El cronograma general de muestreo figura en la Tabla 2.1.

La estrategia de muestreo escogida respondió a un diseño tipo BACI (Before-After-Control-Impact) (Eberhardt 1976, Green 1979, Stewart-Oaten *et al.* 1986), con el fin de poder evaluar en un futuro la posible influencia que el distinto grado de protección ejerce sobre las diferentes comunidades.

Tal y como se muestra en la Figura 2.2, se muestrearon un total de 6 zonas en función de:

- Tipo de sustrato. Se contemplaron dos categorías de sustratos: rocoso y arenoso. En función de estas categorías, se escogieron 3 zonas en fondos de roca y otras 3 en fondos de arena.

- Grado de protección de la RMIP: las seis zonas escogidas según el tipo de sustrato se distribuyeron de acuerdo con la zonificación de la reserva:
 - RI Norte: se estableció 1 zona de fondo principalmente arenoso,
 - RI Sur: se estableció 1 zona de fondo predominantemente rocoso,
 - Zona PP: se establecieron dentro de sus límites, 2 zonas, en cada una de las cuales predomina un tipo de sustrato, bien arenoso (situada más al norte) o bien rocoso (situada más al sur).
 - Zona sin protección (ZC): se estableció 1 zona en fondos arenosos (situada más al norte) y 1 en fondos rocosos (situada más al sur), localizadas inmediatamente adyacentes a la RMIP y carentes de protección. Estas serán empleadas en este estudio como sitios control.

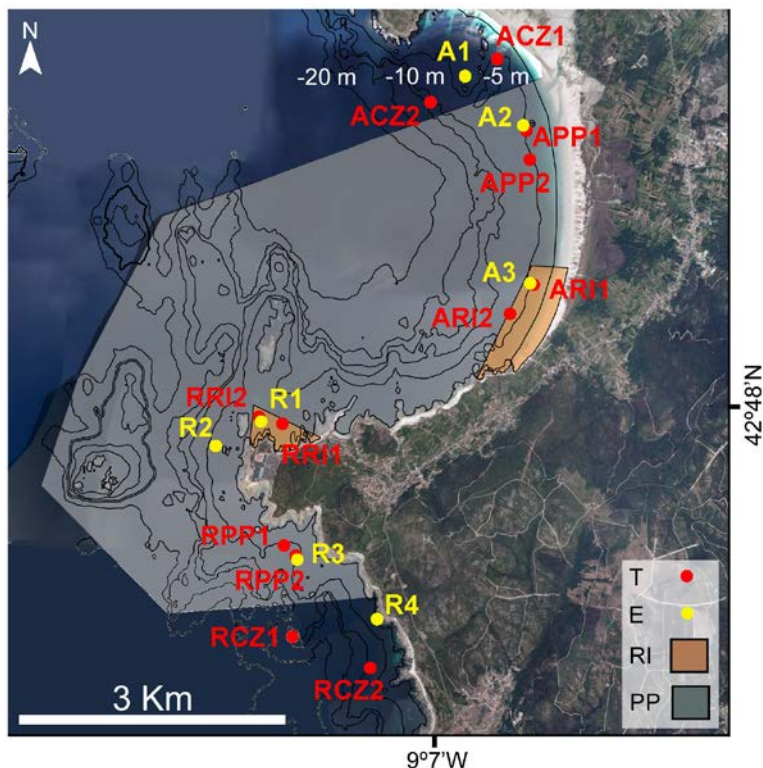


Figura 2.2. Mapa de la zona de estudio, donde los colores de las distintas áreas (ver leyenda) se corresponden con la zonación de la reserva (RI: reserva integral; PP: zona parcialmente protegida). Se indica la localización de los transectos (T: puntos rojos) para la caracterización del tipo de sustrato y relieve y el muestreo de macroalgas, bentos y peces; los puntos amarillos se corresponden con los sitios de extracción (E) de macrofauna bentónica.

2.3. Técnicas de muestreo para la caracterización del tipo de fondo, y de las comunidades de macroalgas, megafauna bentónica y peces

Para la determinación del tipo de sustrato y el relieve de los fondos, así como para la caracterización de las comunidades vegetales y animales, excepto de la comunidad de macrofauna bentónica, se empleó la técnica de **censos visuales subacuáticos** (CVS) efectuados por submarinistas. La elección de esta metodología fue debida a su carácter no invasivo, el cual la hace recomendable por tratarse de un área marina protegida (Edgar & Barret 1997), por ser una metodología económica, así como por ser rápida y simple, lo cual ofrece importantes ventajas para el trabajo de campo submarino (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1998). Asimismo, esta técnica permite registrar gran cantidad de datos de un amplio rango de especies en un corto período de tiempo, por lo que está considerada como la técnica más efectiva para llevar a cabo la monitorización de las comunidades biológicas en las AMP (Edgar *et al.* 2005). Además, su empleo permite la comparación de este estudio con otros realizados en la zona costera submareal de Galicia (Pita 2011) y en la RMIP Ría de Cedeira, situada también en Galicia (Tubío *et al.* 2011).

Los CVS para el estudio de las diferentes comunidades animales y vegetales, así como el tipo de fondo, fueron realizados a lo largo de transectos fijos para minimizar la variabilidad espacial (según Edgar & Barret 2005). La posición de inicio de cada transecto se señaló mediante GPS y durante el primer año de estudio se marcó complementariamente con una boya en superficie y otra submarina (Imagen 2.1). Sin embargo, este sistema de balizamiento no tuvo éxito debido a varios factores. Por un lado el elevado grado de exposición al oleaje de la zona así como incompatibilidades con los usuarios de la reserva provocó que esta señalización durara apenas 6 meses - 1 año; por otro lado las condiciones de baja visibilidad de la zona dificultaban la localización de los puntos señalizados, requiriendo un elevado tiempo de búsqueda antes de comenzar el muestreo (10-20 min), y en algunos casos resultó incluso imposible encontrarlos. Por todos estos motivos, en los años posteriores se mantuvo en cada muestreo únicamente la señalización del punto inicial en superficie mediante GPS manteniendo siempre el mismo rumbo submarino.

En cada zona de estudio se realizaron 2 transectos de 100 m de longitud, que se utilizaron como réplicas (Tabla 2.2; Fig. 2.2). La longitud de los transectos fue delimitada con un cabo de 100 m que uno de los buceadores extendió *in situ* a partir del punto de inicio señalado con GPS.

Los peces se contaron en primer lugar para reducir el efecto de atracción-repulsión de los buceadores sobre las estimas (Chapman *et al.* 1974, Watson & Harvey 2007). Para ello, a medida que el buceador acompañante extendía el cabo, que se encontraba enrollado en un tambor, el otro buceador contaba los peces. En segundo lugar, mientras se recogía el cabo, se realizaron simultáneamente los censos de bentos, macroalgas y tipo de fondo. La abundancia de las distintas especies fue anotada a lápiz en una libreta plástica, junto con la temperatura, profundidad y visibilidad, entendiendo como tal la distancia máxima a la cual un individuo puede ser identificado. No obstante, el protocolo de muestreo de censos visuales varió ligeramente en función de cada una de las comunidades estudiadas, en función de la frecuencia de muestreo y la superficie total muestreada, y por ello se detalla específicamente en sus correspondientes capítulos (capítulos III-V).



Imagen 2.1. Boya en superficie (arriba) y boya submarina (abajo) para la señalización de la posición de inicio de cada transecto durante el año 2007.

2.3.1. Caracterización de las comunidades de macroalgas, megafauna bentónica, peces

En la **caracterización de las comunidades de macrófitos** sólo se consideraron aquellas especies de mediano y gran porte (>10 cm), por su mayor facilidad para ser identificadas *in situ* mediante CVS, debido a limitaciones en el tiempo de muestreo motivadas por la propia técnica empleada.

Para el estudio de la **fauna** se consideraron dos grupos, en función de los cuales se empleó un protocolo de muestreo específico que se describe en detalle en su correspondiente capítulo:

- Megafauna bentónica: megafauna, la mayoría invertebrados sésiles o de movilidad reducida, mayores de 2 cm que viven sobre la superficie del sustrato.
- Peces y grandes invertebrados móviles: dentro de este grupo se censaron todas las especies de peces, independientemente de su tamaño, coloración o modo de vida, así como algunos invertebrados de gran tamaño y elevada movilidad.

Determinados taxones fueron incluidos tanto en el grupo de megafauna bentónica como en el de peces e invertebrados móviles, con el objetivo de determinar la técnica más adecuada, ya que su tamaño y/o movilidad permitían ser muestreados mediante dos técnicas diferentes. Este fue el caso de los de los grandes invertebrados móviles como la centolla (*Maja brachydactyla* Balss, 1922), el pulpo (*Octopus vulgaris* Cuvier, 1797) y la sepia (*Sepia officinalis* Linnaeus, 1758), así como de pequeños peces crípticos de las familias Cottidae, Blennidae, Trachinidae, Syngnathidae, Callionymidae y juveniles de la familia Rajiidae.

Las labores de identificación y recuento de las especies fueron realizadas siempre por el mismo buceador, la autora del presente trabajo, para eliminar el error asociado a diferencias entre buceadores. Además, un buceador acompañante ayudó en las labores técnicas del muestreo.

2.3.2. Caracterización del tipo de fondo

Para caracterizar los fondos se determinaron 3 variables descriptoras del hábitat: **tipo de sustrato, relieve y profundidad.**

Para caracterizar el tipo de sustrato se estimó, a lo largo de los transectos, el porcentaje relativo de cobertura de cada tipo de sustrato (arena y roca). Para ayudar en la categorización del tipo de sustrato realizada mediante censos visuales, se hicieron análisis granulométricos y de contenido en materia orgánica (los resultados se muestran en la Tabla 2.3). La recogida de las muestras se realizó simultáneamente con los muestreos de macrofauna bentónica, tal y como se describe en el apartado 2.4.

Dentro del sustrato arenoso se establecieron seis categorías de sustrato móvil: cantos (2-6 cm), grava (2 mm-2 cm), cascajo, arena gruesa (1-2 mm), arena media (0.5-1mm) y arena fina (<0.5 mm). El perfil batimétrico de cada transecto se obtuvo mediante un ordenador de buceo (registros cada 4 s) corrigiéndose los datos de profundidad según el efecto de la marea. En el caso del sustrato rocoso se determinó además el grado de inclinación del relieve en relación a la horizontal, diferenciándose en tres categorías: bajo (grado de inclinación inferior a 15°), moderado (grado de inclinación entre 15 y 30°) y elevado (grado de inclinación superior a 30°).

La variabilidad espacial de las 3 variables descriptoras del tipo de fondo (tipo de sustrato, profundidad e inclinación del sustrato rocoso) fue analizada mediante técnicas no paramétricas multivariantes, como describe Field *et al.* (1982), mediante el uso del paquete estadístico (PRIMER v6). Se construyó una matriz de similitud entre muestras basada en el coeficiente de Bray-Curtis. Los datos del porcentaje relativo de cobertura del tipo de fondo así como los datos de profundidad no fueron transformados. Mediante el análisis de una vía PERMANOVA se testaron posibles diferencias en el fondo entre las distintas zonas (Reserva Integral, Zona Parcialmente Protegida y Zona Control) de ambos tipos de sustratos (arenoso y rocoso). Cuando se detectaron diferencias significativas se llevó a cabo el procedimiento no paramétrico PAIR-WISE para comparar dos a dos los distintos niveles del factor zona. Mediante el procedimiento SIMPER se identificaron los descriptores del tipo de fondo que contribuyeron en mayor medida a la disimilitud entre las zonas.

2.3.3. Descripción de los transectos

La ubicación de los transectos se escogió, *a priori*, de manera que las características ambientales, en cuanto al hábitat y al grado de exposición al oleaje fueran lo más similares posibles, entre las distintas zonas de la RMIP, para cada tipo de sustrato. Sin embargo, posteriormente se constataron diferencias en el hábitat, no sólo entre las distintas zonas sino entre los propios transectos de una misma zona. La existencia de dichas diferencias fue inevitable debido a que el diseño del muestreo viene determinado por la zonación de la reserva, y a dicha escala tanto el hábitat como el grado de exposición al oleaje presentaron variaciones.

Transectos de sustrato arenoso:

- Transecto 1 (RIA1)



Situado en el extremo sur de la playa de Carnota, dentro de la zona de reserva integral, se orienta paralelamente a la línea de costa (Imagen 2.2). Está próximo a la zona de rompiente, por lo que se trata de un transecto muy somero, de profundidad media $4.32 \text{ m} \pm 1.52 \text{ DT}$. Su perfil batimétrico varía notablemente con un incremento de profundidad desde su punto de inicio de hasta 2 m.

El sustrato es muy homogéneo en esta zona y está compuesto mayoritariamente por arena muy fina y con un contenido en materia orgánica de $1.8 \pm 0.1 \text{ DT}$ (Tablas 2.2 y 2.3).

Imagen 2.2. Imágenes del transecto 1 (RIA1) situado en el extremo sur de la playa de Carnota, dentro de la zona de reserva integral.

-Transecto 2 (RIA2)

Situado a 400 m al sur del anterior transecto y al norte de “As Pedras da Area”, dentro de la zona de reserva integral (Imagen 2.3). Está orientado rumbo sureste perpendicular a la línea de costa, por lo que su profundidad media ($7.74 \text{ m} \pm 1.49 \text{ DT}$) disminuye gradualmente desde su punto de inicio, con una diferencia de hasta 2.5 m entre sus cotas mínima y máxima. La orientación de este transecto vino condicionada por la existencia en su margen sur de un sustrato rocoso de bajo relieve que se extiende de manera más o menos continua hasta el límite sur de la reserva integral.

El punto de inicio del transecto se ubica sobre sustrato rocoso, que ocupa los primeros metros. El sustrato predominante en el resto del transecto es arena fina con un contenido en materia orgánica de $1.8 \pm 0.1 \text{ DT}$ (Tablas 2.2 y 2.3).

Se trata de una zona de transición entre la zona de playa y la zona profunda en la que se acumulan con frecuencia algas arrojadas y materia particulada en suspensión, formando una capa de grosor variable junto al fondo, sobre todo en los meses de finales de verano y principios de otoño.



Imagen 2.3. Imágenes del transecto 2 (RIA2) situado al sur del anterior transecto y al norte de “As Pedras da Area”, dentro de la zona de reserva integral.



- Transecto 3 (PPA1)

Situado en mitad de la ensenada de Carnota, ligeramente al sur de la desembocadura del río Larada, dentro del área parcialmente protegida de la RMIP (Imagen 2.4). Está orientado en dirección suroeste, prácticamente paralelo a la línea de costa. La profundidad media es de 8.00 m \pm 0.83 DT, incrementándose gradualmente la profundidad desde su punto de inicio (7.55 m) hasta su fin (8.39 m).

El sustrato predominante es arena que se dispone formando pequeños ripples. Su granulometría varía a lo largo del transecto, siendo la mayor parte arena de grosor medio, pero con presencia también de arena fina y gruesa. El contenido en materia orgánica que presenta el sustrato en esta zona es el más elevado de todos (2.7 \pm 0.6 DT; Tabla 2.3). En el punto de inicio del transecto existen rocas de bajo relieve. En los 10 últimos metros del transecto el sustrato está formado básicamente por grava (Tabla 2.4).

Imagen 2.4. Imágenes del transecto 3 (PPA1) situado en mitad de la ensenada de Carnota, dentro del área parcialmente protegida de la RMIP.

- Transecto 4 (PPA2)

Situado 250 m al sur del anterior, al sur de la desembocadura del río Larada y dentro del área parcialmente protegida de la RMIP (Imagen 2.5). Está orientado paralelamente a la línea de costa. La profundidad media es de 7.07 m \pm 0.59 DT, permaneciendo prácticamente constante a lo largo del transecto, con una ligera variación de 0.12 m entre la cota mínima y la máxima.

El sustrato predominante es arena fina con un contenido en materia orgánica superior al resto de zonas (2.7 \pm 0.6 DT; Tablas 2.2 y 2.3). En algunos tramos del transecto se apreció un sustrato de naturaleza fangoso, posiblemente debido a la proximidad de la desembocadura fluvial, que aporta sedimentos finos.

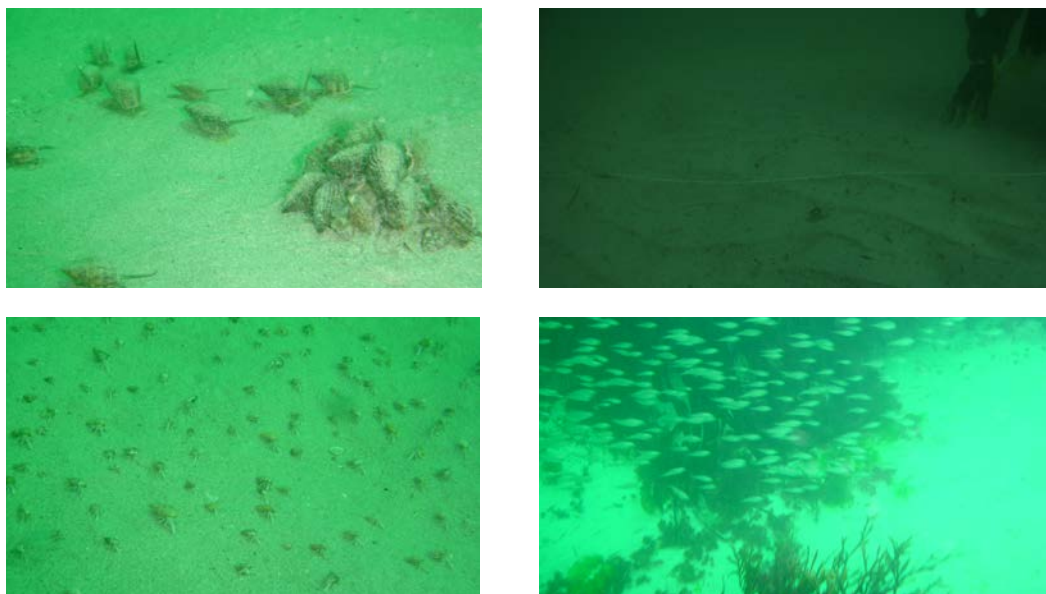
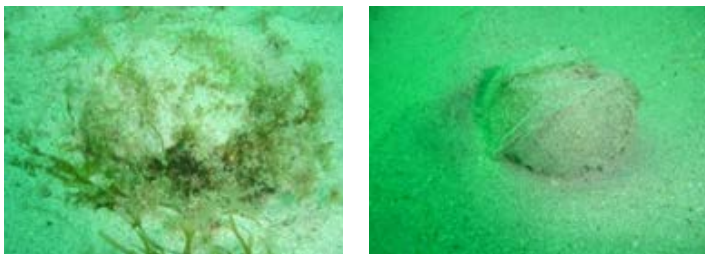


Imagen 2.5. Imágenes del transecto 4 (PPA2) situado al sur del anterior, al sur de la desembocadura del río Larada y dentro del área parcialmente protegida.



- Transecto 5 (ZCA1)

Situado en el extremo norte de la ensenada de Carnota, fuera de los límites de la RMIP, dentro de la zona control de sustrato arenoso (Imagen 2.6). Enmarcado al oeste por un conjunto de afloramientos rocosos llamados “Pedras Mariñas” y al este por la playa de Caldebarcos. Es el más septentrional de todos los transectos y está orientado paralelamente a la línea de costa a una profundidad media de $9.62 \text{ m} \pm 1.41 \text{ DT}$. Su perfil batimétrico varía ligeramente con un incremento de profundidad desde su punto de inicio de hasta 0.30 m.

El sustrato predominante es arena fina y arena de grosor medio con un contenido en materia orgánica de $2.1 \pm 0.6 \text{ DT}$ (Tablas 2.2 y 2.3). En el punto de inicio del transecto existen rocas de bajo relieve. Asimismo, algas arrojadadas se disponen frecuentemente cubriendo la superficie del sustrato arenoso hacia finales de verano y principios de otoño.

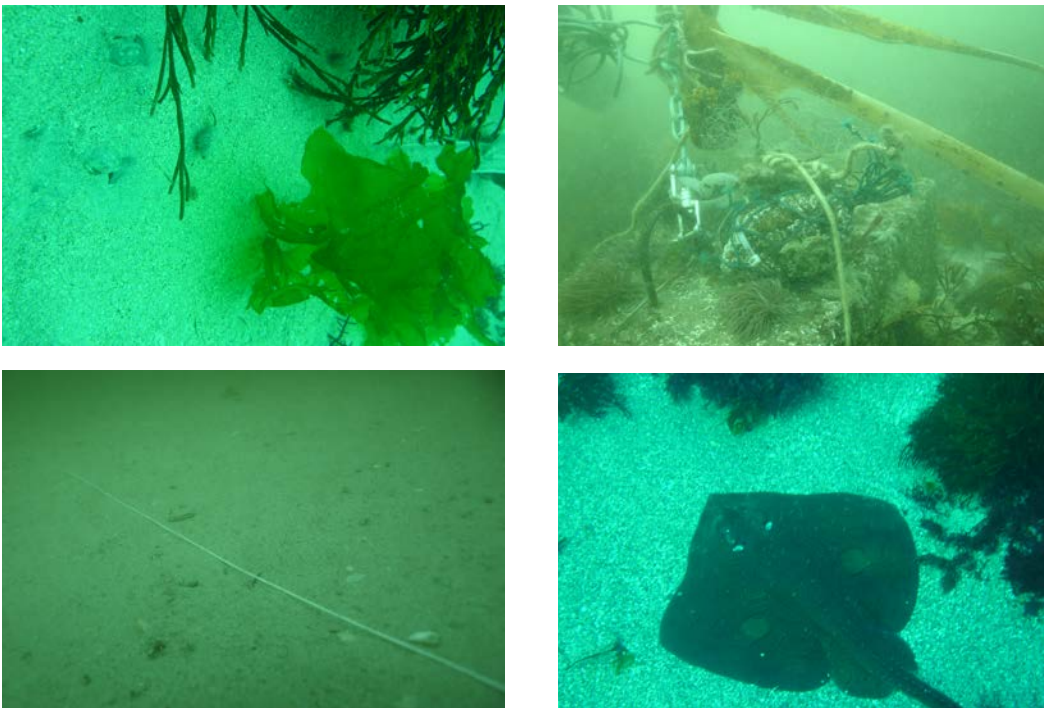


Imagen 2.6. Imágenes del transecto 5 (ZCA1) situado en el extremo norte de la ensenada de Carnota, fuera de los límites de la RMIP, dentro de la zona control de sustrato arenoso.

- Transecto 6 (ZCA2)

Está situado a 900 m al suroeste del anterior, frente a la costa de Caldebarcos, fuera de la RMIP, al oeste de un conjunto de afloramientos rocosos llamados “Pedras Mariñas”, dentro de la zona control de sustrato arenoso (Imagen 2.7). Este transecto discurre rumbo sureste paralelo a la costa a una profundidad media de 12.34 m \pm 1.23 DT. Es el más profundo de todos los transectos. Su perfil batimétrico es similar al anterior, con una diferencia de 0.30 m entre la cota mínima y la máxima.

El sustrato es arena gruesa que se dispone formando grandes *ripples*, en cuyos valles se deposita cascajo (Tabla 2.4). El contenido en materia orgánica es 2.1 \pm 0.6 DT (Tabla 2.3). A unos 50 metros hacia el sur desde su punto de inicio existe una formación rocosa de elevado relieve.

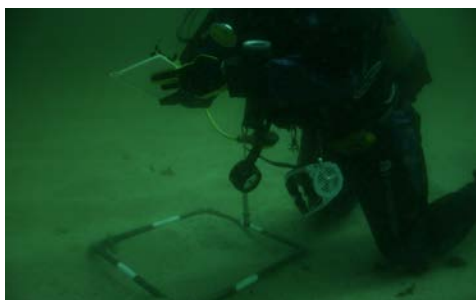


Imagen 2.7. Imágenes del transecto 6 (ZCA2) situado al suroeste del anterior, frente a la costa de Caldebarcos, fuera de la RMIP, dentro de la zona control de sustrato arenoso.



Transectos de sustrato rocoso

- Transecto 7 (RIR1)

Situado dentro de la reserva integral sur frente a “O Porto de Barca”. Está orientado en dirección norte, perpendicular a la línea de costa (Imagen 2.8). La profundidad media es de 7.49 m \pm 1.44 DT, y el perfil batimétrico experimenta desde su inicio un ligero incremento gradual en profundidad de hasta 0.60 m.



El sustrato es heterogéneo, compuesto mayoritariamente por roca de bajo relieve. Hacia el inicio del transecto existen pequeños bloques rocosos aislados, embebidos en una matriz de sustrato arenoso grueso, grava y cantos, y puntualmente, en los últimos metros, se disponen formaciones rocosas de relieve moderado (Tabla 2.4).

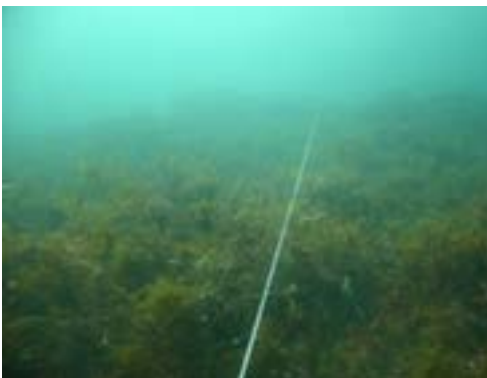


Imagen 2.8. Imágenes del transecto 7 (RIR1) situado dentro de la reserva integral sur frente a “O Porto de Barca”.

- Transecto 8 (RIR2)

Situado a 250 m al noroeste del anterior, frente a “A Punta da Enchousa” dentro de la reserva integral sur (Imagen 2.9). Transcurre rumbo Este paralelo a la costa, a una profundidad media $5.58 \text{ m} \pm 1.35 \text{ DT}$. Su perfil batimétrico experimenta un incremento gradual en profundidad de hasta 0.70 m.

El sustrato mayoritario es roca de bajo y moderado relieve. Hacia el inicio del transecto existen pequeños bloques rocosos aislados, incluidos en una matriz de sustrato arenoso grueso, grava, cantos así como un pequeño porcentaje de cascajo. A lo largo del transecto se encuentran franjas de arena media y fina interrumpiendo la formación rocosa (Tabla 2.4).



Imagen 2.9. Imágenes del transecto 8 (RIR2) situado al noroeste del anterior, frente a “A Punta da Enchousa” dentro de la reserva integral sur.



- Transecto 9 (PPR1)

Situado en la zona parcialmente protegida de la RMIP, frente a “O Outeiro das Oveiras” (Imagen 2.10). Este transecto se orienta hacia el norte paralelamente a la costa a una profundidad media de 5.60 m \pm 1.37 DT. Su perfil batimétrico experimenta una pronunciada disminución de la profundidad desde su inicio debido a la proximidad de unos bajos rocosos emergidos conocidos como “O Seixo”, “A Cría do Seixo” y “As Mexilloeiras”, con una diferencia de hasta 2.51 m entre la cota mínima y la máxima.



El sustrato predominante es sustrato rocoso de relieve moderado y alto, con una pequeña proporción de cantos (Tabla 2.4).



Imagen 2.10. Imágenes del transecto 9 (PPR1) situado en la zona parcialmente protegida de la RMIP, frente a “O Outeiro das Oveiras”.

- Transecto 10 (PPR2)

Situado a 200 m al sur del anterior, frente a “Punta de Prouso Rubio”, dentro de la zona parcialmente protegida de la RMIP (Imagen 2.11). Este transecto se orienta hacia el norte paralelamente a la costa a una profundidad media de $8.89 \text{ m} \pm 0.82 \text{ DT}$. Su perfil batimétrico experimenta una ligera disminución gradual en profundidad de hasta 1 m.

El sustrato está formado mayoritariamente por roca de bajo relieve y en menor medida por elementos rocosos de relieve moderado y elevado. En los últimos metros del transecto sobre el sustrato rocoso existe un pequeño porcentaje de arena de grosor medio, gruesa y cantos que se disponen en cubetas y franjas (Tabla 2.4).



Imagen 2.11. Imágenes del transecto 10 (PPR2) situado al sur del anterior, frente a “Punta de Prouso Rubio”, dentro de la zona parcialmente protegida.

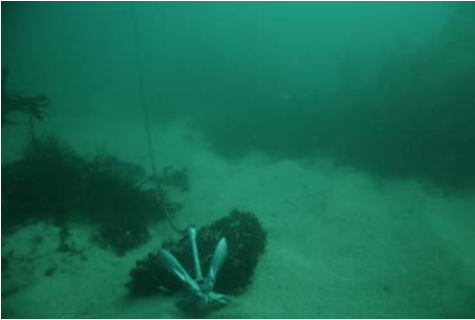
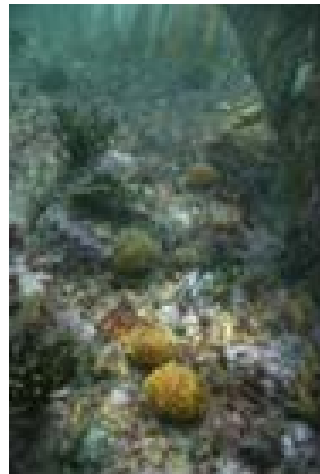


Imagen 2.12. Imágenes del transecto 11 (ZCR1) situado en el extremo sur del área de estudio, fuera de los límites de la RMIP en la zona control de sustrato rocoso.

- Transecto 11 (ZCR1)

Está situado en el extremo sur del área de estudio, fuera de los límites de la RMIP, en la zona control de sustrato rocoso, a unos 1000 m frente a “Punta Raposeiros” (Imagen 2.12). Se orienta hacia el norte paralelamente a la línea de costa. Se trata del transecto más profundo de sustrato rocoso con una profundidad media de 11.06 m \pm 1.72 DT. Su perfil batimétrico varía gradualmente, disminuyendo desde su inicio, con una diferencia de profundidad entre las cotas mínima y máxima de hasta 2 m.

El sustrato predominante es sustrato rocoso de elevado relieve con la presencia de prominentes bloques rocosos. En el punto de inicio del transecto existe un pequeño porcentaje de sustrato arenoso de grosor medio (Tabla 2.4).



- Transecto 12 (ZCR2)

Es el más meridional de todos los transectos, situado a 900 m al sureste del anterior, fuera de los límites de la RMIP (Imagen 2.13). Se extiende frente a la “Praia de Surreseco” y próximo a “A Laxa das Bogas” paralelamente a la línea de costa. Su profundidad media es de 9.87 m \pm 1.50 DT y su perfil batimétrico se incrementa gradualmente en profundidad, con una diferencia de hasta 1.10 m entre la cota mínima y la máxima.

El sustrato predominante es sustrato rocoso de bajo relieve, interrumpido por lenguas de arena fina y arena de grosor medio en cubetas (Tabla 2.4).

El **análisis** realizado para los descriptores del tipo de fondo indica diferencias significativas entre los transectos del sustrato arenoso, diferenciándose la zona control de la zona parcialmente protegida ($p < 0.05$) y de la zona de reserva integral ($p < 0.001$). Dichas diferencias se deben principalmente a que la ZC es más profunda y cuenta con un sustrato arenoso de mayor granulometría (Tabla 2.3), así como un menor porcentaje de otros tipos de sustratos (Tabla 2.4).

Asimismo, en sustrato rocoso el hábitat de la reserva integral se diferencia del de la zona parcialmente protegida ($p < 0.05$) y del de la zona control ($p < 0.01$). Dichas diferencias se deben principalmente a la profundidad, grado de relieve y porcentaje de otros tipos de sustratos, para las cuales la reserva integral toma valores intermedios. Mientras la zona control es más profunda y con mayor relieve, la zona parcialmente protegida alberga mayor variedad de otros tipos de sustratos (Tabla 2.4).





Imagen 2.13. Imágenes del transecto 12 (ZCR2) situado al sureste del anterior, fuera de los límites de la RMIP en la zona control de sustrato rocoso.

2.4. Técnicas de muestreo empleadas para la caracterización de las comunidades de macrofauna bentónica

Por macrofauna bentónica entendemos organismos $> 500 \mu\text{m}$ y $< 2 \text{ cm}$, la mayoría invertebrados, que viven incluidos en el sustrato, sobre su superficie o sobre la superficie de los macrófitos.

En agosto de 2005 se muestrearon dos localidades de sustrato arenoso (A1 y A3) y cuatro de sustrato rocoso (R1, R2, R3 y R4). En cada localidad se realizaron entre dos y cuatro réplicas a una profundidad de entre 5 y 10 m. Cada réplica consistió en la recogida de material biológico dentro una superficie delimitada por un cuadrado de 30 cm de lado (0.09 m^2), que profundizó 10 cm en el caso de sustrato arenoso, recogiendo en este caso un volumen por muestra de 0.009 m^3 . Todo este proceso se detalla en su correspondiente capítulo (capítulo VI).

Semestralmente, a lo largo de 2007 (en concreto en los meses de febrero y agosto), se recogieron tres muestras de material biológico en cada una de las seis zonas de muestreo a una profundidad de 10 m. En el caso de las zonas de sustrato arenoso la muestra consistió en un volumen de 0.004 m^3 , mientras que en sustrato rocoso fue una superficie de 0.04 m^2 . Las muestras recogidas se identificaron² posteriormente en el laboratorio alcanzando el nivel taxonómico más bajo posible. Todo este proceso se detalla en su correspondiente capítulo (capítulo VI).

² Identificación realizada por investigadores de la Estación de Biología Marina de A Graña, Ferrol, pertenecientes al departamento de Biología Animal de la Universidad de Santiago de Compostela.

Además en fondos blandos se llevó a cabo el análisis³ de la granulometría y del contenido en materia orgánica del sustrato. Para ello se recogió una muestra de 250 cm³ en cada una de las zonas de muestreo en febrero de 2007. Las muestras fueron secadas y tamizadas para obtener las fracciones >1000, 1000-500 y <500 µm. La fracción de tamaño <500 µm fue analizada mediante analizador de partículas Coulter LS 200, con contador de láser Beckman Coulter (Coultronics Francia), para determinar las fracciones de 500-250, 250-125, 125-62, 62-31, 31-16, 16-8 y 8-0 µm. El contenido de materia orgánica fue estimado por combustión de sedimento seco a 500 ° C durante cuatro horas. Los resultados de estos análisis se presentan en la tabla 2.3, aunque también se emplean en los subsiguientes capítulos.

2.5. Análisis de datos

Los datos de abundancias de los taxones registrados *in situ* (de cada una de las comunidades estudiadas: macroalgas, megafauna y macrofauna bentónicas y peces) fueron empleados para estimar los siguientes parámetros que fueron considerados como posibles indicadores de la evolución futura de las comunidades biológicas de la RMIP:

1. Densidad de taxones (Número de individuos/unidad de superficie)
2. Riqueza taxonómica (Número total de taxones/unidad de superficie)
3. Diversidad taxonómica: índice de diversidad de Shannon-Wiener (H')

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \log_2 \cdot p_i$$

Donde:

S = número de taxones;

p_i = abundancia del taxón i con respecto a la total = n_i/N ;

n_i = abundancia del taxón i;

N = abundancia total;

³ El análisis de las muestras fue realizado por el Servicio de Apoyo a la Investigación (SAI) de la Universidad de A Coruña.

4. Estructura de la comunidad: composición y abundancia de taxones.

La variabilidad espacial y temporal (tanto estacional como anual) de la densidad, riqueza y diversidad fueron analizadas de manera univariante por medio de técnicas no paramétricas mediante el uso del paquete estadístico PRIMER v6 (Clarke & Gorley 2006). Por tratarse de un análisis univariante, la matriz de similitud entre muestras se construyó en base a la distancia Euclídea (según Anderson & Millar 2004). Mediante el análisis de tres vías PERMANOVA (Anderson 2001) se testaron posibles diferencias en base a tres factores fijos: protección con 3 niveles (RI, PP, ZC), época del año con 2 ó 4 niveles, dependiendo de la comunidad estudiada (Primavera, Verano, Otoño e Invierno) y año con 3-4 niveles (2007, 2008, 2009 y en algún caso 2010), dependiendo también de la comunidad estudiada. Se analizaron también las dobles y triples interacciones entre estos factores. Cuando la triple interacción entre los factores zona, época y año resultó significativa quiere decir que el efecto que ejercen dichos factores es una combinación de todos ellos, por lo que su interpretación se realizó de manera conjunta en lugar de aisladamente.

Cuando se detectaron diferencias significativas para alguno de estos factores, se llevó a cabo el procedimiento no paramétrico PAIR-WISE para comparar dos a dos los distintos niveles de cada factor e identificar entre qué niveles existía diferencias. Para estos análisis los datos de densidad fueron transformados por la raíz cuarta para reducir el peso de las especies muy abundantes y permitir que las especies raras ejercieran alguna influencia en los cálculos de similitud (Clarke & Warwick 1994), mientras que los valores de riqueza y diversidad no fueron transformados para los mismos análisis (Edgar & Barrett 1999).

La variabilidad espacial y temporal de la estructura de la comunidad fue analizada por medio de técnicas no paramétricas multivariantes, como describe Field *et al.* (1982), mediante el uso del mismo paquete estadístico (PRIMER v6). Se construyó una matriz de similitud entre muestras basada en el coeficiente de Bray-Curtis. Los datos de densidad de los taxones fueron transformados con la raíz cuarta para reducir el peso de las especies más abundantes (Clarke & Warwick 1994). Mediante el análisis de tres vías PERMANOVA se testaron posibles diferencias en la estructura de cada comunidad en base a los mismos factores descritos para los análisis univariantes.

Cuando se detectaron diferencias significativas se llevó a cabo el procedimiento no paramétrico PAIR-WISE para comparar dos a dos los distintos niveles de cada factor. Mediante el procedimiento SIMPER se identificaron los taxones que contribuyeron en mayor medida a la disimilitud entre los grupos comparados. Los patrones espacio-temporales de disimilitud fueron representados bidimensionalmente mediante un diagrama de escalamiento multidimensional no métrico (MDS). Cada punto del MDS se corresponde con una unidad muestral (de distinto tamaño dependiendo de la comunidad estudiada).

En el caso de las comunidades de megafauna bentónica y peces se construyeron curvas de acumulación de especies a partir de las matrices de presencia/ausencia de los taxones (Soberón & Llorente 1993, Longino & Colwell 1997), con el fin de predecir la riqueza de especies esperada y calcular la eficiencia del inventario realizado. Estas se calcularon para cada zona con distinto nivel de protección. Para modelizar la relación entre el número de taxones y el esfuerzo de muestreo se empleó la ecuación de Clench:

$$S_n = \frac{a \cdot n}{(1+bn)}$$

Donde:

S_n = número de especies para cada nivel de muestreo dado;

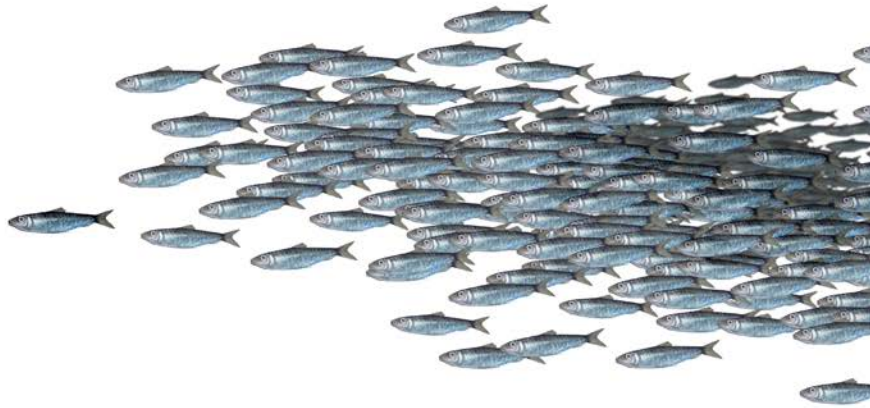
n = unidades de esfuerzo de muestreo;

a = tasa de incremento de nuevas especies;

b = parámetro relacionado con la forma de la curva.

El ajuste de esta función se realizó mediante la estimación no lineal *Simplex and Quasi-Newton*. El valor de pendiente de las curvas se calculó mediante la ecuación $a/(1+bn)^2$. Valores de pendiente inferiores a 0.1 indican que el inventario es bastante completo y fiable (Jiménez-Valverde & Hortal 2003). El orden de las muestras fue aleatorizado 50 veces utilizando el programa EstimateS 8.0. (Colwell 2006). El coeficiente de determinación (R^2) se empleó para evaluar la bondad de ajuste. En estos análisis la unidad de esfuerzo de muestreo varió en función de la comunidad estudiada.





3

Dinámica espacial y temporal de las comunidades de macrófitos del submareal rocoso de la reserva marina de interés pesquero *Os miñarzos* y su zona adyacente

3. DINÁMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS COMUNIDADES DE MACRÓFITOS DEL SUBMAREAL ROCOSO DE LA RESERVA MARINA DE INTERÉS PESQUERO OS MIÑARZOS Y SU ZONA ADYACENTE

Las macroalgas son los principales productores primarios de los ecosistemas marinos costeros (Bruno & O'Connor 2005). Como tal, ejercen un papel clave al asimilar las partículas inorgánicas del ambiente y transformarlas en nutrientes disponibles para los niveles superiores de la cadena trófica. Por otro lado, la composición y la abundancia de las comunidades de macrófitos condicionan la distribución de la fauna marina costera, ya que constituyen importantes elementos formadores de hábitat que proporcionan refugio y alimento a multitud de especies (Littler & Murray 1975, Dayton 1985). Las fluctuaciones que experimentan estas comunidades repercuten en el funcionamiento del ecosistema, ya que se transmiten a lo largo de las cadenas tróficas por medio de complejas relaciones inter-específicas (cascadas tróficas) de abajo a arriba (Madin *et al.* 2010). Como parte del bentos sésil, las macroalgas son uno de los elementos de los ecosistemas más afectados por perturbaciones naturales y/o antropogénicas, y por ello las variaciones en la estructura de estas comunidades pueden ser empleadas como indicadores de distintos tipos de perturbación.

La composición, la abundancia y el desarrollo de estas comunidades varían de modo natural. La luz solar y la temperatura del agua son los principales parámetros físicos que controlan las variaciones estacionales en el desarrollo de la cobertura vegetal (Hoek 1984, Lüning 1990, Dayton *et al.* 1999). Por este motivo, en las zonas templadas, la primavera y el verano son las épocas del año de máximo desarrollo, debido a la mayor duración del fotoperiodo y a unas temperaturas más elevadas (Ballesteros 1991). No obstante, la cobertura vegetal también varía espacialmente atendiendo a diversos factores como el tipo de sustrato y el grado de exposición al oleaje (Díez *et al.* 2003). La variación de estos factores en el espacio crea un mosaico de vegetación que varía tanto en composición como en abundancia dando lugar a distintas comunidades clímax. La respuesta de cada una de estas comunidades ante una perturbación varía dependiendo de su resiliencia, esto es, de su capacidad para mantenerse estables ante las perturbaciones (Babcock *et al.* 2010). La resiliencia es una característica

de las poblaciones de seres vivos que está positivamente correlacionada con la diversidad funcional, de manera que cuando alguna de las especies se ve afectada por una perturbación, otra de papel ecológico redundante, puede suplir su función en el ecosistema (Peterson 1998, Gunderson 2000).

Las comunidades de macroalgas bentónicas submareales han sido ampliamente empleadas a nivel mundial en estudios de monitorización de Áreas Marinas Protegidas (AMPs) (Mumby *et al.* 2007, Barrett *et al.* 2009, Edgar *et al.* 2010, Edgar & Barrett 2010). En un AMP de interés pesquero (la RMIP de nuestro estudio), el efecto de la protección viene determinado por el cese o disminución de la perturbación ocasionada por la pesca. Uno de los principales efectos esperados como resultado de la protección es el incremento de la cobertura de macroalgas. Este cambio se produce, por un lado, como consecuencia directa al disminuir el impacto de los aparejos de pesca sobre el fondo (Jennings & Kaiser 1998). Las artes más empleadas en la zona de estudio son las nasas y el enmalle los cuales se enganchan en las algas arrancándolas o rompiéndolas y además provocan la resuspensión del sedimento. Por otro lado, el incremento de la cobertura de macroalgas puede producirse como consecuencia indirecta al aumentar la densidad de predadores y disminuir así la presión que ejercen los herbívoros sobre las macroalgas (Madin *et al.* 2010). Por este motivo, las comunidades de macrófitos presentes en un AMP suelen ser comunidades más desarrolladas que las de los ecosistemas marinos no sometidos a protección (Pinnegar *et al.* 2000, Hughes *et al.* 2007, Mumby *et al.* 2007).

Este fenómeno trófico, muy frecuente en las AMPs y RMIPs, afecta por igual a diferentes especies de macroalgas. De hecho, se ha demostrado que la mayoría de las algas morfológicamente y anatómicamente similares responden de forma similar a determinados impactos, como las alteraciones tróficas mencionadas (Steneck & Dethier 1994). Por ello, en el estudio de comunidades son comúnmente empleados los grupos funcionales de macroalgas, cada uno de los cuales reúne un conjunto de especies, incluso taxonómicamente distantes, que comparten una serie de características comunes, anatómicas y morfológicas (tales como la tasa de productividad, la longevidad del talo, o la altura del dosel) que hacen que tengan un “comportamiento” o función ecológica equivalente. Estos grupos constituyen unidades funcionales más estables y predecibles que las especies consideradas aisladamente y, por lo tanto, su empleo resulta especialmente apropiado para definir la estructura de las comunidades y su papel

en el ecosistema (Steneck & Dethier 1994). En particular, sus características morfológicas se pueden emplear para realizar una clasificación sencilla, y fácilmente utilizable en estudios de comunidades *in situ*, y a la vez sintetizan aspectos relacionados con la anatomía, productividad o interacciones tróficas (Littler & Littler 1980, Littler & Arnold 1982, Steneck & Dethier 1994).

A nivel europeo, los estudios que emplean las comunidades de macroalgas submareales como indicadores de distintos tipos de perturbación se han realizado desde hace décadas, frecuentemente en el Mar Mediterráneo (Benedetti-Cecchi *et al.* 2001, Ceccherelli *et al.* 2006, Guidetti 2006, Giakoumi *et al.* 2012, Seytre *et al.* 2012). Sin embargo, en la costa atlántica, donde las condiciones ambientales y climatológicas frecuentemente adversas dificultan los muestreos submareales, su estudio ha sido más escaso (Gorostiaga *et al.* 2004, Trowbridge *et al.* 2011, Bustamante *et al.* 2012).

La Directiva Marco Europea del Agua (WFD; 2000/60/EC) impone la necesidad de diseñar indicadores biológicos que reflejen, entre otros, el grado de perturbación antropogénica, y establecer estados de referencia, los cuales representan el objetivo ambiental a alcanzar. Para este fin ha sido propuesto el empleo de las macroalgas como herramienta eficaz de evaluación del estado ecológico de las aguas costeras. Estos estudios, conocidos como MarMAT (Marine Macroalgae Assesment Tool), emplean la composición y abundancia de las especies de macroalgas y suelen realizarse en la zona intermareal por la mayor facilidad de acceso (Bermejo *et al.* 2012, Gaspar *et al.* 2012, Neto *et al.* 2012).

En la franja intermareal y en su inmediata línea infralitoral de la costa gallega, se han realizado hasta el momento numerosos estudios sobre composición y distribución de macroalgas (Pérez-Cirera 1975, Granja *et al.* 1992, Bárbara & Cremades 1996, Veiga *et al.* 1998), así como sobre la biología y ecología de las mismas (Fischer-Piette & Seoane-Camba 1962, Pérez-Cirera *et al.* 1989, Bárbara *et al.* 1995, Otero-Schmitt & Pérez-Cirera 1996, Otero-Schmitt & Pérez-Cirera 2002, Bárbara *et al.* 2005, Díaz-Tapia & Bárbara 2005, Cremades *et al.* 2006). Estos estudios son mucho más escasos en el submareal y se centran en catálogos florísticos, distribución y ecología de macroalgas (Bárbara *et al.* 1995, Bárbara & Cremades 1996, Díaz-Tapia & Bárbara 2005, Bárbara *et al.* 2005, Otero-Schmitt & Pérez-Cirera 2002). Así, los estudios que emplean las macroalgas como indicadores de perturbaciones en la costa de Galicia se limitan

a la zona intermareal (Incera *et al.* 2011), no existiendo hasta la fecha ningún estudio realizado en la zona submareal.

Para el empleo de las macroalgas como indicadores del efecto reserva en las AMPs y RMIPs resulta imprescindible caracterizar previamente las comunidades presentes en las distintas zonas de la reserva con distinto nivel de protección, pues una distribución en origen heterogénea puede ser la primera causa de posibles diferencias registradas posteriormente en la distribución y abundancia de las distintas especies de animales. Además, para poder probar el efecto de la protección a largo plazo es imprescindible una monitorización continua que permita identificar patrones temporales de variación natural de estas comunidades, y así poder distinguirlos del posible efecto reserva.

En base a esto, el objetivo general de este capítulo fue establecer la línea base de las comunidades macroalgales, y describir su estructura en función de los grupos morfológicos definidos en función de su tamaño por L'Hardy-Halos (1973). Se constituye así el punto de referencia para evaluar a medio y largo plazo el efecto de la protección sobre estas comunidades de modo que permita ser utilizado para el seguimiento de la RMIP *Os Miñarzos*. Esto se llevó a cabo abordando los siguientes objetivos específicos:

1. Establecer la abundancia relativa (cobertura) de los grupos morfológicos de las macroalgas como un indicador biótico de la complejidad espacial de los diferentes hábitats de la RMIP en relación a sus características físicas.
2. Establecer índices para el monitoreo de la evolución de las comunidades, basados en los parámetros de abundancia relativa, riqueza específica, diversidad específica y estructura de las comunidades
3. Caracterizar la dinámica espacial y estacional de las comunidades de macroalgas de la RMIP, analizando:
 - 3.1. La variación espacial de estos índices, dentro y fuera de los límites de la reserva (incluyendo áreas con distinto nivel de protección).
 - 3.2. La variación intra e inter-anual de estos índices durante los tres primeros años a partir de la creación de la reserva y valorar el posible efecto reserva temprano.

3.1. Material y métodos

Las comunidades de macroalgas fueron estudiadas únicamente en el submareal rocoso de la RMIP Os *Miñarzos* y su zona adyacente debido a la ausencia de algas de gran porte en los fondos arenosos. Por lo tanto, cuando se menciona la Reserva Integral en este capítulo, se refiere exclusivamente a la Reserva Integral Sur, donde el fondo muestreado fue predominantemente rocoso.

Los muestreos se realizaron semestralmente en primavera y otoño, durante el período primavera 2007 - primavera 2009. Se empleó para ello la técnica de censos visuales subacuáticos (CVS) efectuados por submarinistas. Debido a las malas condiciones meteorológicas, el muestreo de otoño de 2009 no pudo llevarse a cabo. Ambas épocas del año fueron escogidas específicamente y resultan especialmente adecuadas por el tamaño moderado de la cobertura vegetal. El gran tamaño alcanzado en verano por las macroalgas pardas de gran porte (principalmente *Saccorhiza polyschides* (Lightfoot) Batters, 1902 y *Cystoseira baccata* (Gmelin) Silva, 1952) dificulta la localización y estimación de abundancia del resto de especies de macroalgas mediante la técnica de censos visuales, mientras que en invierno las especies de ciclo anual están ausentes (Edgar & Barrett 1999).

En cada muestreo semestral se realizaron un total de 6 transectos (2 en cada nivel de protección del sustrato rocoso) de 100 metros de longitud, tal y como se explica en el capítulo II. El ancho de banda del trasecto fue variable en función de la visibilidad, escogiéndose siempre el ancho de banda máximo posible⁴. Así a lo largo del periodo de estudio se muestreó una superficie total de 18900 m².

Las macroalgas presentes se identificaron y cuantificaron *in situ*. Se estimó su **abundancia relativa** como el porcentaje de **cobertura** ocupado por cada taxón, medido por cada metro de longitud, dentro de la superficie delimitada por el ancho de banda determinado en función de la visibilidad. Debido a limitaciones en el tiempo de muestreo motivadas por la propia técnica empleada, se registraron solamente datos de los taxones fácil y rápidamente identificables mediante censos visuales, esto es, macroalgas de mediano y gran porte (>10 cm), y solo algunos taxones de porte menor fácilmente identificables.

⁴ La justificación del empleo de un ancho de banda variable se puede encontrar en el capítulo V.

La mayoría de los taxones fueron determinados a nivel de especie y un número menor a nivel de género, debido a la dificultad de determinación *in situ* que supone la técnica de censo visual empleada. Los datos registrados de **abundancia relativa** de cada taxón, fueron transformados cuantitativamente a la escala porcentual de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet 1979) modificada en cinco categorías, tomando el punto medio de cada intervalo como estima de abundancia relativa (Dethier *et al.* 1993):

- 0: Ausencia del taxón
- 1: abundancia comprendida entre [0.1 - 5%] = 2.5%
- 2: abundancia comprendida entre [5.1 - 25%] = 15%
- 3: abundancia comprendida entre [25.1 - 50%] = 37.5%
- 4: abundancia superior a 50% = 75%

La abundancia relativa total de macroalgas en cada transecto sumó 100%. La **abundancia relativa de los grupos morfológicos** de macroalgas se estimó agregando los porcentajes asignados a cada taxón. Los grupos morfológicos empleados fueron de mayor a menor porte:

- Arborescentes: aquellas $\geq 1\text{m}$ (G1)
- Arbustivas: aquellas $> 0.2\text{ m}$ y $< 0.9\text{ m}$ (G2)
- Tapizantes: aquellas $\leq 0.2\text{ m}$ (G3)

3.1.1. Análisis de datos

A partir de la abundancia relativa de los taxones observada *in situ*, se estimaron los siguientes parámetros para ser utilizados como indicadores de la evolución de las comunidades de macroalgas en la RMIP:

1. **Abundancia relativa (cobertura)** de grupos morfológicos basados en el tamaño. Para estimar su valor se han agregado los porcentajes asignados a cada taxón, tal y como se explica en el apartado anterior.
2. **Riqueza total** de taxones y por grupo morfológico. La **riqueza total de taxones** se determinó como número de taxones/100 m². Asimismo, se calculó la **riqueza de taxones/100 m² para cada grupo morfológico** de macroalgas.

3. **Diversidad** total de taxones y por grupo morfológico. La **diversidad** se estimó utilizando el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') a partir de los datos porcentuales de abundancia relativa de los taxones:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \log_2 \cdot p_i$$

Donde:

S=número de taxones;

P_i =abundancia relativa del taxón i con respecto a la total = N_i/N ;

N_i = abundancia relativa del taxón i;

N= abundancia relativa total (100%);

De esta misma manera, se calcularon los valores de **diversidad para cada uno de los grupos morfológicos**.

4. **Estructura de la comunidad**: composición y abundancia de taxones. La **estructura de la comunidad** se estudió en base a la composición de taxones y a su abundancia relativa (%).

La variabilidad espacial y temporal de los índices de abundancia relativa de los grupos morfológicos, así como la riqueza y la diversidad, fueron analizadas de manera univariante tal y como se describe en el capítulo II (Material y métodos general).

La variabilidad espacial y estacional de la estructura de la comunidad fue analizada por medio de técnicas no paramétricas multivariantes, como se describe en el capítulo II.

Los factores fijos empleados en estos análisis fueron tres:

- Grado de protección con 3 niveles (Reserva Integral, Zona Parcialmente Protegida, Zona Control),
- Época del año con 2 niveles (Primavera y Otoño)
- Año con 3 niveles (2007, 2008 y 2009).

Los datos de abundancia relativa (%) de los taxones fueron transformados con la raíz cuarta para reducir el peso de las especies más abundantes y permitir que las especies raras ejercieran alguna influencia en los cálculos de similitud (Clarke & Warwick 1994). Cada punto del MDS se corresponde con una unidad muestral: el transecto.

3.2. Resultados

3.2.1. Descripción general de la comunidad de macrófitos

Se identificaron un total de 43 taxones de macroalgas, la mayoría de ellos a nivel de especie (Tabla 3.1). Las macroalgas rojas (Div. Rhodophyta) fueron las mejor representadas, con un 59% de los taxones, seguidas de las pardas (Div. Ochrophyta: 36%), mientras que las verdes fueron muy escasas (Div. Chlorophyta: 5%).

De los 43 taxones, diez (23%) correspondieron a especies de carácter biogeográfico templado-frío, es decir especies del norte de Europa cuyo límite meridional de distribución se sitúa en Galicia o norte de Portugal. Tan sólo dos (5%) correspondieron a especies procedentes de aguas templado-cálidas, es decir especies cuya distribución comienza en este mismo punto y se extiende hacia el Atlántico sur de la costa de España, Portugal y África y el Mar Mediterráneo. Asimismo, fueron identificados tres endemismos de la provincia Lusitana (*C. baccata*, *Laminaria ochroleuca* Bachelot de la Pylaie, 1824, *Phyllariopsis purpurascens* (Agardh) Henry & South, 1987 y tres especies invasoras (*Asparagopsis armata* Harvey, 1855, *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt, 1955 y *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, 1873).

El grupo morfológico más abundante en cuanto al número de taxones fue el de las macroalgas arbustivas, al cual pertenecen el 61% de los taxones identificados, seguido de las arborescentes (25%) y de las tapizantes con el 14%. Esta proporción se mantuvo, aunque con ligeras variaciones, para cada zona y época del año. No obstante en términos totales, se apreció un aumento a lo largo del tiempo del número de taxones presentes en las diferentes zonas (Fig. 3.1). Este aumento en la riqueza taxonómica se aprecia claramente tanto en la RI como en la ZC tanto en primavera como otoño. En la zona PP el aumento de la riqueza es poco evidente en primavera, mientras que en otoño se produce un descenso acusado de la misma (Fig. 3.1)

Desde el punto de vista espacial, en la reserva integral RI se identificaron a lo largo de estudio un total de 33 taxones de los cuales solo 7 aparecieron de manera exclusiva en esta zona, 31 en la zona parcialmente protegida PP y 29 en la zona control adyacente ZC. Los 7 taxones que se localizaron de manera exclusiva dentro de la reserva integral fueron: *Chondracanthus acicularis* (Roth) Fredericq, 1993, *Chondracanthus teedei* (Mertens ex Roth) Kützing, 1843, *Chondrus crispus* Stackhouse, 1797, *U. pinnatifida*, *Saccharina latissima* (Linnaeus) Lane, Mayes, Druhl & Saunders, 2006, *Laminaria* sp. Lamouroux, 1813 y *S. muticum*. *Pterocladia capillacea* (Gmelin) Santelices & Hommersand, 1997 y *Halopteris* sp. Kützing, 1843, aparecieron exclusivamente en la zona parcialmente protegida y *Rhodymenia pseudopalmata* (Lamouroux) Silva, 1952 fue únicamente identificada en la zona control.

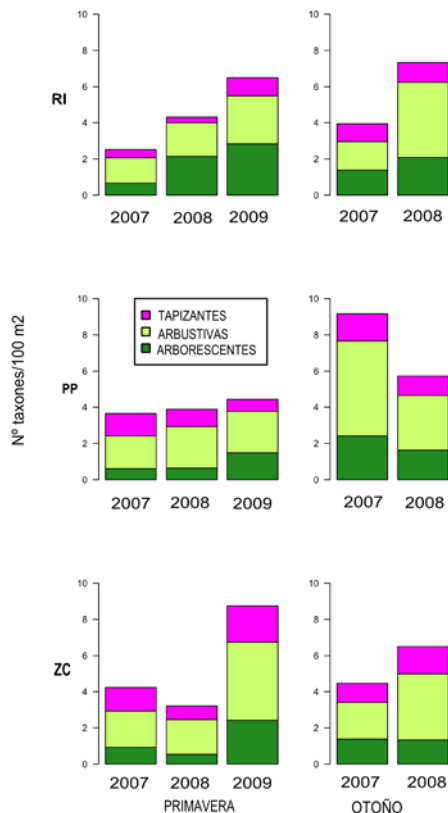


Figura 3.1. Riqueza taxonómica (Nº taxones/100 m²) por época (primavera y otoño), zona (RI: reserva integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control) y año (2007, 2008, 2009).

Asimismo, existen ciertas variaciones estacionales en cuanto a la composición macroalgal puesto que en primavera fueron identificados un total de 37 taxones de los que 11 lo fueron en exclusiva en esta época, frente a los 32 taxones identificados en otoño, de los cuales solo 4 aparecieron únicamente en esta estación (Tabla 3.1). La abundancia relativa de macrófitos fue bastante homogénea, representando 12 de los taxones el 75% de la cobertura macroalgal total: *Lithophyllum incrustans* Philippi, 1837, *Dictyota dichotoma* (Hudson) Lamouroux, 1809, *A. armata*, *Halidrys siliquosa* (Linnaeus) Lyngbye, 1819, *S. polyschides*, *C. baccata*, *Cryptopleura ramosa* (Hudson) L. Newton, 1931, *P. purpurascens*, *Codium* sp., *Dictyopteris polypodioides* (De Candolle) Lamouroux, 1809, *Plocamium cartilagineum* (Linnaeus) Dixon, 1967 y *Laminaria*

ochroleuca Bachelot de la Pylaie, 1824 (Tabla 3.1). Estos mismos taxones fueron los más frecuentes, registrándose en el 50-90% de las muestras. Otros taxones con menor cobertura fueron también bastante frecuentes (23-43%): *Corallina* sp. Linnaeus, 1758, *Sphaerococcus coronopifolius* Stackhouse, 1797, *Corallina officinalis* Linnaeus, 1758, *Desmarestia ligulata* (Stackhouse) Lamouroux, 1813, *Dilsea carnososa* (Schmidel) Kuntze, 1898, *H. plumosa*, *Gigartina pistillata* (Gmelin) Stackhouse, 1809, *Gelidium corneum* (Hudson) J.V. Lamouroux, 1813 y *P. capillacea*.

3.2.2. Abundancia relativa de grupos morfológicos de macroalgas

Los tres grupos morfológicos de macroalgas estuvieron presentes en todas las zonas y épocas del año. No obstante, su abundancia relativa varió entre transectos (arborescentes: 0-56%; arbustivas: 15-71%; tapizantes: 9-38%), siendo, en promedio, el grupo de las macroalgas arbustivas el de abundancia relativa más elevada (50%), seguido de macroalgas arborescentes (29%) y de las tapizantes (22%) (Tabla 3.2).

Existe una notable diferencia en la abundancia relativa de la macroalgas presentes en la Reserva Integral frente a las otras zonas de sustrato rocoso. Esta diferencia se aprecia principalmente para los grupos de las algas arborescentes (G1) y arbustivas (G2). Mientras en la Reserva Integral ambos grupos morfológicos mantienen valores semejantes, ligeramente superiores para las algas arborescentes, en las otras dos zonas estudiadas dominan las algas arbustivas con valores superiores al 50% de cobertura (Tabla 3.2). A pesar de ello, únicamente se detectaron diferencias espaciales significativas ($p < 0.01$) en la abundancia relativa de las macroalgas arbustivas (G2), siendo esta superior en la zona parcialmente protegida frente a la reserva integral (Tabla 3.4). El grupo de algas incrustantes (G3) presenta en todas las zonas valores similares, siempre inferiores a los de los otros grupos.

Asimismo, la abundancia relativa de los grupos morfológicos no varió significativamente entre épocas del año ni entre años, dominando en todos los casos las algas arbustivas frente al resto. Ni las dobles, ni la triple interacción entre los factores protección, época y año resultaron significativas ($p > 0.05$) (Tabla 3.4).

3.2.3. Riqueza de taxones total y por grupos morfológicos

La riqueza total de taxones (taxones/100 m²) varió considerablemente entre transectos (0.8-5.6 taxones/100 m²). Sin embargo, no se observó una variación espacial significativa ($p>0.05$) de la riqueza de taxones entre las distintas zonas de protección (Tabla 3.5), siendo la riqueza de las algas arbustivas (G2) siempre superior a las del resto de grupos en todas las zonas (Tabla 3.2).

La variabilidad temporal de la riqueza de taxones presenta diferencias significativas ($p<0.05$), tanto entre épocas como entre años (Tabla 3.5). Se aprecian valores más elevados de riqueza en otoño para los tres grupos morfológicos. A pesar de ello, las diferencias significativas observadas se pueden considerar debidas principalmente al grupo de las algas arbustivas (Tabla 3.2, Tabla 3.5).

La variabilidad anual de la riqueza de taxones muestra que a lo largo de periodo de estudio esta ha ido aumentando gradualmente para los 3 grupos morfológicos, siendo más acusado el aumento para las algas arborescentes (Tabla 3.2). Así, la riqueza algal en primavera presenta incrementos generalizados en las 3 zonas estudiadas destacando en este sentido la Reserva Integral y la Zona Control, siendo más suave para la zona Parcialmente Protegida (Fig. 3.2). Este patrón se mantiene también para las comunidades algales en otoño, con la excepción de la zona Parcialmente Protegida (Fig. 3.2).

Las dobles y la triple interacción entre los factores protección, época y año no resultaron significativas ($p\text{-valor}>0.05$) (Tabla 3.5).

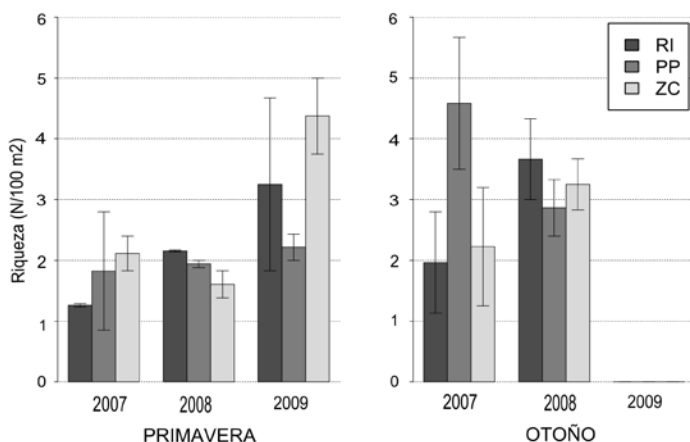


Figura 3.2. Riqueza de especies promedio (Nº taxones/100 m²) por época (primavera y otoño), año (2007, 2008, 2009). La zona se codifica mediante colores en escala de grises (muy oscuro: reserva integral; oscuro: zona parcialmente protegida; claro: zona control). Las barras de error indican el error estándar del promedio.

3.2.4. Diversidad de taxones total y por grupos morfológicos

La diversidad de macroalgas varió ligeramente entre transectos entre $H'=1.9$ y $H'=2.8$. Los valores de diversidad de macroalgas registrados en las distintas zonas variaron dentro de un rango muy estrecho ($H'=2.3-2.5$; Tabla 3.2). No obstante, desde el punto de vista espacial existen diferencias significativas entre la zona Parcialmente Protegida respecto a la Zona Control ($p<0.05$; $PP>ZC$) y, sin embargo, no se aprecian diferencias de ninguna de las dos con la Reserva Integral (Tabla 3.6).

A nivel temporal no se apreciaron diferencias significativas ni entre épocas, con valores muy semejantes entre ambas, ni entre años (Tabla 3.6), siendo el año 2009 el que presenta un mayor valor de H' (Tabla 3.2). Hay que tener en cuenta que para este año no se pudo llevar a cabo el muestreo de otoño.

Anualmente se observó un incremento general de la diversidad macroalgal en primavera y un descenso en otoño, exceptuando la zona de reserva integral donde se registró el patrón inverso, sin embargo estas variaciones inter-anales no resultaron significativas (Tabla 3.3; $p>0.05$).

Las dobles y la triple interacción entre los factores protección, época y año tampoco resultaron significativas ($p>0.05$) (Tabla 3.6).

Atendiendo a los grupos morfológicos, el más diverso en términos generales fue el de las macroalgas arbustivas y el menos diverso el de las tapizantes (Tabla 3.2). Este es un patrón constante tanto a nivel espacial como temporal, a pesar de que se detectaron algunas excepciones significativas ($p<0.05$) a este patrón para alguno de los grupos (Tabla 3.5). A nivel espacial esta diferencia se establece únicamente en la diversidad de las macroalgas arbustivas, entre la zona Parcialmente Protegida y la Reserva Integral (Tabla 3.2; $PP>RI$). También se observaron diferencias estacionales significativas ($p<0.05$) en la diversidad de las macroalgas tapizantes, alcanzándose valores ligeramente superiores en primavera que en otoño.

Anualmente no se detectaron diferencias significativas ($p>0.05$) en la diversidad de los distintos grupos morfológicos pero destaca el elevado valor que el grupo de las algas arborescentes alcanza en el año 2009, último año de la serie analizada (Tabla 3.2).

Las dobles y la triple interacción entre los factores protección, época y año tampoco resultaron significativas ($p > 0.05$) (Tabla 3.6).

3.2.5. Estructura de la comunidad.

La figura 3.3 representa la ordenación MDS de todos los transectos en un espacio bidimensional. El coeficiente de *stress* (0.22) es bastante elevado, lo que indica que las diferencias observadas pudieran deberse al azar (Clarke 1993). Sin embargo, se aprecia a simple vista un claro patrón espacio-temporal en la estructura de la comunidad, separándose a lo largo del eje vertical las muestras de las distintas zonas (parte superior: reserva integral; centro: zona parcialmente protegida; parte inferior: zona control); y a lo largo del eje horizontal las muestras de las distintas épocas del año (izquierda: primavera; derecha: otoño). Por el contrario no se detectaron cambios en la estructura de la comunidad entre los distintos años.

El test PERMANOVA confirmó la existencia de diferencias espaciales significativas ($p < 0.001$) en la estructura de la comunidad de macroalgas entre los distintos niveles de protección (Tabla 3.7).

El análisis SIMPER reveló que las comunidades de la zona Parcialmente Protegida y la Zona Control fueron semejantes en cuanto a la composición de los taxones y se diferenciaron básicamente debido a una mayor abundancia de los mismos taxones en la zona parcialmente protegida, a excepción de *H. siliquosa*. La comunidad de la Reserva Integral se diferenció de las otras dos zonas debido a una mayor abundancia de dos macroalgas arborescentes, *C. baccata* y *L. ochroleuca*, dentro la reserva integral, las cuales contribuyeron en un 8% y 3% respectivamente a su diferenciación (Tabla 3.8). En la zona Parcialmente Protegida y en la Zona Control fueron más abundantes las macroalgas arborescentes *S. polyschides* y *H. siliquosa*, contribuyendo cada una un 4% a la diferenciación de ambas zonas respecto de la Reserva Integral. Asimismo, respecto al grupo de las macroalgas arbustivas, mientras en la Reserva Integral fue más abundante *D. dichotoma* (4%) en las otras dos zonas lo fue *Codium* sp. (6%). De igual modo, se establecieron diferencias entre las distintas zonas en base a los taxones tapizantes, siendo más abundante dentro de la Reserva Integral *C. ramosa* (4%) y en las otras dos zonas *Corallina* sp. (4%).

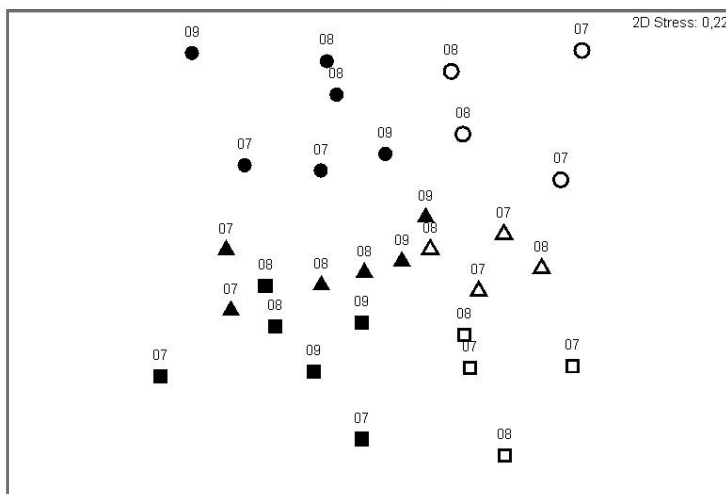
El test PERMANOVA también evidenció diferencias estacionales significativas ($p < 0.001$) en la estructura de la comunidad (Tabla 3.7). Dichas diferencias se establecieron principalmente en base a una menor abundancia en primavera de las macroalgas de tipo arborescente y arbustivo, las cuales contribuyeron en conjunto en 22% a la disimilitud, y una mayor abundancia de las tapizantes (20%; Tabla 3.8).

La estructura de la comunidad de macroalgas en conjunto varió inter-anualmente, diferenciándose de manera significativa el año 2007 del año 2008 ($p < 0.05$) y 2009 ($p < 0.001$) (Tabla 3.7). El análisis SIMPER estableció que dichas diferencias fueron debidas principalmente a un incremento en los años 2008 y 2009 respecto del 2007 de la abundancia de *A. armata*, *D. dichotoma*, *Codium* sp., así como a fluctuaciones de otras especies como *S. polyschides*, *P. purpurascens* o *Corallina* sp. (Tabla 3.8).

La estructura de la comunidad de cada una de las zonas se mantuvo sin variaciones significativas ($p > 0.05$) a lo largo de la serie temporal. Este resultado se corresponde en el análisis con la doble interacción entre los factores protección y año (Fig. 3.3). Sin embargo, atendiendo a la doble interacción entre los factores época y año el test PERMANOVA evidenció variaciones significativas en la estructura de la comunidad a lo largo del periodo de estudio (Tabla 3.7). La comunidad de primavera, entendiendo como tal la de todas las zonas en conjunto, varió significativamente entre el año 2007 y los años 2008 ($p < 0.05$) y 2009 ($p < 0.01$). Esto fue debido principalmente a un incremento en macroalgas arborescentes y arbustivas como *C. baccata*, *H. siliquosa*, *L. ochroleuca*, *S. polyschides*, *Codium* sp. y *Ulva* sp., las cuales contribuyeron en conjunto en un 17-23% al establecimiento de dichas diferencias inter-anales. Al mismo tiempo disminuyeron las macroalgas tapizantes como *C. officinalis*, *H. plumosa*, *C. ramosa* y *S. coronopifolius*, las cuales contribuyeron en conjunto en un 11-18%. Por otro lado, de forma similar a la comunidad de primavera, la comunidad de otoño de 2007 se diferenció significativamente de la de 2008 (p -valor < 0.05). Esto fue debido a un incremento en la abundancia de macroalgas arbustivas como *A. armata*, *Codium* sp., *D. dichotoma* y *Ulva* sp., las cuales contribuyeron en conjunto en un 21% a la disimilitud entre ambos años, y a un descenso en la abundancia de macroalgas tapizantes como *Corallina* sp., *C. ramosa*, *C. laciniata* y *P. purpurascens*, las cuales contribuyeron en un 17% al establecimiento de dichas diferencias.

La triple interacción entre los factores zona, época y año no fue significativa ($p > 0.05$).

Figura 3.3. Ordenación MDS de la estructura de la comunidad de macroalgas del submareal rocoso de la RMIP. Se representan las zonas codificadas mediante símbolos (círculo: zona de reserva integral; triángulo: zona parcialmente protegida; cuadrado: zona control). Los símbolos llenos representan la época de primavera y los vacíos el otoño. Los dos números del código representan el año (07: 2007; 08: 2008; 09: 2009).



3.3. Discusión

Descripción general de la comunidad

Aunque existen numerosos estudios sobre macroalgas realizados en la costa gallega, la comparación de sus resultados con los del presente trabajo resultó complicada por varios motivos. Por un lado, el objetivo de la mayoría de los estudios es el inventariado las macroalgas bentónicas, por lo que se basaron, al menos en parte, en la recolección de especímenes y su posterior identificación en laboratorio, o fueron completados con citas bibliográficas de otros autores (Bárbara *et al.* 2005). Por el contrario, el presente trabajo no pretende obtener un inventario exhaustivo de las especies de macrófitos de la RMIP sino una caracterización general de las macroalgas como componentes estructurales del hábitat. Por este motivo, la única técnica empleada para el estudio de las comunidades de macrófitos fueron los censos visuales subacuáticos. Estos han sido ampliamente usados para el estudio de las comunidades de macroalgas y del hábitat (Drach 1948, L'Hardy-Halos *et al.* 1973, García-Charton *et al.* 2004, Currie & Sorokin 2009) y resultan especialmente útiles por tratarse de un área

marina protegida ya que no causan apenas perturbación sobre las comunidades biológicas ni los hábitats (Edgar & Barrett 1999, Barrett & Buxton 2009, Edgar *et al.* 2010). Por estos motivos, los citados estudios cuentan con un mayor rango de especies estudiadas (146-172) en comparación con el presente trabajo (43), principalmente las de porte reducido (Pérez-Cirera 1975, Granja *et al.* 1992, Veiga *et al.* 1998, Bárbara *et al.* 1995, Bárbara & Cremades 1996, Otero-schmitt & Pérez-Cirera 2002, Bárbara *et al.* 2005, Díaz-Tapia & Bárbara 2005)

Por otro lado, mientras en este trabajo se estudió exclusivamente la zona submareal de sustrato rocoso, la mayoría de los estudios previos sobre comunidades de macrófitos incluyeron el intermareal y el horizonte superior del infralitoral (Pérez-Cirera 1975, Fischer-Piette & Seoane-Camba 1962, Pérez-Cirera & Maldonado 1982). Los estudios que proporcionan datos acerca del submareal son más escasos y presentan conjuntamente los resultados del intermareal y del submareal (Granja *et al.* 1992, Bárbara *et al.* 1995, Bárbara & Cremades 1996, Díaz-Tapia & Bárbara 2005, Bárbara *et al.* 2005). Los únicos trabajos que aportan datos de la zona estrictamente submareal fueron el de Otero-Schmitt & Pérez-Cirera (2002) en la Ría de Muros y Bárbara & Cremades (1996) en la Ría de A Coruña. Los primeros identificaron un total de 146 especies, combinando censos visuales y la recogida de muestras en sustrato rocoso y arenoso entre 0 y 30 de profundidad. Bárbara & Cremades (1996) identificaron un total de 172 especies en la zona submareal rocosa (0-27 m) de la Ría de A Coruña (45 km de costa) basándose en especímenes recolectados. No obstante, en estos dos estudios, del total de especies identificadas, se registraron proporciones similares de las divisiones algales a las registradas en el presente trabajo, dominando las rojas (69%, 65%, 59% respectivamente) seguidas de las pardas (25%, 21%, 36% respectivamente) y con una baja presencia de las verdes (6%, 12%, 5% respectivamente).

Por la misma razón, el número de especies características de aguas templado-frías, templado-cálidas, endémicas de la provincia Lusitana y especies alóctonas identificadas en este estudio es bajo comparado con el total identificado en Galicia por Bárbara *et al.* (2005). Sin embargo, en concordancia con dicho trabajo la presencia de una mayor proporción de especies características de aguas templado-frías frente a las templado-cálidas denota el carácter frío de las aguas de este tramo de costa.

A pesar del mayor número de taxones de algas rojas, en el submareal rocoso de la RMIP y su zona adyacente, las macroalgas pardas arborescentes (Phaeophyceae) dominan en el paisaje submarino debido a su gran porte, en concreto Fucales (*C. baccata*) y Laminariales (*L. ochroleuca*, *L. hyperborea* y *S. polyschides*), las cuales forman los conocidos bosques de quelpos (Dayton 1985). Estas observaciones coinciden con las de Otero-Smith & Pérez-Cirera (2002) cuya zona de estudio se solapó parcialmente con la del presente trabajo. Estos grupos son característicos de las aguas frías del norte de Europa (Bárbara *et al.* 2005) y para muchas de las especies que los forman, Galicia representa el límite meridional de su distribución. Además, constituyen comunidades de elevada importancia ecológica por su elevada productividad (Ballesteros 1991), ya que proporcionan alimento y refugio a numerosas especies (Niell *et al.* 2009). Varias especies de peces e invertebrados de interés comercial habitan en estos bosques al menos durante alguna fase de su ciclo vital. La dominancia de estas especies podría ser uno de los motivos por el que las algas verdes representan sólo un 5% en la zona de estudio, debido a que el denso dosel que forman estas macroalgas disminuye la intensidad lumínica que llega al estrato inferior, por lo que está constituido mayoritariamente por las algas rojas. Los buceadores, tanto profesionales como deportivos, han percibido en los últimos años una tendencia a la disminución en la extensión y densidad de estos bosques en Galicia (comunicación personal), lo cual puede tener importantes repercusiones en el ecosistema en conjunto y en concreto para los recursos pesqueros. Las causas de esta tendencia todavía son desconocidas pero las primeras evidencias señalan el aumento de la temperatura como posible factor responsable (Niell *et al.* 2009). Sin embargo, en la RMIP Os Miñarzos estas especies resultan abundantes y presentan una distribución homogénea sobre el sustrato rocoso.

La ausencia en otoño de *S. muticum*, *L. hyperborea* y *Laminaria* spp. se explica por su condición de pseudo-perennes, la cual hace que su presencia se vea reducida al menos en una parte del año (pérdida de ramas, frondes, etc.), resultando menos evidentes y por lo tanto más difíciles de detectar por medio de censos visuales. De igual modo, otras especies anuales como *U. pinnatifida*, o perennes como *G. multipartita*, además de ser escasas en las zonas de estudio experimentan un periodo de senescencia a finales de verano o principios de otoño que, aunque sin llegar a desaparecer (Givernaud *et al.* 1999, Cremades *et al.* 1998), hace que resulten más difíciles de detectar por medio de censos visuales (Cremades *et al.* 2006). La ausencia de *R. pseudopalmata* en otoño

puede estar relacionada con este decaimiento de las laminariales, con las cuales está estrechamente asociada, encontrándose frecuentemente como epífito o típicamente en el sustrato rocoso bajo su dosel (<http://www.algaebase.org/>), al igual que ocurre con *C. crispus* (Bárbara *et al.* 1995). *K. reniformis* estuvo ausente en primavera, al igual que constataron Bárbara & Cremades (1996) en la Ría de A Coruña. Sin embargo, Bárbara y Cremades (1996) registraron la presencia de la mayoría de los taxones aquí identificados durante la mayor parte del año en la Ría de A Coruña. Esto puede ser debido a que en dicho estudio se realizó un muestreo exhaustivo recolectando muestras de macrófitos e identificándolas posteriormente en el laboratorio, por lo que pudieron detectarse las fases menos perceptible de los ciclos biológicos de muchas de estas especies.

Algunos de los taxones identificados en este trabajo resultaron exclusivos de ciertas zonas de la reserva. Por ejemplo, dos especies invasoras, *U. pinnatifida* y *S. muticum* se observaron exclusivamente dentro de la reserva integral sur, aunque de manera escasa. Esto podría ser debido al elevado porcentaje de sustrato arenoso y cascajo presente en esta zona, el cual favorece el desarrollo de ambas especies frente a algunos macrófitos autóctonos (Otero-Schmitt & Pérez-Cirera 2002). *S. muticum* es una especie típica de zonas semi-protegidas o protegidas (Bárbara *et al.* 1995) aunque puede localizarse en zonas expuestas y moderadamente expuestas al oleaje (Otero-Schmitt & Pérez-Cirera 2002). Este hecho, sumado a su rápida capacidad de colonización y agresividad compitiendo con otras especies autóctonas, hace que posea un elevado potencial colonizador dentro de la RMIP, como ha sido constatado por varios estudios realizados en la RMIP y su zona adyacente (Cambié *et al.* 2009, Olabarria *et al.* 2009, Incera *et al.* 2011, Cambié *et al.* 2015). Uno de los efectos esperados como consecuencia de la colonización de esta macroalga invasora sería una disminución en la riqueza específica de la comunidad de la que forme parte (Cambié *et al.* 2009), por lo tanto, su efecto sobre el indicador de riqueza taxonómica debería ser tenido en cuenta en una futura evaluación.

Contrariamente, Cambié *et al.* 2009 detectaron una mayor abundancia de *S. muticum* en la zona parcialmente protegida de la RMIP Os Miñarzos. Esto posiblemente fue debido a que el sitio de muestreo se localizó en una zona muy cercana al puerto, lugar en el que esta macroalga presenta su abundancia más elevada debido a su carácter protegido. Asimismo, en el 2002 Otero-Schmitt & Pérez-Cirera registraron las primeras evidencias de la presencia de esta especie

dentro de lo que actualmente corresponde a la mitad sur de la zona parcialmente protegida de la RMIP y su zona adyacente.

Por otro lado, *U. pinnatifida* es un alga bien adaptada a condiciones de elevado hidrodinamismo (Cremades *et al.* 2006), aunque puede desarrollarse desde zonas protegidas hasta muy expuestas. Esto favorecería su presencia en toda la RMIP excepto en las proximidades de la desembocadura del Río Larada, ya que necesita salinidades mayores de 27g/l (Sanderson & Barrett 1989). A pesar de su potencial ubiquidad, Otero-Schmitt & Pérez-Cirera (2002) no encontraron esta especie en su zona de estudio, la cual se solapó parcialmente con la del presente trabajo. Esto podría ser debido a que, a diferencia de *S. muticum*, se trata de una especie de lenta colonización y escasa agresividad que difícilmente desplaza a una especie nativa, por lo que su estrategia como especie oportunista hace que su presencia en Galicia de momento se vea limitada a hábitats alterados o sin colonizar (Cremades *et al.* 2006).

La presencia exclusiva en la reserva integral de *S. latissima*, *C. crispus*, *C. acicularis* y *C. teedei* evidencian su moderada exposición al oleaje (Bárbara *et al.* 1995). Además, las dos últimas especies son típicas de localidades con influencia arenosa como esta zona, ya que sus sistemas de fijación les permiten anclarse al sustrato rocoso cubierto de arena, a diferencia de la mayoría de las especies típicas de sustrato estrictamente rocoso (Bárbara *et al.* 1995).

P. capillacea y *Halopteris* sp. se identificaron exclusivamente dentro de la zona parcialmente protegida de la RMIP posiblemente debido a que se trata de especies típicas de ambientes expuestos y semi-expuestos al oleaje. Además *Halopteris* sp. suele aparecer en cubetas con deposición, típicas también de esta zona.

Rhodymenia pseudopalmata se desarrolla directamente sobre el sustrato rocoso en localidades semi-expuestas, o epífita principalmente sobre laminariales. Puesto que la abundancia del macrófito epifitado apenas varió entre zonas, el hecho de que esta especie fuera identificada exclusivamente en la zona control podría atribuirse a la menor influencia arenosa en esta zona con respecto a la reserva integral y la zona parcialmente protegida.

Variación espacio/temporal de la abundancia, riqueza y diversidad

La mayor abundancia y diversidad del grupo de las macroalgas arbustivas en la zona parcialmente protegida, en comparación con la reserva integral, a lo largo del ciclo temporal estudiado, puede relacionarse con una menor proporción de sustrato arenoso en la zona parcialmente protegida. Dicho sustrato dificulta la instalación y el desarrollo de muchas especies y se relaciona negativamente con la cobertura y diversidad de macroalgas (Díez *et al.* 2003).

La elevada riqueza total de taxones registrada en otoño respecto de primavera, coincidiendo con lo observado para el grupo de las macroalgas arbustivas en particular, puede ser debido a que en primavera muchas especies anuales están ausentes o poco desarrolladas. Por el contrario, en otoño, aunque comienza el período de senescencia, la mayoría de las especies anuales aún están presentes, por lo que en esta época coexisten la mayor parte de las especies de macroalgas. Además, el incipiente deterioro de las algas arborescentes en esta época (pérdida de ramas, frondes, etc.) reduce la espesura del dosel arbóreo y facilita la visualización del estrato inferior de, macroalgas arbustivas. Este efecto podría explicar al mismo tiempo el incremento experimentado en la riqueza de macroalgas arbustivas en otoño. Sin embargo, el grupo de las macroalgas tapizantes resultó más diverso en primavera, relacionado con el menor desarrollo y cobertura de las macroalgas arborescentes y arbustivas en esta época, lo cual facilita su visualización.

El incremento anual en la riqueza total de taxones experimentado en el año 2009 respecto del año 2008 en la RMIP *Os Miñarzos* y su zona adyacente podría deberse a la variabilidad natural de las poblaciones, las cuales fluctúan periódicamente debido a multitud de factores ambientales y humanos. No obstante, también hay que considerar la posibilidad de que este incremento constituya uno de los primeros indicios del efecto de la protección en la RMIP y su área contigua. El efecto de la protección de una RMIP sobre las comunidades vegetales puede tener lugar de manera directa al disminuir el impacto que causan los aparejos de pesca sobre el fondo (Jennings & Kaiser 1998), ya que por un lado disminuye la probabilidad de engancharse y la rotura de las macroalgas, y por otro lado se reduce también la resuspensión del sedimento con la subsecuente abrasión de las especies vegetales. El cambio experimentado en la comunidad vegetal de una RMIP como efecto de la protección también puede ocurrir de

manera indirecta como consecuencia de un fenómeno de cascada trófica. Este suele ocurrir cuando el sistema está dominado por un proceso top-down, en el cual uno o varios depredadores tope regulan los niveles inferiores de la cadena trófica (Currie & Sorokin 2009). En nuestro caso, ello implicaría que el cese de la pesca eliminó la presión sobre uno o varios depredadores tope, que a su vez incrementaron su influencia sobre una presa o grupos de presas herbívoras, favoreciendo así el mayor desarrollo de las macroalgas. Este resultado coincide con el de Edgar & Barrett (1999), quienes registraron un incremento de un 5% en el número de especies de macroalgas durante los 5 primeros años de la reserva, apuntando un posible efecto indirecto provocado por el cese de la pesca. Sin embargo, este tipo de efectos indirectos ocurridos en las AMPs como consecuencia de la protección no tienen lugar de manera inmediata sino que se hacen patentes varios años después de la creación de la reserva. Babcock *et al.* (2010) estimaron en 13 años el período de tiempo necesario para detectar efectos indirectos debidos a la protección.

En este mismo sentido, el incremento anual de riqueza de taxones observado de manera particular en la zona control y la disminución registrada en la zona parcialmente protegida, aunque no fueron significativos, podrían reflejar una redistribución en el esfuerzo pesquero (“fishing the line”). Tras la creación de la reserva, la actividad pesquera tiende a concentrarse en la zona parcialmente protegida, y disminuye proporcionalmente fuera de la reserva (zona control) (Kellner *et al.* 2007).

Estructura de la comunidad

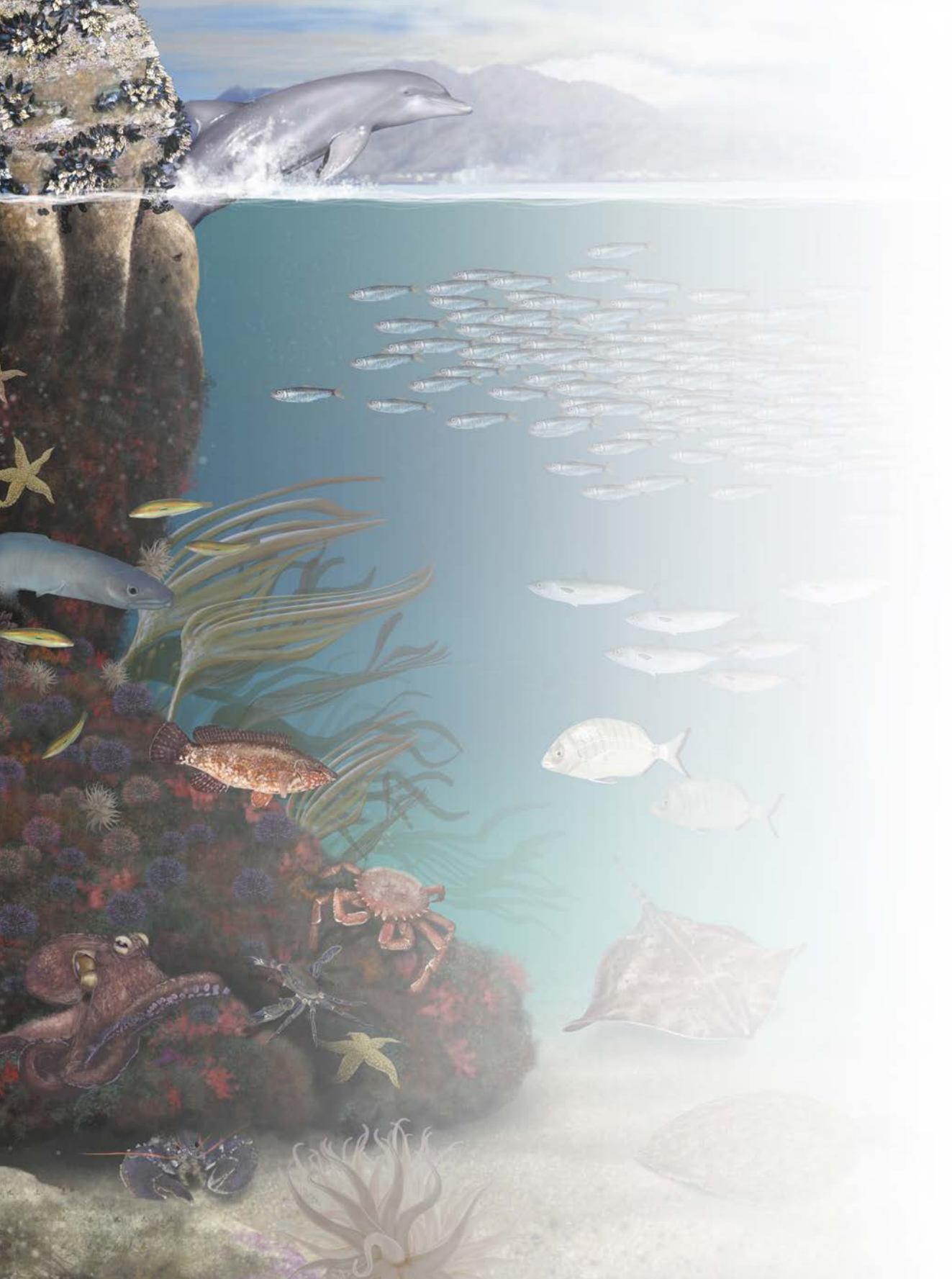
Las acusadas diferencias espaciales en la abundancia y composición de especies de macroalgas registradas entre las distintas zonas de la RMIP pudieron ser debidas a factores abióticos, como el distinto grado de exposición al oleaje y la diferente proporción de sustrato arenoso que presentan las diferentes zonas. Ambos factores son considerados determinantes en la distribución y abundancia de la estructura de la vegetación submareal (Díez *et al.* 2003).

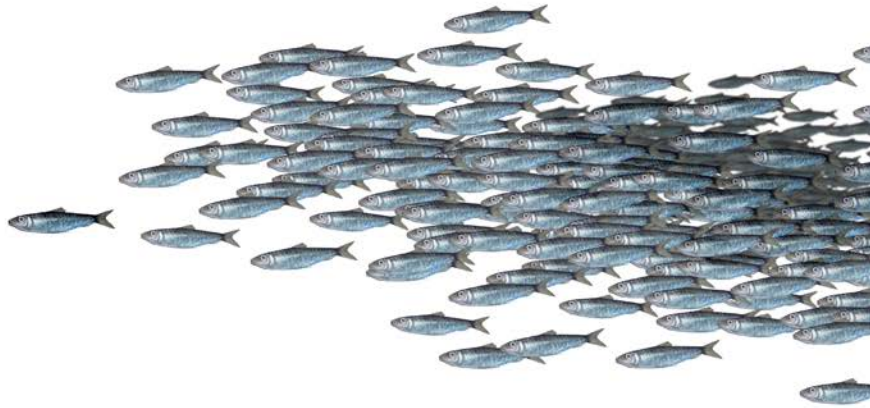
Las diferencias estacionales registradas probablemente sean debidas a factores físicos como la temperatura del agua y la duración del fotoperiodo de las distintas estaciones. Ambas variables constituyen elementos clave para el desarrollo de las comunidades vegetales, no sólo porque condicionan la distribución latitudinal

de las especies si no también su estacionalidad (Hoek 1984, Lüning 1990, Dayton *et al.* 1999).

El incremento inter-anual observado en la abundancia de las macroalgas arborescentes y arbustivas y el descenso experimentado por las macroalgas tapizantes, puede ser debido, como ya se comentó, a fluctuaciones naturales de las poblaciones. Sin embargo, al igual que para la riqueza de especies, cabe la posibilidad de que dicho cambio se produzca como consecuencia del fenómeno de cascada trófica, efecto de la protección de la RMIP.

En cualquier caso, sólo un seguimiento de las comunidades macroalgales a largo plazo permitirá discernir si los cambios observados en la riqueza y la abundancia de taxones y la estructura de la comunidad son debidos a la variabilidad natural de las poblaciones o constituyen los primeros efectos relacionados con la implantación de la RMIP.





4

**Dinámica espacial y temporal de las
comunidades de megafauna bentónica
de la reserva marina de interés pesquero
Os miñarzos y su zona adyacente**

4. DINÁMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS COMUNIDADES DE MEGAFAUNA BENTÓNICA DE LA RESERVA MARINA DE INTERÉS PESQUERO OS MIÑARZOS Y SU ZONA ADYACENTE

La efectividad de las AMPs en la recuperación de stocks de especies explotadas comercialmente ha sido ampliamente documentada (Gell & Roberts 2003). Este tipo de cambios que ocurren al eliminar la presión pesquera sobre las especies explotadas, conocidos como efectos directos, son los más evidentes, ya que son de mayor magnitud y se producen más rápido (Babcock *et al.* 2010). Sin embargo, los efectos de la protección se transmiten a todo el ecosistema por medio de una continua reestructuración de las cadenas tróficas (Pinnegar *et al.* 2000, Shears & Babcock 2003) y dan lugar a otro tipo de efectos que ocurren secundariamente, conocidos como efectos indirectos (Shears & Babcock 2002). Los efectos indirectos de las AMPs han sido menos documentados que los efectos directos, posiblemente debido a la menor importancia económica de la mayoría de especies afectadas por este tipo de cambios, a la mayor complejidad de su estudio debido a las interacciones ecológicas que implican, así como al mayor lapso de tiempo necesario para que se produzcan estas respuestas (Babcock *et al.* 2010).

El creciente conocimiento de la ecología y funcionamiento de los ecosistemas marinos resalta la importancia de realizar una gestión integrada de los recursos marinos, poniendo en evidencia las carencias de la tradicional gestión uniespecífica de los recursos pesqueros (Ulltang 1998). Para ello, resulta necesario conocer, además de los datos de capturas y los parámetros biológicos de una especie, el papel de ésta en el ecosistema y su relación con el hábitat y el resto de especies que lo forman (Rodwell *et al.* 2003, Worm *et al.* 2006, Hiddink *et al.* 2007, Armstrong & Falk-Petersen 2008). Este cambio de mentalidad ha motivado en los últimos años la expansión de las áreas marinas protegidas (AMPs) como herramientas en la gestión pesquera, ya que permiten una gestión integrada del ecosistema, brindando protección no sólo a las especies explotadas sino también a las no explotadas y al hábitat.

Entre los efectos indirectos que ocurren en las comunidades faunísticas bentónicas en un AMP, se encuentra en primer lugar la disminución de las

pequeñas especies oportunistas y de vida corta, al tiempo que aumentan las especies más longevas o con ciclos de vida más complejos (Thrush *et al.* 1998). En segundo lugar, se experimenta un aumento de la diversidad y abundancia de las propias especies dentro de la zona de reserva comparativamente con el exterior (Lubchenco 2003). El plazo de tiempo para que se produzcan estas respuestas es muy variable dependiendo en general de las especies estudiadas, su nivel trófico, etc., siendo normalmente las especies más sedentarias las que responden más rápido (Gell & Roberts 2003, Claudet *et al.* 2010b), una característica común a la mayoría de las especies bentónicas.

Las características particulares de los animales bentónicos, como su modo de vida predominantemente sedentario o sésil, así como la elevada sensibilidad que presentan muchos organismos a distintos tipos de perturbaciones naturales y antropogénicas, los hacen especialmente adecuados para ser utilizados como indicadores biológicos. Así, han sido tradicionalmente empleados en un gran número de estudios en muy diferentes áreas geográficas como indicadores del estado ecológico de los ecosistemas marinos costeros (Thrush & Dayton 2002, Reiss & Kröncke 2005a, Meurer & Neto 2007, Hinz *et al.* 2009, Hinz *et al.* 2011). Recientemente, han sido propuestos a nivel Europeo mediante la Directiva Marco Europea del Agua (WFD; 2000/60/EC) para evaluar la calidad ecológica de sistemas costeros (Borja *et al.* 2009). Sin embargo, su empleo como indicadores del efecto de la protección en las AMPs es relativamente novedoso (Milazzo *et al.* 2000, Barrett *et al.* 2009, Edgar *et al.* 2010, Mangano *et al.* 2013).

En la costa atlántica europea la mayor parte de los estudios existentes que emplean las comunidades bentónicas como indicadores de perturbaciones, principalmente antropogénicas, se concentra en el Mar del Norte, área que ha sido muy estudiada en las últimas décadas (Dinmore *et al.* 2003, Kaiser 2004, Callaway *et al.* 2007, Hiddink *et al.* 2006, van Denderen *et al.* 2014). En la costa atlántica de la Península Ibérica los estudios existentes sobre el bentos se centran básicamente en el componente infaunal de fondos blandos (Junoy *et al.* 2005, Cacabelos *et al.* 2008, Lourido *et al.* 2010, Moreira *et al.* 2010a,b), siendo muy escasos los estudios sobre el epibentos (Fariña *et al.* 1997b, Serrano *et al.* 2008, França *et al.* 2009).

Es de gran importancia por tanto establecer la línea base de las comunidades bentónicas de la RMIP Os Miñarzos, ya que ello permitirá en un futuro evaluar el

posible efecto reserva sobre las mismas. De ello trata el presente capítulo, cuyo objetivo general es establecer la línea base de las comunidades de megafauna bentónica de fondos arenosos y rocosos de la RMIP Os *Miñarzos* mediante censos visuales, el cual constituya el punto de referencia que permita evaluar a medio y largo plazo el efecto de protección. Dentro de este objetivo general, se abordarán además, los siguientes objetivos específicos:

1. Establecer indicadores de la composición y estructura de estas comunidades basados en parámetros de riqueza, diversidad y densidad de taxones.
2. Analizar la variación espacial de estos indicadores, dentro y fuera de los límites de la reserva (incluyendo áreas con distinto nivel de protección).
3. Analizar su variación estacional e inter-anual durante los tres primeros años a partir de la creación de la reserva e identificar posibles efectos tempranos ligados a la protección.

4.1. Material y métodos

Las comunidades de megafauna bentónica del submareal arenoso y rocoso de la RMIP Os *Miñarzos* y su zona adyacente fueron muestreadas trimestralmente (cada primavera, verano, otoño e invierno) durante el período primavera 2007 - verano 2010 (Tabla 2.1). En este trabajo se entiende por megafauna bentónica organismos, mayores de 2 cm que viven sobre la superficie del sustrato y que son sésiles o presentan movilidad reducida. De todos modos, también se incluyeron 3 especies de grandes invertebrados móviles (*M. brachydactyla*, *O. vulgaris* y *S. officinalis*) y especies crípticas de pequeños vertebrados, en concreto peces crípticos de las familias Cottidae, Blennidae, Trachinidae, Syngnathidae, Callionymidae y juveniles de la familia Rajiidae, por resultar frecuentes y fácilmente detectables durante los muestreos. Estas mismas especies serán censadas también en la segunda parte del siguiente capítulo (VB), a modo comparativo, para determinar la forma más eficaz de censarlas, ya que su tamaño y/o movilidad permitían ser muestreados mediante dos técnicas diferentes.

El muestreo de estas comunidades se llevó a cabo mediante un total de 12 transectos (2 por cada zona de estudio, ver capítulo II Material y métodos general) de 100 metros de longitud cada uno, a lo largo de los cuales se identificó y contó *in situ* el número de individuos de cada especie dentro de la superficie delimitada por un cuadrado de 0.25 m² colocado cada 10 m (similar a Hoffmann & Dolmer 2000). Así fueron muestreados 10 cuadrados por transecto (2.5 m² por transecto), que supuso una superficie total de 340 m² durante todo el periodo estudiado. Debido a las malas condiciones meteorológicas no fue posible realizar ni el muestreo de otoño de 2009, ni uno de los transectos de la reserva integral (RIA2) en dos ocasiones (otoño 2007 y verano 2009).

Por otro lado, las particularidades presentadas por algunos grupos de organismos exigieron una adaptación de dicha metodología:

- Las especies muy numerosas como los decápodos de la superfamilia Paguroidea y la ofiura *Ophiocomina nigra* Abildgaard, in Müller, 1789 se estimaron contando los individuos presentes en uno de los cuatro cuadrantes imaginarios y extrapolándolo al resto, debido a la gran abundancia que presentaban en alguna de las muestras.
- Los individuos pertenecientes a los taxones *Echinocardium cordatum* Pennant, 1777 y *Ensis* sp. Schumacher, 1817 que viven enterrados en sustratos blandos fueron en la mayoría de los casos localizados por los agujeros que dejan en superficie y, cuando fue posible, fueron desenterrados e identificados.
- En el caso de los organismos coloniales *Botryllus schlosseri* Pallas, 1766, *Tethya aurantium* Pallas, 1766, *Sycon ciliatum* Fabricius, 1780, *Aplidium punctum* Giard, 1873 y *Stolonica socialis* Hartmeyer, 1903 se registró únicamente el número de colonias.
- Dentro de los organismos coloniales, en concreto para los poríferos incrustantes y la ascidia *Distomus variolosus* Gaertner, 1774, se empleó un cuadrado de las mismas dimensiones (0.25 m²) pero subdividido en unidades menores de 5 cm de lado (Imagen 4.1). Se estimó la cobertura de cada organismo contando el número de veces en que el organismo coincidía inmediatamente debajo de alguna de las 81 intersecciones entre dos cuadrados contiguos (de forma similar a Edgar *et al.* 2005).

Debido a la dificultad que en muchos casos entraña la identificación *in situ* de muchos organismos, algunos individuos fueron identificados solo a nivel de género, particularmente decápodos. Otros, como los cangrejos ermitaños fueron identificados a nivel de superfamilia (Paguroidea) ya que, como ya se citó, aparecieron en elevadas densidades.



Imagen 4.1. Cuadrado para el recuento de los poríferos incrustantes y la ascidia *D. variolosus*.

Los poríferos incrustantes se identificaron visualmente diferenciando únicamente distintos morfotipos (básicamente en base a su rugosidad y coloración de forma similar a Stevens & Connolly 2005).

4.1.1. Análisis de los datos

Todos los análisis fueron realizados separadamente para cada tipología de sustrato (arena y roca) por representar comunidades totalmente distintas.

La variabilidad espacial y temporal de las variables estudiadas: **riqueza**, **diversidad** y **densidad** de los taxones de megafauna bentónica fueron analizadas de manera univariante por medio de técnicas no paramétricas, tal y como se explica en el capítulo II (Material y métodos general). La densidad de individuos/colonias, la riqueza de taxones (n° de taxones/ 0.25 m^2) y el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') fueron calculados para cada cuadrado (0.25 m^2). Se construyó así una matriz de datos, atribuyendo a cada cuadrado un valor de densidad, riqueza y diversidad, la cual fue empleada para realizar los análisis.

La **estructura** de las comunidades de megafauna bentónica de la RMIP Os Miñarzos, así como su variabilidad espacial y temporal, fue analizada por medio de técnicas no paramétricas multivariantes (ver capítulo II). En este caso, para facilitar la interpretación de los resultados del MDS, se promediaron las 10 unidades muestrales de cada transecto (cuadrados 0.25 m^2).

Los factores fijos empleados en los análisis estadísticos univariantes y multivariantes fueron: “protección” con 3 niveles (Reserva Integral, Zona Parcialmente Protegida, Zona Control), “época” con 4 niveles (Primavera, Verano, Otoño e Invierno) y “año” con cuatro niveles (2007, 2008 y 2009 y 2010), analizando también las dobles y triples interacciones entre estos factores.

Se construyeron curvas de acumulación de especies (Longino & Colwell 1997, Soberón & Llorente 1993) para cada zona con el fin de predecir la riqueza de especies esperada y calcular la eficiencia del inventario realizado para el bentos, tal y como se describe en el capítulo II.

De los taxones *E. cordatum* y *Ensis* sp. se presentan, únicamente y de manera descriptiva, los datos relativos a la estimación de su abundancia. Sin embargo, no fueron incluidos en ninguno de los análisis anteriormente descritos ya que se trata de organismos que viven enterrados en sustratos blandos y la metodología aquí empleada para su censo pudo no ser la más adecuada, por lo que podrían introducir importantes sesgos en los resultados obtenidos.

4.2. Resultados

4.2.1. Descripción de la comunidad de megafauna bentónica

Se identificaron un total de 61 taxones de megafauna bentónica, la mayoría de ellos a nivel de especie, 32 en sustrato arenoso y 49 en sustrato rocoso (Tablas 4.1a y 4.1b respectivamente). La presencia de diez de los taxones identificados en sustrato arenoso estuvo condicionada por la existencia de un cierto porcentaje de sustrato rocoso. Este es el caso de *Actinia equina* (Linnaeus, 1758), *Actinothoë sphyrodeta* Gosse, 1858, *Anemonia sulcata* Pennant, 1777, *B. schlosseri*, *Palaemon serratus* Pennant, 1777, *Paracentrotus lividus* Lamarck, 1816, *Aslia lefevrii* Barrois, 1882, *Holothuria (Panningothuria) forskali* Delle Chiaje, 1823, *Parablennius* sp., y *Porifera* sp., taxones típicos de sustrato rocoso. El caso contrario fue el de Paguridea y *Nassarius reticulatus* (Linnaeus, 1758), ambos registrados en algunas zonas de sustrato rocoso (reserva integral y zona parcialmente protegida) asociados a la presencia de un porcentaje de sustrato arenoso.

De todos los taxones de megafauna bentónica identificados, siete de ellos se pueden considerar de importancia comercial en Galicia: tres decápodos (*P. serratus*, *M. brachydactyla* y *N. puber*), un erizo (*P. lividus*), un bivalvo (*Ensis* sp.), un cefalópodo (*O. vulgaris*) y un cordado (juveniles de *Raja undulata* Lacepède, 1802). En conjunto representaron el 12% del total de taxones identificados, siendo de todos ellos, el bivalvo (*Ensis* sp.) y el erizo (*P. lividus*) los más frecuentes y los más abundantes en nuestro estudio.

De los 32 taxones identificados en **sustrato arenoso**, sólo 12 fueron exclusivos de este tipo de sustrato. Los filos mejor representados, en función del número de taxones identificados de cada uno de ellos, fueron los crustáceos (25%) y los equinodermos (25%), seguidos por los cordados (16%) y los poríferos (12%) (Fig. 4.1a). Los taxones más abundantes en este sustrato fueron el cangrejo ermitaño Paguroidea (3893 indiv.), el gasterópodo *N. reticulatus* (340 indiv.) y el erizo irregular de arena *E. cordatum* (75 indiv.), representando conjuntamente el 95% del total de individuos identificados. Estos tres taxones fueron también los más frecuentes, registrándose en el 38%, 24% y 7% de las muestras respectivamente (Tabla 4.1a).

La mayoría de las especies identificadas en los fondos arenosos de la RMIP se caracterizan por ser poco frecuentes y poseer valores muy bajos de abundancia. El 41% de las especies tuvieron una presencia ocasional, registrándose una única vez en todo el periodo estudiado, y el 47% de los taxones se registró más de una vez pero con una frecuencia inferior al 1% de las muestras, todos ellos con abundancia muy baja, en general inferiores a los 10 individuos.

En **sustrato rocoso** se identificaron un total de 49 taxones (29 exclusivamente en este tipo de sustrato). Los grupos mejor representados, en cuanto al número de taxones, en sustrato rocoso fueron los poríferos (24%), seguidos de los equinodermos (16%), los moluscos (16%) y los crustáceos, todos ellos decápodos (14%) (Fig. 4.1b). En cuanto a las especies más abundantes, estas fueron la estrella de mar *Marthasterias glacialis* (554 indiv.), la holoturia *A. lefevrii* (349 indiv.) y las ascidias *A. punctum* (389 colonias) y *D. variolosus* (306 intersecciones). Estas especies fueron también las más frecuentes, registrándose en el 47%, 11%, 8% y 19% de las muestras respectivamente (Tabla 4.1b).

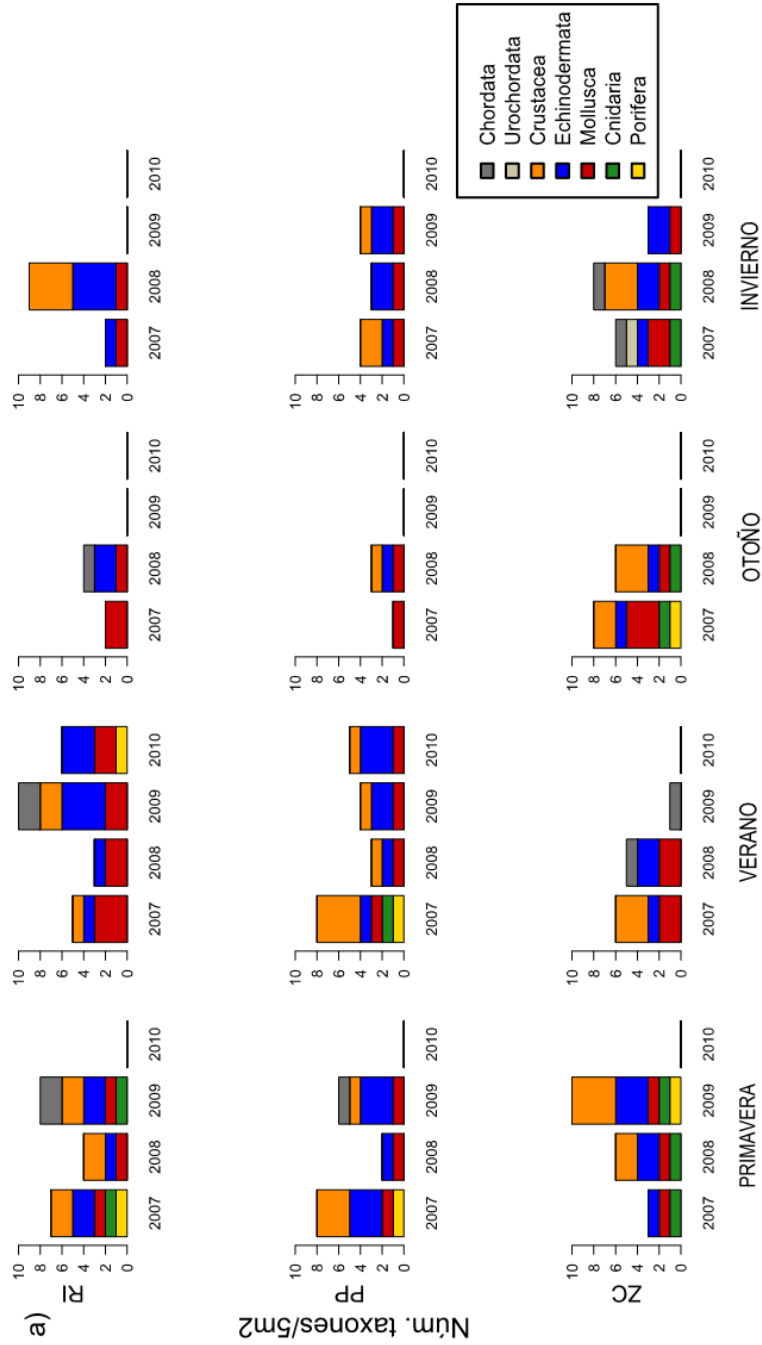


Figura 4.1a. Riqueza taxonómica de fauna bentónica (Núm. taxones/5 m²) del submareal arenoso de la RMIP por época (primavera, verano, otoño, invierno), zona (RI: reserva integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control) y año (2007, 2008, 2009, 2010). Los taxones fueron agrupados por filos (ver leyenda).

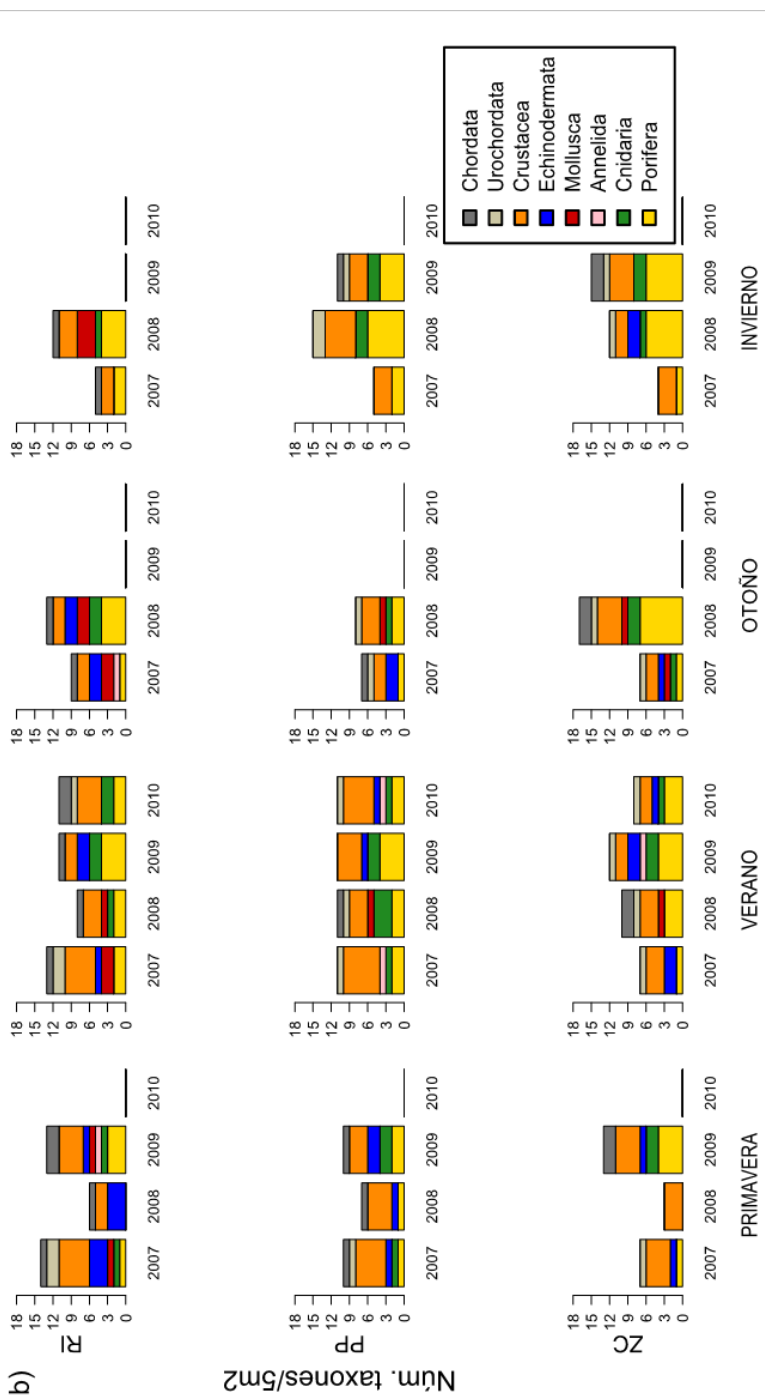


Figura 4.1b. Riqueza taxonómica de fauna bentónica (Núm. taxones/5 m²) del submareal rocoso (b) de la RMIP por época (primavera, verano, otoño, invierno), zona (RI: reserva integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control) y año (2007, 2008, 2009, 2010).

En general los taxones registrados en sustrato rocoso se caracterizan por presentar una mayor abundancia y frecuencia que los taxones de sustrato arenoso, siendo escasas las especies raras (registradas en una única ocasión; 14%).

Cabe destacar ciertas diferencias apreciadas en la distribución de algunos de los taxones. Este es el caso de la ascidia *D. variolosus*, cuya presencia se registró de manera exclusiva dentro de la reserva integral. Por otro lado, la ascidia *A. punctum*, fue escasa en la reserva integral y abundante en las otras dos zonas. Asimismo, las holoturias *H. forskali*, ausente en la zona control y abundante en la reserva integral y la zona parcialmente protegida, y *A. lefevrii*, muy abundante en la zona control y escasa en las otras dos zonas (Tabla 4.1b). Presentan ambas holoturias por tanto un patrón de distribución inversa.

A nivel temporal, se puede apreciar una marcada estacionalidad de la liebre de mar *Aplysia* spp., la cual fue mucho más abundante en primavera que en el resto de épocas (Tabla 4.1b). La elevada abundancia de este taxón coincidió con su período de reproducción, durante el cual se observaron numerosas puestas de huevos (observación personal).

En cuanto al número de taxones identificados, en las figuras 4.2 (a y b) y las tablas 4.1 (a y b) se aprecian que las diferencias espaciales siguen un patrón similar en los dos tipos de sustratos. Así, el número de taxones resultó superior en la zona control (26 y 36, arena y roca respectivamente), seguido de la reserva integral (18 y 32, arena y roca respectivamente) y por último de la zona parcialmente protegida (13 y 31, arena y roca respectivamente). De forma similar, el número de taxones fluctuó estacionalmente, siendo más acentuadas las variaciones en el caso del sustrato arenoso que en sustrato rocoso. Los valores más elevados se registraron en verano (21 y 36 spp. respectivamente), seguido de primavera (19 y 32 respectivamente), otoño (12 y 32 respectivamente) e invierno (16 y 31 respectivamente). En todo caso y a pesar de esta variabilidad, el número de taxones identificados fue siempre superior en fondos rocosos que arenosos.

4.2.2. Riqueza de taxones

La riqueza de taxones, calculada como número total de taxones por 0.25 m², resultó superior en sustrato rocoso (1.3 ± 1.1 DT) que en sustrato arenoso (0.7 ± 0.8 DT) (Tabla 4.2b y 4.2a respectivamente).

Los valores de riqueza variaron ligeramente entre muestras, siendo el valor máximo 4 taxones/0.25 m² y 6 taxones/0.25 m² en sustrato arenoso y rocoso respectivamente. Se detectaron diferencias espaciales significativas (p -valor <0.001) para los dos tipos de sustratos (Tablas 4.3a y 4.3b). Así, en sustrato arenoso se registró una riqueza promedio de taxones significativamente superior (p -valor <0.05) en la zona parcialmente protegida comparativamente con la zona control, mientras que en sustrato rocoso el número de taxones fue significativamente superior en la reserva integral respecto a la zona parcialmente protegida (p -valor <0.05) y a la zona control (p -valor <0.001) (Tabla 4.2.c).

Desde el punto de vista temporal, la riqueza varió estacionalmente de modo significativo, aunque sólo en el caso del sustrato rocoso, registrándose en otoño un número de especies significativamente inferior que en primavera (p -valor <0.001) y verano (p -valor <0.05) (Tabla 4.3b).

El factor año, considerado de manera aislada, no resultó significativo (p -valor >0.05) en ningún tipo de sustrato. Por el contrario, las dobles interacciones Zona*Año y Época*Año si resultaron significativas en ambos sustratos, registrándose fluctuaciones anuales en la riqueza de especies en las distintas zonas y épocas del año. Así, en el caso del sustrato arenoso cabe destacar el descenso significativo de la riqueza de taxones experimentado en la zona control entre los años 2007-2009 (p -valor <0.05) y 2008-2009 (p -valor <0.01), así como el descenso observado en la época de verano entre los años 2007-2008 y 2007-2009 (p -valor <0.01 ; Tabla 4.3a; Fig. 4.2a).

En sustrato rocoso la riqueza específica experimentó un incremento anual significativo tanto en la reserva integral entre 2008 y 2009 (p -valor <0.05) como en la zona parcialmente protegida entre 2007 y 2008 (p -valor <0.01) y un descenso en la zona control (2007-2010; 2008-2009; p -valor <0.05) (Tabla 4.3b; Fig. 4.2b). Estacionalmente los valores de riqueza del sustrato rocoso sufrieron fluctuaciones anuales, destacando por su valor estadístico el incremento

registrado en primavera (2008-2009; p-valor<0.01) e invierno (2007-2008, 2007-2009; p-valor<0.001).

La triple interacción entre los factores Protección*Época*Año no resultó en ningún caso significativa (Tablas 4.3a y 4.3b).

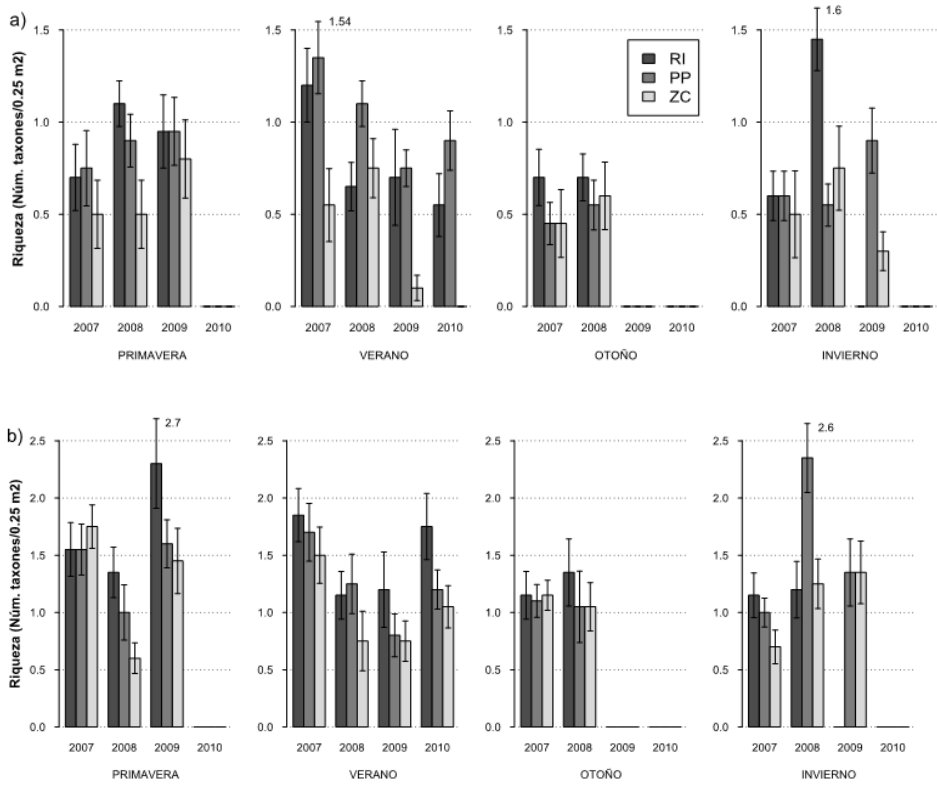


Figura 4.2. Riqueza de taxones promedio (Núm. taxones/0.25 m²) y error estándar (barras de error) de megafauna bentónica del submareal arenoso (a) y rocoso (b) de la RMIP. Se representa por época (primavera, verano, otoño, invierno), año (2007, 2008, 2009, 2010) y zona (codificada mediante colores, ver leyenda).

4.2.3. Diversidad de taxones

La diversidad de taxones, calculada como el índice de Shannon-Wiener (H'), resultó un 68% superior en sustrato rocoso que en sustrato arenoso. De forma similar a lo observado para la riqueza de especies, los valores de diversidad experimentaron pequeñas variaciones entre muestras (0-1.3 en sustrato arenoso; 0-1.8 en sustrato rocoso). Sin embargo, en este caso únicamente se detectaron variaciones espaciales significativas (p -valor <0.05) en el caso del sustrato rocoso, donde la diversidad de megafauna bentónica fue significativamente superior en la reserva integral y la zona parcialmente protegida comparativamente con la zona control (Tablas 4.2.c y 4.3b).

Desde el punto de vista de la variabilidad temporal no se detectaron diferencias significativas estacionales ni anuales en la diversidad de taxones para ningún tipo de sustrato. Asimismo, las dobles y la triple interacción entre los factores Zona, Época y Año tampoco resultaron significativas en ningún caso.

4.2.4. Densidad de taxones

De forma contraria a lo que ocurre con los dos índices anteriores, los valores de densidad media por cuadrado resultaron en promedio superiores en sustrato arenoso (7 ± 18 individuos/ 0.25 m^2) comparativamente con el sustrato rocoso (3 ± 6 individuos/ 0.25 m^2), debido principalmente a la contribución de los taxones Paguroidea y *N. reticulatus*, ambos gregarios. Por otro lado, la densidad de las especies bentónicas varió notablemente entre muestras en los dos tipos de sustrato (0-102 individuos/ 0.25 m^2 en sustrato arenoso; 0-76 individuos/ 0.25 m^2 en sustrato rocoso).

Dado que la triple interacción entre los factores Zona, Época y Año resultó significativa en ambos sustratos, el efecto que ejercen dichos factores sobre la densidad de taxones bentónicos es resultado de la combinación de todos ellos. Hay que tener en cuenta que el análisis PERM-DISP evidenció diferencias en la dispersión de los datos para los tres factores en sustrato arenoso y únicamente para el factor Zona en sustrato rocoso, por lo que ambos resultados han de ser tomados con cautela, pues evidencian la existencia de dispersión en los datos que pueden ocasionar falsos positivos en el análisis PERMANOVA (Tablas 4.3a y 4.3b).

La densidad total de megafauna bentónica de sustrato blando experimentó una tendencia general positiva, incrementándose inter-anualmente para cada zona y para cada época del año, excepto en verano cuando en todas las zonas se experimenta una disminución anual en la densidad de taxones (Fig. 4.3a). La reserva integral es la que experimenta el incremento más notable, siendo 5 veces superior en primavera en el año 2009 respecto del año 2007 (p -valor <0.01), el doble en otoño en el año 2008 respecto del 2007 (p -valor >0.05) y 6 veces superior en invierno en el año 2008 respecto del 2007 (p -valor <0.05). Asimismo la reserva integral, junto a la zona parcialmente protegida, es la que sufre el descenso anual más acusado durante la época de verano, donde la densidad se redujo un 84% (2007-2009; p -valor <0.05) y 72% (2008-2009; p -valor <0.05) respectivamente (Tablas 4.2a y 4.3a). La zona control resultó ser la que experimentó menores fluctuaciones de la densidad de individuos durante el período estudiado.

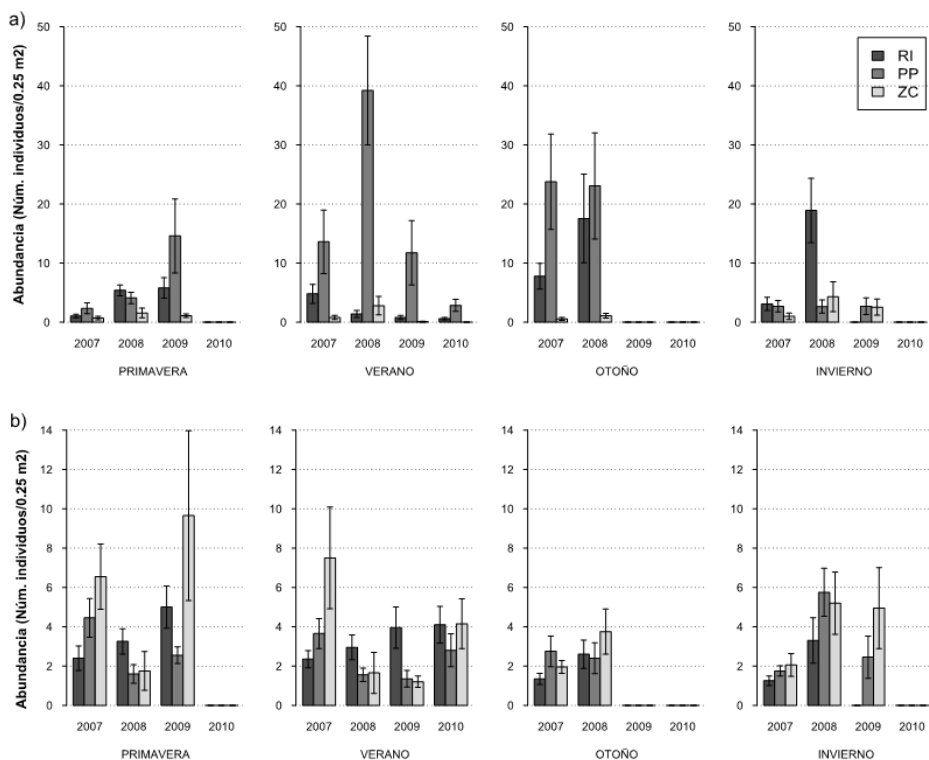


Figura 4.3. Densidad de taxones promedio (Núm. taxones/0.25 m²) y error estándar (barras de error) de megafauna bentónica del submareal arenoso (a) y rocoso (b) de la RMIP. Se representa por época (primavera, verano, otoño, invierno), año (2007, 2008, 2009, 2010) y zona (codificada mediante colores, ver leyenda).

En sustrato rocoso cabe destacar el incremento anual de densidad experimentado dentro de la reserva integral en todas épocas del año (Tabla 4.2b, Fig. 4.3b), siendo significativo ($p < 0.05$) en todos los casos (Tabla 4.3b). En las otras dos zonas la densidad total de taxones experimentó la tendencia opuesta, descendiendo anualmente y de manera significativa en todas las zonas y épocas del año ($p < 0.05$), exceptuando la zona control en primavera, la cual experimentó un incremento significativo del 2008 al 2009 ($p < 0.05$; Tablas 4.2b y 4.3b).

4.2.5. Estructura de la comunidad

Los resultados de los análisis multivariantes revelan que la estructura de la comunidad bentónica de la RMIP Os Miñarzos no es única y homogénea, sino que se pueden distinguir comunidades diferenciadas en cuanto a la composición y abundancia de los taxones. Algunas de ellas se corresponden con determinadas zonas y/o épocas del año. Las variaciones observadas en la estructura de la comunidad se describen a continuación.

El diagrama MDS (Fig. 4.4) representa bidimensionalmente la estructura de la comunidad, entendiéndose como tal la composición y abundancia de taxones que la forman. Los puntos representan la densidad promedio de los diez cuadrados de cada transecto. En sustrato arenoso la ordenación MDS no mostró un patrón claro en la estructura de la comunidad bentónica en base a ninguno de los factores estudiados (Zona, Época y Año). Esta agrupación puede considerarse bastante fiable debido al valor de *stress* asociado (0.15). No obstante, el análisis PERMANOVA sí mostró diferencias significativas para cada uno de los tres factores separadamente (p -valor < 0.001) así como su interacción (p -valor < 0.01 ; Tabla 4.4a), indicando que la composición y densidad de la fauna bentónica viene determinada por la acción conjunta de los tres factores.

En este sustrato las diferencias significativas espaciales y temporales manifestadas en la estructura de la comunidad por el test PERMANOVA vinieron determinadas principalmente por la variación en la densidad de dos taxones: Paguroidea y *N. reticulatus* (Tabla 4.5a). En el caso de los Pagúridos, estos contribuyen, en prácticamente todas las zonas y épocas, a explicar un alto porcentaje (superior en general al 30%) de la variabilidad observada (Tabla 4.5a). Esta variabilidad

difiere espacialmente entre la reserva integral, donde se aprecia anualmente una continua disminución estival en la densidad de pagúridos, y la zona parcialmente protegida con aumentos primaverales del año 2007 a los años 2008 y 2009.

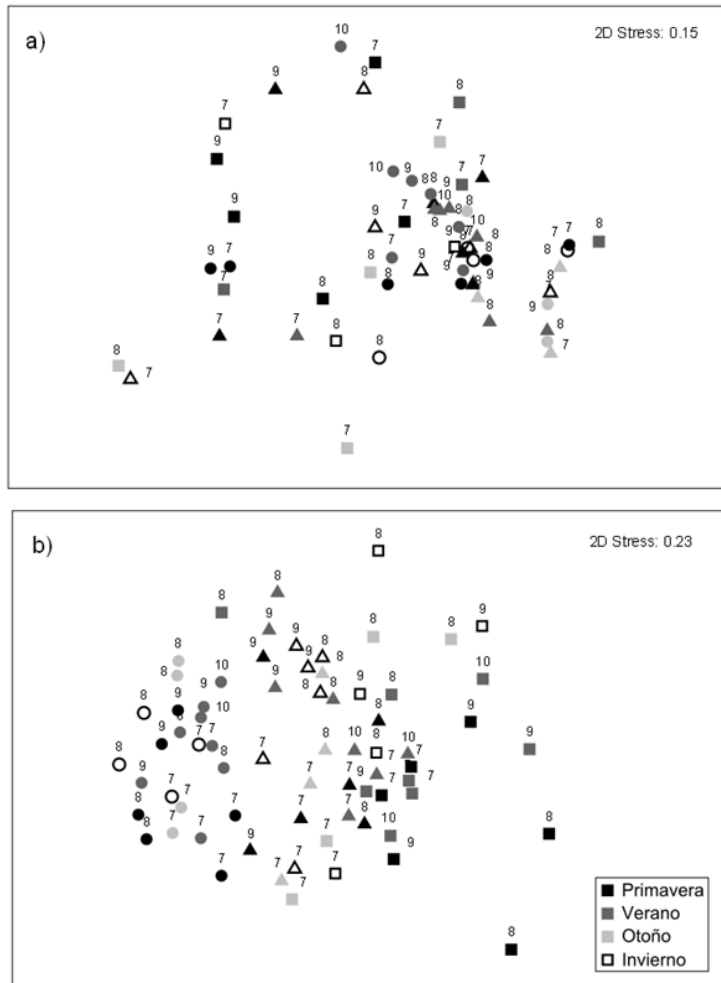


Figura 4.4. Ordenación MDS de la estructura de la comunidad de megafauna bentónica del submareal arenoso (a) y rocoso (b) de la RMIP. Se representan las zonas codificadas mediante símbolos (círculo: zona de reserva integral; triángulo: zona parcialmente protegida; cuadrado: zona control). El número del código representa el año (7: 2007; 8: 2008; 9: 2009; 10: 2010). Las épocas del año se codifican mediante colores (ver leyenda).

N. reticulatus, siendo la segunda especie que más contribuye a la variabilidad observada (más del 25% en general para todas las zonas), exhibe un patrón en el que, tanto en la reserva integral como en la zona parcialmente protegida, aumenta anualmente su densidad, tanto en verano como en primavera (Tabla 4.5a).

Secundariamente, otros taxones contribuyeron a la diferenciación de la estructura de la comunidad entre las diferentes zonas, épocas y años. Este fue el caso del descenso anual en la densidad de *A. lefevrii*, *M. glacialis* y *A. rubens* dentro de la zona parcialmente protegida (primavera) y en la zona control (verano), las cuales contribuyeron en conjunto entre un 30% y 34% al establecimiento de dicha disimilitud. Además, en la zona control una elevada densidad de individuos juveniles de *R. undulata* en verano de 2009 hizo que se diferenciara esta misma época de años previos (Tabla 4.5a).

En sustrato rocoso la ordenación bidimensional de las muestras (MDS) respondió a un claro patrón espacial en base a los distintos niveles de protección (Fig. 4.4). Aunque el elevado valor de *stress* asociado (0.25) indica que esta agrupación podría ser debida al azar, el análisis PERMANOVA constató dichas diferencias espaciales en la estructura de la comunidad bentónica de sustrato rocoso, y evidenció además diferencias estacionales y anuales (Tabla 4.4b). Al igual que ocurre en sustrato arenoso, la triple interacción entre los factores Zona, Época y Año resultó significativa (p -valor <0.001). Así se puede apreciar que la estructura de la comunidad de sustrato rocoso experimentó en las tres zonas cambios inter-anales significativos (p -valor <0.001), principalmente en las épocas de primavera y verano (Tabla 4.4b). El análisis SIMPER pone de manifiesto que estas variaciones estuvieron determinadas por fluctuaciones en la densidad de un pequeño grupo de especies, del cual la mayor parte fueron equinodermos (Tabla 4.5b).

En la reserva integral la comunidad experimentó en primavera diferencias inter-anales que se manifiestan principalmente en variaciones en la densidad de *D. variolosus*, *Aplysia* spp., y *M. glacialis* a las cuales se debe en conjunto entre el 58-62% de dicha variabilidad (Tabla 4.5b).

En la misma época, la estructura de la comunidad de la zona parcialmente protegida se diferenció inter-anualmente como consecuencia de un incremento entre 2007 y 2009 en la densidad de *Aplysia* spp., junto a un descenso acusado de *M. glacialis* y *A. punctum*, las cuales contribuyeron en conjunto en un 59% a la diferenciación de esta. En esta misma zona, la estructura de la comunidad en la época de verano también varió inter-anualmente debido principalmente a las variaciones de la especie *M. glacialis* (representando siempre más del 25% de la variabilidad observada) El resto de la variabilidad observada se debe a un grupo variado de especies (*A. punctum*, *B. regia*, *T. auratium*, etc.) cuya densidad fluctúa entre los diferentes años (Tabla 4.5b).

En la zona control las principales diferencias se observaron exclusivamente en primavera. Estas se deben principalmente a las variaciones en la densidad de las especies de equinodermos identificadas en esta zona como son *M. glacialis*, *A. lefevrii*, *Asterias rubens* y *P. lividus*, con fluctuaciones anuales que contribuyen en conjunto en un 53-88% al establecimiento de dichas diferencias.

4.2.6. Eficiencia del inventario y riqueza esperada

El inventario de especies de megafauna bentónica puede considerarse completo y fiable tanto en sustrato arenoso como en sustrato rocoso, tal y como indican los valores de pendiente obtenidos en las curvas de acumulación (Tabla 4.6). En ambos sustratos los valores de pendiente predicen mayor riqueza esperada en las zonas control seguidas de las reservas integrales y por último de las zonas parcialmente protegidas. La magnitud de las diferencias entre zonas es elevada en el caso del sustrato arenoso y mínima en el caso de sustrato rocoso (Fig. 4.5).

En los dos tipos de sustrato el inventario más completo se obtuvo en la zona parcialmente protegida, seguido de la reserva integral y de la zona control. En arena, los 10 taxones registrados en la zona parcialmente protegida representaron el 92% de la fauna esperada para dicha zona, mientras que en la reserva integral y la zona control se registró respectivamente un 75% y 72% de la fauna esperada (con 16 y 22 taxones respectivamente). En sustrato rocoso las diferencias entre zonas son menores que las observadas en sustrato arenoso. En la zona parcialmente protegida los 24 taxones identificados representaron

el 88% de la fauna esperada para dicha zona, valor ligeramente superior al de la reserva integral y zona control donde se registró el 83% y 81% de la fauna esperada (con 27 taxones en ambos casos) (Tabla 4.6).

Si se quisiese completar el inventario realizado hasta registrar el 95% de la fauna esperada en cada una de las zonas, el esfuerzo de muestreo necesario sería muy elevado en comparación con el esfuerzo realizado. En sustrato arenoso completar el inventario hasta el 95% supondría incrementar el esfuerzo entre 3242 unidades de muestreo en la zona control y 3729 unidades en la reserva integral. En la zona control de fondo rocoso el incremento necesario para ello sería de 1036 unidades y de 802 unidades en la reserva integral. En comparación con el esfuerzo de muestreo realizado (entre 200 y 240 unidades por zona, es decir 80 unidades al año) este incremento de esfuerzo resultaría muy elevado.

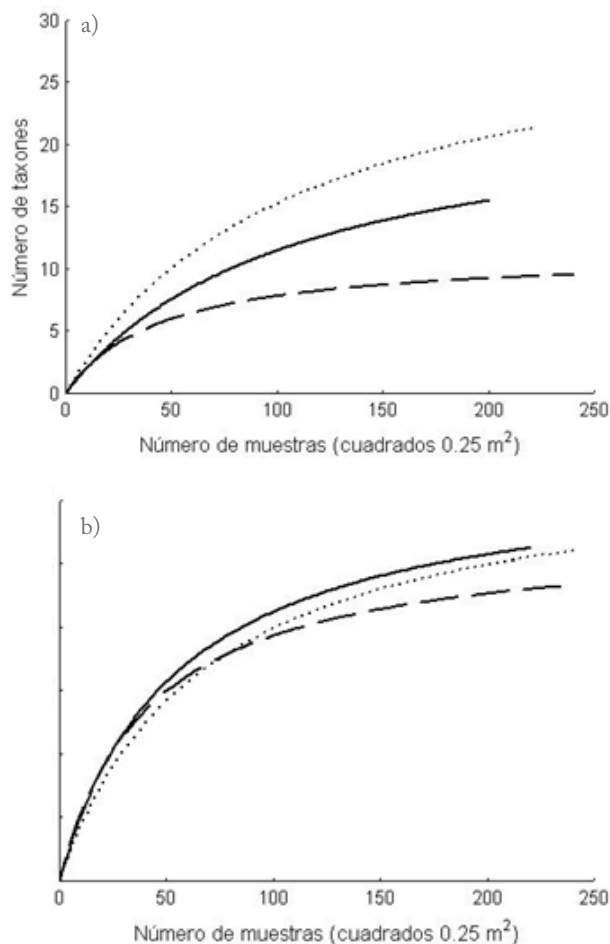


Figura 4.5 Curvas de acumulación de especies de megafauna bentónica de la RMIP en sustrato arenoso (a) y rocoso (b). Las líneas representan los distintos niveles de protección (línea continua: reserva integral; línea rayada: zona parcialmente protegida; línea punteada: zona control).

4.3. Discusión

Los censos visuales subacuáticos (CVS) han sido ampliamente utilizados en la zona submareal rocosa para censar todo tipo de organismos, incluidos los bentónicos (Edgar *et al.* 2010). Aunque los CVS tienen sus limitaciones (Samoilys & Carlos 2000, Murphy & Jenkins 2010), se trata de técnicas especialmente recomendables para la monitorización de áreas marinas protegidas por su carácter no invasivo. Sin embargo, esta metodología ha sido raramente empleada en el caso del megafauna bentónica de fondos blandos, posiblemente debido a la baja densidad de megafauna asociada a este tipo de fondos, lo cual requiere elevadas superficies de muestreo. Por ello, en este tipo de fondos, su estudio se ha realizado tradicionalmente mediante métodos extractivos como dragas, corers o arrastres, que permiten aumentar la superficie muestreada, el número de réplicas y ampliar el rango batimétrico. Consecuentemente, existen pocos estudios comparables con este trabajo.

El **número total de taxones de sustrato arenoso** observado en la RMIP *Os Miñarzos* presenta en general valores muy bajos si lo comparamos con la mayoría de estudios realizados en fondos blandos del Atlántico Noreste donde emplean técnicas extractivas (Hinz *et al.* 2004, Reiss & Kröncke 2004, Serrano *et al.* 2008). Sin embargo, en el estudio de Hoffman & Dolmer (2000) realizado en dicha región mediante censos visuales subacuáticos se obtuvieron valores semejantes a los obtenidos por nosotros. Parece pues existir una clara influencia del método de muestreo empleado en la estimación de la mayor o menor riqueza específica de una determinada área, tanto por la diferente superficie muestreada como por la tipología de las especies encontradas con los diferentes métodos. El diferente rango batimétrico utilizado por las diferentes técnicas sería pues uno de las principales variables determinantes de la composición específica. Así, los muestreos con técnicas extractivas se suelen realizar a profundidades mayores y en zonas más alejadas de la costa que los realizados mediante censos visuales subacuáticos, por razones inherentes a la propia técnica.

Sin embargo, el **número de taxones por metro cuadrado** en este tipo de sustrato resultó muy superior tanto en *Os Miñarzos* como en el estudio de Hoffman & Dolmer (2000) donde se emplearon CVS. Esto podría de nuevo estar relacionado con el diferente rango batimétrico prospectado, reflejándose una mayor riqueza específica faunal en las áreas someras comparativamente con las zonas profundas.

Del total de taxones registrados en sustrato arenoso, la presencia del 31% de ellos estuvo ligada a la existencia de un porcentaje de sustrato rocoso y tan sólo 12 de los 61 taxones se registraron de manera exclusiva en arena. Los grupos zoológicos dominantes en este sustrato (crustáceos decápodos, equinodermos y moluscos bivalvos) coinciden con lo observado por otros autores para zonas predominantemente arenosas del Atlántico Noreste (Hinz *et al.* 2004, Reiss & Kröncke 2004).

En **sustrato rocoso** el **número de taxones** observado presentó en general valores semejantes a otros estudios realizados en arrecifes rocosos costeros someros donde emplean también censos visuales submarinos (Barret *et al.* 2009, Currie & Sorokin 2009). Los grupos predominantes en este tipo de sustrato resultaron los poríferos, equinodermos y moluscos gasterópodos, de forma similar a lo registrado por Currie & Sorokin (2009) donde los equinodermos fueron el grupo más diverso.

La **distribución espacial** de los taxones, para cada tipo de sustrato, fue en general homogénea entre las distintas zonas. Todos los taxones identificados en la RMIP son taxones comunes de la zona submareal costera de Galicia y la mayoría de ellos poseen requerimientos simples en cuanto al hábitat, teniendo en cuenta la escala del presente trabajo, y se encuentran ampliamente distribuidos dentro de la RMIP y su zona adyacente. No obstante, algunos de los taxones muestran requerimientos más particulares y por ello presentaron una distribución espacial más concreta. Las causas de dicha distribución espacial heterogénea observada para algunos de los taxones más frecuentes, podrían estar relacionadas con diferencias en el hábitat entre las distintas zonas. En el caso del sustrato blando dichas diferencias vienen marcadas en base a la diferente granulometría del sustrato que presentan las tres zonas (zona control, zona parcialmente protegida y reserva integral), la cual puede ser la responsable de la distribución heterogénea de los taxones. En las zonas de sustrato rocoso, la rugosidad, inclinación y cobertura vegetal determinan las diferencias en el hábitat.

En **sustrato arenoso**, este es el caso de los Paguroideos, los cuales abundan en la reserva integral y la zona parcialmente protegida pero son escasos en la zona control. Ello puede ser debido a que tanto la reserva integral como la zona parcialmente protegida presentan fondos de sedimentos finos debido a su

proximidad a la zona de playa y a una desembocadura fluvial, lo cual resulta favorable para este taxón (Serrano *et al.* 2006). Otra posible explicación es que los pequeños organismos oportunistas como Paguroidea son especialmente abundantes en zonas más explotadas (Hall *et al.* 1994, Rees *et al.* 1999). En este sentido en la reserva integral, zona más explotada antes de la creación de la reserva (Fismare 2007), se constató tras el cierre de la actividad pesquera un descenso inter-anual en la densidad de este taxón en la época de verano (época en la que este taxón resulta más abundante por la disponibilidad de alimento). Asimismo, el incremento inter-anual de Paguroidea registrado dentro de la zona parcialmente protegida en la época de primavera podría ser debido a que dicha zona pasó a concentrar gran parte del esfuerzo pesquero de la flota posteriormente a la creación de la reserva (Fismare 2007).

En **sustrato rocoso** la distribución espacial heterogénea que mostraron dos urocordados (*D. variolosus* y *A. punctum*) y una holoturia (*H. forskali*) pudo ser debida, como dijimos en el caso del sustrato arenoso, a diferencias en el hábitat. Así, la presencia de *D. variolosus* exclusivamente dentro de la reserva integral puede ser explicada por la existencia de la macroalga *Cystoseira baccata* (Gmelin) Silva, 1952 sobre la que se encontró epífita, y cuya distribución también se restringió a esta zona.

La escasa densidad de *A. punctum* en la reserva integral podría explicarse por el menor grado de exposición al oleaje de esta zona en comparación con las otras dos, ya que esta especie de ascidia es típica de ambientes expuestos al oleaje (Vázquez & Urgorri 1994) el cual favorece su actividad filtradora. En relación a esto, también el elevado porcentaje de sustrato arenoso existente en la reserva integral podría estar por un lado limitando la actividad filtradora de *A. punctum*, y por tanto su presencia, por taponamiento de sifones y paredes branquiales (Bakus 1968). Por otro lado, el efecto abrasivo provocado por la arena en suspensión como consecuencia del oleaje resulta dañino para las especies sésiles y delicadas como esta ascidia (Carballo & García-Gómez 1994).

Asimismo, *A. punctum* se considera altamente sensible a impactos humanos (vertidos, estructuras artificiales, actividad portuaria) restringiéndose su distribución a zonas naturales bien conservadas (Naranjo *et al.* 1996), por lo que su presencia indica un bajo grado de perturbación antrópica. De acuerdo con esto, su presencia en la reserva integral podría también verse limitada por varios

motivos. En primer lugar, el elevado grado de actividad pesquera ejercida en esta zona antes de la implantación de la reserva en el 2007 (Fismare 2007) podría haber ocasionado cierto grado de perturbación para esta especie. En segundo lugar, la proximidad de esta zona al puerto pesquero así como la existencia de un vertido crónico de una planta de acuicultura situada en la zona litoral, podrían suponer una fuente de contaminación que limitara la presencia de esta especie. La literatura científica muestra una disminución en la tasas de fijación larvaria y desarrollo embrionario de ascidias expuestas a contaminación por metales pesados (Bellas *et al.* 2001), que son contaminantes frecuentes en las zonas portuarias.

Otra especie bentónica con una distribución más concreta es la holoturia *H. forskali* cuya dieta detritívora, alimentándose de sedimentos ricos en materia orgánica (Manship 1995), podría explicar su elevada densidad en la reserva integral y la zona parcialmente protegida y su ausencia en la zona control, debido a que en esta última zona el porcentaje de sustrato arenoso y cobertura de algas es menor en comparación con las otras dos.

Los valores superiores de los índices de riqueza, diversidad y abundancia de taxones bentónicos registrados en sustrato rocoso en comparación con el sustrato arenoso ponen de manifiesto la mayor complejidad estructural del sustrato rocoso (McCoy & Bell 1991). Este proporciona mayor cantidad de refugio, importante para la protección de juveniles, y alberga mayor variedad de nichos ecológicos y por tanto mayor diversidad y abundancia de especies (García-Charton & Pérez Ruzafa 2001, Armstrong *et al.* 2008).

La **riqueza de taxones** (n° de taxones / 0.25 m²) resultó superior en las dos zonas protegidas (reserva integral y zona parcialmente protegida) de ambos tipos de sustratos en comparación con sendas zonas control. Las zonas de reserva (particularmente las reservas integrales) se suelen establecer en zonas que albergan hábitats estructuralmente más complejos, lo cual favorece que de manera natural estas zonas contengan una fauna más rica que el resto de la reserva, como constataron García-Charton y Pérez-Ruzafa (1999) en el caso de las AMP del Mediterráneo. Así como en sustrato rocoso esta explicación parece coincidir con el caso de la RMIP Os *Miñarzos*, en sustrato arenoso hemos constatado, sin embargo, la existencia de un sustrato más heterogéneo (distintos tamaños de partículas de sedimento y pequeños bloques rocosos) en

la zona control (ver capítulo II). Además, la proximidad de una desembocadura fluvial a la zona parcialmente protegida genera un aporte de sedimentos de tipo fangoso que, aunque favorable para algunas especies (Hinz *et al.* 2004), se correlaciona negativamente con la riqueza de especies (Ward *et al.* 2006). Por ambos motivos, en el caso del sustrato arenoso sería esperable, de forma contraria a lo observado, que la riqueza alcanzase valores superiores en la zona control frente a las zonas protegidas. Esto posiblemente sea debido a que en este tipo de sustrato, el hábitat está determinado por una serie de variables más complejas y completamente distintas a la del sustrato rocoso, que no han sido tenidas en cuenta en este estudio.

Por otro lado, los valores de riqueza experimentaron fluctuaciones anuales dentro del período de estudio, descendiendo anualmente en la zona control, tanto en arena como en roca, e incrementándose en la reserva integral (del 2008 al 2009) y la zona parcialmente protegida (del 2007 al 2008) de sustrato rocoso. Estas variaciones anuales en la riqueza de taxones podrían ser debidas a fluctuaciones naturales, aunque también cabe la posibilidad de que sean un inicio de los posibles efectos de la protección, ya que son los organismos sedentarios y sésiles las que responden más rápido (Roberts 1995, Gell & Roberts 2003, Babcock *et al.* 2010). Sólo un estudio a largo plazo aclarará esta cuestión.

Asimismo, fueron detectadas variaciones estacionales significativas en la riqueza de taxones de sustrato rocoso, registrándose valores superiores en primavera y verano respecto a otoño. La disminución de la cobertura de macroalgas en otoño, que constituyen el alimento y refugio de multitud de especies bentónicas podría ser una causa de ello. Aunque la riqueza de las macroalgas arbustivas resultó mayor en otoño, en esta misma época se constató la ausencia de las grandes macroalgas pardas arborescentes formadoras de bosques (laminariales y fucales), ya que se trata de especies pseudoperennes. Asimismo, otras muchas especies de macroalgas con ciclo de vida anual, experimentan en esta época del año un periodo de senescencia que, aunque sin llegar a desaparecer (Givernaud *et al.* 1999, Cremades *et al.* 1998), hace que disminuya su cobertura (capítulo III).

A diferencia de otras zonas del Atlántico Noreste, no es probable que estas variaciones estacionales estén ligadas a fenómenos de migración y mortalidad como consecuencia de variaciones térmicas (Hinz *et al.* 2004, Reiss & Kröncke

2004), pues se trata de una región donde la temperatura del agua se mantiene bastante estable a lo largo del año (www.intecmar.org) y donde además los fenómenos de afloramiento de aguas frías profundas tienen gran importancia en los meses de primavera y verano (Fraga 1981), precisamente cuando se esperarían las temperaturas más elevadas.

Los valores de **diversidad (H')** en sustrato arenoso se mantuvieron sin apenas variaciones durante todo el período estudiado. Sin embargo, en sustrato rocoso se registraron variaciones espaciales significativas en la diversidad de taxones, aunque de pequeña magnitud, alcanzándose valores superiores en la reserva integral y la zona parcialmente protegida en comparación con la zona control. Igual que ocurre en el caso de la riqueza de especies, una posible razón de ello es que las zonas protegidas son elegidas *a priori* por albergar de manera natural hábitats estructuralmente más complejos y por lo tanto más diversos (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1999).

Por otro lado, se ha observado que la diversidad de especies aumenta con la profundidad (Garrabou *et al.* 2002). Puesto que los transectos de la zona control tienen una mayor profundidad que los de las zonas parcialmente protegidas y la reserva integral, la magnitud de las diferencias en los valores de diversidad observados entre las zonas protegidas y la zona control está probablemente atenuada, o dicho de otro modo, cabría esperar que dichas diferencias espaciales en los valores de diversidad se vieran acentuadas a igualdad de profundidades. A pesar de que las diferencias batimétricas entre la zona control y las otras dos zonas no son muy elevadas (3.5 m \pm 1.4 DT), hay que tener en cuenta que estas se ven acentuadas debido a la elevada turbidez del agua en la zona de estudio, lo que hace disminuir drásticamente las condiciones de luminosidad, con el consecuente efecto sobre los organismos.

Las variaciones en la **densidad de taxones** bentónicos vinieron determinadas por el efecto conjunto de los factores Zona, Época y Año. En todas las zonas de sustrato arenoso y rocoso se produjeron fluctuaciones inter-anales significativas de la densidad de taxones. Cabe destacar que en la reserva integral de roca existe una pequeña tendencia al alza, progresivamente en los años 2007, 2008 y 2009. En este caso, igual que ocurría en el caso de la riqueza, dichos incrementos podrían ser debidos o bien a fluctuaciones naturales de las poblaciones, o bien a un efecto temprano de la protección.

El descenso anual detectado en la densidad de taxones de sustrato arenoso durante la época de verano probablemente venga marcado por el descenso en la densidad del taxón Paguroidea, el cual representó el 85% del total de individuos identificados. Este taxón experimentó picos de máxima densidad en verano y otoño coincidiendo con agregaciones para alimentarse. Precisamente en ambas épocas del año se observó una elevada densidad de cadáveres del erizo irregular *E. cordatum* sobre la arena, sobre los cuales este taxón preda (observación personal). Sin embargo, en el Mar del Norte, Reiss & Kröncke (2004) no registraron variaciones estacionales en la abundancia de este taxón.

Las variaciones en la **estructura de la comunidad** de sustrato arenoso fueron debidas principalmente a variaciones en la densidad de los taxones Paguroidea, coincidiendo con lo observado por Kaiser (2004) para fondos blandos en el Mar del Norte, y el gasterópodo *N. reticulatus*. Opuestamente, la estructura de la comunidad de sustrato rocoso vino determinada tanto por variaciones en la densidad como por la presencia de un mayor número de taxones, principalmente equinodermos. Esto refleja la mayor complejidad estructural de la comunidad de sustrato rocoso, en la que coexisten mayor número de taxones, dando lugar a mosaicos de especies más heterogéneos.

Por otro lado, en sustrato rocoso la agrupación de las muestras establecida por el análisis multivariante coincidió con la zonificación de la reserva. Nosotros interpretamos que estas diferencias observadas son debidas a diferencias en el hábitat, ya que como se discutió previamente, probablemente es pronto para atribuir estas diferencias a un efecto de la protección. Sin embargo, como ya se explicó, cabe la posibilidad de que esta agrupación esté respondiendo al diferente grado de explotación al que estuvieron sometidas las tres zonas con anterioridad al establecimiento de la reserva, teniendo en cuenta que este estudio se llevó a cabo a partir del primer año de la implementación de la reserva marina. Durante este primer año, tanto la zona de reserva integral como la de la propia reserva marina, mantuvieron todavía un grado de explotación mayor del esperable. La falta de un conocimiento preciso de los límites de la reserva por parte de los usuarios, sumado a la falta de vigilancia que hubo durante este primer año, fueron los principales motivos.

Tanto en sustrato arenoso como en sustrato rocoso se detectó una disminución anual en alguna de las especies oportunistas. En sustrato arenoso este fue el

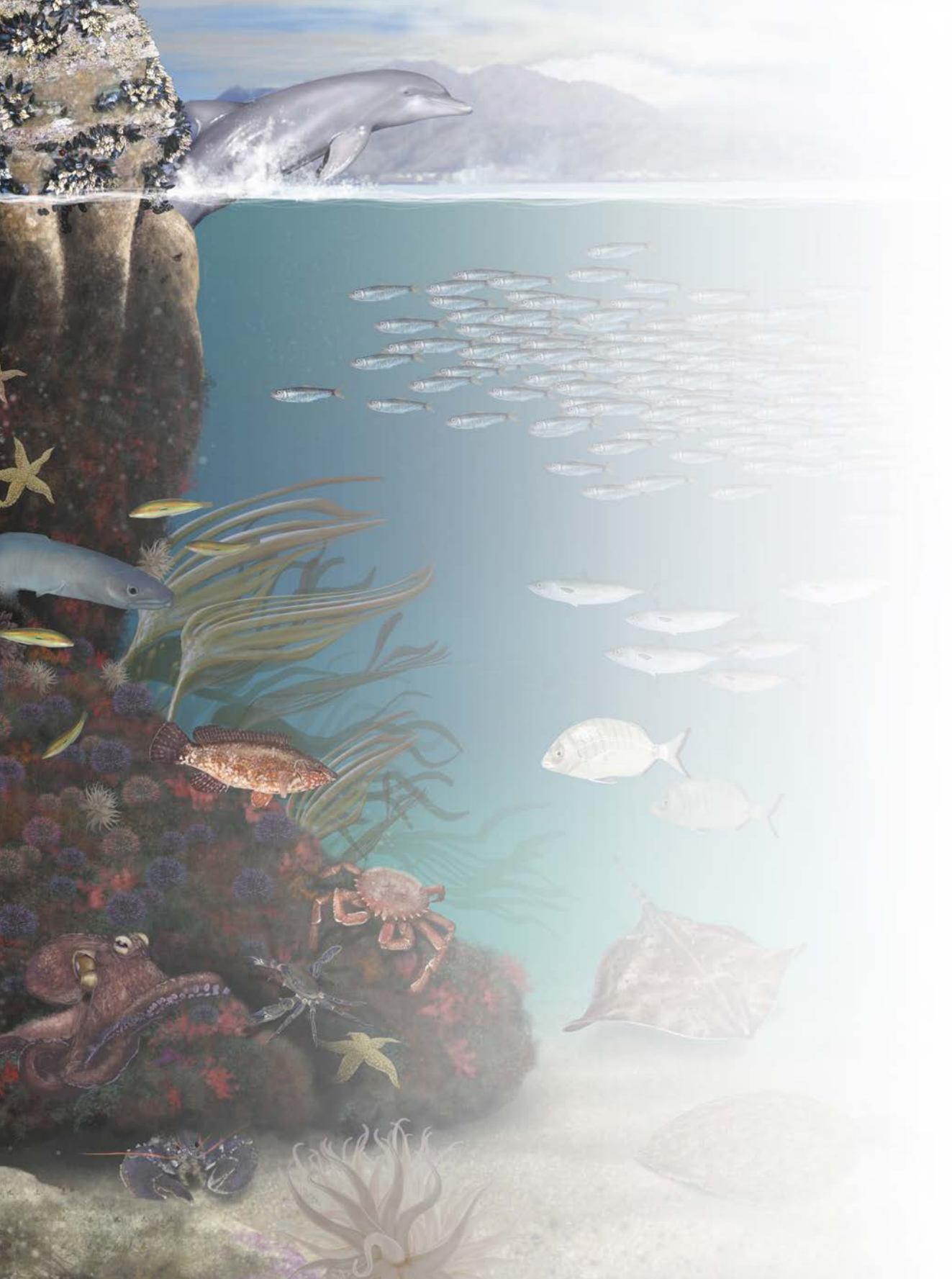
caso de Paguroidea en la reserva integral y la zona parcialmente protegida en verano, así como en la zona control en primavera. En sustrato rocoso fueron las estrellas de mar *M. glacialis* y *A. gibbosa* en la época de primavera dentro de la reserva integral y la zona parcialmente protegida. Estos descensos podrían deberse a fluctuaciones naturales en la densidad de dichos taxones o bien podría constituir un efecto de cascada trófica ya que, la eliminación de la presión pesquera sobre las principales especies depredadoras de la fauna bentónica produce una reestructuración de las cadenas tróficas (Pinnegar *et al.* 2000, Shears & Babcock 2002) de manera que disminuyen las pequeñas especies oportunistas y de vida corta, al tiempo que aumentan las especies más longevas o con ciclos de vida más complejos (Thrush *et al.* 1998, Jennings *et al.* 1999).

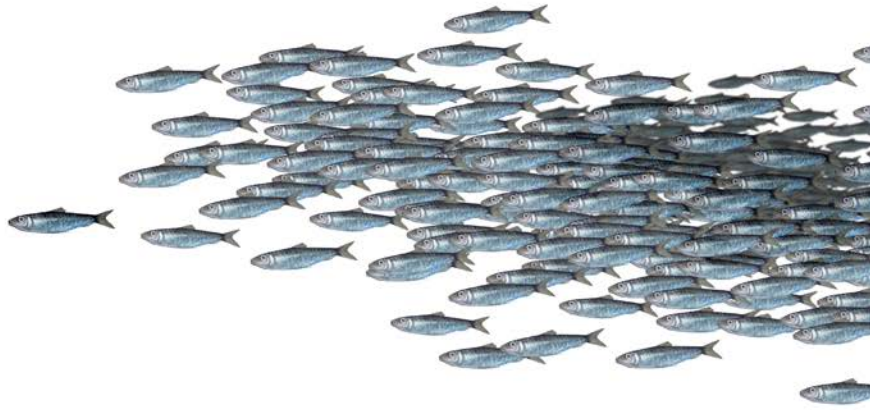
El **inventario de especies** realizado para cada una de las zonas estudiadas puede considerarse completo y fiable en todos los casos como indican los valores de pendiente de las curvas de acumulación (Jiménez-Valverde & Hortal 2003), representando entre el 70% y el 92% de la fauna esperada. El esfuerzo calculado para completar cada uno de los inventarios hasta el 95% resulta muy elevado, sobre todo en el caso del sustrato arenoso, donde la probabilidad de incorporar nuevas especies al inventario es baja. Parece pues, poco rentable aumentar el esfuerzo de muestreo para esta comunidad, en comparación con el coste de tiempo y económico que ello conllevaría. Además, en este caso, el número de muestras de las que se dispone es considerable, dado que se realizaron 10 réplicas por cada transecto, por lo que el poder analítico es elevado.

El patrón observado en los valores de **riqueza esperada** calculada con las curvas de acumulación de especies para sustrato arenoso resultó contrario al de la riqueza promedio registrada para estas zonas. Además, destaca el bajo valor de pendiente obtenido para la zona parcialmente protegida, lo cual indica que, por mucho que se aumente el esfuerzo de muestreo, la tasa de incorporación de especies nuevas al inventario es baja. Hay que tener en cuenta que esta zona está próxima a una desembocadura fluvial, la cual genera un aporte sedimentos de tipo fangoso que, aunque favorables para algunas especies (Hinz *et al.* 2004), se correlacionan negativamente con la riqueza de especies (Ward *et al.* 2006). El valor superior de riqueza esperada en la zona control de sustrato arenoso podría ser debida a la mayor variabilidad en la tipología de la arena que presentan sus fondos, así como a la presencia de pequeños bloques rocosos, que le confieren una estructura espacial más compleja que los fondos

básicamente arenosos (Rees *et al.* 1999) que poseen las otras dos zonas. De la misma manera, en sustrato rocoso, aunque las distintas zonas presentaron valores muy semejantes de especies observadas y esperadas, la pendiente de la curva fue, al igual que en sustrato arenoso, mayor en la zona control, por lo que es en esta zona donde cabe esperar mayor riqueza de especies.

Estos resultados coinciden con lo observado por Edgar & Stuart-Smith (2009) en 11 AMPs australianas, donde la densidad y riqueza de invertebrados bentónicos fue menor en las zonas protegidas que en las zonas adyacentes carentes de protección. Este hecho lo atribuyen a un efecto de cascada trófica que tendría lugar al incrementarse la abundancia de predadores como consecuencia de la protección. A pesar de que las curvas de acumulación obtenidas predicen una mayor riqueza de especies en la zona control, nuestras observaciones indican que el número de taxones por 0.25 m², fue superior en las zonas protegidas de ambos sustratos (reserva integral y zona parcialmente protegida) en comparación con las zonas control. Esta aparente contradicción podría explicarse por la gran variación que existe entre los dos transectos de la zona control, los cuales presentaron las mayores diferencias en cuanto al hábitat. Así, el cómputo global de especies podría verse incrementado al tratarse de dos ambientes ligeramente diferentes y por lo tanto albergar también distintas especies, no así el promedio.





5

Análisis del uso de transectos de ancho de banda variable para el estudio de comunidades de peces en hábitats rocosos de baja visibilidad

5. ANÁLISIS DEL USO DE TRANSECTOS DE ANCHO DE BANDA VARIABLE PARA EL ESTUDIO DE COMUNIDADES DE PECES EN HÁBITATS ROCOSOS DE BAJA VISIBILIDAD

Desde que Brock empleó la técnica por primera vez en 1954, los censos visuales subacuáticos (CVS) se han usado para obtener información sobre la etología, la distribución y la relación de las especies con el hábitat, así como para cuantificar abundancias y estimar riquezas específicas (Murphy & Jenkins 2010). Debido a la gran cantidad de información que proporcionan, su relativamente alta precisión y su bajo coste, en comparación con otros métodos como los de captura-recaptura (Edgar *et al.* 2004a), son una de las técnicas más usadas para estudiar los hábitats costeros submarinos y las macroalgas (ej. García-Charton *et al.* 2004, Currie & Sorokin 2009), el epibentos (ej. Dethier *et al.* 1993, Benedetti-Cecchi *et al.* 1996, França *et al.* 2009, Edgar *et al.* 2010) y los peces de arrecifes (ej. DeMartini & Roberts 1982, Kimmel 1985, Russ & Alcalá 1998, Guidetti *et al.* 2005).

Los transectos de bandas son un tipo particular de CVS en los que los observadores realizan recorridos de longitud y ancho conocidos. Sin embargo, no existe una metodología estandarizada y las áreas muestreadas en cada CVS varían considerablemente entre los diferentes trabajos. Por ello, algunos autores han analizado la relación entre el ancho de banda y las abundancias de distintos organismos, constatando variaciones en la precisión y la exactitud de las estimaciones de densidad obtenidas con diferentes anchos de banda (Fowler 1987, McCormick & Choat 1987, Samoilys & Carlos 2000) e incluso la existencia de relaciones inversas entre el ancho de banda y la densidad (Sale & Sharp 1983, Mapstone & Ayling 1993, Cheal & Thompson 1997). En general, los anchos de banda estrechos se consideran apropiados para censar especies sedentarias, de pequeño tamaño o crípticas, mientras que para especies más móviles y de mayor tamaño son recomendables los de mayor amplitud (Samoilys & Carlos 2000, Mente-Vera *et al.* 2008).

En las regiones templadas los transectos de banda se han usado para estudiar las comunidades de peces de Nueva Zelanda (ej. Willis 2001), del Sur de Australia (ej. Edgar & Barrett 2010) o del Mar Mediterráneo (ej. García-Charton

et al. 2004). Sin embargo, en las costas atlánticas europeas las comunidades de peces costeros suelen estudiarse mediante técnicas de arrastre (ej. Fariña *et al.* 1997a, Sánchez & Serrano 2003, Jaworski *et al.* 2010). Los trabajos que emplean transectos de bandas se circunscriben a las regiones de aguas claras, como el Sur de Portugal (Santos *et al.* 2005) o las islas Azores (Carvalho *et al.* 2003, Afonso *et al.* 2008) ya que en la práctica, la baja visibilidad, tan frecuente en las aguas del Atlántico norte, limita la realización de transectos con anchos de banda amplios.

Debido a su elevada productividad, la visibilidad de las aguas costeras de Galicia, particularmente en el interior de las rías, suele ser reducida. Adicionalmente, la visibilidad sufre importantes variaciones temporales, principalmente asociadas a cambios estacionales y a la influencia de las corrientes y del oleaje. Por ello, resulta complicado usar un ancho de banda preestablecido. Por un lado, la selección de anchos de banda estrechos, para maximizar el número de censos con diversas condiciones de visibilidad, limitaría la detección de las especies grandes y móviles. Por otro lado, seleccionar anchos de banda amplios limitaría el número de censos obtenidos, debido a la imposibilidad de ejecutarlos cuando el ancho de banda supera a la visibilidad. Además, la elevada exposición a condiciones meteorológicas adversas y fuertes oleajes durante gran parte del año añade aún mayores dificultades a la realización de censos en estas latitudes, reduciéndose con ello la potencia analítica disponible para realizar comparativas. Sin embargo, la utilización de transectos de ancho de banda variable, en función de las condiciones de visibilidad en el momento de ejecutar el CVS permitiría incrementar el número de muestras obtenidas y el número de especies censadas.

El empleo de esta técnica para la evaluación de comunidades en AMPs es especialmente recomendable debido a su naturaleza no destructiva (Edgar & Barret 1997), aunque los problemas relacionados con la elección del ancho de banda probablemente han limitado su uso en la gestión de las pesquerías. Sin embargo, numerosas pesquerías son gestionadas en la actualidad mediante el uso de estadísticas de pesca, pese a sus numerosos inconvenientes como son la no disponibilidad pública, la dificultad de obtener registros históricos, la distorsión de los datos como consecuencia de falseamiento de los mismos o la ausencia de referencias espaciales asociadas (Watson & Pauly 2001, Watson *et al.* 2004). La validación de una técnica de transectos de bandas de ancho

variable, permitiría su uso sobre comunidades de peces de ambientes acuáticos con visibilidad reducida, incluyendo la gestión de pesquerías, ya que carecen de algunos de los problemas de las estadísticas de pesca (Samoilys & Carlos 2000). En todo caso, el uso complementario de ambas metodologías permitiría obtener una información más completa sobre las comunidades de peces, explotadas o no, lo cual mejoraría sin duda la gestión de las mismas.

En este capítulo se analiza la influencia del uso de transectos de distinto ancho de banda sobre la riqueza de especies y la densidad de peces (total, por grupo funcional y por especie) en arrecifes rocosos costeros. Para ello, se ha realizado un meta-análisis de los resultados obtenidos mediante esta técnica en trabajos sobre tres comunidades de peces de arrecifes rocosos costeros realizados en Galicia entre 2003 y 2010. Uno de los trabajos en el Golfo Ártabro (Pita 2011), otro en la ría de Cedeira (Tubío *et al.* 2011) y el tercero en el Seno de Corcubión (la mayor parte de la cual se corresponde con los datos recogidos en el presente trabajo y una pequeña parte con un estudio previo; Fismare 2007).

5.1. Material y métodos

5.1.1. Descripción del área de estudio

Este estudio se ha realizado en tres zonas de la costa norte de Galicia: la Ría de Cedeira (RCE), el Golfo Ártabro (GA) y el Seno de Corcubión (SCO; Fig. 5.1). Todas ellas están incluidas en la eco-región de las Rías Altas (Otero 1926, Pagés 2000), presentando por ello características ambientales similares (Prego *et al.* 1999).

La eco-región de las Rías Altas se caracteriza por su elevado grado de exposición al oleaje, con olas ≥ 2 m durante el 58% del tiempo a lo largo del ciclo anual; el oleaje predominante es del NW (68% del tiempo; fuente Puertos del Estado, <http://www.puertos.es>, período 1998 - 2010).

La Ría de Cedeira, debido a su posición más septentrional, está situada en el límite occidental de influencia del agua costera del Mar Cantábrico (Prego & Varela 1998), mientras que la zona más meridional, el seno de Corcubión, se sitúa cerca de la transición con la eco-región de las Rías Bajas.

Por otro lado, el Golfo Ártabro presenta algunas características propias a nivel geomorfológico (Pagés 2000) y oceanodinámico (Prego & Varela 1998, Ospina-Álvarez *et al.* 2010).

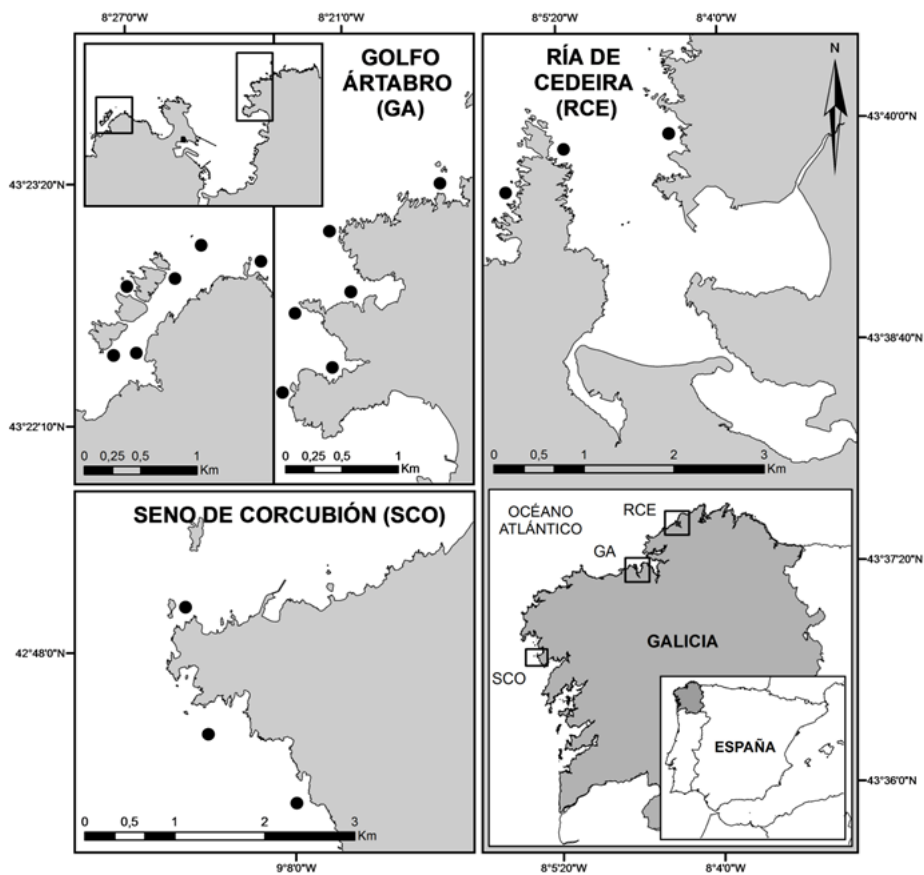


Figura 5.1. Mapa de las tres zonas de estudio la Ría de Cedeira, el Golfo Ártabro y el Seno de Corcubión. Los puntos representan la ubicación de los transectos en cada una de las zonas.

5.1.2. Origen de la información

Se analizaron 282 CVS procedentes de tres estudios realizados en la Ría de Cedeira (Tubío *et al.* 2011), en el Golfo Ártabro (Pita 2011) y en el seno de Corcubión (Tabla 5.1), correspondientes con distintos proyectos que llevó a cabo el grupo de investigación de Recursos Marinos y Pesquerías de la Universidad de A Coruña y que han sido cedidos para realizar este capítulo. Aunque cada uno de los tres estudios tuvo objetivos diferentes, en los tres casos los censos se realizaron en transectos fijos de 100 m de longitud y ancho variable en función de la visibilidad, con periodicidad trimestral, evitando los periodos crepusculares diarios.

En todos los casos el ancho de banda fue determinado a partir de la visibilidad, entendiendo ésta como la distancia máxima de identificación de un taxón. La visibilidad fue estimada por los buceadores mediante marcas dispuestas cada metro en un cabo guía. Cuando la visibilidad varió puntualmente a lo largo del transecto, debido a fenómenos locales de turbidez o luminosidad, los buceadores estimaron un valor de visibilidad media para cada uno de los transectos. El ancho de banda del transecto fue calculado como la visibilidad estimada multiplicada por 2. Así se pudo referenciar los datos de abundancia de las especies a una unidad de superficie, obteniendo así valores de densidad.

En la Ría de Cedeira se realizaron 54 censos (19% del total) en 6 transectos durante el período 2008-2010 (Tabla 5.1). Los censos de este estudio los realizaron 6 buceadores, aunque dos de ellos ejecutaron la mayor parte (76%). El buceador 1 realizó el 39% de los censos, el buceador 2 el 37%, el buceador 3 el 11%, el buceador 4 realizó el 7%, el buceador 5 el 4% y el buceador 6 el 2%. En el Golfo Ártabro un único buceador (buceador 6) realizó 146 censos (52% del total) en 13 transectos durante el período 2003-2006. Por último, en el seno de Corcubión se realizaron 82 censos (29% del total) en dos períodos diferentes; en el verano de 2005 un buceador (buceador 6) realizó 12 censos en 6 transectos y posteriormente, entre 2007 y 2010, otro buceador (buceador 3) realizó 70 censos en 6 transectos nuevos, pero situados muy cerca de los anteriores.

El área promedio muestreada por transecto fue 730.37 m² (± 332.06 DT), variando entre un mínimo de 100 m² y 2000 m². El rango batimétrico muestreado comprendió entre los 4 y 17 m de profundidad, siendo la profundidad promedio de 8.17 m (± 2.85 DT).

Siguiendo la metodología expuesta por Lincoln Smith (1988, 1989), a lo largo de cada transecto el buceador procuró mantener una velocidad de 6 m/min cuantificando en un único conteo el número de individuos de todas las especies de peces observadas (Tabla 5.1). La única excepción se produjo en el estudio realizado en el Golfo Ártabro donde sólo se registraron los individuos pertenecientes a 13 taxones de interés para la pesca submarina recreativa. Todos los individuos se identificaron a nivel de especie, salvo los integrantes de las familias Ammodytidae, Mugilidae, Triglidae y Trachinidae y de los géneros *Scomber* sp. Linnaeus, 1758, *Symphodus* sp. Rafinesque, 1810 y *Raja* sp. Linnaeus, 1758 debido a la dificultad de su identificación bajo el agua en condiciones de baja visibilidad. Posteriormente, en función de la longitud del transecto y el ancho de banda utilizado en cada caso, se obtuvieron las densidades (indiv./m²) de cada uno de los taxones identificados.

5.1.3. Análisis de datos

Con el fin de incrementar el bajo número de observaciones obtenido para los taxones menos frecuentes se usó el comportamiento espacial de los peces (siguiendo a Harmelin, 1987) para definir 5 grupos funcionales (GF; ver Tabla 5.1 y Fig. 5.2):

- GF1. Taxones muy móviles, gregarios y pelágicos (ej. *Boops boops* (Linnaeus, 1758))
- GF2. Especies demersales, con movimientos verticales moderados y movimientos horizontales más o menos importantes (ej. *Diplodus* spp. Rafinesque, 1810)
- GF3. Especies demersales con movimientos verticales limitados y considerables movimientos horizontales (ej. *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758)
- GF4. Especies demersales sedentarios (ej. *Symphodus* spp.)
- GF5. Especies sedentarias y de hábitos bentónicos (ej. *Conger conger* (Linnaeus, 1758))

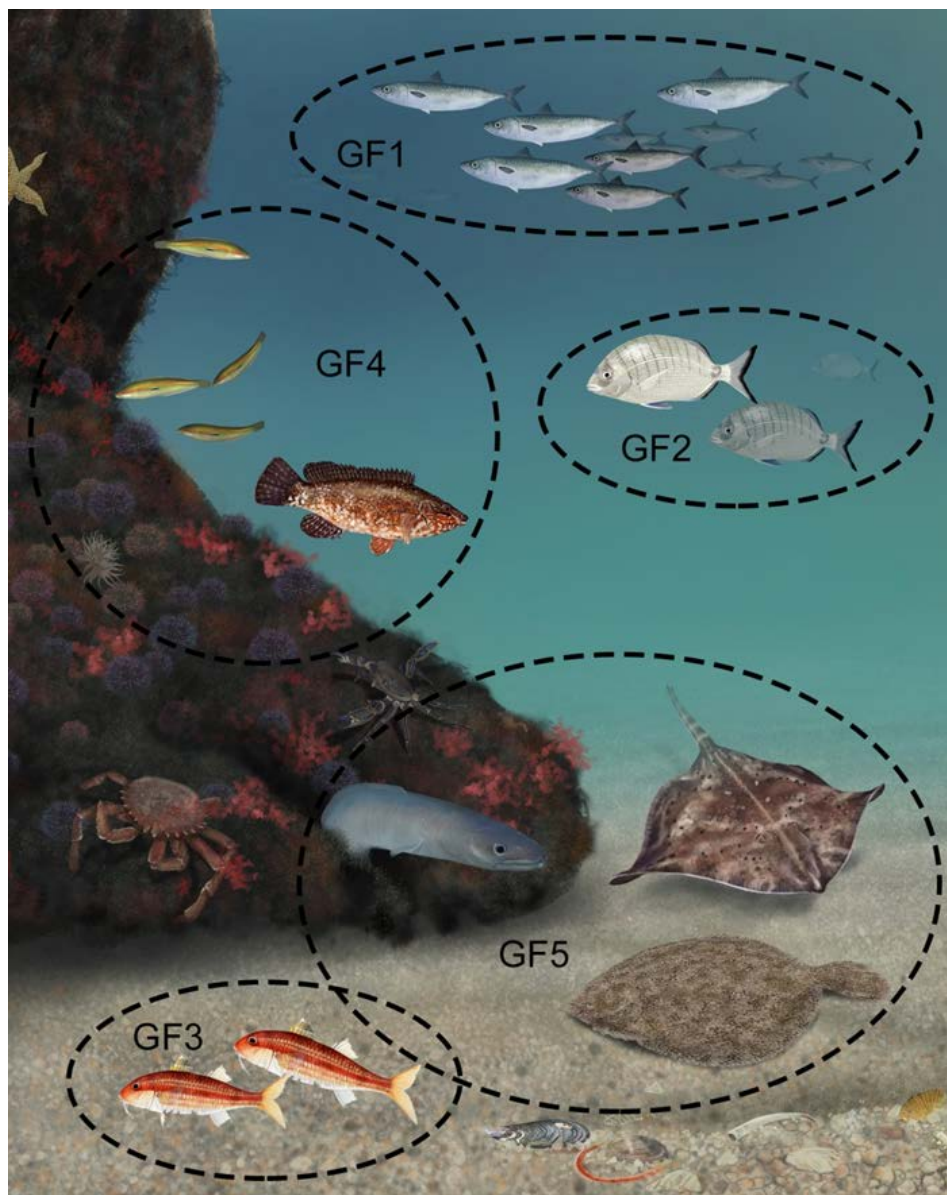


Figura 5.2. Organización espacial de la ictiofauna de los fondos rocosos infralitorales que se corresponde con los diferentes grupos funcionales (modificado de Harmelin 1987). GF1: Taxones muy móviles, gregarios y pelágicos; GF2: Especies demersales, con movimientos verticales moderados y movimientos horizontales más o menos importantes; GF3: Especies demersales con movimientos verticales limitados y considerables movimientos horizontales; GF4: Especies demersales sedentarios; GF5: Especies sedentarias y de hábitos bentónicos.

5.1.3.1. Análisis previos

En primer lugar se describió la comunidad estudiada y se realizó un análisis espacial y temporal de la riqueza de taxones (Número total de taxones/unidad de superficie), estructura de la comunidad (composición y densidad de taxones (indiv./m²) y visibilidad de los CVS (distancia máxima de identificación de un taxón), teniendo en cuenta las distintas zonas de estudio (Ría de Cedeira, Golfo Ártabro y Seno de Corcubión) y las épocas del año (primavera, verano, otoño, invierno). Dicho análisis se realizó con el objetivo de determinar si existían diferencias espaciales y estacionales en base a los 3 factores (riqueza de taxones, estructura de la comunidad y visibilidad), con el objetivo de determinar los factores fijos a emplear en los posteriores análisis. Sólo en caso de que la variación espacial y/o estacional resultaran significativas, deberían considerarse los factores fijos “zona” y “época del año” como determinantes para explicar la visibilidad, riqueza de taxones y/o estructura de la comunidad, de forma similar a Claudet *et al.* 2011a en cuanto a la estacionalidad. Por lo tanto, solo en dicho caso serían tenidos en cuenta en el posterior análisis sobre la influencia del ancho de banda en la riqueza y densidad de especies. En caso contrario, si no existieran diferencias espaciales y/o temporales significativas, se tratarían todos los datos en conjunto, aumentando así la replicación y con ello el poder analítico.

Debido al diseño no balanceado, se empleó un modelo no paramétrico PERMANOVA (Anderson, 2001) del paquete estadístico PRIMER v6 (Clarke & Gorley 2006), para analizar de manera univariante la variación espacial y estacional de la visibilidad y de la riqueza de taxones (por transecto). Los factores fijos empleados fueron dos: época del año, con cuatro niveles (Primavera, Verano, Otoño e Invierno) y zona, con tres niveles (Ría de Cedeira, Golfo Ártabro y Seno de Corcubión). En el caso de la riqueza de especies no se incluyó el Golfo Ártabro debido a que sólo se estudiaron 13 taxones prefijados con anterioridad como objetivo del estudio, y por tanto no se identificaban ni contaban todos los taxones observados. En los modelos se incluyó también la doble interacción entre los factores fijos. Para ello, se construyeron previamente matrices de similitud basadas en la distancia Euclídea, por tratarse de análisis univariantes, con los datos sin transformar.

El mismo modelo PERMANOVA con interacción entre factores fijos fue empleado de manera multivariante para analizar las variaciones en la estructura de la

comunidad de peces (composición y densidad (indiv./m²)) de cada uno de los grupos funcionales (GF). En este caso, para disminuir el peso de los taxones más abundantes, se construyó la matriz de similitud de Bray-Curtis con las densidades de los GF transformadas por la raíz cuarta (Clarke & Warwick 1994). Posteriormente, realizamos un procedimiento SIMPER del paquete estadístico PRIMER v6 para identificar los grupos funcionales con una mayor contribución a las diferencias entre zonas y épocas del año.

Cuando se detectaron diferencias significativas en cuanto a la zona, época del año o su interacción, se realizaron comparaciones por pares siguiendo el procedimiento PAIR-WISE del paquete estadístico PRIMER v6, para identificar los niveles responsables de dichas diferencias. Finalmente, se realizó un análisis PERM-DISP, del mismo paquete estadístico, para detectar diferencias significativas en la dispersión de los datos, las cuales podrían ocasionar la obtención de falsos resultados positivos en el análisis PERMANOVA.

5.1.3.2. Influencia del ancho de banda sobre las estimas de riqueza y densidad

La relación del ancho de banda del transecto con la riqueza de taxones y con las densidades de los peces se analizó mediante modelos aditivos de regresión múltiple generalizada (GAM; Hastie & Tibshirani 1990, Wood 2006) desde una perspectiva univariante. Se emplearon modelos similares para analizar las relaciones entre el ancho de banda del transecto y la densidad total, la densidad por GF y la densidad de los taxones más frecuentes de cada GF (Tabla 5.1).

El ajuste, la selección y la validación de los modelos se realizó mediante el paquete estadístico R, versión 2.15 (R Development Core Team 2008). Se evaluaron modelos con distintas variables, diferentes estructuras de errores y funciones link y en el caso de las variables cuantitativas el uso de funciones alisadas mediante regresiones penalizadas flexibles por tramos (*thin-plate*; Wood 2003), con la flexibilidad por defecto del paquete *mgcv* (Wood 2000). Se seleccionaron los modelos más adecuados en cada caso atendiendo al ajuste de los residuos (mediante la herramienta *gam.check*), al criterio de Akaike (Akaike 1973) y al porcentaje de *desviación* explicada. Finalmente se usó la herramienta

predict para obtener inferencias a partir del modelo definitivo. Los datos que sobrepasaron 1.5 veces el rango intercuartil se consideraron como *outliers* y fueron eliminados.

5.2. Resultados

5.2.1. Comunidad de peces de los arrecifes rocosos costeros identificados mediante CVS

En los 282 CVS se contabilizaron 31050 individuos pertenecientes a 29 taxones diferentes (18 familias). En la Ría de Cedeira se contó el menor número de individuos (4421), pertenecientes a 22 taxones (13 familias), mientras que en el Seno de Corcubión se contaron 7872 individuos de 25 taxones (16 familias). Debido al mayor número de censos realizados en el Golfo Ártabro, y aunque este estudio se centró exclusivamente en 13 taxones (8 familias), aquí se registró el mayor número de observaciones (18757; Tabla 5.1).

En general, las familias mejor representadas en cuanto al número de taxones fueron Labridae y Esparidae, con 6 taxones cada una. Entre todos los taxones destaca por su elevada frecuencia *Labrus bergylta* Ascanius, 1767, identificada en el 97% de los transectos, seguido de *Pollachius pollachius* (Linnaeus, 1758) (73%), siendo ambas especies de hábitos muy diferentes. Otros taxones con una frecuencia elevada fueron *Symphodus* spp., *B. boops*, *SpondylIOSoma cantharus* (Linnaeus, 1758), *Diplodus vulgaris* Geoffroy Saint-Hilaire, 1817, *D. sargus* y *Coris julis* (Linnaeus, 1758) (todos ellos con frecuencias superiores al 20%). Otros siete taxones mantuvieron frecuencias intermedias (10-30%): Mugilidae, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), *Centrolabrus exoletus* (Linnaeus, 1758), *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758), *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758) y *C. julis*. Los taxones menos frecuentes (1-10%) fueron *Atherina presbyter* Cuvier, 1829, *Belone belone* (Linnaeus, 1761), *C. conger*, *Labrus mixtus* Linnaeus, 1758, *Ctenolabrus rupestris* (Linnaeus, 1758), *M. surmuletus*, *Trisopterus* sp. Rafinesque, 1814, *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758), Ammodytidae y Rajidae; y siete taxones tuvieron una frecuencia ocasional ($\leq 1\%$): *Pagellus acarne* Risso, 1827, *Torpedo marmorata* Risso, 1810, *Zeus faber* Linnaeus, 1758, *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758), *Syngnathus acus* Linnaeus, 1758, *Chelidonichthys* sp. Kaup, 1873 y *Pomatoschistus* sp. Gill, 1863 (Tabla 5.1).

En relación al comportamiento observado, *D. labrax*, Mugilidae, *B. belone*, *A. presbyter*, *B. boops*, *P. acarne* y Ammodytidae fueron taxones altamente móviles y se registraron formando grandes cardúmenes en la parte superior de la columna de agua, realizando amplios desplazamientos laterales (GF1). Mientras *D. sargus*, *S. salpa*, *D. vulgaris*, *P. pollachius* y *S. cantharus* y *Z. faber* formaron pequeñas agregaciones (a excepción de los juveniles de *P. pollachius*, los cuales fueron muy numerosos) y se localizaron a una altura intermedia de la columna de agua, realizando desplazamientos horizontales moderados (GF2). El resto de taxones fueron de hábitos demersales. Así, mientras *M. surmuletus* y *Trisopterus* sp. se caracterizaron por realizar movimientos verticales limitados y considerables desplazamientos laterales (GF3), *S. cabrilla*, *L. mixtus*, *C. rupestris*, *C. exoletus*, *C. julis*, *Symphodus* spp. y *L. bergylta* fueron de hábitos sedentarios (GF4), y *C. conger*, *S. acus*, *S. canicula*, *Pomatoschistus* sp., *Chelidonichthys* sp., Rajidae y *T. marmorata* se pueden considerar de hábitos bentónicos y cripticos (GF5).

En promedio, en cada CVS se contaron unos 110 individuos y se identificaron unos 5 taxones diferentes. No obstante, se aprecian diferencias espaciales en dicho número siendo en la Ría de Cedeira donde el número de individuos localizados en cada CVS es menor (80 individuos), seguido del Seno de Corcubión (95 individuos) y el Golfo Ártabro (unos 128 individuos por censo) (Tabla 5.1). Este patrón, sin embargo, se ve modificado al tener en cuenta el número de taxones identificados, ya que siendo semejantes en todas las zonas, fue ligeramente mayor en la Ría de Cedeira (casi 6 taxones por CVS) que el Seno de Corcubión (5 taxones/CVS). El valor obtenido para el Golfo Ártabro no debe ser considerado a efectos de comparación entre zonas ya que en dicha zona el estudio se limitó a únicamente 13 taxones. Sin embargo, de forma notable, en el Golfo Ártabro se contabilizó como ya se comentó, el mayor número de individuos por CVS, a pesar de este limitado número de taxones estudiados.

Si bien para el número de individuos localizados por CVS se observaron ligeras diferencias entre zonas, los valores de densidad mostraron valores en general muy bajos (inferiores en todos los casos a 0,2 individuos/m²), con escasas variaciones entre las mismas, siendo la menor la encontrada en la Ría de Cedeira. Al igual que sucedió con el número de individuos, a pesar del reducido número de taxones estudiados, la densidad en el Golfo Ártabro resultó la más elevada (Tabla 5.1).

En relación con ello, la mayoría de las especies más frecuentes resultaron también las más abundantes, aunque con variaciones entre las diferentes zonas. Así, *B. boops* fue la especie más abundante en el total del estudio, con valores muy elevados en todas las zonas analizadas, aunque con claras diferencias espaciales, ya que su abundancia en el Seno de Corcubión es muy inferior a la del Golfo Ártabro y Ría de Cedeira (siendo esta última zona la de menor número de CVS). De igual modo, destaca la abundancia de *L. bergylta*, aunque en este caso su gran abundancia se localiza sobre todo en el Golfo Ártabro y Seno de Corcubión (fue la especie más abundante en esta última zona) Es significativa la gran diferencia en la abundancia de esta especie entre estas 2 zonas y la Ría de Cedeira (Tabla 5.1), lo cual podría indicar una diferente distribución de hábitats, con menor superficie de fondos rocosos en la Ría de Cedeira que en las otras dos.

No obstante a lo comentado para las 2 especies anteriores, existen asimismo algunas diferencias en la abundancia de diferentes especies entre zonas. Así, destaca la elevada abundancia de Ammodytidae, *S. canthaurus* o *Symphodus* spp. en el Seno de Corcubión frente a la Ría de Cedeira. Por su parte, ambos Diplodus, *D. sargus* y *D. vulgaris* y *A. presbiter* fueron especialmente abundantes en Cedeira teniendo en cuenta el menor número de CVS realizados en esta zona. Otra especie a mencionar por su elevada abundancia es el abadejo, *P. pollachius*, abundante en las tres zonas y especialmente en el Golfo Ártabro (Tabla 5.1).

5.2.2. Análisis de la riqueza de taxones y la estructura de la comunidad

La riqueza de taxones no varió significativamente con la estacionalidad, ni conjuntamente ni por separado, en las dos zonas analizadas (Tabla 5.2). Espacialmente, sólo resultó significativamente mayor ($p < 0.01$, Test PERMANOVA) en la Ría de Cedeira (5.85 ± 1.98) frente al Seno de Corcubión (4.88 ± 2.24). Sin embargo, el análisis PERMDISP evidenció divergencias significativas ($p < 0.05$) en la dispersión de los datos del factor zona (Tabla 5.2), por lo que las diferencias observadas entre la Ría de Cedeira y el Seno de Corcubión deben ser tomadas con precaución.

La estructura de la comunidad, entendiendo esta como la composición y abundancia de los GF de peces, varió de manera significativa ($p < 0.01$, Test PERMANOVA) entre las tres zonas (Tabla 5.3). No obstante se constata que debido a la dispersión de los datos (Test PERMDISP, $p < 0.001$) ello debe ser tomado con precaución. En cuanto a la variabilidad temporal en la estructura de la comunidad, esta fue significativamente ($p < 0.01$) distinta en primavera y en invierno que en verano y otoño, considerando todas las zonas en conjunto. Sin embargo, atendiendo a cada una de las zonas por separado, la estructura de la comunidad no evidenció diferencias estacionales significativas (Tabla 5.3).

Según el procedimiento SIMPER, las principales variaciones espaciales y estacionales observadas en la estructura de la comunidad fueron debidas a las diferencias en las abundancias de los GF1, GF2 y GF4, siendo los grupos GF3 y GF5 los que menos contribuyen a dichas diferencias (Tabla 5.4; Tabla 5.5). Principalmente el GF1 presenta mayores densidades en el Golfo Ártabro que en las otras dos zonas y además, y a su vez, los GF1 y GF4 abundaron más en el Seno de Corcubión que en la Ría de Cedeira. Por el contrario, la abundancia del GF2 fue superior en la Ría de Cedeira que en el Seno de Corcubión (Tabla 5.4). Atendiendo a las variaciones estacionales, el patrón varía principalmente en relación al grupo GF1 y GF2. Así el GF1 presenta valores de densidad más elevados principalmente en otoño frente al resto de épocas, mientras el GF2 manifiesta valores más bajos durante el invierno (Tabla 5.5).

5.2.3. Análisis de la visibilidad de los CVS. Variabilidad espacial y estacional

En el conjunto de zonas la visibilidad durante los CVS realizados varió en un rango de entre 0.5 y 10 m, siendo el promedio de 3.67 ± 1.67 m. En el Golfo Ártabro se observó una mayor variación en la visibilidad que en el resto de zonas (entre 1 y 10 m) mientras que la variación de la visibilidad registrada en el Seno de Corcubión fue la menor (0.5 a 4.5 m) (Fig. 5.3). Los valores de visibilidad más frecuentes en los CVS (58% de los censos) estuvieron comprendidos entre 2 y 4 m. La visibilidad promedio en la Ría de Cedeira (4.10 ± 1.73 m) fue significativamente mayor ($p < 0.001$) que la del Golfo Ártabro (3.67 ± 1.66

m) y Seno de Corcubión (2.63 ± 0.96 m), entre las cuales no se encontraron diferencias significativas (Test PERMANOVA, Tabla 5.6). Sin embargo, el análisis PERMDISP evidenció divergencias en la dispersión de los datos del factor zona, por lo que las diferencias observadas entre la Ría de Cedeira y el resto de zonas deben ser tomadas con precaución (Tabla 5.6).

Atendiendo a las variaciones estacionales en la visibilidad, lo más destacable es la significativamente ($p < 0.01$, Test PERMANOVA) baja visibilidad de los CVS realizados en verano (2.97 ± 1.35 m) frente al resto de épocas (Fig. 5.3). Ello es importante dado que es en verano cuando las condiciones oceanográficas y climatológicas en las zonas estudiadas son mejores y por tanto parecería el momento más adecuado para realizar los CVS. Por otro lado, atendiendo a cada una de las zonas, aunque la visibilidad sufrió variaciones estacionales, ninguna de las diferencias resultó significativa en la doble interacción (Zona*Época) introducida en el modelo PERMANOVA (Tabla 5.6).

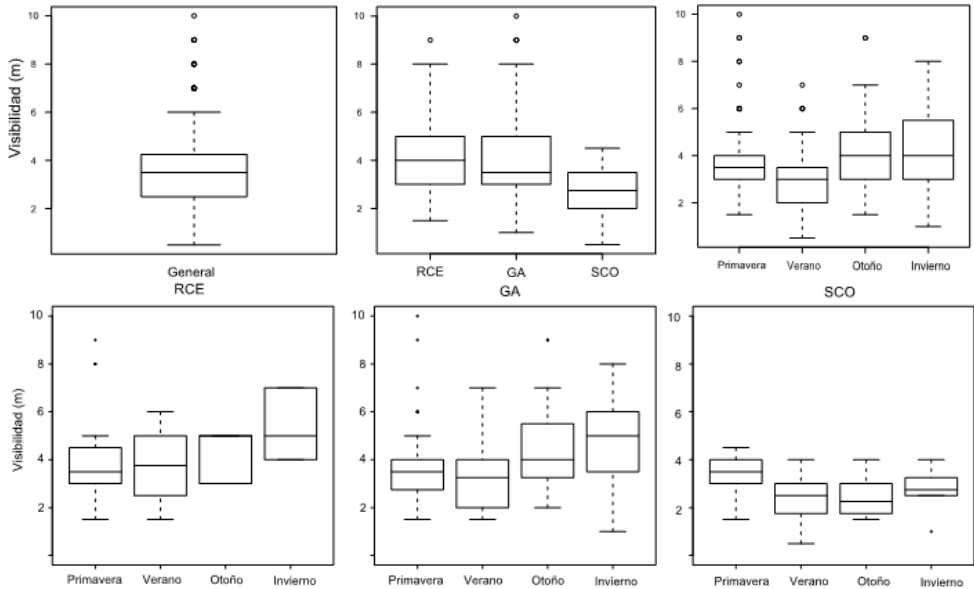


Figura 5.3. En la primera fila se representan los diagramas de caja de los valores de visibilidad: a la izquierda se muestra la visibilidad general, en el centro la visibilidad por zona de estudio y a la derecha la visibilidad por época del año. En la segunda fila se representan los valores de visibilidad por zona (RCE: Ría de Cedeira, GA: Golfo Ártabro y SCO: Seno de Corcubión) y época del año. Se representan la mediana (línea gruesa), los cuartiles 1º y 3º, los valores mínimos y máximos (bigotes) y valores atípicos (puntos).

5.2.4. Relación del ancho de banda del transecto con la riqueza y densidad de taxones de peces

Teniendo en consideración que en ninguna zona se han evidenciado variaciones estacionales significativas en la visibilidad, la estacionalidad no se tuvo en cuenta como factor determinante de la misma y por lo tanto no fue incluida en los GAM ajustados, para analizar la relación entre el ancho de banda y la riqueza y densidad de los GF de peces y de los taxones más abundantes. No obstante, dado que si se encontraron diferencias espaciales en la visibilidad, el factor zona si fue tenido en cuenta, por lo que se incluyó en los análisis (Tabla 5.7).

En ninguna de las tres zonas estudiadas, se observó una tendencia significativa a aumentar la riqueza de taxones conforme se incrementó el ancho de banda (visibilidad x 2) de los transectos (Tabla 5.7; Fig. 5.4). Sin embargo, en el Seno de Corcubión si se observa un patrón, aunque no significativo, que indica un aumento en la riqueza de taxones observados al aumentar el ancho de banda de 1 a 7 m (8% de incremento), mientras un mayor ancho de banda del transecto causa escasa variación (Fig. 5.4). Tanto en el Golfo Ártabro como en Cedeira parece que un aumento en el ancho de banda del transecto no implica un aumento de la riqueza específica de los CVS.

Al analizar la relación de la densidad de peces con el ancho de banda del transecto se encontró para el Golfo Ártabro una relación significativa ($p < 0.001$) entre densidad y ancho de banda (Fig. 5.4; Tabla 5.8). Así, la densidad de peces presenta un incremento del 34%, principalmente en el intervalo entre 1 y 10 m. Para anchos de banda mayores la tendencia resulta poco fiable por el escaso número de observaciones. Tanto en el Seno de Corcubión como en la Ría de Cedeira no parece existir relación entre densidad y ancho de banda del transecto (Fig. 5.4; Tabla 5.8).

El análisis de la relación entre ancho de banda y la densidad por grupo funcional (GF) indica que, en general, esta no varía para ninguno de los grupos funcionales analizados (Fig. 5.5). La única tendencia significativa (p -valor < 0.001) fue un incremento en la densidad del GF 4 (demersales sedentarios como *Symphodus* spp.) en el Golfo Ártabro, pero dicho incremento puede considerarse prácticamente despreciable (del 10% en el intervalo entre 1 y 12 m). Para el resto de grupos y zonas, en algunos casos se pueden apreciar ligeras tendencias, que

en ningún caso resultaron significativas (Fig. 5.5; Tabla 5.8). Este es el caso de la densidad del GF 1 (pelágicos muy móviles como *B. boops*) en el Golfo Ártabro, la cual tendió a aumentar con el ancho de banda del transecto (p -valor >0.05).

Por último, se analizó la densidad de los taxones más frecuentes de los GF analizados como son *B. boops* (GF1), *P. pollachius* (GF2) y *L. bergylta* (GF4). Tanto la densidad de *B. boops* como de *L. bergylta* se incrementaron en un 82% y en un 84%, respectivamente, al aumentar el ancho de banda del transecto de 1 a 20 m, aunque hay que tener en cuenta que a partir de 12 m la tendencia se considera poco fiable debido al escaso número de datos (Fig. 5.6). Por el contrario, la densidad de *P. pollachius* no varió de manera significativa con el ancho de banda del transecto (Tabla 5.8).

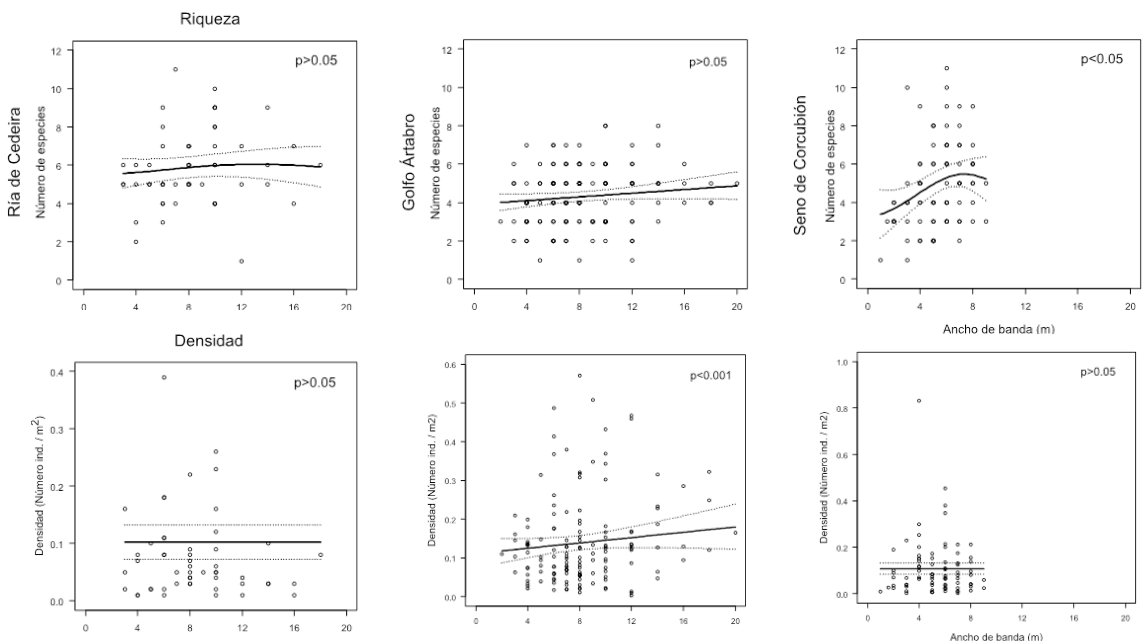


Figura 5.4. Efecto del ancho de banda sobre la riqueza de especies (columna izq.) y la densidad (columna dcha.) para la Ría de Cedeira, el Golfo Ártabro y el Seno de Corcubión. Se representan las observaciones (puntos), la predicción (línea continua) y su DT (líneas punteadas) estimadas mediante GAM, con las funciones *gaussian* y *gamma* para la riqueza y densidad respectivamente, y la familia *identity* en ambos casos.

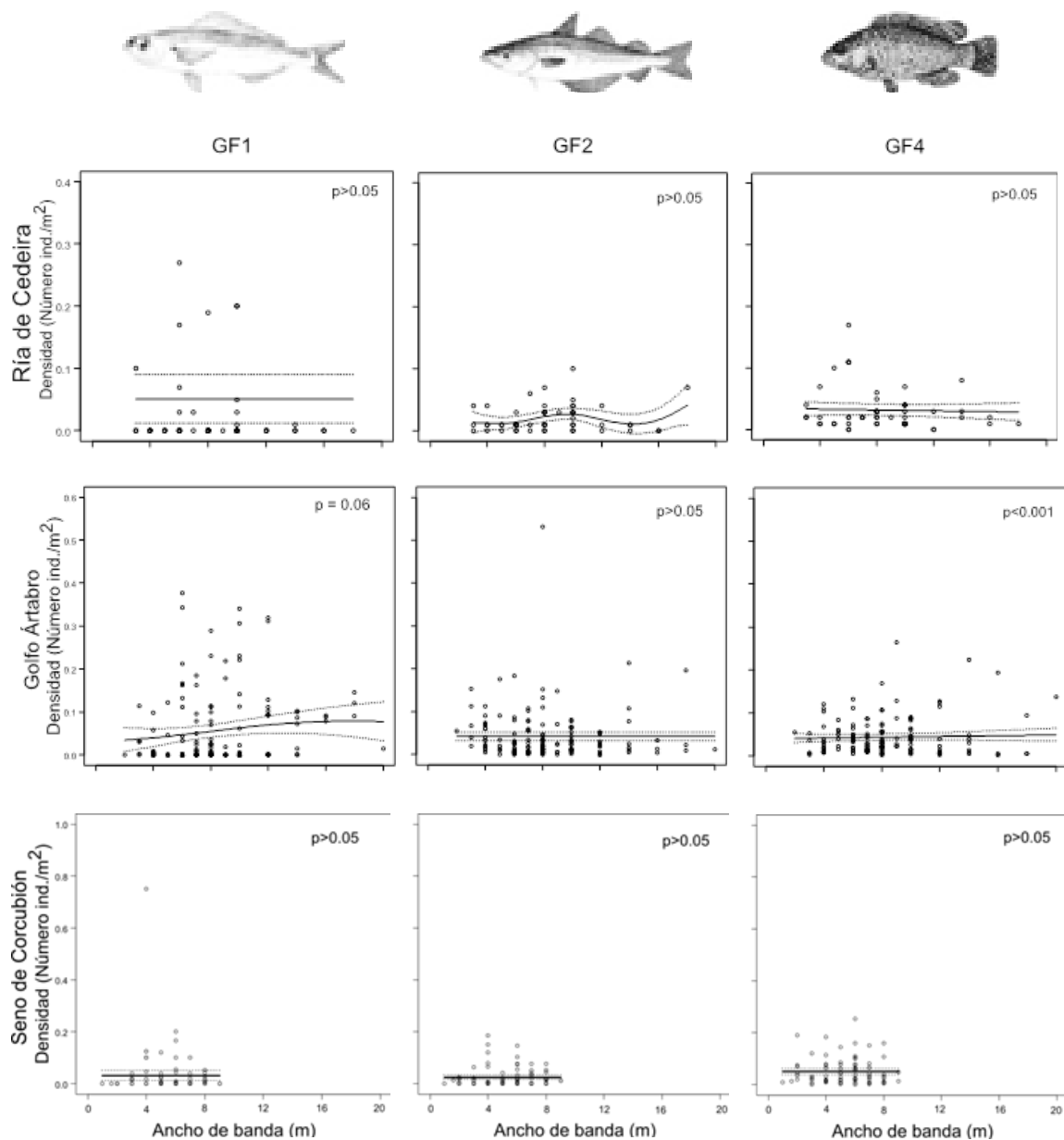


Figura 5.5. Efecto del ancho de banda sobre las densidades (indiv./m²) de peces por grupos funcionales (1, 2 y 4) para la Ría de Cedeira, el Golfo Ártabro y el Seno de Corcubión. Se representan las observaciones (puntos), la predicción (línea continua) y su DT (líneas punteadas) estimadas mediante GAM (función *gamma* familia *identity*).

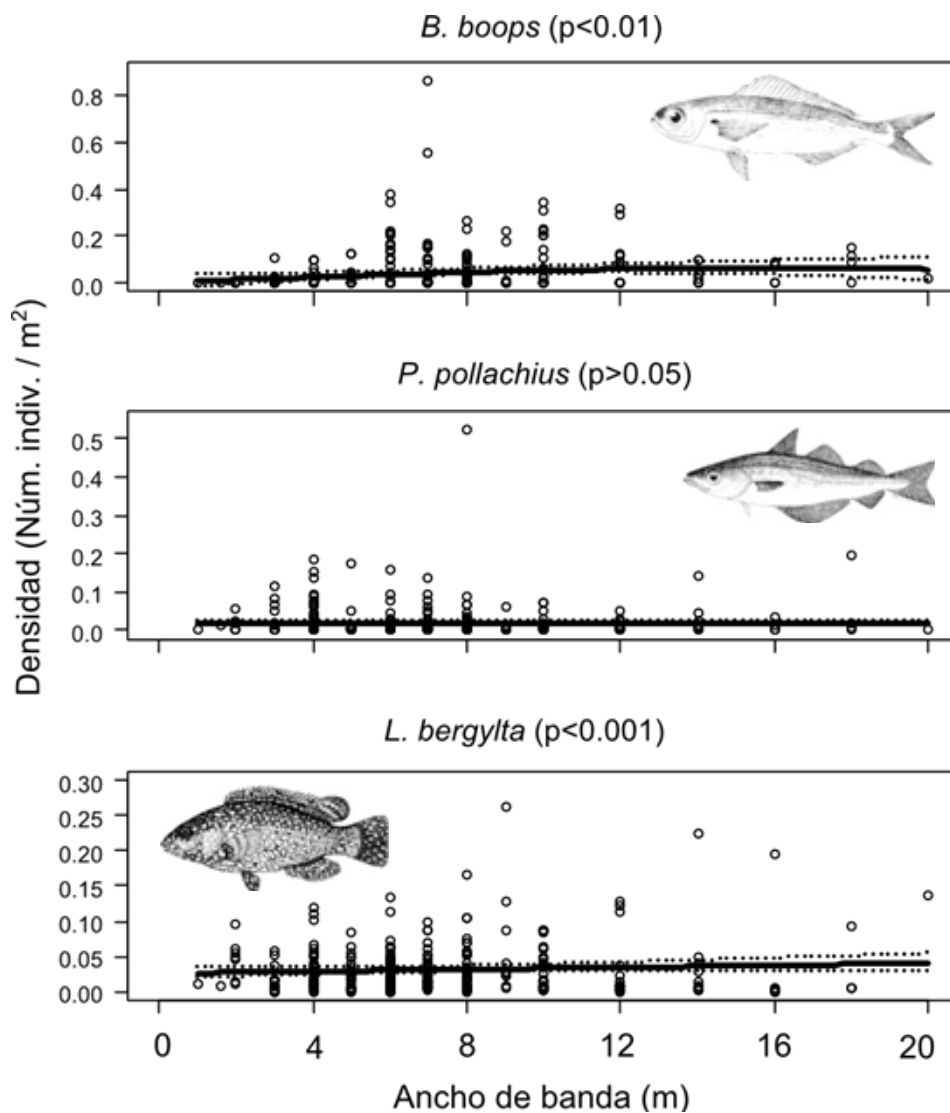


Figura 5.6. Efecto del ancho de banda sobre las densidades (indiv./m²) de *B. boops*, *Pollachius pollachius* y *Labrus bergylta*. Se representan las observaciones (puntos), la predicción (línea continua) y su DT (líneas punteadas) estimadas mediante GAM (función *gaussian* familia *identity*).

5.3. Discusión

Los CVSs han demostrado ser una herramienta muy útil para la identificación de las principales especies de la comunidad de peces en zonas rocosas y con toda seguridad también zonas de sustratos blandos. No obstante, parece que el listado de taxones obtenido con estos métodos aumenta muy rápidamente al inicio de los censos pero rápidamente se estabiliza y pocos son los taxones que se incorporan al listado a pesar de incrementar el número de censos realizados. El mayor número de censos realizados en el Seno de Corcubión frente a la Ría de Cedeira no se traduce en semejante proporción en el número de taxones identificados. Por el contrario un mayor esfuerzo de muestreo si se traduce en un mayor número de individuos localizados.

Ello es por tanto importante a la hora de diseñar un estudio basado en CVSs, dado que en función de los objetivos que tenga el mismo, bien realizar un estudio únicamente de diversidad o bien estudios más dirigidos a determinar abundancias, el esfuerzo debería ser distinto. En función del tiempo, presupuesto, personal, etc. del que se disponga para el estudio es básico ajustar bien por tanto el número de CVSs a realizar.

Si bien los tres estudios analizados fueron realizados en la misma zona geográfica y en fondos rocosos que pueden ser considerados semejantes, se ha constatado que tanto a nivel cualitativo como principalmente cuantitativo, los CVSs manifiestan diferencias entre las zonas estudiadas que pueden reflejar la existencia de una variabilidad espacial a pequeña escala que no parece existir a primera vista.

Los análisis GAM realizados para estudiar la relación entre el ancho de banda del transecto y las estimas de riqueza de peces revelaron que el número de taxones sólo varió de manera significativa en el Seno de Corcubión, donde la riqueza se incrementó a medida que aumentó el ancho de banda del transecto. Fue precisamente en esta zona donde se empleó el rango de ancho de banda más estrecho (1-10 m), registrándose dentro de este intervalo, una nueva especie cada metro que aumentó el ancho de banda. Sin embargo, en zonas donde se utilizaron anchos de bandas mayores, como en Cedeira (2-18 m), no se encontró una relación significativa entre el ancho de banda y la riqueza específica, observándose una variación mínima en el número de especies a partir de 10 m.

A la vista de estos resultados, parece pues existir, para este tipo de ambientes y para estudios cualitativos de la comunidad de peces, un ancho de banda mínimo recomendable, que podría situarse en 5 m, por debajo del cual la riqueza específica sería infravalorada. Sin embargo, un mayor aumento del ancho de banda no implica un notable incremento en el número de taxones identificados y por tanto mayores anchos de banda, si bien no son desaconsejados, no implicarían una mejora sustancial del inventario. La literatura científica recoge numerosas evidencias que explican este fenómeno, de cómo al aumentar la distancia de observación, disminuye la probabilidad de detección de algunas especies (sobre todo las crípticas) por lo que éstas dejan de contribuir a la riqueza total de especies (Willis *et al.* 2001, Samoilys & Carlos 2000, Minte-Vera *et al.* 2008) y no aumenta el inventario de especies. Para fondos como los del Atlántico norte con baja visibilidad a lo largo de gran parte del año, los CVSs son por tanto una herramienta útil ya que a pesar de esta baja visibilidad general es frecuente que esta sea de al menos de 2,5 m a cada lado del buzo lo que se traduce en un ancho de banda de como mínimo 5 m la cual parece ser el rango mínimo aconsejable.

Del mismo modo, la estima de la densidad total de peces no varió en general con el ancho de banda del transecto. Este resultado resulta contrario a lo observado por numerosos autores quienes atribuyen el descenso en la densidad de especies a una disminución en la probabilidad de detección al aumentar el ancho de banda del transecto, en mayor medida cuanto más complejo es el hábitat (Mapstone & Ayling 1993, Sale & Sharp 1983, Cheal & Thompson 1997, Minte-Vera *et al.* 2008). La ausencia de relación registrada en este estudio, tanto en la Ría de Cedeira como en el Seno de Corcubión, podría deberse al bajo número de especies que habitan los arrecifes rocosos costeros gallegos, así como a su baja abundancia, en comparación con otros arrecifes rocosos costeros de otras zonas geográficas (García-Charton *et al.* 2004). Asimismo, las coloraciones discretas que poseen las especies de estos ambientes facilita que no se sobreestimen la riqueza y la abundancia de las especies más conspicuas, como ocurre frecuentemente en arrecifes de coral, y en mayor medida cuanto mayor es la abundancia del resto de especies censadas (Smith 1989). Todos estos factores, junto con un elevado nivel de experiencia de los observadores, facilitan el conteo simultáneo de varias especies (Sale & Sharp 1983), haciendo que la variación de la estima en función del ancho de banda sea menor.

La única excepción en cuanto a la densidad se produjo en la zona del Golfo Ártabro, donde la relación entre la densidad total de especies y el ancho de banda del transecto si resultó significativa, de manera que la densidad se incrementó a medida que aumentó el ancho de banda. Aunque la magnitud de dicho incremento fue pequeña (0.25 individuos/m de ancho de banda), este resultado resultó contrario a lo que ocurre en arrecifes de coral donde la densidad de las especies es habitualmente subestimada al incrementarse el ancho de banda del transecto. La diferente tendencia registrada en este caso puede ser debida a que se trata de un censo dirigido a un pequeño grupo de especies, por lo que el peso de alguna de las especies particularmente frecuentes y abundantes, como *L. Bergylta* (especie de gran tamaño y fácilmente detectable) o *B. Boops* (especie pelágica altamente móvil y gregaria), y la propia experiencia del buceador para localizar dichas especies podrían estar marcando la tendencia general. Parece ello indicar que el empleo de CVSs en estudios multiespecíficos de peces, frente a estudios dirigidos a una especie o un grupo de especies, tienden a infravalorar la densidad de las mismas.

Respecto a las estimas de densidad para los grupos funcionales de peces, en general no se aprecia relación alguna entre esta y el ancho de banda por lo que el método de CVS puede aplicarse por igual a todos ellos, no apreciándose diferencias en función de su comportamiento. Sin embargo, algunos estudios previos sí han constatado que la detectabilidad de algún grupo de especies disminuye con el ancho de banda del transecto, principalmente en condiciones de mayor grado de cobertura de macrófitos y elevado relieve rocoso (Sale & Sharp 1983), mientras que en otros no se ha registrado apenas influencia de la cobertura algal (Edgar *et al.* 2004a).

Como excepción a ello, en nuestro estudio se produjo un incremento, aunque muy pequeño, de la densidad de individuos a medida que aumentó el ancho de banda. Dicho incremento, observado en la densidad del GF4 en el Golfo Ártabro, podría explicarse por el hecho de que en esta zona las únicas especies censadas del grupo 4 fueron *L. bergylta*, *L. mixtus* y *S. cabrilla*. Las tres, aunque presentan una coloración variable, son en general llamativas, siendo el morfotipo “Pinto” de *L. bergylta* y el macho de *L. mixtus* especialmente conspicuos. Esto, junto con el gran tamaño que pueden alcanzar las dos primeras (66 y 40 cm respectivamente; fuente: <http://www.fishbase.org>) las hace fácilmente detectables, lo cual podría

explicar que las estimas de densidad no disminuyeran con el ancho de banda del transecto. Por otro lado, el que se incrementa podría deberse a un efecto de repulsión del observador sobre estas especies, que mantendrían cierta distancia con el observador por lo que en los primeros metros, y por lo tanto en los transectos más estrechos, su densidad sería subestimada. El efecto de repulsión normalmente es más acusado en las especies que están sometidas a la presión pesquera (Kulbicki 1998), y en este caso *L. bergylta* es muy perseguida por la pesca recreativa submarina en la zona estudiada (Pita 2011).

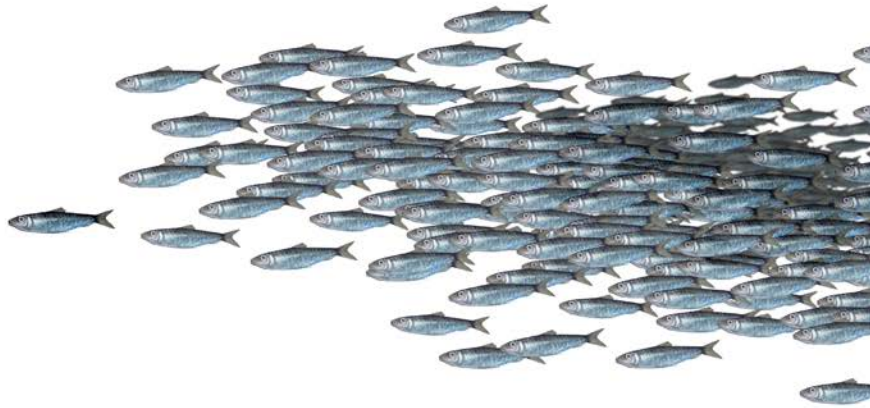
Parece pues evidente que cada especie o grupo de especies posee un rango de ancho de banda óptimo para ser censadas. Por lo tanto, los transectos de ancho de banda fijos proporcionarán mejores estimas en el caso de los censos dirigidos a una especie o un pequeño grupo de especies, pero suponen un incremento importante del coste de muestreo, en cuanto al tiempo y financiación necesarios, cuando se pretende censar diferentes grupos de especies por separado (Samoilys & Carlos 2000). Sin embargo, los censos multiespecíficos resultan más económicos, en cuanto al tiempo y a la financiación necesarios, y permiten para un mismo esfuerzo de muestreo, obtener un mayor número de réplicas y con ello un aumento del poder analítico. Además, en este mismo caso, cuando se cuentan simultáneamente varias especies o grupos de especies diferentes, los transectos de ancho de banda variable permiten realizar estimas más realistas, frente a los de ancho de banda fijo. Además, aunque se subestimen determinadas especies, este sesgo se produce de manera aleatoria sobre unas u otras en función del ancho de banda.

Nuestros resultados indican que el uso de transectos de ancho de banda variable hasta un máximo de 5 m (de lado) resulta adecuado para el estudio multiespecífico de la densidad de peces de arrecifes rocosos costeros con visibilidades reducidas. A partir de 5 m el número de datos es escaso para soportar esta afirmación. La flexibilidad del ancho de banda del transecto (entre 1 y 5 m) permitió maximizar el número de especies censadas realizando censos en diferentes condiciones de visibilidad. Esto supuso una considerable ventaja al aumentar el tamaño muestral y por lo tanto la precisión del método, ya que las diferentes técnicas de CVS se caracterizan por un bajo grado de replicación (Samoilys & Carlos 2000). Además, debido tanto al incremento de la riqueza de especies entre 1 y 5 m de lado del transecto como a la baja densidad que presentan las especies asociadas a los arrecifes costeros gallegos, es recomendable emplear siempre

el ancho de banda máximo posible dentro de este intervalo para aumentar la precisión y exactitud del método. Esto se debe a que un transecto demasiado pequeño (menor o igual a la escala de agregación de la especie) dará como resultado estimaciones de densidad más variables que un transecto que sea mayor que dicha escala (Wiebe 1971, Green 1979). Por otra parte un censo multiespecífico, a diferencia de un censo desglosado en conteos dirigidos (a una especie o grupo de especies), disminuyó el esfuerzo de muestreo necesario, lo cual supuso una ventaja importante dado que las condiciones meteorológicas de la zona que reducen considerablemente el número de días posibles de muestreo.

Sin embargo, hay que tener en cuenta que la efectividad de esta técnica en otro tipo de hábitat es incierta, ya que factores como la complejidad del hábitat juegan un papel crucial para el éxito del método (Caughley 1977, Sale & Sharp 1983). La elección del método de muestreo por lo tanto debe basarse no sólo en las características de las especies y del hábitat en el que se encuentren sino también del objetivo del censo. Recalamos la necesidad de realizar estudios pilotos locales previos con el fin de asegurar la obtención de datos lo más exactos y precisos posibles.





5B

**Dinámica espacial y temporal de las comunidades
de peces y grandes invertebrados móviles de la
reserva marina de interés pesquero *Os miñarzos* y
su zona adyacente**

5B. DINÁMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS COMUNIDADES DE PECES Y GRANDES INVERTEBRADOS MÓVILES DE LA RESERVA MARINA DE INTERÉS PESQUERO OS MIÑARZOS Y SU ZONA ADYACENTE

En un Área Marina Protegida (AMP) la abundancia, la diversidad y la capacidad reproductora de los individuos experimentan un incremento como consecuencia de la disminución de la mortalidad por pesca. El tiempo para que se produzcan estos efectos es muy variable, aunque normalmente se pueden percibir durante los 5 primeros años tras la creación del AMP (Gell & Roberts 2003). La rapidez y la magnitud de estos cambios dependen principalmente de las especies, siendo normalmente las más explotadas, las de ciclo de vida corto y las más sedentarias las que responden más rápido (Edgar *et al.* 2004b, Sale *et al.* 2005).

Sin embargo, todavía existe cierto escepticismo acerca de la eficacia de las AMPs en la protección de las especies no explotadas y de las especies más móviles (Edgar *et al.* 2004b, Sale *et al.* 2005). Esto se debe a que la mayoría de los estudios que han constatado la eficacia de la protección de un AMP han sido realizados sobre especies explotadas, sedentarias o territoriales (Afonso *et al.* 2011, Díaz *et al.* 2011, Hoskin *et al.* 2011, García *et al.* 2014, Abecasis *et al.* 2015), mientras que estudios acerca de las especies no explotadas o más móviles son escasos (Willis *et al.* 2003, Barrett *et al.* 2009, Currie & Sorokin 2009, Barrett *et al.* 2009, Currie & Sorokin 2009, Claudet *et al.* 2010b). Por un lado la falta de interés económico de las especies no comerciales, junto a la respuesta retardada que presentan estas especies a la protección (Babcock *et al.* 2010) y la falta de acuerdo de una metodología adecuada para su evaluación (Samoilys & Carlos 2000) son las principales causas de dicho desinterés. La dificultad que entraña su censo es debida a que se trata de especies muy diversas, con comportamientos diferentes, que presentan distribuciones heterogéneas y habitan distintos tipos de hábitats, por lo que encontrar una metodología estándar para su evaluación resulta complicado.

Por otro lado, la elevada movilidad que presentan algunas especies dificulta su protección, resultando ineficaz cuando las dimensiones del AMP no superan a las

del “home-range” o a las del área de actividad de la especie (Afonso *et al.* 2011). Sin embargo, la movilidad de las especies constituye al mismo tiempo un aspecto clave para la consecución de beneficios pesqueros en una Reserva Marina de Interés Pesquero (RMIP), ya que permite la exportación de biomasa más allá de los límites de la zona protegida (Stobart *et al.* 2009, Goñi *et al.* 2010). Además, las especies más móviles resultan menos perjudicadas por la redistribución del esfuerzo pesquero que tiene lugar tras el establecimiento de una reserva, el cual tiende a concentrarse hacia sus límites, fenómeno conocido como “fishing the line” (Apostolaki *et al.* 2002, Kellner *et al.* 2007). Así, la capacidad de desplazamiento que poseen algunas especies les permite trasladarse desde los sitios donde reciben una mayor presión pesquera a los sitios menos explotados, pudiendo incluso refugiarse en el interior de las reservas integrales (Eggleston & Parsons 2008).

La falta de conocimiento sobre la dinámica espacial y temporal de muchas especies, especialmente las no explotadas, dificulta discernir el efecto de la protección que tiene lugar en un AMP de la variabilidad natural de las poblaciones. Dado que se trata de especies móviles, la variabilidad natural de las poblaciones es mucho mayor, pudiendo esta deberse no sólo a fenómenos de mortalidad natural sino también de migración con diferentes objetivos alimentación, reproductiva, etc. Por ello, resulta imprescindible realizar estudios de monitorización que permitan identificar patrones generales de variación natural de las poblaciones con el objetivo de detectar el posible efecto de la protección en un AMP.

En este capítulo se estudian las comunidades de peces y grandes invertebrados móviles de los fondos submareales arenosos y rocosos de la Reserva Marina de Interés Pesquero *Os Miñarzos*, mediante censos visuales (CVS), con el objetivo principal de establecer su línea base como punto de referencia que permita la evaluación a medio y largo plazo del efecto reserva. Asimismo, se abordan los siguientes objetivos específicos:

- Establecer indicadores de la composición y estructura de estas comunidades basados en parámetros de riqueza, diversidad y densidad de taxones;
- Analizar la dinámica espacial, temporal y anual de estos indicadores en las comunidades estudiadas según el nivel de protección, la época del año y el año, respectivamente;
- Detectar el posible efecto de la protección en la dinámica espacial y temporal de estos indicadores en las comunidades analizadas tras la implementación de la reserva.

5b.1. Material y métodos

Las comunidades de organismos móviles del submareal arenoso y rocoso de la RMIP Os Miñarzos y su zona adyacente fueron muestreadas trimestralmente (primavera, verano, otoño e invierno) durante el período primavera 2007 - verano 2010. Los muestreos de otoño de 2009 y primavera 2010 no se pudieron llevar a cabo debido a las malas condiciones meteorológicas en el primer caso y a la falta de permisos administrativos en el segundo.

Se censaron todas las especies de peces independientemente de su tamaño, coloración o modo de vida. Así, se censaron especies muy móviles, gregarias y de hábitos pelágicos como *Boops boops* (Linnaeus, 1758), especies demersales con amplios movimientos verticales en la columna de agua y considerables desplazamientos horizontales como *Diplodus* spp. Rafinesque, 1810; especies sedentarias de hábitos bentónicos como *Labrus bergylta* Ascanius, 1767; especies bentónicas crípticas de gran tamaño como las pertenecientes a las familias Rajiidae, y crípticas de pequeño tamaño como las pertenecientes a las familias Cottidae y Trachinidae. Dentro de la familia Trachinidae se incluyeron las especies *Echiichthys vipera* Cuvier, 1829 y *Trachinus draco* Linnaeus, 1758 por la dificultad para ser identificadas *in situ*. Además, la familia Triglidae incluyó *Chelidonichthys lucerna* (Linnaeus, 1758) y *Trigla* sp. Linnaeus, 1758.

Asimismo, 3 especies de invertebrados (*Maja brachydactyla* Balss, 1922, *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 y *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758) fueron censados también mediante esta técnica de CVS, debido a su gran tamaño, elevada movilidad así como a la elevada importancia económica que representan en la RMIP. Los individuos de *M. brachydactyla* fueron además agrupados en 3 clases de talla en función de la longitud de su cefalotórax (Corgos 2004):

- pequeñas: < 6 cm (juveniles de primer año).
- medianas: ≥ 7 cm y <12 cm (la mayoría juveniles de segundo año, inmaduros).
- grandes: ≥ 12 cm (la mayoría ejemplares adultos que han alcanzado la talla de madurez).

Se realizaron un total de doce transectos (2 por zona de estudio) de 100 metros de longitud (Fig. 2.2).

El ancho de banda de los transectos varió en función de las condiciones de visibilidad del momento, entendiéndose ésta como la distancia máxima de identificación de una especie. La visibilidad mínima para la realización del censo visual se estableció en 0.5 m. Ésta fue estimada mediante marcas de cinta adhesiva, dispuestas cada metro en un cabo guía. Cuando la visibilidad varió a lo largo del transecto, debido a fenómenos locales/temporales de turbidez o luminosidad, se calculó un promedio. Conociendo la longitud y el ancho de banda de los transectos se pudo calcular la densidad de las distintas especies de identificadas. Se evitaron los periodos crepusculares diarios.

Siguiendo la metodología expuesta por Lincoln Smith (1988, 1989), a lo largo de cada transecto el buceador procuró mantener una velocidad de 6 m/min, identificando y cuantificando *in situ* el número de individuos de cada especie de pez y de las tres especies de invertebrados presentes dentro de la superficie delimitada por el ancho de banda visible. Todas las especies de peces fueron registradas simultáneamente durante un único conteo bajo la asunción de que no existe interacción entre el método empleado (dimensiones del transecto, velocidad del buceador, etc.) y el censo multiespecífico (Samoilys & Carlos 2000). Todos los individuos se identificaron al nivel de especie, salvo los integrantes de las familias Mugilidae, Ammodytidae, Trachinidae, algunos de la familia Rajiidae y de los géneros *Symphodus* spp. Rafinesque, 1810, *Trigla* sp. y *Scomber* spp. Linnaeus, 1758 debido a la dificultad de su identificación bajo el agua.

5b.1.1. Análisis de los datos

Se han llevado a cabo distintos análisis, para la comunidad de peces por un lado, y para cada uno de los tres invertebrados por otro, por ser 3 especies de importancia comercial, y dada su mayor ocurrencia en este tipo de muestreo (transectos), en comparación con el muestreo de megafauna bentónica (cuadrados de 0.25 m²). Asimismo, todos los análisis fueron realizados separadamente para cada tipología de sustrato (arena y roca).

5b.1.1.1. Peces

Para cada transecto, se calculó la riqueza de taxones como el número de taxones cada 500 m², y el índice de diversidad de Shannon-Wiener a partir del número de individuos cada 500 m².

La variabilidad espacial y temporal en la riqueza (nº taxones/500 m²), diversidad (índice de Shannon-Wiener, H') y en la densidad de los taxones de peces fueron analizadas de manera univariante por medio de técnicas no paramétricas como se describe en el capítulo II (Material y métodos general). Los factores fijos fueron: protección con 3 niveles (Reserva Integral, Zona Parcialmente Protegida, Zona Control), época del año con 4 niveles (Primavera, Verano, Otoño e Invierno) y año con cuatro niveles (2007, 2008, 2009 y 2010).

Además, se emplearon modelos aditivos de regresión múltiple generalizada (GAM; Hastie & Tibshirani, 1990, Wood, 2006) para analizar desde una perspectiva univariante la tendencia en la densidad de las dos especies de peces más frecuentes de sustrato rocoso, *L. bergylta* y *Symphodus* spp.

La estructura de las comunidades de peces de la RMIP Os Miñarzos, así como su variabilidad espacial, estacional y anual fue analizada por medio de técnicas no paramétricas multivariantes, como se detalla en el capítulo II. Los patrones espaciales de disimilitud fueron representados bidimensionalmente mediante un diagrama de escalamiento multidimensional no métrico (MDS), en el que cada punto representa un transecto.

Se construyeron curvas de acumulación de especies (Longino & Colwell 1997, Soberón & Llorente 1993) para cada zona con el fin de predecir la riqueza de especies esperada y calcular la eficiencia del inventario realizado de peces, tal y como se describe en el capítulo II.

Las especies crípticas de peces censadas mediante la técnica de transectos de banda no han sido incluidas en ninguno de estos análisis, dado que por su carácter críptico su censo requiere de una metodología específica (Harmelin-Vivien *et al.* 1985, Willis 2001).

5b.1.1.2. Invertebrados

Se calculó la densidad por zona y época del año para cada una de las tres especies de invertebrados censadas: *M. brachydactyla*, *O. vulgaris* y *S. officinalis*. Sin embargo, debido a la escasez de datos no fue posible realizar análisis estadísticos.

5b.2. Resultados

5b.2.1. Descripción de la comunidad de peces y grandes invertebrados móviles

Se identificaron un total de 40 taxones de peces, la mayoría de ellos a nivel de especie, y 3 grandes invertebrados, así como un banco de juveniles pelágicos sin identificar. Veintiséis de los peces y los tres invertebrados fueron taxones de importancia comercial (Tablas 5b.1a y 5b.1b). De los 40 taxones de peces, 24 se registraron en sustrato arenoso y 34 en sustrato rocoso, mientras que los 3 invertebrados y el banco de juveniles fueron observados en ambos tipos de sustrato.

El número total de taxones registrados en las distintas zonas fue muy homogéneo dentro de cada tipo de sustrato (Arena: RI: 19, PP: 18, ZC: 20; Roca: RI: 29, PP: 30, ZC 24). Sin embargo, estacionalmente el número total de taxones experimentó mayor variación, especialmente en el caso del sustrato arenoso donde se registró un mínimo de 9 taxones en otoño y un máximo de 20 en primavera. Este menor número de taxones en otoño fue debido principalmente a la ausencia en esta época del año de especies de fondos mixtos, ya que de los seis taxones exclusivos de sustrato arenoso únicamente estuvieron ausentes *S. rhombus* y *S. solea*. En sustrato rocoso las diferencias estacionales en el número de taxones fueron menores, registrándose el mínimo también en otoño con 21 taxones y el máximo en verano con 29.

Seis de los taxones de peces identificados en **sustrato arenoso** fueron exclusivos de este tipo de sustrato: un elasmobranquio (*Myliobatis aquila* (Linnaeus, 1758)), 3 taxones pertenecientes al orden Pleuronectiformes y 2 taxones pertenecientes

a las familias Trachinidae y Triglidae. El resto de taxones de elasmobranquios (*Raja undulata* Lacepède, 1802, *Raja* spp. Linnaeus, 1758 y *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758)) fueron observados en fondos mixtos de arena y roca (Tabla 5b.1a y 5b.1b).

Los grupos de peces mejor representados en sustrato arenoso fueron los espáridos (17%) seguidos por igual por los peces planos, rayas y lábridos (12.5% respectivamente). Sin embargo, la presencia tanto de los lábridos como de los espáridos estuvo relacionada con la existencia de cierto porcentaje de sustrato rocoso, a diferencia de los otros dos grupos, los cuales se asociaron a fondos puramente arenosos.

La mayoría de las especies de sustrato arenoso se caracterizaron por ser poco frecuentes. El 33% de las especies tuvieron una presencia ocasional, registrándose una única vez en todo el periodo estudiado, y el 46% se registró más de una vez pero con una frecuencia inferior al 10% (Tabla 5b.1a). Los taxones de peces más frecuentes en sustrato arenoso fueron *C. lyra* (18%), Ammodytidae (14%), *Raja* spp., *L. bergylta* y Triglidae (12%). Los taxones más abundantes en número de individuos fueron Ammodytidae (1516 indiv.), *Trisopterus* spp. Rafinesque, 1814 (1220 indiv.), *Pomatoschistus* sp. (553 indiv.) y *G. flavescens* (538 indiv.).

De los 34 peces identificados en **sustrato rocoso** 15 de ellos se registraron exclusivamente en este tipo de sustrato: cinco lábridos (*Labrus viridis* Linnaeus, 1758, *Labrus mixtus* Linnaeus, 1758, *Symphodus melops* (Linnaeus, 1758), *Centrolabrus exoletus* (Linnaeus, 1758) y *Coris julis* (Linnaeus, 1758), *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758), *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), *Mullus surmuletus* Linnaeus, 1758, *Pollachius pollachius* (Linnaeus, 1758), *Conger conger* (Linnaeus, 1758), *Entelurus aequoreus* (Linnaeus, 1758), *Parablennius ruber* Valenciennes, 1836, *Taurulus bubalis* Euphrasen, 1786, *Tripterygion delaisi* Cadenat & Blache, 1970 y *Scomber* spp.

De entre estos 34 taxones, nueve de ellos (*Callionymus lyra* Linnaeus, 1758, *C. conger*, *E. aequoreus*, *Syngnathus acus* Linnaeus, 1758, *P. ruber*, *Pomatoschistus* sp. Gill, 1863, *T. bubalis*, *T. delaisi* Cadenat & Blache, 1970 y *Gobiusculus flavescens* Fabricius, 1779), así como los 3 invertebrados (*M. brachydactyla*, *O. vulgaris* y *S. officinalis*), se consideraron crípticos debido o bien a su pequeño tamaño, su coloración críptica, modo de vida discreto o hábitos nocturnos.

Las familias mejor representadas en sustrato rocoso fueron los lábridos (33%) y los espáridos (16%). La mayoría de los taxones de estas dos familias fueron muy frecuentes y abundantes en cuanto al número de individuos (Tabla 5b.1b). *L. bergylta*, *Symphodus* spp. y *C. julis* fueron los lábridos más frecuentes (97%, 79% y 51% respectivamente) y abundantes (799 indiv., 632 indiv. y 296 indiv. respectivamente), mientras que *Spondyllosoma cantharus* (Linnaeus, 1758) (44%; 536 indiv.), *B. boops* (30%; 546 indiv.) y *Diplodus vulgaris* Geoffroy Saint-Hilaire, 1817 (23%; 111) lo fueron de los espáridos. Sólo tres taxones superaron a éstos en abundancia *G. flavescens* (5535 indiv.), Ammodytidae (1498 indiv.) y Juveniles indet. (1485 indiv.). De ellos sólo *G. flavescens* fue también muy frecuente (64%).

5b.2.2. Peces

5b.2.2.1 Riqueza de taxones

La riqueza total de taxones por 500 m² (equivalente a un transecto) resultó en promedio cuatro veces superior en sustrato rocoso que en sustrato arenoso (Tablas 5b.2a y 5b.2b). Aunque los valores de riqueza variaron ligeramente entre transectos (0-10 especies/500 m² en sustrato arenoso; 1-15 especies/500 m² en sustrato rocoso), no se detectaron diferencias significativas, ni espaciales ni estacionales, en la riqueza de especies para ningún tipo de sustrato (p -valor >0.05 ; Tablas 5b.3a y 5b.3b; Figura 5.b1).

Anualmente se observó un incremento en la riqueza de especies, total y por zona, en los dos tipos de sustrato (Tablas 5b.2a, 5b.2b). Sin embargo, sólo resultó significativo (p -valor <0.05) la mayor riqueza total de taxones observada en sustrato rocoso en los años 2007 y 2008 respecto de 2009 (Tablas 5b.2c y 5b.3b).

Las dobles y la triple interacción entre los factores Zona, Época y Año no resultaron significativas en ningún caso (p -valor >0.05 ; Tablas 5b.3a y 5b.3b).

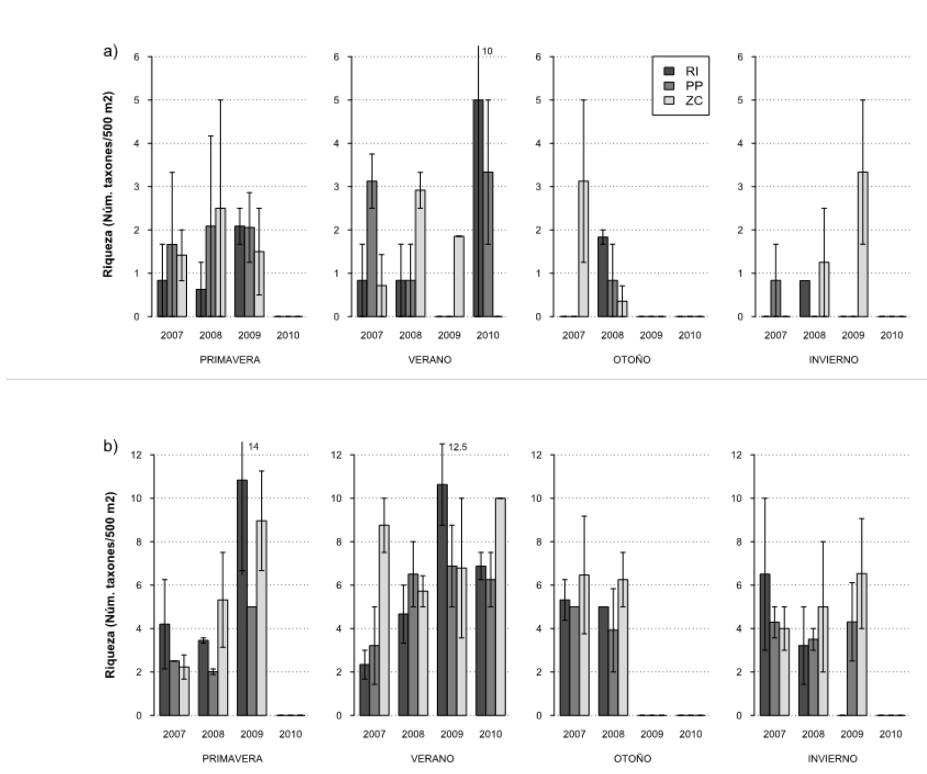


Figura 5b.1. Riqueza de taxones promedio (Núm. taxones/500 m²) y error estándar (barras de error) de peces y grandes invertebrados móviles del submareal arenoso (a) y rocoso (b) de la RMIP. Se representa por época (primavera, verano, otoño, invierno), año (2007, 2008, 2009, 2010) y zona (codificada mediante colores, ver leyenda).

5b.2.2.2. Diversidad de taxones

La diversidad de taxones de peces fue cinco veces superior en sustrato rocoso que en sustrato arenoso (Tablas 5b.2a y 5b.2b). Dentro de cada tipo de sustrato los valores de diversidad variaron notablemente entre transectos ($H^2= 0-1.33$ en sustrato arenoso; $0-2.02$ en sustrato rocoso). Sin embargo, la diversidad de peces no varió de manera significativa entre las distintas zonas y épocas del año para ningún tipo de sustrato.

El análisis PERMANOVA únicamente reveló diferencias significativas en la doble interacción entre los factores Época y Año en sustrato rocoso (Tabla 5b.3b). Dichas diferencias fueron debidas a un incremento de los valores de diversidad entre los años 2007 y 2009, experimentados en las épocas de primavera y verano (p -valor <0.01). Asimismo, en verano dicho incremento fue seguido de un descenso también significativo (p -valor <0.01), aunque de menor magnitud, del año 2009 al 2010 (Tablas 5b.2b y 5b.3b). Este descenso posiblemente sea debido a que del 2010 sólo se disponen de datos de una época del año (verano).

El mismo test no evidenció diferencias significativas para el resto de interacciones (Zona*Año y Zona*Época*Año).

5b.2.2.3. Densidad de taxones

La densidad promedio de taxones fue superior en sustrato rocoso (92 ± 149 individuos/500 m²) que en sustrato arenoso (39 ± 119 individuos/500 m²) y varió notablemente entre transectos (0-724 individuos/500 m² en sustrato arenoso; 1-900 individuos/500 m² en sustrato rocoso).

En la tabla 5b.2c y Figura 5b.2 destacan las variaciones de los valores de densidad existentes entre las diferentes zonas, siendo superiores, para ambos tipos de sustrato, en la zona control comparativamente con la zona parcialmente protegida, y de ésta última respecto a la reserva integral. Sin embargo, el análisis PERMANOVA únicamente detectó diferencias espaciales significativas en la densidad total de taxones para sustrato arenoso, resultando significativamente inferior el valor de densidad de la reserva integral respecto de la zona parcialmente protegida (p -valor <0.05) y la zona control (p -valor <0.01 ; Tabla 5b.3a).

El mismo test evidenció variaciones estacionales y anuales significativas en la densidad total de taxones en el caso del sustrato arenoso, donde esta resultó inferior en otoño respecto a primavera (p -valor <0.01) y verano (p -valor <0.05). Al mismo tiempo experimentó un incremento notable del año 2007 al 2008 (p -valor <0.05), y al 2009 (p -valor <0.01 ; Tabla 5b.3a).

Las dobles y la triple interacción entre los factores Zona, Época y Año no resultaron significativas para ningún tipo de sustrato.

El análisis GAM realizado sobre la densidad de las dos especies de peces más frecuentes de sustrato rocoso, *L. bergylta* y *Symphodus* spp., reveló una tendencia general al incremento de densidad de estas especies en las tres zonas (Fig. 5b.3). Sin embargo, en ambos casos esta tendencia sólo resultó significativa en la zona parcialmente protegida. Hay que tener en cuenta que del año 2010 sólo se dispone de datos correspondientes a la época de verano, época en la que para el resto de años, ambas especies presentan densidades bajas, junto con otoño, lo cual puede ser motivo del cambio de tendencia observado en esta zona (Fig. 5b.3). Asimismo, la densidad de *L. bergylta* y *Symphodus* spp., resultó inferior en RI que en las otras dos zonas aunque sólo fue significativa la diferencia entre RI y ZC para *L. bergylta* y RI y PP para *Symphodus* spp. (p -valor <0.05 ; Figura 5b.4).

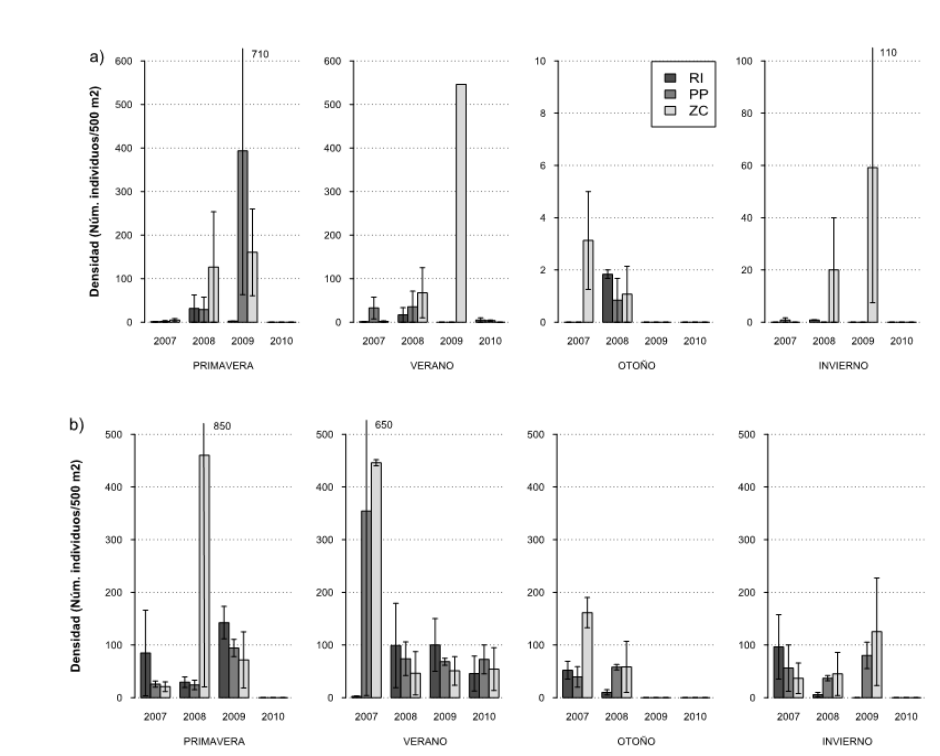


Figura 5b.2. Densidad promedio de individuos (indiv./500 m²) y error estándar (barras de error) de peces y grandes invertebrados móviles del submareal arenoso (a) y rocoso (b) de la RMIP. Se representa por época (primavera, verano, otoño, invierno), año (2007, 2008, 2009, 2010) y zona (codificada mediante colores, ver leyenda).

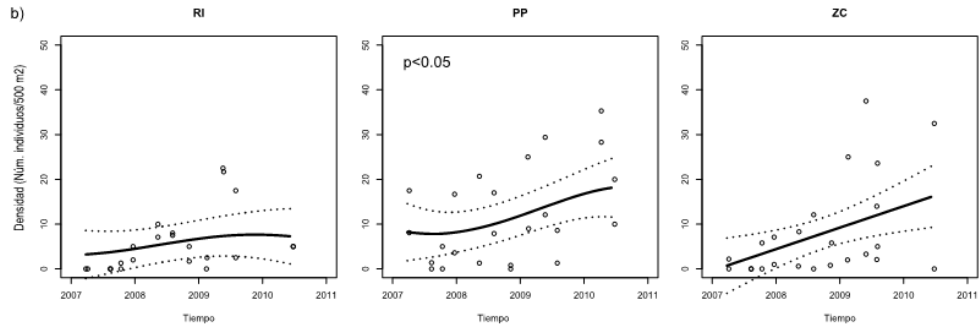
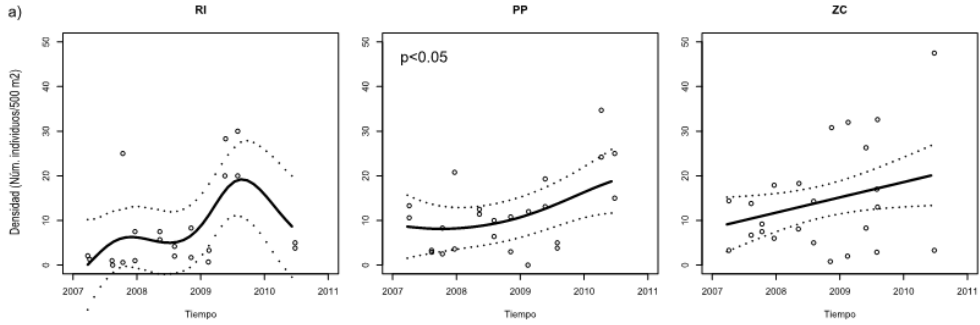


Figura 5b.3. Densidad (indiv./500 m²) de *L. bergylta* (a) y *Symphodus* spp. (b) en las zonas de sustrato rocoso (RI: Reserva Integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control). Se indican las respuestas significativas ($p \leq 0.05$). Se representan las observaciones (puntos), la predicción (línea continua) y su DT (líneas punteadas) estimadas mediante GAM (función *gaussian* familia *identity*). En el primer caso (a) el modelo explica el 33% de la varianza y en el segundo (b) el 28.1%.

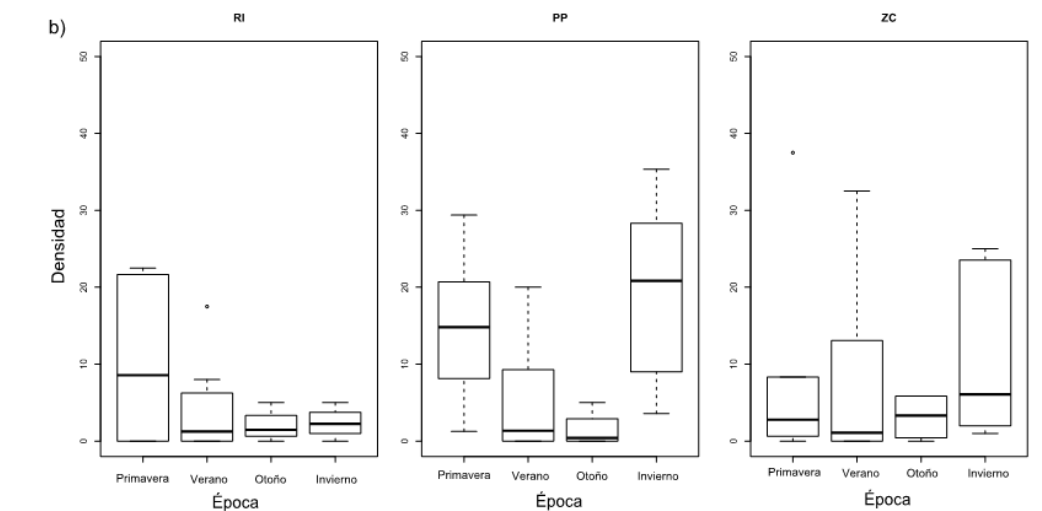
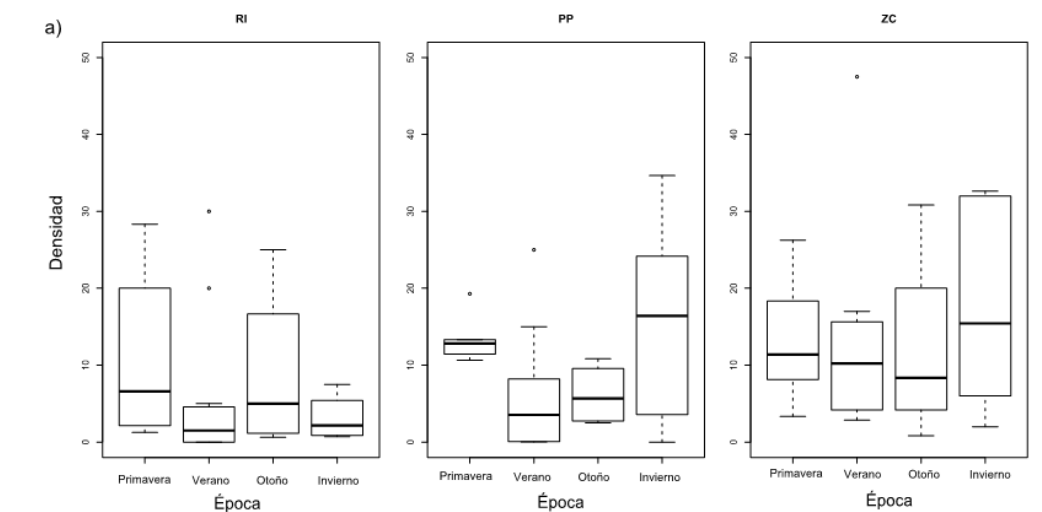


Figura 5b.4. Box-plot de la densidad de (indiv./500 m²) de *L. bergylta* (a) y *Sympodus* spp. (b) en las zonas de sustrato rocoso (RI: Reserva Integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control) por época del año.

5b.2.2.4. Estructura de la comunidad

La estructura de la comunidad de peces no mostró una ordenación bidimensional clara en base a ninguno de los factores estudiados (zona, época y año) (Fig. 5b.5). El bajo valor de *stress* (0.06) del MDS de sustrato arenoso indica una agrupación de las muestras muy fiable. Por el contrario el elevado valor de *stress* de sustrato rocoso (0.25) indica que la ordenación de las muestras ha de ser tomada con cautela pues podría ser debida al azar.

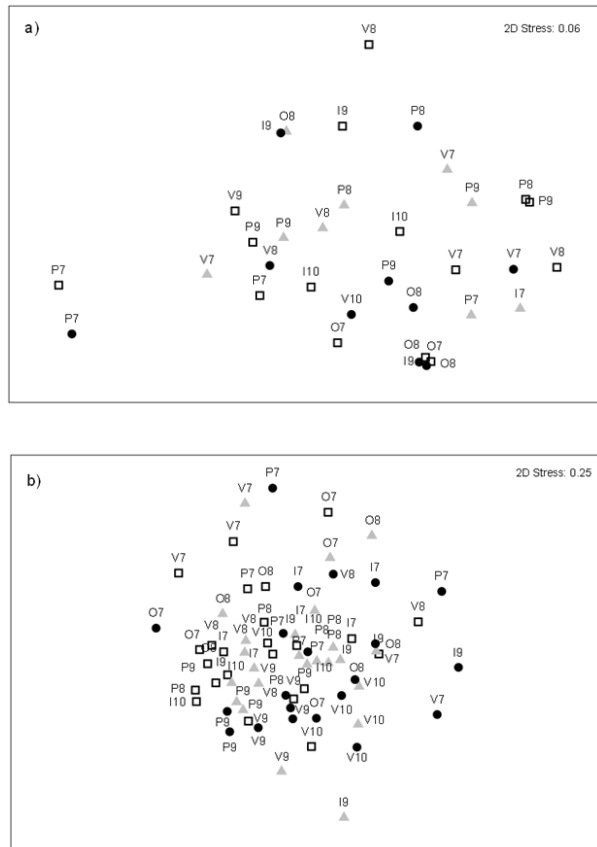


Figura 5b.5. Ordenación MDS de la estructura de la comunidad de peces y grandes invertebrados móviles del submareal arenoso (a) y rocoso (b) de la RMIP. Se representan las zonas codificadas mediante símbolos (círculo: zona de reserva integral; triángulo: zona parcialmente protegida; cuadrado: zona control). La letra del código representa la época (P: primavera; V: verano; O: otoño; I: invierno); el número el año (7: 2007; 8: 2008; 9: 2009; 10: 2010).

El análisis PERMANOVA reveló ausencia de diferencias significativas en la estructura de la comunidad de sustrato arenoso (p -valor >0.05 ; Tabla 5b.4a). Sin embargo el mismo análisis evidenció diferencias espaciales, estacionales y anuales en la estructura de la comunidad de peces de sustrato rocoso (p -valor <0.001 ; Tabla 5b.4b).

Espacialmente, los taxones que contribuyeron en mayor medida a la disimilitud entre las zonas de sustrato rocoso fueron *B. boops*, *Symphodus* spp., *S. cantharus*, *C. julis*, *P. pollachius* y Juveniles indet., los cuales contribuyeron en conjunto en torno a un 50% a establecer las diferencias entre las distintas zonas. La reserva integral se diferenció de las otras dos zonas principalmente por presentar mayor densidad de *P. pollachius* y Juveniles indet. y menor de las otras tres especies. Aunque en las otras dos zonas *P. pollachius* fue también frecuente, en la reserva integral resultó especialmente abundante debido a la presencia en verano de bancos de juveniles de esta especie. La zona parcialmente protegida se diferenció de la zona control principalmente debido a la mayor densidad de *B. boops* y *Symphodus* spp. y menor de *S. cantharus*, *C. julis* y *C. exoletus* (Tabla 5b.5).

Estacionalmente en sustrato rocoso se diferenció la estructura de la comunidad de primavera de la de otoño e invierno. Dichas diferencias fueron establecidas en base a la variación en la densidad de las especies más comunes. Así, mientras *S. cantharus* y *L. bergylta* fueron más abundantes en primavera, *B. boops* lo fue en otoño y *Symphodus* spp., *C. julis* y *C. exoletus* en invierno (Tabla 5b.5).

Anualmente las principales diferencias en la comunidad de peces de sustrato rocoso vinieron determinadas por fluctuaciones en la densidad de las especies más comunes. Así en 2007 se registró menor densidad de *Symphodus* spp. y *S. cantharus* que en los años posteriores, a excepción de *S. cantharus* cuya densidad en 2010 fue inferior a la de 2007, lo cual pudo ser debido a que de 2010 sólo se dispone de los datos de la época de verano. Por otro lado en 2007 se observaron mayores densidades de Juveniles indet. y *B. boops* que en años posteriores (Tabla 5b.5).

Las dobles y la triple interacción entre los factores Zona, Época y Año no resultaron significativas para ningún tipo de sustrato.

5b.2.2.5. Eficiencia del inventario y riqueza esperada

El elevado valor de pendiente que presentan las curvas de acumulación de especies de peces indica que los inventarios realizados no pueden considerarse completos, sobre todo en el caso de las zonas de sustrato arenoso (Tabla 5b.6). Esto quiere decir que, de seguir dicha tendencia, en caso de que se aumentara el esfuerzo de muestreo cabría esperar un incremento en la riqueza de taxones, en mayor medida cuanto mayor sea la pendiente de la curva. En los dos tipos de sustrato los inventarios más completos se obtuvieron en la zona parcialmente protegida y la zona control.

Así, en arena, los 12 taxones registrados en la zona parcialmente protegida y los 14 de la zona control representaron el 56% de la fauna esperada para dichas zonas, mientras que el inventario de la reserva integral fue el más incompleto con sólo el 29% de los taxones registrados. En sustrato rocoso los 20 y 21 taxones identificados en la zona control y la zona parcialmente protegida respectivamente, representaron el 87% y 82% de la riqueza esperada, mientras que en la reserva integral 20 taxones representaron el 81% (Tabla 5b.6).

La riqueza esperada por las curvas de acumulación de especies en ambos tipos de sustrato resultó mayor para la reserva integral, seguida de la zona parcialmente protegida y por último de la zona control, como así predicen sus valores de pendientes. Sin embargo, hay que tener en cuenta que en sustrato rocoso la diferencia entre las pendientes es mínima y los valores de riqueza esperada muy similares (Fig. 5b.6). El esfuerzo de muestreo necesario para completar el inventario hasta registrar el 95% de la fauna esperada en dichas zonas sería muy elevado, siendo superior en sustrato arenoso que en sustrato rocoso (Tabla 5b.6). En sustrato arenoso completar el inventario al 95% supondría incrementar el esfuerzo entre 296 unidades de muestreo en ZC y 904 unidades en RI, mientras que en sustrato rocoso el incremento variaría entre 46 unidades en ZC y 95 en PP. Este incremento de esfuerzo es muy elevado en comparación con el esfuerzo de muestreo realizado (entre 20 y 24 unidades por zona, es decir 12 unidades al año).

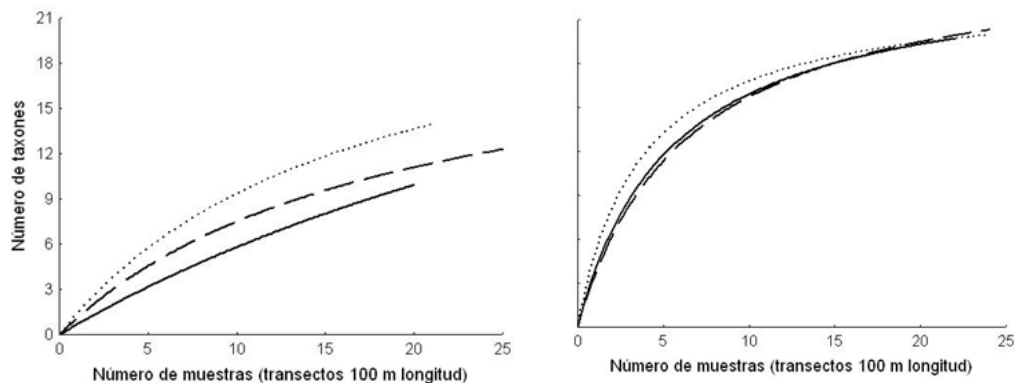


Figura 5b.6. Curvas de acumulación de especies de peces y grandes invertebrados móviles de la RMIP en sustrato arenoso (a) y rocoso (b). Las líneas representan los distintos niveles de protección (línea continua: reserva integral; línea rayada: zona parcialmente protegida; línea punteada: zona control).

5b.2.3. Grandes invertebrados móviles

5b.2.3.1. Centolla (*Maja brachydactyla*)

M. brachydactyla fue más frecuente y abundante en sustrato arenoso (20%; 69 indiv.) que en sustrato rocoso (3%; 11 indiv.). Asimismo, el número de ejemplares varió enormemente entre transectos (0-43 indiv./500 m² en sustrato arenoso; 0-17 indiv./500 m² en sustrato rocoso).

En sustrato arenoso el 33% de los ejemplares registrados de esta especie correspondieron a juveniles ≤ 6 cm de longitud, los cuales se observaron exclusivamente en la época de invierno dentro de la zona parcialmente protegida. El 54% correspondió a jóvenes de entre 7 y 15 cm, registrados en todas las épocas del año, mayoritariamente dentro de la reserva integral (85%), y con menor frecuencia (15%) pero de manera muy abundante dentro de la zona parcialmente protegida. Sólo el 13% de los individuos observados en sustrato arenoso correspondió a ejemplares adultos ≥ 15 cm de longitud, los cuales se observaron de manera exclusiva dentro de la zona control en las épocas de primavera, verano y otoño (Fig. 5b.7). La mayor densidad de centolla en sustrato arenoso se registró dentro de la zona parcialmente protegida en la época de invierno en los años 2007 (33 indiv./500 m²) y 2009 (43 indiv./500 m²). En el

primer caso todos los ejemplares eran de pequeño tamaño, mientras que en el segundo caso el 81% eran medianos, el 12% pequeños y el 8% grandes. Cabe destacar que los ejemplares de centolla observados tanto en la reserva integral como en la zona parcialmente protegida se registraron siempre dentro del mismo transecto. En el caso de la reserva integral fue el transecto situado más al norte (RIA1), y en el caso de la zona parcialmente protegida se trató del transecto situado más al sur (PPA2), limítrofe con la reserva integral.

En sustrato rocoso todos los ejemplares de centolla fueron de gran tamaño (≥ 15 cm) y se registraron de manera exclusiva dentro de la reserva integral, tanto en invierno como en primavera, siendo más abundante en ésta última época (17 indiv./500 m²).

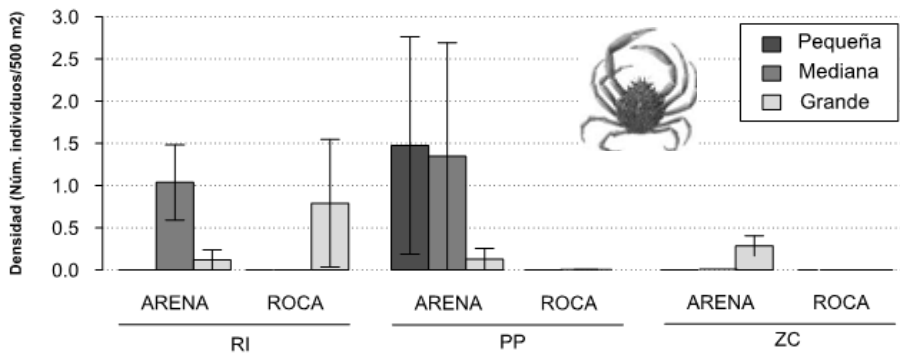


Figura 5b.7. Densidad promedio (Nº indiv./500 m²) y error estándar (barras de error) de centolla (*M. brachydactyla*) del submareal arenoso y rocoso de la RMIP por nivel de protección (RI: reserva integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control).

5b.2.3.2 Pulpo (*Octopus vulgaris*)

O. vulgaris fue más frecuente y abundante en sustrato rocoso (13%; 12 indiv.) que en sustrato arenoso (5%; 4 indiv.). También para esta especie, el número de ejemplares varió ligeramente entre transectos (0-3 indiv./500 m² en sustrato rocoso; 0-2 indiv./500 m² en sustrato arenoso).

La distribución espacial de esta especie en la RMIP fue heterogénea, mostrando preferencias por zonas. Así, todos los ejemplares registrados en sustrato rocoso fueron observados dentro de la reserva integral, mientras que en sustrato arenoso se observaron tanto en la reserva integral como en la zona parcialmente protegida (Fig. 5b.8). Asimismo, esta especie mostró preferencias estacionales por el tipo de sustrato. El 92% de los individuos observados en otoño e invierno se registraron sobre fondos rocosos, mientras que el 75% de los ejemplares observados en primavera estuvieron asociados con fondos arenosos. En verano no se registró ningún ejemplar.

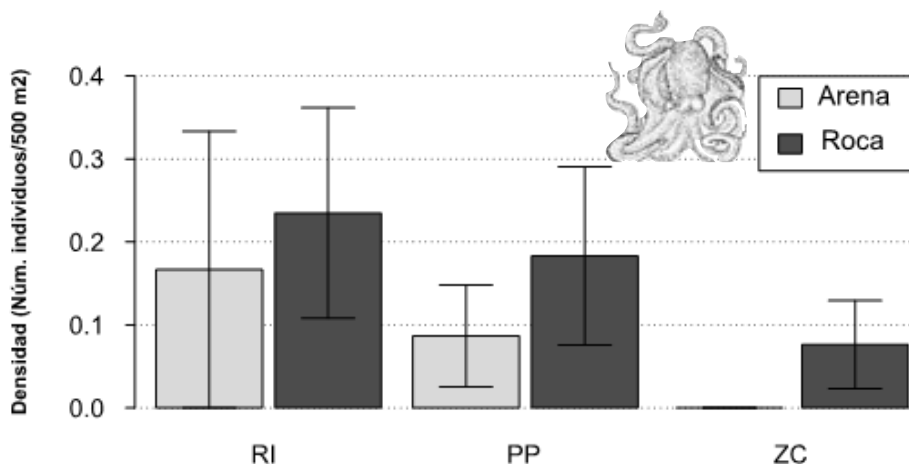


Figura 5b.8. Densidad promedio (Nº indiv./500 m²) y error estándar (barras de error) de pulpo (*O. vulgaris*) del submareal arenoso y rocoso de la RMIP por nivel de protección (RI: reserva integral; PP: zona parcialmente protegida; ZC: zona control).

5b.2.3.3 *Sepia (Sepia officinalis)*

La abundancia y frecuencia de *S. officinalis* fue muy baja en ambos tipos de sustrato (3-4 indiv.; 3-4%) y el número de ejemplares varió ligeramente entre transectos (0-4 indiv./500 m² en sustrato arenoso; 0-2 indiv./500 m² en sustrato rocoso).

En sustrato arenoso se localizó esta especie dentro de la reserva integral en primavera y de la zona control en invierno, mientras que en sustrato rocoso fue localizada en la reserva integral en primavera y en la zona parcialmente protegida en otoño. No se registró ningún individuo en las épocas de verano y otoño.

5b.3. Discusión

Si bien los censos visuales subacuáticos (CVS) han sido ampliamente utilizados en la zona submareal rocosa para censar comunidades ícticas (Edgar *et al.* 2010), es una metodología que raramente se ha empleado para el estudio de comunidades de fondos arenosos (Katsanevakis & Verriopoulos 2004). El estudio de este tipo de fondos se ha venido realizando de modo habitual mediante métodos extractivos conocidos como pescas experimentales (Fariña *et al.* 1997a, Sánchez & Serrano 2003, Jaworski *et al.* 2010). Sin embargo, para censar especies de fondos someros en un AMP los CVS pueden resultar especialmente apropiados debido a su carácter no invasivo (Edgar & Barrett 1997), así como por la gran cantidad de información que proporcionan de un amplio rango de especies (Edgar *et al.* 2005). Ello, junto la necesidad de hacerlos comparables con los datos obtenidos en la zona de la RMIP de sustrato rocoso fueron los principales motivos de aplicar esta técnica para el censo de peces de ambos fondos.

Un total de 40 taxones de peces fueron identificados en la RMIP Os *Miñarzos* y su zona adyacente. El 85% de los taxones se encontraron asociados a fondos rocosos, mientras que sólo los elasmobranquios y los pleuronectiformes se registraron de manera exclusiva en fondos arenosos. Su localización en zonas de sustrato rocoso resultó ocasional y estuvo condicionada por la existencia de cierto porcentaje de sustrato arenoso. Entre los taxones de peces identificados 26 fueron de importancia comercial, destacando la boga, la faneca, las rayas y el congrio por el total de capturas en 2012 (pesca de Galicia estadísticas 2012). Es importante tener en cuenta a la hora de monitorizar las poblaciones de las especies comerciales que con el tiempo su comportamiento debería diferir entre las zonas protegidas y las no protegidas, debido al diferente esfuerzo pesquero que se ejerce sobre ellas en las distintas zonas. Normalmente en las zonas protegidas las especies son más confiadas y permiten a los buceadores acercarse más mientras que en las zonas control son más huidizas. Esto conlleva a sobreestimar la densidad dentro de las zonas de reserva en un 26-46% comparativamente con el exterior (Kulbicki 1998).

La abundancia observada de elasmobranquios es destacable por la importancia ecológica que tiene este grupo como indicadores de la salud de los ecosistemas marinos. Su presencia es un indicativo de ecosistemas naturales bien

conservados, por lo que podría ser en un futuro un indicador de la salud de la RMIP. Esto se debe a que su condición de predadores tope los hace particularmente vulnerables a la sobre-explotación, debido a las características de sus ciclos de vida (Baum & Worm 2009, Ferretti *et al.* 2008, Gallagher *et al.* 2012). Los efectos que provoca la pesca sobre estas especies no sólo repercuten a nivel de sus poblaciones sino que, como depredadores tope, su eliminación conlleva importantes consecuencias en las cadenas tróficas por medio de un efecto en cascada que repercute en todo el ecosistema. Por ello, el reglamento europeo 2015/104 del Consejo de 19 de enero de 2015, prohíbe la pesca de cinco especies de rayas, entre ellas la *R. undulata* presente en la RMIP Os Miñarzos, la cual se encuentra también dentro de la lista roja de especies amenazadas como “especie en peligro” debido al declive de sus poblaciones (IUCN 2014). Por otro lado, los elasmobranchios resultan un grupo especialmente atractivo para el buceo recreativo (Gallagher & Hammerschlag 2011). Esto ofrece la posibilidad de diversificar las actividades económicas de un AMP, lo cual resulta de gran importancia para su viabilidad a largo plazo.

Los fondos rocosos de la RMIP Os Miñarzos y su zona adyacente presentaron valores superiores de riqueza, diversidad y densidad de taxones comparativamente con los fondos arenosos debido principalmente a su mayor complejidad estructural. Esta característica de los fondos rocosos, que proporciona mayores posibilidades de refugio, resulta importante para la protección de juveniles, albergando además mayor variedad de nichos ecológicos y por tanto mayor diversidad y abundancia de especies (García-Charton & Pérez Ruzafa 2001, Armstrong *et al.* 2008).

Por el contrario, la baja complejidad estructural que presentan los fondos blandos a la escala de nuestro estudio, reduce la superficie susceptible de ser colonizada por megafauna, la cantidad de refugio disponible y la diversidad de macrohábitats (Sebens 1991). Por ello, los fondos blandos de la RMIP resultaron inferiores a los fondos rocosos y menos variables en cuanto a su riqueza y diversidad de taxones, así como a la estructura de su comunidad. Sin embargo, en cuanto a la densidad de taxones los fondos arenosos fueron más variables que los fondos rocosos presentando oscilaciones estacionales y anuales. Esta mayor variación de los valores de densidad en sustrato arenoso podría ser un artefacto estadístico como consecuencia de la menor cantidad de datos. Sin embargo, el que oscile estacionalmente, siendo inferior en otoño comparativamente con

primavera y verano, puede ser indicativo de que estos ambientes son más extremos para la vida, en comparación con los rocosos, y puede ser la causa de que en determinados momentos del año disminuya la densidad de taxones.

Los valores de riqueza, diversidad y densidad de taxones de peces resultaron bajos en comparación con los valores obtenidos en otras AMPs de regiones templadas obtenidos mediante CVS (García-Charton *et al.* 2000, Edgar & Stuart-Smith 2009). Sin embargo, estos estudios no son totalmente comparables con el nuestro, pues se trata de regiones muy diferentes a la región del Atlántico Noreste y por tanto de características físicas y biológicas muy distintas. Los únicos estudios comparables con el nuestro, o bien emplean técnicas extractivas en lugar de CVS, y por lo tanto suele tratarse de zonas más profundas (Fariña *et al.* 1997a, Sánchez & Serrano 2003, Jaworski *et al.* 2006, Jaworski *et al.* 2010), o bien emplean CVS pero en zonas de influencia mediterránea como el Algarve (Santos *et al.* 2005) o influencia oceánica como Azores (Carvalho *et al.* 2003, Afonso *et al.* 2008). En estos estudios, de zonas geográficamente más cercanas y con ecosistemas más similares al nuestro, se obtuvieron valores semejantes de riqueza y diversidad a los nuestros.

El que las distintas zonas de la RMIP no se diferenciaron entre sí de manera significativa en cuanto a la riqueza, diversidad y densidad de la comunidad de peces, en ninguno de los dos tipos de sustrato, probablemente fue debido a la escasa replicación derivada de la técnica de muestreo empleada. De hecho, considerando en conjunto todas las zonas de sustrato rocoso si se detectó un incremento anual significativo en la riqueza de especies (2007-2009 y 2008-2009), posiblemente debido al incremento del poder analítico al contar con un mayor número de muestras. Aunque el plazo de tiempo estimado para detectar efectos directos de la protección sobre especies explotadas es de 5 años (Babcock 2010, Seytre *et al.* 2012), en algunos casos el plazo de tiempo fue menor 1-3 años (Russ & Alcalá 1998, Gell & Roberts 2003, Seytre *et al.* 2009).

Este mismo efecto temprano en el incremento general de la riqueza de especies, fue ya observado en otras AMPs del Atlántico Noreste donde, sin embargo, lo atribuyen en un caso a un artefacto provocado por las condiciones oceanográficas (Piet & Rijnsdorp 1998) y en otro caso a un efecto causado por la mejora en la identificación de las especies (Jaworski *et al.* 2006), más que a un cambio real de la riqueza. Hay que tener en cuenta que en estos casos se estudiaron

especies de crecimiento lento, por lo que su respuesta requiere un estudio a más largo plazo. En nuestro caso el efecto ocasionado por el observador es poco probable ya que por un lado se trató en todos los casos de un mismo observador experimentado.

Estacionalmente la riqueza y diversidad de taxones de peces no varió en ningún tipo de sustrato, a diferencia de lo encontrado en otros trabajos (Santos *et al.* 2005), con valores máximos en verano y mínimos en invierno, asociados a variaciones estacionales de la temperatura del agua. Sin embargo, en nuestra zona de estudio hay que tener en cuenta la influencia de los afloramientos de aguas frías profundas, que se producen en los meses de primavera y verano (Fraga 1981), y ocasionan un descenso puntual de la temperatura en los meses más cálidos, reduciendo así la diferencia térmica estacional.

Determinadas variaciones estacionales registradas en la densidad total de taxones, al menos en el sustrato arenoso, con valores superiores en primavera y verano respecto de otoño, se deba posiblemente a la mayor abundancia de juveniles de varias especies en estas épocas, como el gádido *Trisopterus* spp. que busca este tipo de fondo. Asimismo, el incremento anual experimentado en la densidad total de taxones en los años 2008 y 2009 respecto al 2007, fue principalmente debido a la contribución algunas especies pelágicas que forman cardúmenes, las cuales presentan densidades elevadas y en base a sus variaciones numéricas se establecen las mayores diferencias.

Los resultados obtenidos para la densidad de *L. bergylta* y *Symphodus* spp., revelaron un incremento anual general de la misma en todas las zonas, principalmente en la zona parcialmente protegida. En la reserva integral se observa un incremento notable en la densidad de *L. bergylta* del 2008 al 2009 seguido de un descenso posterior en 2010, que probablemente fue el responsable de que la tendencia general no fuera significativa. Este descenso en la densidad de *L. bergylta* en 2010 posiblemente fue debido a que únicamente se disponen para ese año de datos de verano, época en la que esta especie alcanzó sus valores de densidad más bajos (junto a otoño) en todas las zonas, más acusados incluso dentro de la reserva integral.. El descenso de la densidad de esta especie en verano y otoño podría estar relacionado con el mayor estado de desarrollo de las macroalgas dominantes tanto en verano como a principios de otoño. Las diferencias en la composición en la cobertura vegetal entre la reserva integral,

donde la macroalga dominante es *Cystoseira baccata* (Gmelin) Silva, 1952, y las otras dos zonas donde domina *Saccorhiza polyschides* (Lightfoot) Batters, 1902, posiblemente sean las responsables de la menor densidad alcanzada por esta especie dentro de la reserva integral. *C. baccata* forma bosques de gran envergadura, al igual que *S. polyschides*, pero mucho más tupidos, por lo que dificulta la visualización de *L. bergylta* por parte del buceador, así como de otras especies bentónicas y crípticas que habitualmente se encuentran por debajo de la cobertura vegetal (Edgar & Barrett 1999).

Por otro lado, se observó un incremento en la talla de los ejemplares de *L. bergylta* a partir de la primavera de 2009 (observación personal). Ello posiblemente pueda estar relacionado con el hecho de que la pesca deportiva ejercía una importante presión sobre esta especie, dirigiendo además sus esfuerzos hacia los individuos de mayor tamaño, a la cual se unía la de los propios pescadores artesanales. Con la implementación de la RMIP, la pesca deportiva ha sido prohibida y por tanto los individuos tienen la posibilidad de alcanzar una mayor talla, dado que se ha reducido enormemente la mortalidad por pesca. Sin embargo, en nuestro estudio la talla de las especies no fue medida y por lo tanto se trata únicamente de una apreciación, no disponiendo de datos de biomasa que demuestren este incremento. Esta evidencia pone de manifiesto la necesidad de incluir la variable talla en una futura monitorización de la RMIP, ya que en algunos casos este es el primero o el único parámetro que cambia dentro de una zona protegida (Edgar & Stuart-Smith 2009) sobre todo en especies de índole territorial como *L. bergylta*.

Aunque el plazo de tiempo estimado para detectar efectos directos de la protección sobre especies explotadas es de aproximadamente 5 años (Babcock *et al.* 2010), hay que tener en cuenta que en las especies más ligadas al territorio y de cortos desplazamientos, como es el caso de *L. bergylta*, estos pueden manifestarse en un periodo más corto (Babcock 2010).

A menudo los cambios producidos por efecto de la protección se hacen más evidentes a nivel de la estructura de la comunidad que a nivel de variables univariantes como diversidad, riqueza o abundancia (Fisher & Frank 2002, Jaworski *et al.* 2006). En estos casos los cambios suelen ser establecidos por variaciones en la abundancia relativa de un grupo de especies más que por variaciones en la composición específica. En nuestro estudio, aunque la estructura de la comunidad de peces no varió en sustrato arenoso si lo hizo

en sustrato rocoso, tanto entre zonas, épocas del año y años, principalmente debido a variaciones en la abundancia de las especies más comunes. Así, la reserva integral se diferenció de las otras dos zonas por la mayor densidad de *P. pollachius* y Juveniles indet. y menor de *B. boops*, *S. cantharus*, *Symphodus* spp. y *C. julis*. Además, *P. pollachius* fue especialmente abundante en la reserva integral en verano debido a la presencia de bancos de ejemplares juveniles. La presencia de estos bancos de juveniles en la reserva integral podría ser debido a que esta zona presenta un ambiente más protegido al oleaje en comparación con las otras dos zonas. Por otro lado, la estructura de la comunidad de peces de primavera se diferenció de la de otoño e invierno debido a la propia estacionalidad de algunas de las especies que hace que estas sean más abundantes en determinadas épocas del año.

El elevado valor de pendiente que presentan las curvas de acumulación calculadas, puede ser debido, al menos en parte, al hecho de incluir especies crípticas en los censos ya que, aunque aumente la riqueza de especies, la dificultad para detectarlas hace que el incremento sea lento y la curva no llegue a alcanzar la asíntota, momento en el cual el inventario se consideraría completo. Dado que el inventario de especies realizado para cada una de las zonas estudiadas puede considerarse incompleto, teniendo en cuenta los elevados valores de pendiente de las curvas de acumulación (Jiménez-Valverde & Hortal 2003), sería necesario incrementar el esfuerzo de muestreo para que este inventario fuese completo. No obstante, el esfuerzo calculado para completar cada uno de los inventarios hasta el 95% resulta muy elevado, sobre todo en el caso del sustrato arenoso, donde la probabilidad de incorporar nuevas especies al inventario es menor que en sustrato rocoso. Esto posiblemente sea debido a la baja frecuencia y densidad que presentan la mayoría de las especies típicas de sustrato arenoso. Por ello, en este tipo de sustrato sería recomendable aumentar la superficie de muestreo comparativamente con los fondos rocosos, los cuales presentan frecuencias y densidades más elevadas. Hay que tener en cuenta que las posibilidades de incremento del esfuerzo de muestreo con esta técnica (CVS) son limitadas ya que una de las características de esta técnica es precisamente el bajo grado de replicación (Samoily & Carlos 2000). Esto se ve agravado por las malas condiciones meteorológicas del área de estudio las cuales reducen notablemente el número de días posibles de muestreo.

Los diferentes valores de riqueza esperada para las distintas zonas posiblemente estén relacionados con la complejidad del hábitat, alcanzándose valores superiores en los hábitats más complejos y viceversa. Este es el motivo por el cual en las zonas de sustrato arenoso los valores más elevados de riqueza esperada se observaron en la zona control y los menores en la reserva integral, al contrario de lo que sucede en sustrato rocoso donde la mayor riqueza de taxones se espera en la reserva integral, seguido de la zona parcialmente protegida y por último de la zona control.

Invertebrados

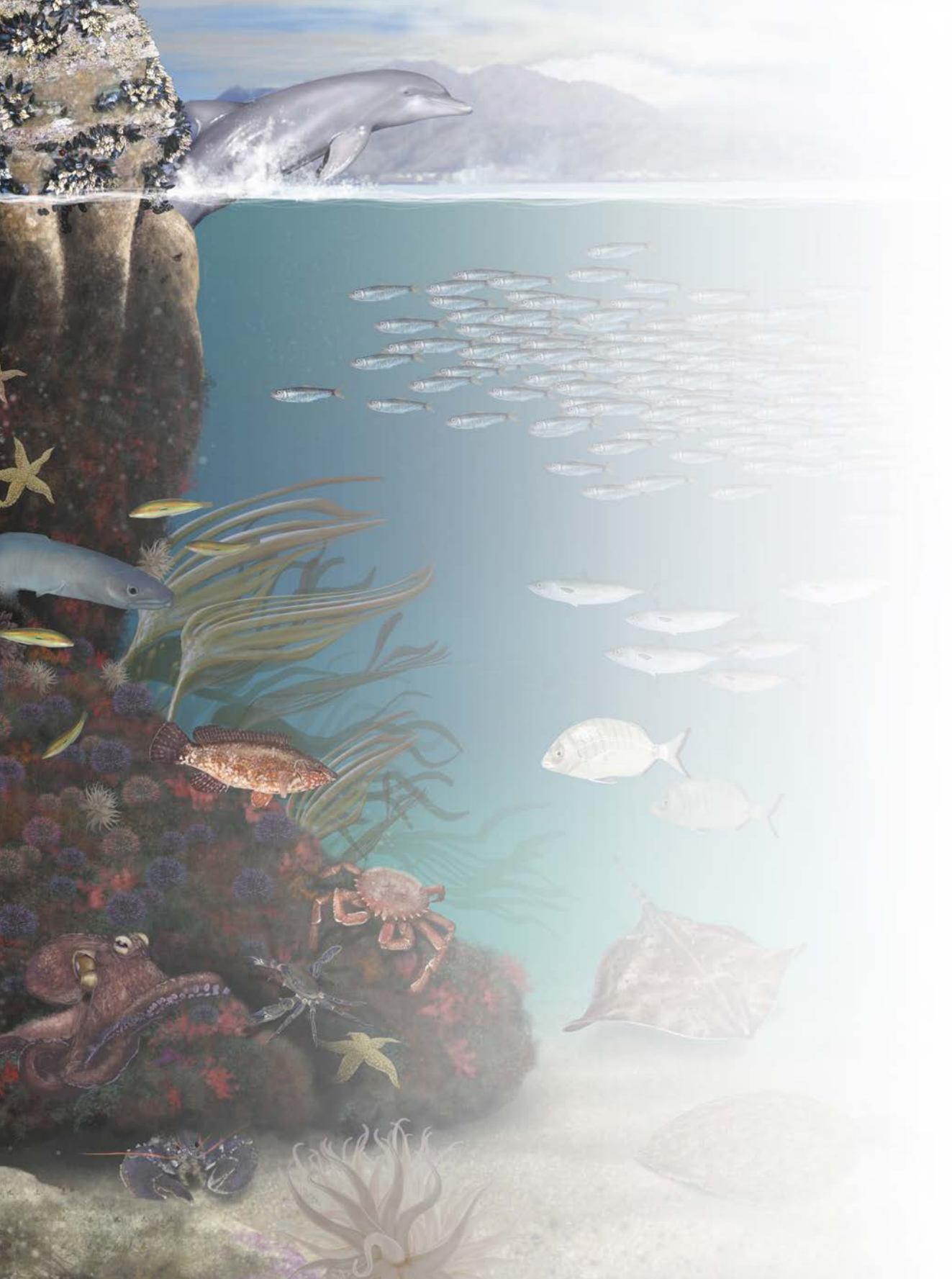
Los grandes invertebrados móviles censados mediante la técnica de CVS (centolla, pulpo y sepia) fueron en general poco frecuentes y poco abundantes durante los muestreos en la RMIP y su zona adyacente, a excepción de la centolla en sustrato arenoso la cual presentó la frecuencia más elevada de toda la fauna registrada en este tipo de sustrato. Si bien la técnica de CVS es válida para el censo de especies crípticas, es recomendable realizarlo de manera dirigida para dichas especies, ya que normalmente en los censos multiespecíficos las especies crípticas son subestimadas (Willis 2001).

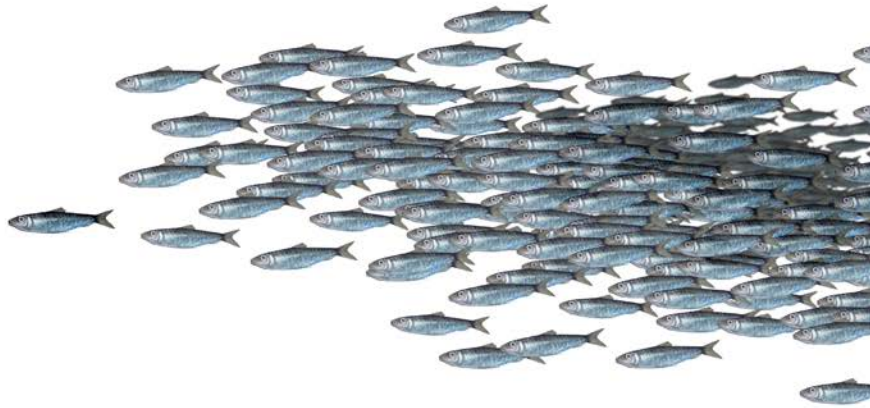
Los individuos de centolla identificados en sustrato arenoso, donde se obtuvieron las mayores abundancias, fueron principalmente de mediano y pequeño tamaño, al contrario que en sustrato rocoso, donde sólo se encontraron ejemplares grandes. Hay que tener en cuenta que posiblemente su detección mediante censos visuales fue más efectiva en sustrato arenoso que en sustrato rocoso debido a su gran capacidad para mimetizarse en este ambiente con numerosos organismos epibiontes, principalmente algas, sobre la superficie de su cefalotórax, que la hacen confundirse con rocas (Fernández *et al.* 1998). Además, su densidad en sustrato rocoso pudo ser subestimada debido a que simultáneamente se realizó el censo de peces, los cuales fueron especialmente abundantes en sustrato rocoso.

En cualquier caso, los juveniles de esta especie mostraron preferencia por los sustratos blandos, donde se encontraron semi-enterrados y con pequeñas algas epífitas. La elevada densidad de los ejemplares de pequeño y mediano tamaño dentro la RI de sustrato arenoso parece corroborar el diseño de esta RMIP ya que la localización de las reservas integrales perseguía la protección

de áreas de cría de esta especie entre otras. Sin embargo, el que los ejemplares de pequeño tamaño fueran más abundantes en la zona parcialmente protegida, inmediatamente adyacente con la reserva integral, podría indicar que la zona de cría de esta especie se extiende más allá de los límites de la actual reserva integral. Sin embargo, la importancia de esta zona limítrofe para la extracción de navaja y longueirón fue el motivo por el cual se excluyó de la reserva integral. Su inclusión hubiese supuesto un gran obstáculo para la creación de la reserva, ya que este recurso es explotado principalmente por otras cofradías cercanas a Lira, como Finisterre, para la cual el longueirón constituyó en Lonja la sexta especie económicamente más importante del 2012 (fuente: <http://www.pescadegalicia.com>). Esto concuerda con lo descrito por Edgar *et al.* (2004b), quienes afirman que los diseños de las AMPs a menudo responden a presiones socio-políticas.

El pulpo fue en general más frecuente y abundante en sustrato rocoso. Asimismo, esta especie mostró una preferencia estacional por el tipo de sustrato, asociándose a fondos arenosos en primavera, coincidiendo con el período de freza y puesta de esta especie (Otero 2006), y a fondos rocosos en otoño e invierno (no se dispone de datos de verano). Estos resultados hay que tomarlos con cautela pues el número de datos fue muy escaso. Sin embargo, coincide con el conocimiento tradicional de los pescadores de la RMIP y otras zonas costeras de Galicia, quienes lo achacan a un desplazamiento estacional a sustratos blandos asociado a la búsqueda de alimento (comunicación personal).





6

Dinámica espacial y temporal de las comunidades de macrofauna bentónicas asociadas a diferentes tipos de sustrato en la ensenada de Carnota (Galicia)

6. DINÁMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DE LAS COMUNIDADES DE MACROFAUNA BENTÓNICAS ASOCIADAS A DIFERENTES TIPOS DE SUSTRATO EN LA ENSENADA DE CARNOTA (GALICIA)

Las comunidades macrofaunales constituyen un importante elemento en todos los ecosistemas marinos pues actúan de nexo en la cadena trófica, conectando el nivel inferior, constituido por los productores primarios, con los niveles tróficos superiores (Gee 1989, Moens & Vincx 1996). Además, juegan un papel importante en diferentes procesos del ecosistema, tales como el reciclado de nutrientes y la metabolización de compuestos contaminantes (Snelgrove 1998). Las alteraciones de sus comunidades pueden ocasionar importantes repercusiones en todo el ecosistema ya que se transmiten a lo largo de todos los niveles de la cadena trófica por medio de complejas relaciones interespecíficas (Babcock *et al.* 1999, Pinnegar *et al.* 2000, Madin *et al.* 2010).

Comunidades enteras o grupos particulares de macrofauna han sido intensamente empleados a nivel mundial como indicadores de las perturbaciones antropogénicas (Thrush & Dayton 2002, Hinz *et al.* 2009), ya que en respuesta directa al estrés, las comunidades de macrofauna experimentan un descenso de la diversidad, como consecuencia de un descenso de la riqueza y de la abundancia de las especies más sensibles, y al mismo tiempo, se produce un incremento de la abundancia de las especies oportunistas (Giangrande *et al.* 2005). En este sentido, las comunidades de macrofauna pueden ser empleadas como indicadores del grado de explotación pesquera, pues éste constituye un factor de estrés para los organismos (Lasiak 1998).

Esta característica resulta de gran utilidad en un área marina protegida (AMP) ya que permite monitorizar los cambios producidos a medio-largo plazo en respuesta a la protección (Giangrande *et al.* 2005). Sin embargo, son escasos los estudios de monitorización que han empleado especies o grupos de macrofauna como indicadores del efecto de la protección (Lasiak 1998, Milazzo *et al.* 2000), lo cual posiblemente sea debido a que su estudio requiere el empleo de técnicas extractivas, normalmente muy limitadas dentro de las reservas. Por otro lado, el elevado número de especies que la componen hacen que su identificación requiera un alto grado de conocimiento taxonómico, lo cual hace

que su estudio sea un proceso muy laborioso (Snelgrove *et al.* 1997). Además, el pequeño tamaño de las especies que la componen (0.5-2 mm), en muchos casos difícilmente detectables, hace que a menudo su repercusión en el conjunto del ecosistema sea infravalorada.

La macrofauna de fondos blandos ha sido intensamente estudiada a nivel mundial en ambientes marinos submareales, sobre todo en aguas profundas de regiones polares (Gutt *et al.* 2007, Jones *et al.* 2007, Sumida *et al.* 2008). En Europa son numerosos los estudios sobre bentos de fondos arenosos someros, especialmente en la región del Mar del Norte, Mar de Irlanda y Canal de la Mancha (Hinz *et al.* 2004, Kaiser 2004, Reiss & Kröncke 2005b). Sin embargo, apenas existen estudios sobre la macrofauna de sustrato rocoso submareal, siendo más frecuente este tipo de estudios en ambientes estuarinos (Ysebaert *et al.* 2003, França *et al.* 2009) o lagunas costeras (Marchini *et al.* 2004). Únicamente existen algunos estudios que fueron realizados en la franja infralitoral del intermareal rocoso, zonas que solamente quedan al descubierto con las mareas más bajas del año (Lasiak 1998), o se centraron sobre comunidades particulares de macrofauna, como las que habitan en el interior de los bulbos de las macroalgas laminariales (Edwards 1980, Sheppard *et al.* 1980, Dahl & Dahl 2002) o se realizaron sobre grupos particulares de macrofauna (Badalamenti *et al.* 1999, Milazzo *et al.* 2000, Giangrande *et al.* 2003)

En Galicia existen numerosos estudios acerca de las comunidades macrofaunales de fondos blandos submareales, sobre todo en ambientes de rías (López-Jamar *et al.* 1995, Cacabelos *et al.* 2008, Lourido *et al.* 2010, Moreira *et al.* 2010a). Sin embargo, el conocimiento sobre la macrofauna asociada a fondos rocosos es igualmente escaso y o bien se limita a la franja intermareal (Troncoso *et al.* 1990, Parapar *et al.* 2009), o se centra sobre las comunidades epífitas de macrófitos en la zona infralitoral cercana al intermareal (Gestoso *et al.* 2011), o en los moluscos de sustratos duros submareales (Troncoso *et al.* 1988, 1996); no obstante, no existe hasta la fecha ningún estudio ecológico acerca de las comunidades de macrofauna que habitan sobre el sustrato rocoso submareal.

En este estudio se describen por primera vez las comunidades macrofaunales de los fondos arenosos y rocosos de la Ensenada de Carnota (Galicia) y se analiza su dinámica espacial y temporal. Esta zona se encuentra parcialmente incluida dentro de la reserva marina de interés pesquero *Os Miñarzos*, creada en 2007,

por lo que el conocimiento sobre la composición y variabilidad natural de dichas comunidades permitirá en un futuro evaluar la respuesta de las mismas al efecto de la protección. El objetivo principal de este capítulo es establecer la línea base de las comunidades de macrofauna de fondos arenosos y rocosos de la ensenada de Carnota, que permita evaluar la respuesta de las mismas al efecto de la protección en la zona de la RMIP. Además se abordarán los siguientes objetivos específicos:

1. Establecer indicadores de la composición y estructura de estas comunidades basados en parámetros de riqueza, diversidad y densidad de taxones.
2. Analizar la variación espacial de estos indicadores, dentro y fuera de los límites de la reserva (incluyendo áreas con distinto nivel de protección).
3. Analizar su variación estacional (verano/invierno) e inter-anual (verano 2005/2007).

6.1. Material y métodos

Por macrofauna bentónica entendemos organismos $> 500 \mu\text{m}$ y $< 2 \text{ cm}$, la mayoría invertebrados, que viven incluidos en el sustrato, sobre su superficie o sobre la superficie de los macrófitos. Las comunidades de macrofauna bentónica del submareal arenoso y rocoso fueron muestreadas en verano de 2005 y en invierno y verano del año 2007 (Tabla 6.1).

- En agosto de 2005 se muestrearon dos localidades de sustrato arenoso (A1 y A3) y cuatro de sustrato rocoso (R1, R2, R3 y R4). En cada localidad se realizaron entre dos y cuatro réplicas a una profundidad de entre 5 y 10 m. Cada réplica consistió en la recogida de material biológico dentro una superficie delimitada por un cuadrado de 30 cm de lado (0.09 m^2), que profundizó 10 cm en el caso de sustrato arenoso, recogiendo en este caso un volumen por muestra de 0.009 m^3 (Tablas 6.2a y 6.2b). El sustrato rocoso muestreado varió en tamaño (desde pequeños hasta grandes bloques rocosos), rugosidad de la superficie, inclinación sobre la horizontal (30° - 90°), orientación (0 - 360°) y presencia/ausencia de grietas.

- En 2007 se muestrearon en invierno (febrero) y verano (agosto) tres localidades de sustrato arenoso (A1, A2 y A3) y tres de sustrato rocoso (R1, R3 y R4). La ubicación de las localidades respondió en este caso a la zonificación de la recién creada reserva marina y a los distintos tipos principales de sustrato presentes en la ensenada. En cada localidad se realizaron tres réplicas a una única profundidad aproximada de 10 m (Tabla 6.2a y 6.2b). Cada réplica consistió en un cuadrado de 20 cm de lado (0.04 m^2) y 10 cm de profundidad en el caso de sustrato arenoso, recogiendo en este caso un volumen por muestra de 0.004 m^3 . El sustrato rocoso muestreado fueron bloques rocosos de moderado-gran tamaño con superficies horizontales de bajo relieve y sin grietas.

La extracción del material biológico se realizó a través de una bomba de succión (instrumento que ejerce un efecto de succión gracias a la corriente de aire que genera un compresor desde una embarcación en superficie). En el caso del sustrato arenoso se succionó el volumen delimitado por el cuadrado, mientras que en el caso del sustrato rocoso en primer lugar se succionó la superficie del sustrato y posteriormente esta se raspó con una rasqueta para liberar la fauna adherida a ella.

Asimismo, en sustrato rocoso se recogieron de manera manual las macroalgas que quedaron incluidas en la superficie delimitada por el cuadrado y se introdujeron en bolsas de malla de $500 \mu\text{m}$, debido a la imposibilidad de recogerlas por el mismo método que el resto del material (de forma similar a Gibbons & Griffiths 1988). En el momento del procesado, las macroalgas se lavaron cuidadosamente para extraer la fauna adherida a ellas, que se añadió a la muestra de origen. Las muestras se mantuvieron en todo momento en agua de mar refrigerada ($4 \text{ }^\circ\text{C}$). Al llegar a puerto se realizó el procesado del material en 2 etapas: primero se sumergió la muestra en una solución relajante (2 horas en cloruro magnésico al 7%), y segundo se fijó la muestra progresivamente con formol al 40%, hasta obtener una concentración final de 4%. Por último, ya en el laboratorio, todas las muestras se almacenaron en alcohol de 70% para su correcta conservación. Este protocolo facilita la visualización de ciertos caracteres taxonómicos imprescindibles en la identificación de algunas especies. La identificación de las muestras fue realizada posteriormente en el laboratorio con el fin de obtener datos de abundancia y composición de especies. El trabajo de taxonomía se llevó a cabo por parte de investigadores de la Estación Biológica de A Graña

(Universidad de Santiago de Compostela). Los análisis granulométricos y de contenido de materia orgánica de las muestras de sustrato arenoso fueron realizados por el Servicio de Apoyo a la Investigación de la Universidad de A Coruña (SAI).

6.1.1. Análisis de los datos

La variabilidad espacial y estacional de los parámetros descriptores de la comunidad (riqueza, diversidad y densidad de taxones) fue analizada por medio de técnicas univariantes no paramétricas, como se detalla en el capítulo II. Los factores fijos empleados en los análisis fueron: localidad, con tres niveles en sustrato arenoso (A1, A2 y A3) y cuatro en sustrato rocoso (R1, R2, R3 y R4), y época del año con dos niveles (verano e invierno). La riqueza de taxones se calculó como el número total de taxones por unidad muestral. Como el tamaño de la unidad muestral de 2005 (arena: 30x30x30 cm³; roca: 30x30 cm²) fue superior a la de 2007 (arena: 20x20x20 cm³; roca: 20x20 cm²) se extrapoló el número de taxones a la unidad más pequeña. La diversidad fue estimada mediante el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') para cada muestra. La densidad de taxones se calculó dividiendo el número total de individuos de cada muestra entre el volumen del cuadrado en el caso del sustrato arenoso (0.009 m³ en 2005; 0.004 m³ en 2007) y entre el área del cuadrado en el caso del sustrato rocoso (0.09 m² en 2005; 0.04 m² en 2007).

Se empleó el análisis univariante de una vía PERMANOVA con el año como factor fijo para testar si existían diferencias en los parámetros descriptores de la comunidad entre el verano de 2005 y el verano de 2007.

La variabilidad espacial y estacional de la estructura de la comunidad de macrofauna fue analizada por medio de técnicas no paramétricas multivariantes, tal y como se explica en el capítulo II (Material y métodos general). Los patrones espaciales de disimilitud fueron representados unidimensionalmente mediante un dendrograma Cluster y bidimensionalmente mediante un diagrama de escalamiento multidimensional no métrico (MDS), donde cada punto representó una muestra.

Todos los análisis fueron realizados separadamente para cada tipo de sustrato (arena y roca) ya que en ellos habitan comunidades diferenciadas.

6.2. Resultados

6.2.1. Descripción de las comunidades de macrofauna de sustrato arenoso y de sustrato rocoso

Se identificaron un total de 61800 individuos de macrofauna pertenecientes a 472 taxones, la mayoría de ellos determinados a nivel de especie. En sustrato arenoso se registraron 9702 individuos y 231 taxones (Tabla 6.3a), mientras que en sustrato rocoso el número de individuos fue más de 5 veces superior (52098 indiv.) perteneciente a un total de 350 taxones (Tabla 6.3b). De los taxones identificados, 121 fueron exclusivos de sustrato arenoso y 238 lo fueron del sustrato rocoso. En sustrato arenoso los grupos de macrofauna con mayor número de taxones fueron los anélidos (38%) y los crustáceos (35%), seguidos de los moluscos bivalvos (12%) (Ver figura 6.1a). Dentro de los anélidos dominaron las familias de poliquetos Syllidae, Spionidae y Phyllodocidae, 25%, 11% y 10% respectivamente. Entre los crustáceos destacaron los anfípodos (59%) (Lysianassidae y Pontoporeiidae), los isópodos (12%) (principalmente la familia Idoteidae), y los decápodos (7%) (siendo dominantes las familias Paguroidea y Crangonidae (33% cada una)). Finalmente, dentro de los bivalvos dominaron las familias Tellinidae (19%), Veneridae (15%) y Mactridae (12%). Los taxones más abundantes en este sustrato fueron el anfípodo *Siphonoecetes (Centraloecetes) kroyeranus* Bate, 1856 (2564 indiv.), Nematoda indet. (2385 indiv.) y el bivalvo *Thracia phaseolina* (Lamarck, 1818) (571 indiv.). Los taxones más frecuentes fueron Nematoda indet. y la ofiura *Amphipholis squamata* (Delle Chiaje, 1828) los cuales se registraron en el 60% y 58% de las muestras respectivamente, seguidos de los poliquetos *Platynereis dumerilii* (Audouin & Milne Edwards, 1834) (55%) y *Pholoe inornata* Johnston, 1839 (53%), los bivalvos *Hiatella arctica* (Linnaeus, 1767) e individuos juveniles de la familia Mytilidae, los gasterópodos *Bittium reticulatum* (da Costa, 1778) y *Tricolia pullus* (Linnaeus, 1758) (52%), así como anfípodos de la familia Aoridae y el pagúrido *Anapagurus hyndmanni* (Thompson, 1844) (50%). La mayoría de las especies de este tipo de sustrato se caracterizaron por ser poco frecuentes y poseer valores muy bajos de densidad. El 25% de las especies tuvieron una presencia ocasional, registrándose una única vez en todo el periodo estudiado, y el 40% se registró más de una vez pero con una frecuencia inferior al 10%. Sólo un 2% se registró en más del 50% de las muestras (Tabla 6.3a).

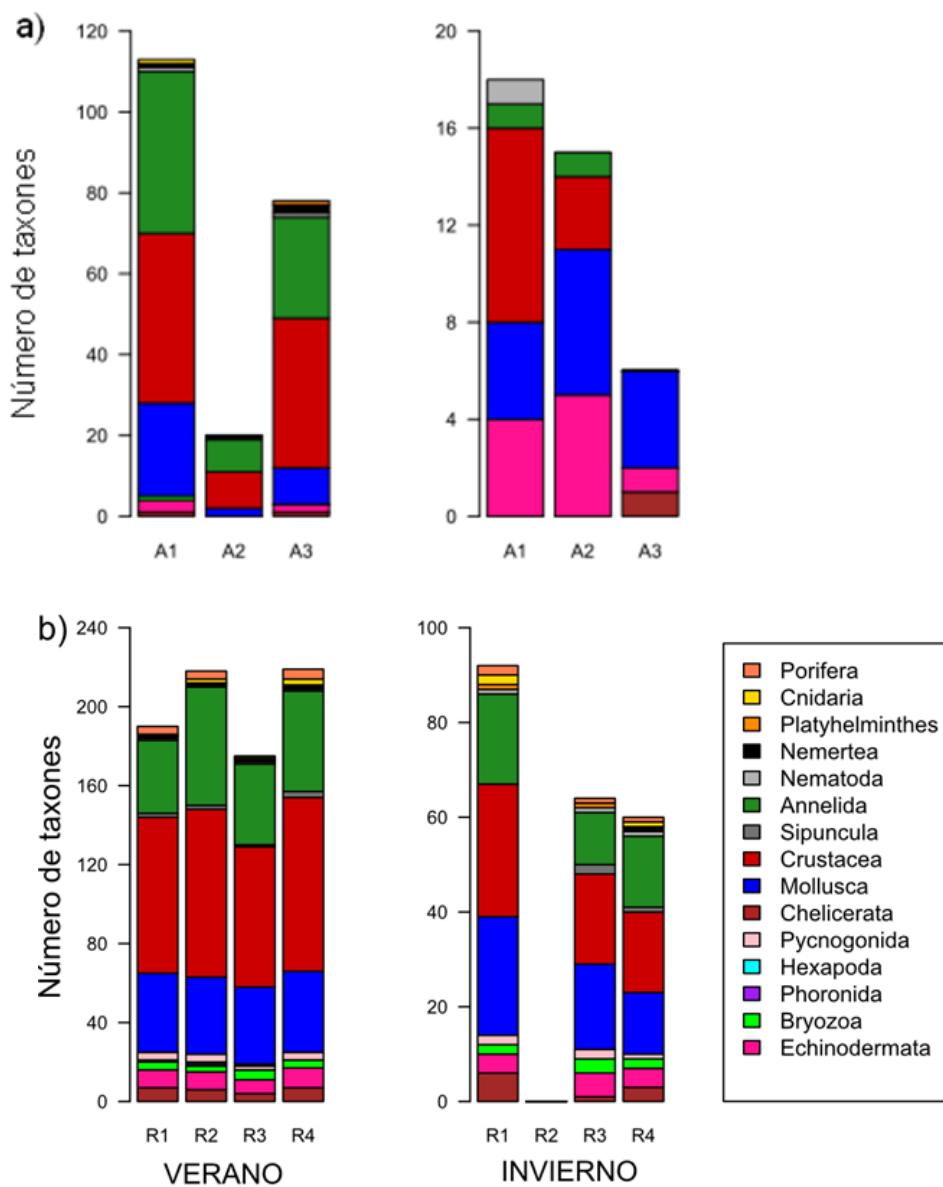


Figura 6.1. Número de taxones de macrofauna por unidad muestral, agrupados por grupo zoológico, en sustrato arenoso (a) y sustrato rocoso (b). Se representan por época del año (verano, invierno) y localidad (arena: A1, A2, A3; roca: R1, R2, R3 y R4).

Los grupos de macrofauna mejor representados en sustrato rocoso fueron los crustáceos (37%), los poliquetos (26%) y los moluscos gasterópodos (12%). (Figura 6.1b). Entre los crustáceos destacaron los mismos grupos que en sustrato arenoso aunque estos tuvieron mayor representación en cuanto a número de taxones. Así, los anfípodos representaron el 64% del total de taxones identificados y los decápodos y los isópodos el 23% cada uno de ellos. Cinco familias de anfípodos (Lysianassidae, Melitidae, Aoridae, Ischryoceridae y Caprellidae) y dos de isópodos (Sphaeromatidae y Idoteidae) reunieron más de 50% del total de taxones de cada grupo respectivamente, mientras que los decápodos fueron muy diversos, perteneciendo los 23 taxones identificados a un total de 16 familias diferentes. En el caso de los poliquetos, las familias dominantes fueron las mismas que en sustrato arenoso (Syllidae: 23%; Spionidae: 10%; Phyllococidae: 8%), seguidas de la familia Sabellidae (6%), la cual fue exclusiva de este tipo de sustrato. Rissoidae (21%) y Turridae (9%) fueron las familias más representativas de los gasterópodos. Los taxones más abundantes en este sustrato fueron los gasterópodos *B. reticulatum* (14726 indiv.) y *Rissoa parva* (da Costa, 1778) (14622 indiv.), seguidos del bivalvo *Musculus costulatus* (Risso, 1826) (2397 indiv.) y la ofiura *A. squamata* (2191 indiv.). Estos taxones fueron también de los más frecuentes, registrándose en más del 90% de las muestras. Otra especie muy frecuente fue el bivalvo *H. arctica*, el cual se registró en la totalidad de las muestras. Las especies de este tipo de sustrato se caracterizaron por ser más frecuentes y abundantes que las especies de sustrato arenoso, registrándose sólo el 27% de manera ocasional y el 15% con una frecuencia inferior al 10% (Tabla 6.3b).

Especialmente, el número total de taxones de macrofauna difirió entre las distintas localidades, siendo más notable en el caso del sustrato arenoso. Así, mientras en sustrato arenoso el número de taxones fue superior en A1 (164), seguido de A3 (145) y por último de A2 (34); en sustrato rocoso el mayor número de taxones se registró en R4 (227), seguido de R2 (218), R1 (215) y R3 (189).

Estacionalmente cabe destacar la disminución en invierno del número de taxones de macrofauna en los dos tipos de sustrato. Así, mientras el 99% de los taxones típicos de sustrato arenoso estuvieron presentes en verano, sólo el 13% se mantuvo en invierno. En sustrato rocoso el 98% del total de taxones se registraron en verano, mientras que en invierno sólo se registraron el 34%. La mayoría de los taxones presentes en invierno se registraron también en

verano, sin embargo alguno de ellos fue exclusivo de esta época del año. Este fue el caso de taxones poco frecuentes (<10%) como *Melanella alba* (da Costa, 1778), *Ervilia castanea* (Montagu, 1803), *Gammarus crinicornis* (Stock, 1966) y *Bathyporeia guilliamsoniana* (Bate, 1857) en sustrato arenoso y *Chaetopterus variopedatus* (Renier, 1804), *Eumida punctifera* (Grube, 1860), *Gibbula tumida* (Montagu, 1803), *Trivia arctica* (Pulteney, 1799), *Orchomene similis* (Chevreux, 1912) y *Amphiglena mediterranea* (Leydig, 1851) en sustrato rocoso.

6.2.2. Comunidad de macrofauna de sustrato arenoso

6.2.2.1. Parámetros descriptores de la comunidad de macrofauna de sustrato arenoso

6.2.2.1.1. Riqueza de taxones de sustrato arenoso

La riqueza promedio de macrofauna, calculada como número total de taxones por unidad muestral (20x20x20 m³), fue de 9.91 ±5.13 DT. Asimismo los valores de riqueza variaron notablemente entre muestras (2-22 taxones).

Se detectaron diferencias espaciales y estacionales en los valores de riqueza (Tabla 6.4). Por un lado, se observó una mayor riqueza de taxones en A1 con respecto a A3. Por otro lado, la riqueza promedio de taxones fue 2.1 veces superior en verano que en invierno (Fig. 6.2a; Tabla 6.5). Sin embargo, la interacción entre los factores localidad y época no resultó significativa, por lo que no ejercieron un efecto conjunto sobre la riqueza de taxones de macrofauna (Tabla 6.4).

Aunque las variaciones inter-anales no fueron estadísticamente significativas, en verano de 2007 se observó un incremento general de la riqueza de taxones del 26% con respecto al verano de 2005, y este incremento se mantuvo a nivel de cada localidad, siendo del 37% en A1 y del 31% en A3 (Fig. 6.2a).

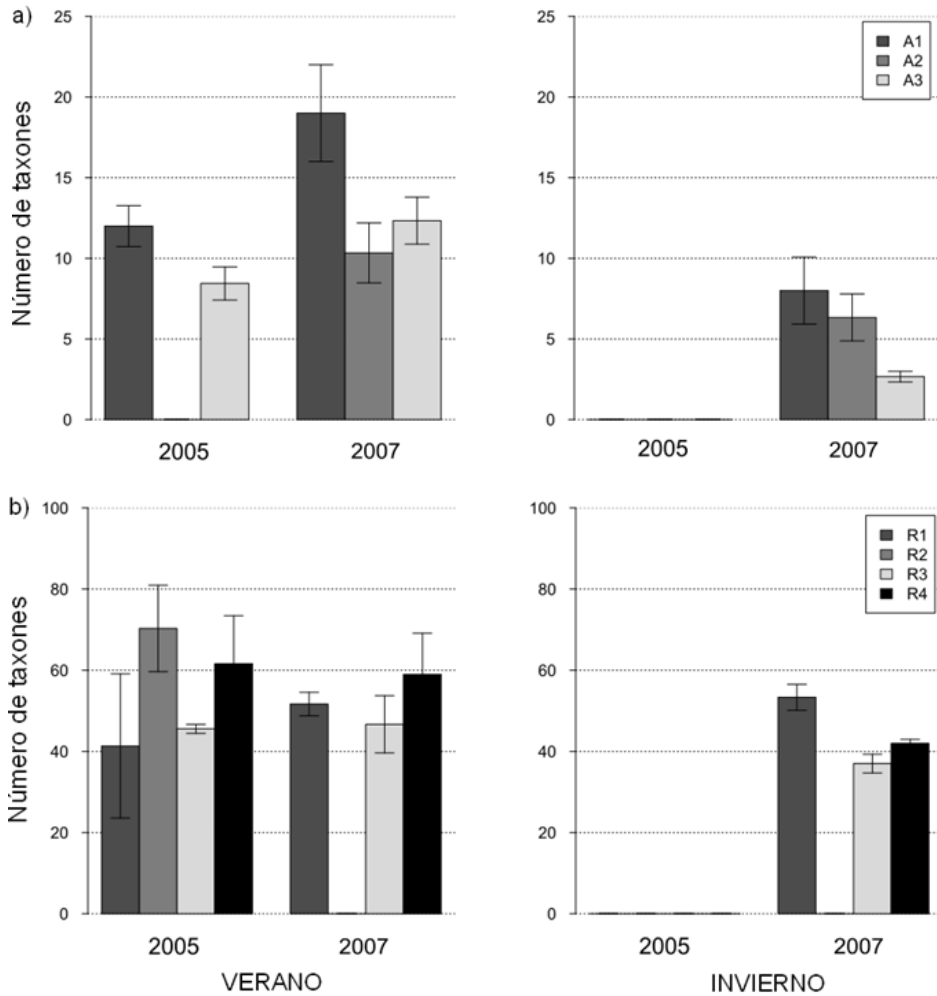


Figura 6.2. Riqueza de taxones promedio y error estándar (barras de error) de macrofauna por unidad muestral de sustrato arenoso (a) y rocoso (b). Se representa por época (verano, invierno), año (2005, 2007) y localidad (codificada mediante colores, ver leyenda).

6.2.2.1.2. Diversidad de taxones de sustrato arenoso

La diversidad promedio de taxones fue 1.69 ± 0.61 DT (Tabla 6.5), variando entre 0.54 y 2.98

Se detectaron diferencias espaciales y estacionales significativas en la diversidad de taxones de macrofauna (Tabla 6.4). La diversidad de taxones fue superior en A1 con respecto a A3. Asimismo el valor promedio de diversidad resultó en verano 1.5 veces superior al de invierno. La doble interacción entre los factores localidad y época no resultó significativa.

Aunque las diferencias inter-anales no resultaron no significativas, en verano de 2007 se observó un incremento de la diversidad en la localidad A1 y un descenso en A3 con respecto al verano de 2005.

6.2.2.1.3. Densidad de taxones de sustrato arenoso

La densidad promedio de taxones de macrofauna fue 29591.88 ± 41926.49 DT individuos/m³. Los valores de densidad variaron notablemente entre muestras 1000.00-193444.44 individuos/m³ (Tabla 6.5).

También para la densidad se detectaron diferencias espaciales y estacionales significativas, siendo superior en A1 que en las otras dos localidades y a su vez superior en A3 respecto a A2. Asimismo, el valor promedio de densidad registrado en verano resultó 9 veces superior al de invierno. La doble interacción entre los factores localidad y época no resultó significativa (Fig. 6.3a; Tabla 6.4).

Aunque las variaciones inter-anales no resultaron significativas, en verano de 2007 se observó un descenso de la densidad total de individuos en la localidad A1 y A3 con respecto al verano de 2005 (Fig. 6.3a).

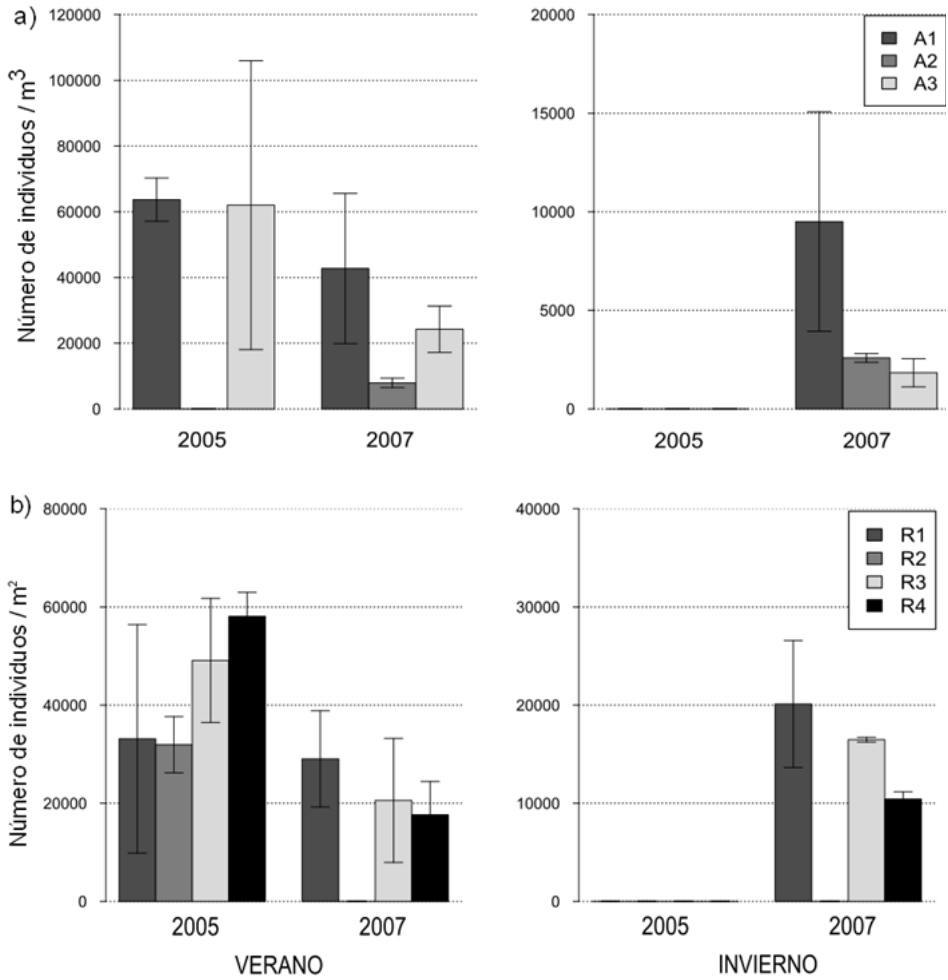


Figura 6.3. Densidad de taxones promedio y error estándar (barras de error) de macrofauna de sustrato arenoso (a) y rocoso (b). Se representa por época (verano, invierno), año (2005, 2007) y localidad (codificada mediante colores, ver leyenda).

6.2.2.2. Variabilidad espacial y estacional de la estructura de la comunidad de macrofauna de sustrato arenoso

Los análisis Cluster y MDS mostraron un patrón estacional en las muestras (Fig. 6.4): en general las muestras de verano se diferenciaron de las de invierno al 10% de similitud (exceptuando las muestras de verano de 2007 de la localidad A1, las cuales resultaron ser más semejantes a las muestras de invierno de esa misma localidad). Por otro lado, las muestras de invierno se situaron de manera dispersa formando dos grandes grupos. Uno de ellos agrupa las muestras de invierno de A2 y A3 y el otro las muestras tanto de verano como de invierno de A1, las cuales mostraron mayor semejanza entre ellas que con el resto de muestras de la correspondiente época. Al 31% de similitud la ordenación de las muestras respondió al factor espacial, diferenciándose así las muestras en función de las distintas localidades. Cada grupo de muestras, se correspondió con una localidad y una época del año. La única excepción fue una de las muestras de invierno de 2007 de la localidad A1, la cual se situó de manera independiente y próxima a las muestras de verano de esa misma localidad y año. El valor del coeficiente de estrés asociado al MDS (0.16) indicó que la ordenación bidimensional representada presentó un elevado grado de fiabilidad.

El análisis multivariante PERMANOVA realizado para la estructura de la comunidad de macrofauna evidenció diferencias espaciales y estacionales significativas (Tabla 6.6): cada localidad de sustrato arenoso presentó una comunidad particular de macrofauna que fue significativamente distinta al resto. Al mismo tiempo, la composición y densidad de los taxones presentes en verano se diferenció de los registrados en invierno. La doble interacción entre los factores localidad y época también resultó significativa, de manera que ambos factores parecen ejercer un efecto conjunto sobre la estructura de la comunidad de macrofauna. El test "pair-wise" realizado dos a dos para los niveles de cada factor identificó cambios significativos en la composición y densidad de taxones en función de la época del año ($p < 0.05$) en la localidad A3. El resto de localidades no presentaron variaciones estacionales significativas. Por otro lado, mostró que en la época de verano las localidades A1, A2 y A3 se diferenciaron entre sí en cuanto a la composición y densidad de taxones. Sin embargo, en invierno la estructura de la comunidad de macrofauna fue espacialmente más homogénea, no encontrando diferencias significativas entre las distintas localidades.

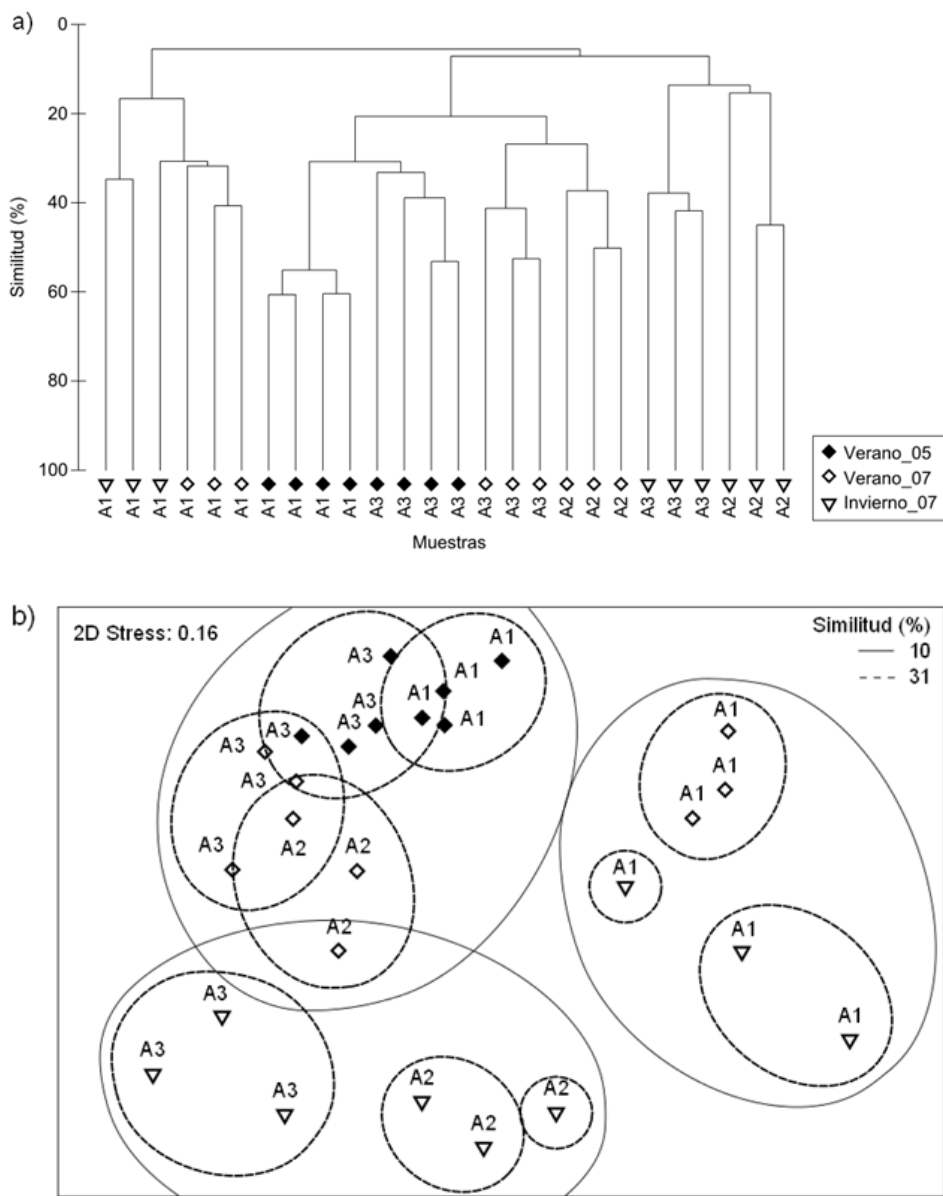


Figura 6.4. Dendrograma de clasificación resultante del análisis Cluster (a) y diagrama de ordenación bidimensional MDS (b) que representan la similitud entre muestras de macrofauna de sustrato arenoso en cada localidad, época y año. La codificación alfanumérica de las muestras representa la localidad (A1, A2 y A3) y el símbolo la época del año y el año (ver leyenda). Las líneas representan los grupos formados por el Cluster a un 10% y 30% de similitud.

Los taxones más representativos de cada localidad fueron los siguientes: en A1 dominaron el anfípodo *Apseudopsis latreilli* (Milne Edwards, 1828), los poliquetos *Mediomastus fragilis* Rasmussen, 1973, *Protodorvillea kefersteini* (McIntosh, 1869) y *S. kroyeranus* y Nematoda indet., contribuyendo conjuntamente en un 50% (aprox.) a la similitud entre las muestras de dicha localidad. El bivalvo *Goodallia triangularis* (Montagu, 1803) y el poliqueto *Nephtys cirrosa* (Ehlers, 1868) fueron las especies responsables del 50% (aprox.) de la similitud registrada entre las muestras de A2, mientras que el pagúrido *Diogenes pugilator* (Roux, 1829) y *S. kroyeranus* lo fueron de las muestras de A3. Estos mismos taxones determinaron las principales diferencias espaciales (análisis SIMPER; Tabla 6.7a). Así, *A. latreilli*, *M. fragilis*, *P. kefersteini* y *Polygordius appendiculatus* (Fraipont, 1887) fueron más abundantes en A1 con que en las otras dos localidades. A2 y A3 fueron más similares entre sí en cuanto a la composición de especies, siendo las especies comunes más abundantes, en general, en A3. Este fue el caso de *S. kroyeranus*, *D. pugilator*, *N. cirrosa*, *Spiophanes bombyx* (Claparède, 1870) y *Spio decoratus* (Bobretzky, 1870). Por el contrario *G. triangularis* y *Bathyporeia pilosa* (Lindström, 1855) abundaron más en A2. El anfípodo *Nototropis swammerdamei* (Milne Edwards, 1830) fue exclusivo y muy abundante en A3.

La variación estacional que experimentó la estructura de la comunidad de sustrato arenoso fue debida principalmente a que en invierno la mayoría de los taxones fueron menos abundantes (*S. kroyeranus*, *D. pugilator*, *A. latreilli*, *M. fragilis*, Nematoda indet. y el poliqueto *S. decoratus*) o estuvieron ausentes (*N. cirrosa*, *A. swammerdami* y el poliqueto *S. bombyx*). Sin embargo, un pequeño grupo de taxones presentaron mayor densidad en invierno, entre ellos los poliquetos *P. kefersteini*, *P. appendiculatus* y *Malmgrenia* sp.1, los bivalvos *Tellina donacina* (Linnaeus, 1758) y *Dosinia exoleta* (Linnaeus, 1758), el decápodo *Liocarcinus marmoreus* (Leach, 1814) y la ofiura *A. squamata* (Tabla 6.7b). Asimismo, otro grupo reducido de taxones como los poliquetos *Pisione remota* (Southern, 1914), *Glycinde nordmanni* (Malmgren, 1866), los anfípodos *B. guilliamsoniana* y *Nototropis falcatus* (Metzger, 1871) y los bivalvos *G. triangularis* y *Gari tellinella* (Lamarck, 1818) fueron exclusivos de esta época del año.

6.2.3. Comunidad de macrofauna de sustrato rocoso

6.2.3.1. Parámetros descriptores de la comunidad de macrofauna de sustrato rocoso

6.2.3.1.1. Riqueza de taxones de sustrato rocoso

La riqueza promedio de macrofauna, resultó de 52.35 ± 16.58 DT taxones/unidad muestral (20×20 m²) (Tabla 6.9). Asimismo, los valores de riqueza variaron notablemente entre muestras (24-94 taxones).

Espacialmente se apreciaron variaciones en la riqueza de taxones entre las diferentes localidades (Tabla 6.9; Fig. 6.2b), registrándose la mayor riqueza promedio en la localidad R4 (61.78 ± 15.00 DT), seguida de R3 (49.40 ± 19.89 DT) y R2 (49.14 ± 10.26 DT) y por último de R1 (45.11 ± 14.36 DT). Si bien las diferencias sólo fueron significativas entre R3 y R2 (p -valor <0.001 ; Tabla 6.8).

La riqueza de taxones no varió estacionalmente de manera significativa, y tampoco se observó un efecto conjunto de la localidad y época del año (Tabla 6.8).

6.2.3.1.2. Diversidad de taxones de sustrato rocoso

La diversidad promedio de taxones, calculada como el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), fue 2.37 ± 0.51 DT (Tabla 6.9), variando entre un mínimo de 1.48 y un máximo de 3.40

Espacialmente la diversidad promedio alcanzó valores superiores en la localidad R2 (2.76 ± 0.59 DT), seguida de R4 (2.58 ± 0.47 DT), R1 (2.24 ± 0.41 DT) y por último de R3 (2.03 ± 0.44 DT). El análisis PERMANOVA constató que las diferencias observadas en la localidad R3 respecto de las localidades R2 y R4 fueron significativas (p -valor <0.05 ; Tabla 6.8).

Estacionalmente, la diversidad de taxones no experimentó variaciones significativas. Tampoco se detectaron diferencias significativas para la doble

interacción entre los factores localidad y época (p -valor >0.05 ; Tabla 6.8). Anualmente se observa una tendencia al incremento de la diversidad de taxones, tanto a nivel general como a nivel particular en cada una de las zonas, aunque este incremento no resultó estadísticamente significativo (p -valor >0.05 ; Tabla 6.9).

6.2.3.1.3. Densidad de taxones de sustrato rocoso

La densidad promedio de taxones de macrofauna, fue 28916.85 ± 19262.08 DT individuos /m² (Tabla 6.9), con variaciones entre 7375.00 y 68075 individuos/m² entre las distintas muestras

La densidad de taxones de macrofauna fue el único parámetro que no varió de manera significativa a nivel espacial (Tabla 6.9). Sin embargo, estacionalmente sí que experimentó cambios significativos (p -valor <0.05), resultando los valores promedio registrados en verano (34594.31 ± 20130.51 DT) 2.2 veces superiores a los de invierno (15669.44 ± 7059.63 DT). No se evidenciaron diferencias significativas para la doble interacción entre los factores localidad y época (Tabla 6.8).

En verano de 2007 la densidad promedio de taxones experimentó un descenso significativo del 50% respecto del verano de 2005 ($p<0.01$). Este descenso tuvo lugar en cada una de las localidades, siendo especialmente notable el experimentado en R4, donde la densidad promedio descendió un 70% (Fig. 6.3; Tabla 6.9).

6.2.3.2. Variabilidad espacial y estacional de la estructura de la comunidad de sustrato rocoso

El análisis Cluster evidenció una comunidad de macrofauna de sustrato rocoso bastante homogénea, separándose las muestras únicamente a partir del 38% de similitud (Fig. 6.5). Asimismo los resultados del dendrograma junto con los de la ordenación bidimensional MDS evidenciaron una agrupación de las

muestras que atendió en primer lugar a un factor temporal. A un 39% de similitud las muestras del año 2005 se diferenciaron de las del 2007. Mientras que las muestras de 2005 resultaron muy homogéneas entre sí, las muestras de 2007 se separaron a su vez a un 41% de similitud en base al factor estacional, diferenciándose las muestras de verano de las de invierno. La única excepción se produjo con las muestras de verano de R4, las cuales fueron más similares a las muestras de invierno de dicha localidad y del resto de localidades. A un 53% de similitud las muestras de 2007 de verano se agruparon atendiendo a un claro patrón espacial, de manera que las muestras de las distintas localidades formaron grupos independientes. Sin embargo en invierno de 2007 únicamente se diferenciaron las muestras de R1, mientras que el resto de muestras formaron un único grupo, evidenciando una comunidad más homogénea en esta época del año. El valor de estrés asociado al MDS (0.18) indicó que la ordenación bidimensional de las muestras fue fiable.

El análisis multivariante PERMANOVA evidenció diferencias espaciales y estacionales significativas en la estructura de la comunidad de macrofauna de sustrato rocoso (Tabla 6.10). El test "pair-wise" realizado dos a dos entre todos los niveles del factor localidad evidenció diferencias significativas entre la localidad R2 y el resto de localidades (p -valor <0.05). Al mismo tiempo, la estructura de la comunidad de macrofauna de verano se diferenció de la de invierno (p -valor <0.001). Este último resultado hay que tomarlo con cautela ya que el análisis PERMDISP indicó diferencias significativas en la dispersión de los datos respecto del factor época, lo cual quiere decir que el resultado positivo del análisis PERMANOVA podría ser debido a diferencias en la dispersión de los datos. Por otro lado, la doble interacción entre los factores época y localidad no resultó significativa (p -valor >0.05).

El análisis SIMPER (Figura 6.11a) determinó que la ofiura *A. squamata*, los gasterópodos *R. parva*, *B. reticulatum* y *T. pullus* y los bivalvos *M. costulatus* y *H. arctica* fueron especies comunes en todas las localidades de sustrato rocoso y las principales responsables de las similitudes registradas entre las muestras de este tipo de sustrato, contribuyendo cada una entre un 21% y 40%. Por otro lado, las diferencias espaciales registradas entre la localidad R2 y el resto de localidades fueron debidas a variaciones en la densidad de un gran número de especies, presentando la mayoría valores de densidad superiores en R2 comparativamente con el resto de localidades (Tabla 6.11a).

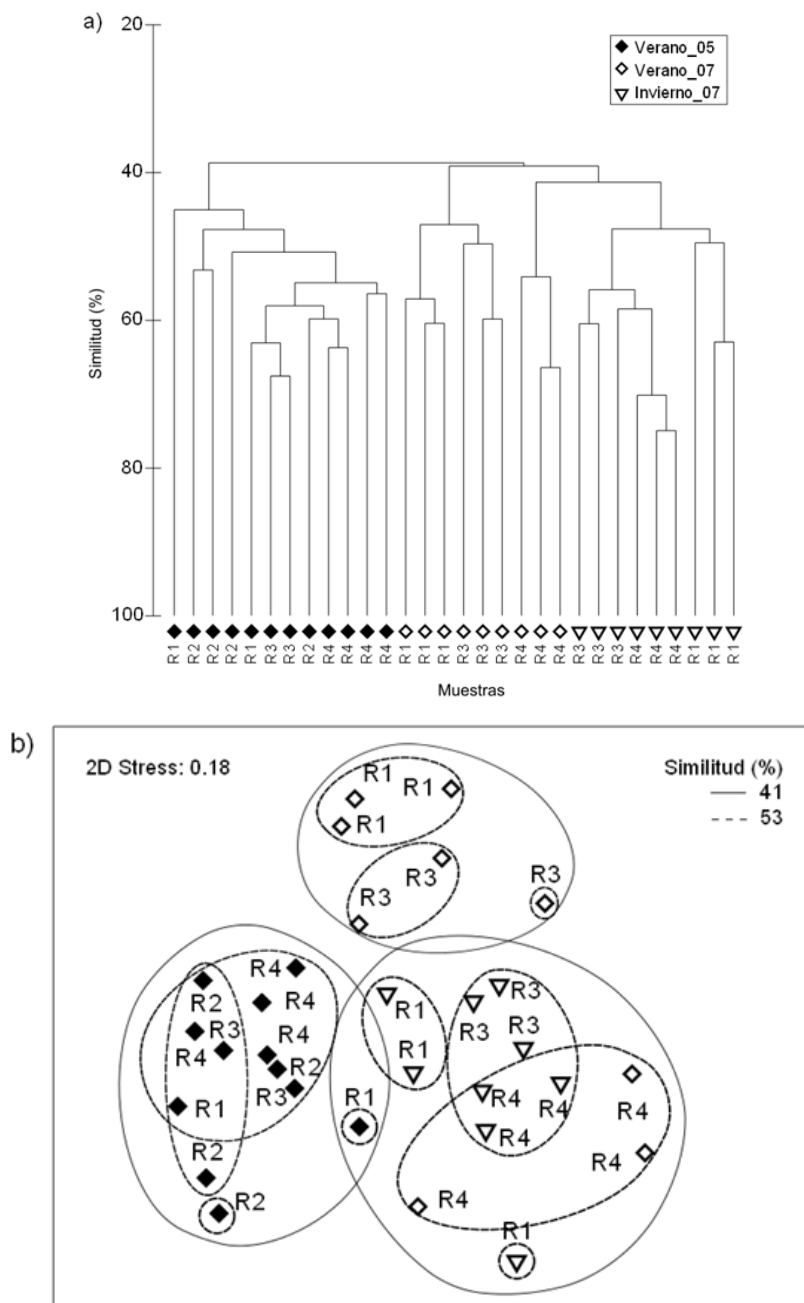


Figura 6.5. Dendrograma de clasificación resultante del análisis Cluster (a) y diagrama de ordenación bidimensional MDS (b) que representan la similitud entre muestras de macrofauna de sustrato rocoso en cada localidad, época y año. La codificación alfanumérica de las muestras representa la localidad (R1, R2, R3 y R4) y el símbolo la época del año y el año (ver leyenda). Las líneas representan los grupos formados por el Cluster a un 41% y 53% de similitud.

Este fue el caso de los poliquetos *Syllis variegata* (Grube, 1860), *Harmothoe* sp. 2 (Kinberg, 1856), *Dodecaceria concharum* (Örsted, 1843), los anfípodos *Maera grossimana* (Montagu, 1808), Aoridae indet. (Stebbing, 1899), *Gammaropsis maculata* (Johnston, 1828), los gasterópodos *Manzonina crassa* (Kammacher, 1798), *Onoba semicostata* (Montagu, 1803), *Retusa truncatula* (Bruguière, 1792) los decápodos *Pisidia longicornis* (Linnaeus, 1767), Natantia indet. y la ofiura *A. squamata*, entre otros.

La variación estacional que experimentó la estructura de la comunidad de sustrato rocoso fue debida principalmente a que en invierno la mayoría de los taxones fueron menos abundantes (Tabla 6.11b). Este fue el caso de los gasterópodos *R. parva*, *B. reticulatum*, *Nassarius reticulatus* (Linnaeus, 1758), los anfípodos Aoridae indet., *A. ramondi*, *N. swammerdamei*, *Apherusa jurinei* Milne Edwards, 1830, *Apherusa bispinosa* (Bate, 1857), *Dexamine spinosa* (Montagu, 1813), juveniles de la familia Mytilidae, el pagúrido *A. hyndmanni* y Nematoda indet., los cuales contribuyeron en conjunto en un 21% a la diferenciación de dichas comunidades. Otros taxones como los anfípodos *Jassa falcata* (Montagu, 1808), *Gammarella fucicola* (Leach, 1814), los gasterópodos *O. semicostata*, *R. truncatula*, y el decápodo Natantia indet., sólo se registraron en verano, contribuyendo en conjunto en un 4% al establecimiento de dichas diferencias.

6.3. Discusión

El método para la extracción de muestras de macrofauna empleado en este trabajo (bomba de succión operada mediante buceo autónomo) difiere de la mayoría de estudios previos realizados sobre comunidades de macrofauna. Tradicionalmente el estudio de las comunidades de macrofauna se ha realizado en mayor medida sobre sustratos blandos, por lo que las técnicas de muestreo más empleadas han sido dragas, corers o técnicas de arrastre operados desde embarcación (Warwick *et al.* 2002, Reiss & Kröncke 2005b, Moreira *et al.* 2010a). Estas técnicas presentan una importante ventaja en cuanto a que carecen de las limitaciones propias del buceo autónomo, ya que permiten aumentar la superficie muestreada, el número de réplicas y el rango batimétrico. Sin embargo, estas técnicas suponen un elevado coste y no resultan adecuadas para el estudio de

macrofauna de sustrato rocoso, lo cual posiblemente sea la principal causa de la escasez de estudios sobre este tipo de sustrato (Kuhne & Rachor 1996). Esto ha representado el principal inconveniente a la hora de realizar comparaciones con los resultados obtenidos en el presente trabajo. Por otro lado, la configuración tridimensional del sustrato duro da lugar a muestras muy variables en cuanto a los volúmenes muestreados, lo cual representa una dificultad importante a la hora de obtener estimas comparables (Gibbons & Griffiths 1988). De esta manera, cuanto mayor sea el relieve del sustrato y el número de macroalgas y grietas presentes en la superficie de referencia mayor será el volumen de la muestra y por lo tanto la riqueza y la diversidad de especies (Sheppard *et al.* 1980).

Composición de la comunidad de macrofauna

Los poliquetos y los crustáceos resultaron los grupos faunísticos mayoritarios en los dos tipos de sustrato en cuanto al número de especies y densidad de individuos. Este mismo resultado se obtuvo en estudios previos realizados en el norte de Europa (Bamber 1993, Rees *et al.* 1999, Kuhne & Rachor 1996) y en Galicia (Moreira & Troncoso 2007, Cacabelos *et al.* 2008, Lourido *et al.* 2010, Moreira *et al.* 2010a). Entre las especies identificadas destacaron, por su interés biogeográfico debido a los escasos registros en las costas gallegas, tanto los poliquetos *Eulalia mustela* (Pleijel, 1987), *Hesionura elongata* (Southern, 1914), *Salvatoria swedmarki* (Gidholm, 1962) y *Xenosyllis scabra* (Ehlers, 1864), como los crustáceos filocáridos *Nebalia troncosoi* (Moreira, Cacabelos & Dominguez, 2003) y *Sarsinebalia cristoboi* (Moreira, Gestoso & Troncoso, 2003), todos ellos registrados en sustrato arenoso.

Los poliquetos se consideran buenos indicadores de la biodiversidad marina pues se relacionan positivamente con la riqueza total de especies de invertebrados bentónicos (Olsgard *et al.* 2003). Asimismo, constituyen buenos indicadores de distintos tipos de perturbación, ya que entre las numerosas especies que forman este grupo se encuentran especies sensibles y especies oportunistas, las cuales sufren variaciones en su densidad en respuesta directa al estrés ambiental. De esta manera, el estudio de este grupo particular de macrofauna proporciona gran cantidad de información, optimizando así la relación coste/beneficio. Estas características de los poliquetos los hace especialmente recomendables para estudios de monitorización de AMP (Giangrande *et al.* 2005) tanto como

indicadores de diversidad como del efecto de la protección, concretamente del cese de la perturbación antropogénica ocasionada por la pesca.

Parámetros descriptores de la comunidad (riqueza, diversidad y densidad de especies)

Los sustratos rocosos en general presentaron una mayor riqueza, diversidad y densidad total de especies que los sustratos arenosos, posiblemente debido a la baja complejidad estructural que caracteriza a los fondos blandos. Este tipo de sustratos se caracterizan por poseer una menor cantidad de superficie susceptible de ser colonizada, de refugio disponible y de hábitats en comparación con los sustratos rocosos. Esto determina una riqueza de especies no muy elevada y en todo caso menor que la de otros sustratos de mayor complejidad estructural (Thorson 1957, Sebens 1991, Rees *et al.* 1999, Dahl & Dahl 2002). No obstante, a micro-escala los sustratos blandos también pueden ser extremadamente diversos en cuanto a la naturaleza de los materiales que los componen (orgánicos e inorgánicos), la estructura (tamaño de partícula) y la composición química (Sebens 1991, Barros *et al.* 2004). Estos aspectos de los fondos blandos junto a su característica naturaleza fluctuante da lugar a comunidades faunísticas muy variables, tanto espacial como temporalmente (Ros *et al.* 1989, Hewitt *et al.* 2005).

Los resultados de este estudio muestran que la Ensenada de Carnota posee una comunidad de macrofauna submareal rica, considerando el número total de taxones identificado (472). No obstante, el número de taxones así como los valores de diversidad y densidad de sustrato arenoso (231 taxones; $H' = 1.69 \pm 0.61$; 9702 individuos) resultaron inferiores a los registrados en otros estudios realizados en sustratos blandos en otras zonas de Galicia como la Ría de Aldán (Lourido *et al.* 2010), la Ría de Ares-Betanzos (Troncoso & Urgorri 1993, Garmendia *et al.* 1998, Sánchez-Mata & Mora 1999), la Ensenada de San Simón (Cacabelos *et al.* 2008) o la Ensenada de Baiona (Moreira & Troncoso 2007) y del norte de Europa como el Mar del Norte (Rees *et al.* 1999) o la Isla de Scilly (Warwick *et al.* 2006). Únicamente los valores de densidad resultaron superiores respecto de los registrados en la Bahía de A Coruña (López-Jamar *et al.* 1995). Los bajos valores de riqueza taxonómica obtenidos en sustrato arenoso en comparación con el resto de estudios fueron posiblemente debidos a la menor escala espacial y la menor heterogeneidad de sustratos muestreados.

No obstante es importante también tener en cuenta que el método de muestreo empleado en el presente trabajo difirió del resto de estudios, lo cual, como se comentó previamente, constituye una importante limitación a la hora de realizar comparaciones entre las estimas realizadas.

En sustrato rocoso no existe ningún estudio comparable al nuestro en toda la costa atlántica de la Península Ibérica, por ello únicamente fue posible realizar comparaciones a una mayor escala geográfica. Así, el número de taxones identificados en la zona submareal rocosa de la Ensenada de Carnota (350) resultó superior a los registrados por Dahl & Dahl (2002) en la costa de Dinamarca (135), los 289 taxones registrados por Kuhne & Rachor 1996 en German Bight o las 62 especies identificadas por Edwards (1980) en Irlanda. Esto posiblemente fue debido a la mayor variedad de sustratos rocosos muestreados en este caso, como cantos (rocas sueltas de forma de redondeada y de pequeño tamaño 2-6 cm), sustrato rocoso de distintos relieves y macroalgas, en comparación con dichos trabajos. Además, hay que tener en cuenta que en el trabajo de Edwards (1980) no se identificaron los organismos menores de 2 mm. Sin embargo, los valores de diversidad registrados en la Ensenada de Carnota ($H' = 2.37 \pm 0.51$) resultaron muy similares a los registrados por Edwards (1980) y Kuhne & Rachor (1996), aunque la densidad promedio (n° de indiv./m²) registrada en este último resultó aproximadamente 10 veces inferior a la aquí registrada.

- Variación espacio-temporal de los parámetros descriptores de la comunidad

Los valores de riqueza, diversidad y densidad de individuos registrados fluctuaron espacial y estacionalmente, aunque en mayor medida para la comunidad de sustrato arenoso.

A nivel espacial, los valores de riqueza y diversidad registrados en sustrato arenoso resultaron significativamente superiores en la localidad A1 respecto de A3. La densidad de individuos resultó superior en A1 respecto de las otras dos localidades, y a su vez en A3 respecto de A2. Los valores superiores de A1 podrían ser debidos a la mayor heterogeneidad de sustratos (Lourido *et al.* 2010), así como el mayor tamaño de partícula (Cacabelos *et al.* 2008) que presenta esta localidad. Por el contrario, el sustrato de las localidades A2 y A3 fue muy homogéneo y estuvo compuesto básicamente por arena fina, existiendo además en A2 un pequeño porcentaje de sustrato fangoso. En estudios previos

realizados en otras zonas de Galicia se determinó que la diversidad de sustratos y el tamaño de partícula fueron los principales factores en base a los cuales se estructura la comunidad de macrofauna (Moreira *et al.* 2007, Lourido *et al.* 2010). Asimismo, en otro estudio se asoció la presencia de cierto porcentaje de contenido pelítico con valores bajos de riqueza y densidad (Cacabelos *et al.* 2008).

La comunidad de sustrato rocoso no presentó diferencias espaciales significativas en cuanto a ninguno de los parámetros descriptores de la comunidad analizados. Esto posiblemente fue debido, igual que en el caso de la estructura de la comunidad, al gran número de especies que caracterizaron la comunidad de macrofauna de este tipo de sustrato, amortiguando las posibles diferencias en la composición y la densidad de las especies de las distintas localidades. Asimismo, la gran variabilidad entre muestras de sustrato rocoso posiblemente contribuyó a enmascarar las posibles diferencias existentes entre las distintas localidades.

La época del año, sin embargo, resultó ser un factor determinante para las comunidades de ambos tipos de sustratos, aunque en mayor medida para el sustrato arenoso. Así, la riqueza, la diversidad y la densidad de especies de sustrato arenoso presentaron valores más elevados en verano, como cabe esperar en estas latitudes (Moreira *et al.* 2010b) y experimentaron un descenso significativo en invierno. En sustrato rocoso únicamente resultó significativo el descenso experimentado por la densidad de individuos en invierno, resultando los valores alcanzados menos de la mitad de los de verano. Este descenso general que los parámetros descriptores de la comunidad experimentan en invierno coincide con el patrón general observado para la fauna bentónica de regiones templadas (López-Jamar 1995, Moreira *et al.* 2008, Moreira *et al.* 2010b). Dicha disminución posiblemente se produzca, como ya se comentó para la estructura de la comunidad, como consecuencia del aumento del estrés en esta época del año provocado por condiciones ambientales desfavorables como el descenso de la temperatura y de la disponibilidad de alimento, así como el aumento del hidrodinamismo y la predación (Reiss & Kröncke 2005b, Moreira *et al.* 2010b).

Las variaciones inter-anales (2005 vs 2007) observadas en los parámetros descriptores de la comunidad no fueron, en general, significativas. Únicamente resultó significativo un descenso del 50% en la densidad de individuos de sustrato rocoso. Este tipo de fluctuaciones deben ser tomadas con cautela, puesto que

pueden estar muy condicionadas por las variaciones en el protocolo de muestreo empleado entre 2005 y 2007.

En conclusión, la Ensenada de Carnota posee una rica comunidad submareal de macrofauna, siendo esta más rica y diversa en fondos rocosos, de acuerdo con la complejidad estructural de este tipo de sustrato. El factor espacial resultó determinante para la estructuración de las comunidades de sustrato arenoso, mientras que la época del año lo fue para la comunidad en general. Esto recalca la necesidad de estudios de monitorización que permitan caracterizar la variabilidad natural de dichas comunidades. Para ello, previamente resulta necesario el diseño de un método más apropiado para sustrato rocoso que permita obtener estimas comparables, ya que, como ya se explicó, con el método actual existe una gran variabilidad de volumen entre las diferentes muestras. Dicha variabilidad podría dificultar la detección de diferencias, en caso de haberlas, en mayor medida cuanto menor sea el tamaño muestral. Sólo así se podrá testar en un futuro el efecto de la protección en la Reserva Marina de Interés Pesquero Os Miñarzos.

Estructura de la comunidad

Las comunidades de los dos tipos de sustrato se diferenciaron en cuanto a su estructura. Así, mientras las comunidades de sustrato arenoso estuvieron dominadas por unas pocas especies muy frecuentes y abundantes, en sustrato rocoso dominó un grupo numeroso de especies menos frecuentes y abundantes. Ambas estructuras responden a un patrón general previamente observado a escala global por otros investigadores para comunidades submareales de macrofauna tanto de sustrato arenoso (Reiss & Kröncke 2005b, Cacabelos *et al.* 2008, Lourido *et al.* 2010) como de sustrato rocoso (Lasiak 1998, Dahl & Dahl 2002, Danovaro & Fraschetti 2002).

La estructura de la comunidad de sustrato arenoso varió espacialmente a pesar de la pequeña escala considerada en este estudio. De esta manera las comunidades de las distintas localidades resultaron ser significativamente diferentes entre ellas. Las principales diferencias fueron establecidas en base a variaciones en la densidad de las especies dominantes, más que a un remplazo de especies. Esta variación en la densidad estuvo motivada posiblemente por el gradiente de granulometría, contenido en materia orgánica (MO) y exposición al oleaje que presentaron las distintas zonas. Estos tres factores se consideran

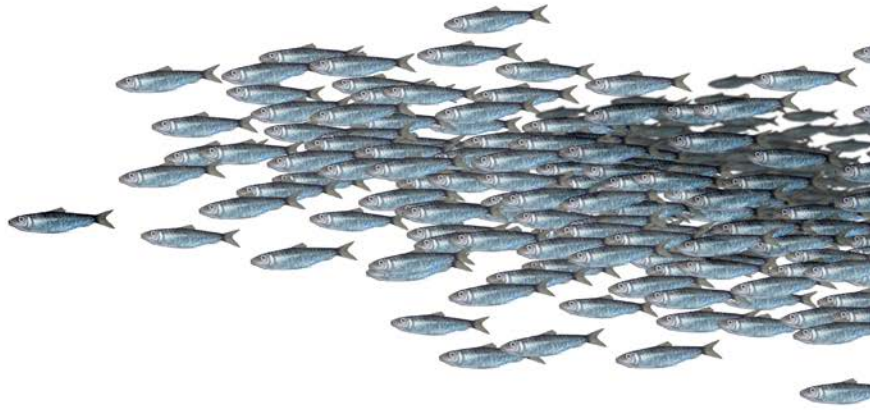
determinantes en la distribución de las comunidades bentónicas (Serrano *et al.* 2008, Lourido *et al.* 2010). Cabe destacar en la localidad A1, la presencia del bivalvo *G. triangularis*, especie característica de sedimentos con tamaño de partícula grueso y elevado hidrodinamismo (Moreira *et al.* 2005). Sin embargo, aunque el elevado hidrodinamismo es una característica general a toda el área de estudio, en concreto esta localidad es considerada la de menor exposición al oleaje de las tres estudiadas. Asimismo, en las localidades A2 y A3 se registraron dos especies de poliquetos consideradas oportunistas: *S. bombyx* y *S. decoratus* posiblemente debido a la presencia de arena fina en ambas localidades, ya que este tipo de sustrato presenta una gran inestabilidad (López-Jamar 1995).

La ordenación MDS de las muestras de macrofauna respondió al factor temporal, diferenciándose las muestras de 2005 de las de 2007, debido posiblemente a las diferencias existentes entre el protocolo de muestreo de ambos años (ver apartado 6.2 “Material y métodos”). Además, estas diferencias metodológicas se ven posiblemente acentuadas, debido a que las localidades de 2005 se muestrearon únicamente en verano, a diferencia de las localidades de 2007 donde se muestreó tanto en verano como en invierno. Espacialmente, la estructura de la comunidad de sustrato rocoso fue más homogénea que la de sustrato arenoso, a pesar de las diferencias respecto al hábitat que presentaron las distintas localidades (ver capítulo 2 “Material y métodos general”), distinguiéndose únicamente la comunidad de R2 del resto de zonas. El gran número de especies que caracterizaron la comunidad de este tipo de sustrato así como la pequeña contribución de cada una de ellas fueron posiblemente los responsables de la ausencia de significación espacial, lo cual resulta frecuente en comunidades de este tipo de sustrato (Dahl & Dahl 2002). Por otro lado, la gran variabilidad entre muestras de una misma localidad debido a los diferentes volúmenes recogidos, constituyó otro impedimento para detectar las posibles diferencias existentes entre las localidades. La elevada variabilidad hace que los análisis aplicados sean muy conservadores y sólo se detecten diferencias cuando estas sean muy evidentes.

Estacionalmente la estructura de la comunidad de macrofauna de ambos tipos de sustrato se diferenció de manera significativa. En general esto fue ocasionado por la desaparición en invierno de un gran número de especies y a la disminución en la densidad de las especies más comunes. La menor densidad de especies y de individuos de fauna bentónica en invierno, ha sido registrada previamente

por otros autores, quienes lo atribuyeron a fenómenos de mortalidad (Reiss & Kröncke 2005b, Moreira *et al.* 2010b), migración horizontal a zonas más profundas (Hinz *et al.* 2004, Reiss & Kröncke 2004) o migración vertical a capas inferiores del sustrato (Beukema 1985). En cualquier caso, tales fenómenos están motivados por el descenso de la temperatura y de la disponibilidad de alimento, así como el aumento del hidrodinamismo y la predación en invierno (Reiss & Kröncke 2005b, Moreira *et al.* 2010b). Asimismo, el efecto contrario registrado en primavera-verano posiblemente esté relacionado con la inversión de estas condiciones ambientales así como con fenómenos de reclutamiento de las especies (Moreira *et al.* 2010b).





7

**Relaciones de las especies de
invertebrados y peces con el hábitat en
la reserva marina de interés pesquero
Os miñarzos y su zona adyacente**

7. RELACIONES DE LAS ESPECIES DE INVERTEBRADOS Y PECES CON EL HÁBITAT EN LA RESERVA MARINA DE INTERÉS PESQUERO OS MIÑARZOS Y SU ZONA ADYACENTE

Si bien la eficacia de las AMPs ha sido demostrada en las últimas décadas a nivel mundial (Fenberg *et al.* 2012) no resulta sencillo diferenciar los efectos estrictamente derivados del cese de las actividades humanas de otros efectos naturales, como la variabilidad temporal de las poblaciones o los debidos a diferencias en el hábitat entre las zonas protegidas y no protegidas. Es frecuente que las zonas protegidas alberguen de manera natural hábitats más complejos y por lo tanto sean potencialmente más ricas y diversas (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1999), por lo que su evolución en cuanto a la rapidez y magnitud de los cambios diferirá de las zonas no protegidas. En estas circunstancias no resulta sencilla la comparación entre las comunidades de las zonas protegidas y no protegidas, ni puede hacerse de un manera directa, sino que previamente hay que identificar y cuantificar el efecto del hábitat para considerarlo en los análisis posteriores (García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001).

Los estudios que tratan la relación entre las especies y los hábitats son abundantes en regiones tropicales (Gratwicke & Speight 2005a, Gratwicke & Speight 2005b), sin embargo en regiones templadas son más escasos y los que existen se han realizado en el Mar Mediterráneo, con Harmelin (1987) como pionero, quien percibió que la estructura del hábitat determinaba la estructura de la comunidad y conforme aumentaba la complejidad de ésta se incrementaba también la riqueza de especies. Posteriormente García-Charton junto a otros autores estudiaron esta relación y constataron, que la abundancia, riqueza y diversidad de peces de los arrecifes costeros del mediterráneo aumentaban con la complejidad del hábitat (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1998, García-Charton & Pérez-Ruzafa 1999, García-Charton *et al.* 2000, García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001, García-Charton & Pérez-Ruzafa 2004, Claudet *et al.* 2010a).

No obstante, en el Atlántico Noreste los estudios que relacionan comunidades biológicas con el hábitat son escasos y casi todos se han realizado sobre sustratos blandos mediante artes de arrastre, dragas o corers y por lo tanto en un amplio rango batimétrico (6-110 m) (Ellis *et al.* 2000, Ellis & Rogers 2000, Warwick *et al.*

2002, Reiss & Kröncke 2004, França *et al.* 2009). En Galicia este tipo de estudios han sido llevados a cabo también sobre fondos predominantemente arenosos. La mayoría se han realizado dentro de Rías, y por lo tanto a profundidades someras, y han sido dirigidos a un grupo taxonómico particular de invertebrados (López-Jamar *et al.* 1995, Moreira *et al.* 2006, Veloso *et al.* 2007, Cacabelos *et al.* 2008, Lourido *et al.* 2010, Moreira *et al.* 2010a, Moreira *et al.* 2010b). Otros se han llevado a cabo en la plataforma continental y la zona del talud abisal a profundidades entre 70 y 500 m, abarcando tanto peces como invertebrados demersales (Fariña *et al.* 1997a, Fariña *et al.* 1997b, Serrano *et al.* 2006, Serrano *et al.* 2008). En todos estos estudios las variables ambientales estudiadas, o bien describen parámetros físico-químicos de los sedimentos (granulometría, contenido en materia orgánica, temperatura, salinidad, etc.) o bien ocurren a gran escala (profundidad, latitud, longitud, etc.). Sin embargo, estudios de comunidades de sustratos rocosos donde empleen variables físicas descriptoras del hábitat son prácticamente inexistentes (Pita 2011).

En este capítulo se analiza por primera vez en la costa atlántica de la Península Ibérica la relación entre los parámetros descriptores de la comunidad de grandes invertebrados y peces (densidad, riqueza y diversidad de especies) en la RMIP Os *Miñarzos* y su zona adyacente, y las variables descriptoras de los diferentes tipos de hábitats costeros en base a distintas variables físicas como tipo de sustrato (arena, roca, cantos, grava, cascajo), granulometría, relieve y profundidad, y variables biológicas (comunidades de macroalgas). Asimismo, se analiza la relación entre las especies de peces e invertebrados. Esta información permitirá en un futuro diferenciar la variabilidad natural del efecto de la protección, posibilitando comparaciones espaciales entre las comunidades de las distintas zonas protegidas que forman la RMIP Os *Miñarzos* así como identificar y evaluar los cambios espacio-temporales.

7.1. Material y métodos

El estudio del hábitat así como de las comunidades de invertebrados y de peces de la RMIP Os *Miñarzos* y su zona adyacente fue realizado por medio de censos visuales subacuáticos (de forma similar a García-Charton & Pérez-Ruzafa 1998), siguiendo la metodología previamente descrita en los capítulos I-V.

7.1.1. Diseño de muestreo

Para estudiar la relación existente entre el hábitat y las especies de peces e invertebrados, en este capítulo se emplean parte de los datos anteriormente utilizados en los capítulos II-V. Para ello, sólo se pudieron emplear los datos de las épocas de primavera y otoño, puesto que son las únicas épocas en las que se dispone de datos de la comunidad de macroalgas y del sustrato.

A continuación, para facilitar la lectura del presente capítulo, se resumen los principales aspectos del diseño de muestreo, ya explicados en los capítulos anteriores (I-V).

Se realizaron un total de 12 transectos de 100 m de longitud. El ancho de banda del transecto varió en función de la visibilidad del momento entre 2 y 10 m (1 y 5 m a cada lado respectivamente) (promedio: 5 m; DT: 2 m). A lo largo de cada transecto se cuantificaron las especies de invertebrados y peces, con periodicidad trimestral y se realizó la caracterización del hábitat, con periodicidad semestral (Tabla 2.1). Seis de los transectos fueron realizados en zonas predominantemente arenosas (> 60% de la superficie ocupada por arena) y otros 6 en zonas predominantemente rocosas (> 60% de la superficie ocupada por roca).

Los mismos transectos fueron realizados durante el período 2007-2009 con periodicidad semestral, en las épocas de primavera y otoño (Tabla 2.1). Estas épocas resultaron ser especialmente adecuadas en la región de estudio debido a la abundancia y el tamaño de la cobertura vegetal. El gran tamaño alcanzado en verano por las macroalgas pardas de gran porte (principalmente laminariales y fucales) dificulta la detección de algunas especies bentónicas, mientras que en invierno las especies anuales están ausentes. No se dispone de datos de otoño de 2009 debido a que las malas condiciones meteorológicas impidieron la realización del muestreo.

El orden de realización de los muestreos de las distintas comunidades y el hábitat fue el siguiente: en primer lugar mientras el buceador 1 extendía el carrete enrollado en un tambor, el buceador 2 contó los peces para evitar que los fenómenos de atracción-repulsión por parte del buceador 1 distorsionasen las estimas realizadas. En segundo lugar y para finalizar, mientras el buceador 1

recogía el cabo en el tambor, el buceador 2 realizó simultáneamente los censos de invertebrados y la caracterización del hábitat. La técnica de CVS así como el protocolo de muestreo específico empleado para cada comunidad se describen con detalle en sus correspondientes capítulos (capítulos III, IV y V), mientras que la caracterización del hábitat se explica en el capítulo II. A continuación se resumen los aspectos más importantes de los protocolos aplicados.

7.1.2. Censo de peces de pequeño tamaño y movilidad reducida e invertebrados sedentarios y sésiles

Se identificaron y cuantificaron las especies de invertebrados sésiles y sedentarios de tamaño comprendido entre 2 cm y 10 cm que viven en la superficie del sustrato (principalmente poríferos, cnidarios, moluscos, equinodermos y crustáceos), presentes dentro de la superficie delimitada por un cuadrado de 0.25 m², colocado cada 10 m a lo largo del transecto de 100 m de longitud (de forma similar a Hoffmann & Dolmer 2000). Asimismo, este protocolo se aplicó a pequeños peces de coloración críptica y/o poco móviles, como las pertenecientes a las familias Cottidae, Blennidae, Trachinidae, Syngnathidae y Callionymidae. La mayoría de los taxones se identificaron a nivel de especie y unos pocos a nivel de género debido a la dificultad de identificación *in situ* que supone la técnica de censo visual empleada.

7.1.3. Censo de peces y grandes invertebrados móviles

Se identificaron y cuantificaron todas las especies de peces presentes dentro del transecto de banda. Todos los individuos se identificaron a nivel de especie, salvo los integrantes de las familias Mugilidae, Ammodytidae, Trachinidae y Rajiidae (algunos individuos) y de los géneros *Symphodus* spp. Rafinesque, 1810, *Trigla* sp. Linnaeus, 1758 y *Scomber* spp. Linnaeus, 1758 debido a la dificultad de su identificación bajo el agua. Asimismo 3 especies de invertebrados (*Maja brachydactyla* Balss, 1922, *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 y *Sepia officinalis* Linnaeus, 1758) fueron censados también mediante esta técnica debido a su gran tamaño y elevada movilidad.

7.1.4. Análisis de datos

En primer lugar, con el objetivo de averiguar si existía alguna relación entre el hábitat y las comunidades animales estudiadas, se realizó un test de correlación de Pearson entre las variables descriptoras del hábitat y los parámetros descriptores de la comunidad (Riqueza, diversidad y densidad). Los valores resultantes de este test se mueven en un rango de -1 y 1, siendo el valor cero la ausencia de correlación y los valores -1 y 1 la correlación máxima, negativa y positiva respectivamente. Como descriptores de la comunidad de peces e invertebrados se emplearon la riqueza de taxones, el índice de diversidad de especies de Shannon-Wiener (H') y la densidad total (número de individuos/ m^2). Este análisis se realizó de manera independiente para cada comunidad (peces e invertebrados) así como de manera conjunta para ambas.

Para estudiar las relaciones individuales existentes entre cada una de los taxones y las variables descriptoras del hábitat, desde una perspectiva multivariante, se realizaron análisis de correspondencias (Ter Braak & Smilauer 2002) con el software CANOCO versión 4.5. Para ello, se emplearon los datos de densidades de los taxones (número de individuos/ m^2) transformados por $\log(x+1)$ para reducir el peso de las especies muy abundantes en relación con las menos abundantes. En primer lugar se comprobó el tipo de respuesta de las especies (según Austin, 2002) mediante un análisis de correspondencias sin tendencias (DCCA). Este análisis mide, a través de la longitud del gradiente, la diversidad beta en la composición de especies de la comunidad, es decir, el grado de recambio de especies. Datos homogéneos y pocas especies dan lugar a una respuesta lineal (longitud de gradiente < 3), mientras que datos heterogéneos y muchas especies responden unimodalmente (longitud de gradiente ≥ 3).

Como se observó una respuesta unimodal (longitud de gradiente > 3), se empleó un análisis de correspondencia (CA) y su versión canónica, el análisis canónico de correspondencia (CCA).

El diagrama CA, realizado con los datos de densidad de taxones, proporciona una ordenación de las muestras en el espacio bidimensional. Dicha ordenación de las muestras responde exclusivamente a la composición y abundancia de las especies que forman las muestras, sin tener en cuenta las variables descriptoras del hábitat.

En el diagrama CCA, realizado con los datos de densidad y las variables descriptoras del hábitat, las muestras se ordenan en respuesta a la composición y abundancia de especies, pero también teniendo en cuenta las variables descriptoras del hábitat, ya que los ejes son una combinación lineal de dichas variables.

Comparando ambos diagramas (CA vs CCA) podremos saber en qué medida las variables descriptoras del hábitat explican los datos de densidad de las especies. De esta manera, cuanto más parecida sean la ordenación de las muestras en ambos diagramas, mayor será el grado de explicación de nuestras variables descriptoras del hábitat.

En el diagrama CCA se representaron las especies como puntos y las variables descriptoras del hábitat como flechas. Las flechas de cada variable de hábitat indicaron la dirección de cambio de dicha variable y su longitud fue proporcional a la tasa de cambio (Ter Braak 1987). El ángulo que forman las flechas de dos variables descriptoras del hábitat indicó el grado de correlación entre ambas, siendo positiva para ángulos menores de 90° , negativa para ángulos mayores de 90° y nula para ángulos rectos. Proyectando el punto de una especie sobre la flecha de la variable ambiental de interés, se predijo a qué nivel de la variable se da el óptimo de dicha especie. La significación estadística del primer eje y del conjunto de ejes canónicos del CCA fue testada con el test de Monte Carlo usando 999 permutaciones.

En la interpretación de los resultados, tanto del diagrama CA como en el CCA, el primer eje se corresponde con el eje X y el segundo eje con el eje Y. Estos ejes dividen el diagrama en 4 cuadrantes, empezando por el superior derecho (delimitado por la parte positiva del eje X y la parte positiva del eje Y) y siguiendo en sentido de las agujas del reloj.

Con el objetivo de establecer las variables descriptoras del hábitat con mayor influencia sobre las comunidades de peces y de invertebrados, la contribución relativa de cada variable sobre su respectiva ordenación fue evaluada con el mismo test, después de llevar a cabo una selección de variables incremental (nivel de significación del 5%). Estos análisis se realizaron conjuntamente para la comunidad de peces e invertebrados. Para ello se construyó una matriz de

especies y otra de variables descriptoras del hábitat, donde la unidad muestral fue el transecto. En el caso de los invertebrados y peces de movilidad reducida, donde la unidad muestral original era un cuadrado de 0.25 m², se sumaron los datos de densidad de los diez cuadrados que formaban de cada transecto y se dividieron por la superficie total de 10 cuadrados (2.5 m²). De la misma manera, para construir la matriz de hábitat, se calculó el promedio por transecto de los datos de las variables descriptoras del hábitat.

Todos los análisis fueron realizados para cada época del año por separado (de forma similar a Claudet *et al.* 2010a) debido a que dicho factor se considera responsable de la mayor parte de la variabilidad en las comunidades biológicas. Para todos estos análisis se seleccionaron las especies con una frecuencia de aparición $\geq 5\%$ en invertebrados y ≥ 9 en peces, con el fin de mantener aproximadamente el 50% de las especies (según Field *et al.* 1982). En el grupo de peces se incluyó el congrio (*Conger conger* (Linnaeus, 1758)), aunque su frecuencia no superó el 4%, debido a su especial interés como predador tope. Asimismo, se eliminaron las especies de peces pelágicos formadores de cardúmenes cuyas distribuciones fueron muy sesgadas y contenían muchos cerros (según Claudet *et al.* 2010a) y su relación con el hábitat responde a otra escala mayor para la cual no disponemos de las variables ambientales adecuadas (Ammodytidae, *Atherina presbyter* Cuvier, 1829, *Belone belone* (Linnaeus, 1761) y *Boops boops* (Linnaeus, 1758)).

Los organismos coloniales y los poríferos, a excepción de *Tethya aurantium* (Pallas, 1766) y *Sycon ciliatum* (Fabricius, 1780), no fueron incluidos en los análisis pero sí en el inventario de especies. Igualmente, dado que la metodología empleada para el censo de *Echinocardium cordatum* (Pennant, 1777) y *Ensis* sp. Schumacher, 1817 pudo no ser adecuada, dado que viven enterrados en sustratos blandos, tampoco fueron incluidos en los análisis aunque sí en el inventario de especies.

7.2. Resultados

Se analizaron un total de 59 transectos, 36 de primavera y 23 de otoño. En primavera se identificaron un total de 34 especies de bentos y 26 de peces, de las cuales sólo 22 y 13 respectivamente presentaron una frecuencia igual o superior al 5% y 9% respectivamente. En otoño se identificaron un total de 25 especies de invertebrados y 23 de peces, de las cuales sólo 17 y 16 respectivamente presentaron una frecuencia igual o superior al 5% y 9% respectivamente (Tablas 7.1a y 7.1b).

7.2.1. Correlación entre las variables descriptoras del hábitat y los parámetros descriptores de la comunidad (riqueza, diversidad y densidad total)

La Tabla 7.2 muestra los coeficientes de correlación de Pearson entre las variables descriptoras del hábitat (profundidad, relieve, granulometría y comunidad de macrófitos) y los parámetros de la estructura de la comunidad (riqueza específica, diversidad y densidad tanto para peces como para invertebrados). La profundidad sólo se correlacionó positivamente con la diversidad de especies de peces en otoño, de manera que la diversidad de peces se incrementó a medida que aumentó la profundidad.

Los grupos morfológicos de macroalgas y el porcentaje de sustrato arenoso de pequeña granulometría (arena fina y de grosor medio) estuvieron correlacionados con la riqueza y diversidad de especies de invertebrados y de peces así como con el conjunto de la comunidad. En el primer caso la correlación fue positiva mientras que en el segundo fue negativa. Por otro lado, la macroalgas tapizantes y la arena de grosor medio se correlacionaron con la abundancia de peces en primavera, de manera positiva y negativa respectivamente.

El resto de variables descriptoras del hábitat estuvieron menos correlacionadas con la estructura de la comunidad. Destacó la elevada correlación existente del

porcentaje de grava y la roca de bajo relieve con la riqueza y diversidad de especies en primavera, tanto de peces como invertebrados, así como del porcentaje de cantos con la riqueza de invertebrados. La roca de elevado y moderado relieve únicamente tuvo influencia para la comunidad de peces. Así, el elevado relieve favoreció la riqueza de peces en ambas épocas del año y la diversidad en otoño. Mientras que el relieve moderado se correlacionó positivamente con la diversidad de peces en primavera y la abundancia de peces en otoño.

7.2.2. Relación de las especies con el hábitat y relaciones inter-específicas

El diagrama bidimensional CA (Fig. 7.1a) representa la ordenación de las muestras en el espacio en base a su composición de especies. Esta figura explicó el 55% de la variabilidad total en primavera (PC1 = 21.5%; PC2 = 14.6%) y el 68.1% en otoño (PC1 = 27.5%; PC2 = 15.4%). La estructura de las muestras respondió en ambos casos al tipo de sustrato en primer lugar, situándose las muestras de sustrato arenoso en la parte positiva del eje I y las de sustrato rocoso en su parte negativa. En segundo lugar la estructura de las muestras respondió en cierto grado al nivel de protección. Así, a lo largo del eje II las muestras de la reserva integral de sustrato rocoso se diferenciaron del resto, situándose en la parte positiva de dicho eje en la época de primavera y en su parte negativa en otoño. En sustrato arenoso fue la zona control la que mostró mayor diferenciación, situándose en la parte negativa del eje II en primavera y en su parte positiva en otoño.

La figura 7.1b presenta el diagrama bidimensional CCA de las muestras una vez introducidas las variables descriptoras del hábitat, representando los ejes combinaciones unimodales de dichas variables. La estructura de las muestras mantuvo el mismo patrón que en el diagrama CA en base al tipo de sustrato a lo largo del primer eje y el nivel de protección a lo largo del segundo. Esto quiere decir que las variables descriptoras del hábitat constituyeron buenos predictores de la densidad de invertebrados y peces en ambas épocas del año. El porcentaje de varianza explicada por el CCA fue elevado y superior al CA, siendo el 75.4% en primavera (PC1 = 34.1%; PC2 = 21.5%) y el 78% en otoño (PC1 = 37.0%; PC2 = 19.6%).

PRIMAVERA

OTOÑO

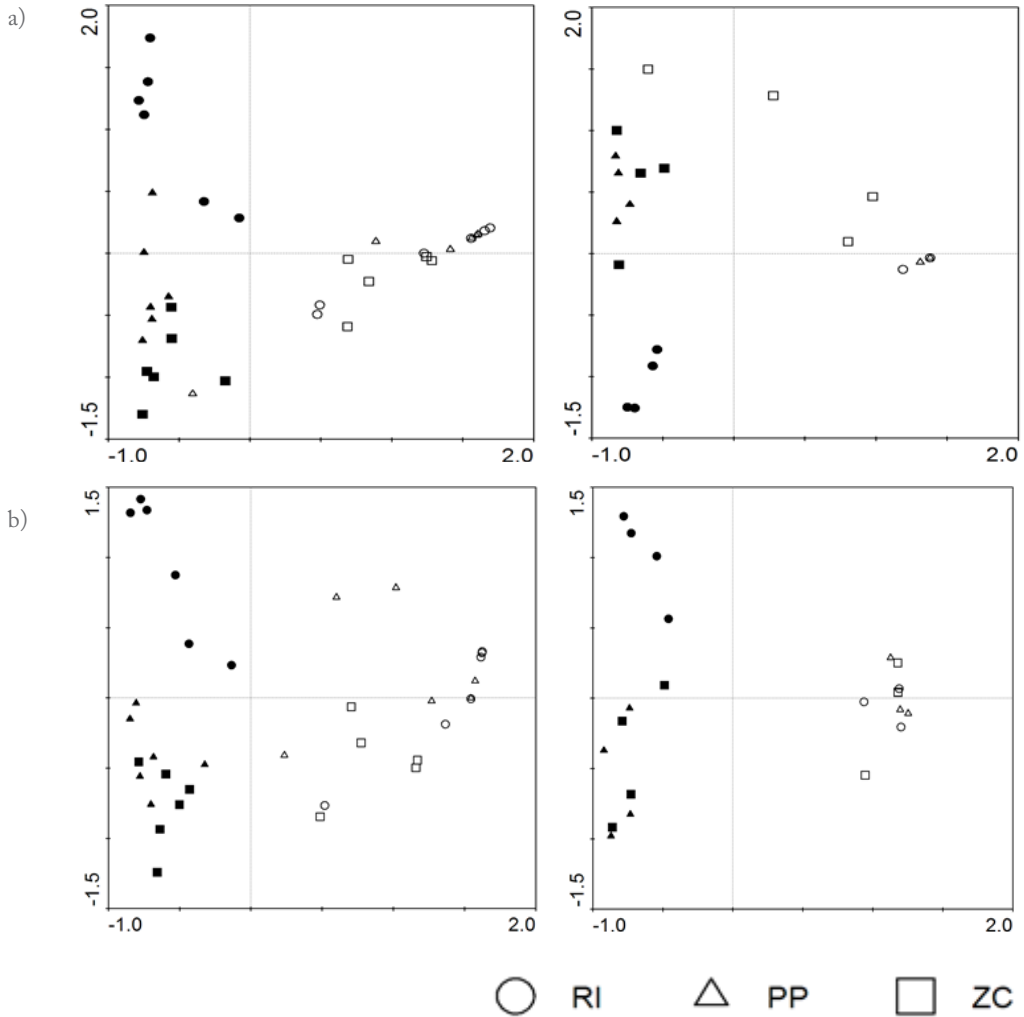


Figura 7.1 a y b. Diagramas bidimensionales de ordenación de las muestras de abundancia de invertebrados y peces en primavera (izquierda) y otoño (derecha) obtenidos mediante un CA (a) y un CCA (b). Las muestras se codificaron por zona (ver leyenda), correspondiendo los símbolos llenos a sustrato rocoso y los vacíos a sustrato arenoso.

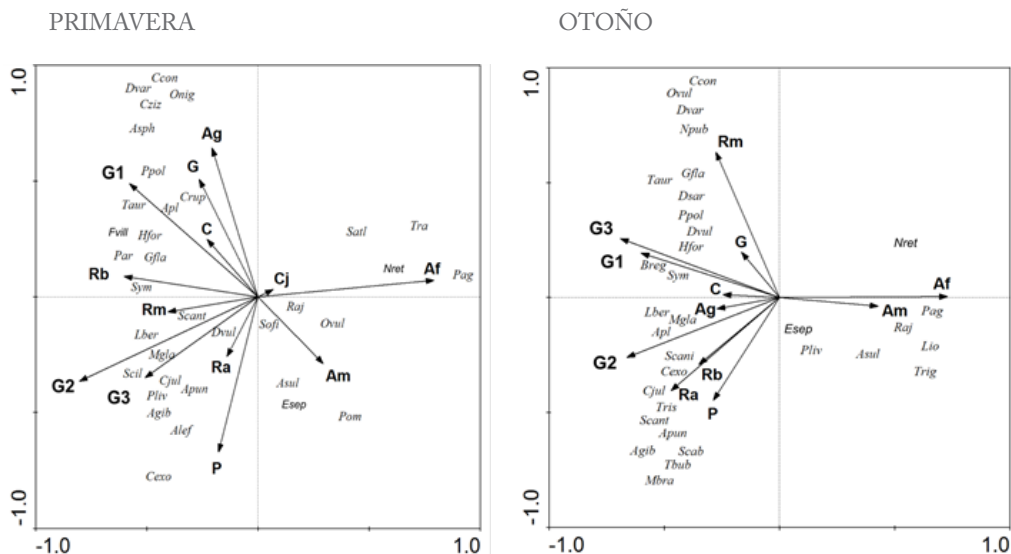


Figura 7.1c. Diagramas CCA de ordenación de las especies y las variables descriptoras del hábitat en primavera (izquierda) y otoño (derecha). Las abreviaturas de las especies se muestran en la tabla 7.1a y 7.1b y las abreviaturas de las variables en la Tabla 7.3.

El primer eje (eje X) del diagrama CCA, realizado con las variables descriptoras del hábitat y las especies y en primavera (Fig. 7.1c) representó un gradiente de complejidad del sustrato rocoso y de la comunidad de macroalgas que se incrementó hacia su parte negativa y un gradiente de porcentaje de cobertura de sustrato arenoso de grosor medio y fino que aumentó hacia su parte positiva. El eje II (eje Y) representó principalmente un gradiente de profundidad, que se incrementó hacia su parte negativa, y secundariamente un gradiente de composición de sustratos móviles (arena gruesa, grava y cantos) que se correlacionó negativamente con la profundidad, aumentando en sentido opuesto. Las macroalgas arborescentes así como las macroalgas arbustivas y la profundidad resultaron ser las únicas variables significativas para la estructura del conjunto de la comunidad de megafauna en primavera (Tabla 7.3).

En otoño el diagrama CCA realizado sobre las especies y las variables descriptoras del hábitat reflejó en su primer eje un gradiente de composición de sustratos móviles (Fig. 7.1c). Los de menor granulometría se incrementaron hacia

su parte positiva (arena fina y arena de grosor medio), y el resto (arena gruesa, grava, cascajo y cantos) junto con la presencia de los grupos morfológicos de macroalgas hacia su parte negativa. El segundo eje representó un gradiente de complejidad del sustrato rocoso que se incrementó junto con la profundidad hacia su parte negativa. En esta época únicamente resultaron ser significativas para la estructura de la comunidad de megafauna la arena fina y la arena de grosor medio (Tabla 7.3).

Ambos diagramas CCA evidenciaron una relación muy evidente entre la presencia y abundancia de los distintos grupos morfológicos de macroalgas en las dos épocas del año (Fig. 7.1c). En primavera las macroalgas arbustivas y tapizantes se relacionaron positivamente entre ellas y negativamente con las arborescentes. En otoño la abundancia de las macroalgas arborescentes y las macroalgas tapizantes se relacionó negativamente con las macroalgas arbustivas. Las macroalgas arbustivas resultaron más abundantes a mayor profundidad donde la presencia de las macroalgas arborescentes fue menor.

Algunos taxones mostraron una clara afinidad por el sustrato arenoso de pequeña granulometría y fondos someros. Estos fueron Paguroidea, *Nassarius reticulatus* (Linnaeus, 1758), *Sepiola atlántica* d'Orbigny, 1842, *Pomatoschistus* sp. Gill, 1863, Trachinidae, Triglidae y Rajidae. *Echinaster sepositus* (Retzius, 1783) mostró afinidad por las zonas de granulometría media y más profundas y *Anemonia sulcata* (Pennant, 1777) se registró en zonas rocosas con un porcentaje elevado de sustrato arenoso. Asimismo, *Octopus vulgaris* Cuvier, 1797 mostró preferencia por el sustrato arenoso fino y fondos someros en esta época del año (Fig. 7.1c).

El resto de taxones se consideraron ligados a sustrato rocoso. Algunos de ellos mostraron una elevada tolerancia a la presencia de arena, la mayoría invertebrados, por lo que se registraron en zonas rocosas someras con influencia arenosa (Af y Am) y otros tipos de sustratos móviles como grava (G), cascajo (C) y cantos (C). La magnitud de esta relación fue superior en primavera que en otoño, evidenciada por la menor longitud del vector Ag. Este fue el caso de *Distomus variolosus* Gaertner, 1774, *Calliostoma zizyphinum* (Linnaeus, 1758), *Holothuria* (*Panningothuria*) *forskali* Delle Chiaje, 1823, *Ophiocomina nigra* (Abildgaard, in O.F. Müller, 1789), *Actinothoë sphyrodeta* (Gosse, 1858), *T. aurantium*, *Necora puber* (Linnaeus, 1767), *Aplysia* spp. Linnaeus, 1767, *O. vulgaris*, *Pollachius*

pollachius (Linnaeus, 1758), *Gobiusculus flavescens* (Fabricius, 1779), *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758), *Diplodus vulgaris* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817) y *O. vulgaris*, los dos últimos sólo en otoño. Asimismo, estos taxones de fondos rocosos someros con elevada influencia arenosa, mostraron también preferencia por las grandes macroalgas arborescentes (Fig. 7.1c).

Otros de los taxones de fondos rocosos mostraron menor tolerancia al sustrato arenoso y mayor preferencia por fondos más profundos, la mayoría de ellos situados en el tercer cuadrante de ambos diagramas CCA (Fig. 7.1c). Este fue el caso de *Felimare villafranca* (Risso, 1818), *Parablenius* sp. Miranda Ribeiro, 1915, *Symphodus* spp., *Labrus bergylta* Ascanius, 1767 y *Spondylisoma cantharus* (Linnaeus, 1758) (este último en primavera), los cuales se asociaron a fondos de bajo y moderado relieve, donde estuvieron presentes los tres grupos morfológicos de macroalgas. *S. ciliatum*, *Aplidium punctum* (Giard, 1873), *Asterina gibbosa* (Pennant, 1777), *Aslia lefevrii* (Barrois, 1882), *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816), *M. brachydactyla*, *Centrolabrus exoletus* (Linnaeus, 1758), *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758), *Taurulus bubalis* (Euphrasen, 1786), *Coris julis* (Linnaeus, 1758), *Trisopterus* sp. Rafinesque, 1814, *D. vulgaris* y *S. cantahrus* (en otoño) mostraron preferencia por fondos de elevado relieve y más profundos, donde dominaron las macroalgas arbustivas. *A. lefevrei*, *P. lividus*, *M. brachydactyla* y *T. bubalis* habitaron este tipo de hábitats posiblemente debido a que el relieve proporciona mayor cantidad de refugios ya que son dos especies que viven ocultas en grietas, en la cara inferior de rocas, o asociadas a grandes formaciones rocosas.

Entre los taxones de fauna estudiados identificamos varias asociaciones entre distintas especies. *D. vulgaris* y *C. julis* mostraron en primavera una asociación con *P. lividus*, sobre el cual ambas especies predan. Sin embargo, en otoño no se encontró dicha relación, debido principalmente a que en esta época *D. vulgaris* se asoció en mayor medida con sustratos rocosos de menor relieve, menos profundos y de influencia arenosa. *L. bergylta* y las distintas especies del género *Symphodus* cohabitaron en fondos rocosos de moderado y alto relieve durante todo el año. Sin embargo, mientras *Symphodus* spp. mostró una mayor preferencia por los primeros, *L. bergylta* predominó en los de mayor relieve. Asimismo, estos dos taxones se repartieron el espacio en base a la profundidad, ocupando *L. bergylta* los hábitats más profundos y *Symphodus* spp. los más someros.

7.3. Discusión

En este capítulo han sido empleados análisis multivariantes para evaluar la correlación de las variables descriptoras del hábitat con los parámetros descriptores de la estructura de la comunidad.

Correlación entre las variables descriptoras del hábitat y los parámetros descriptores de la comunidad (riqueza, diversidad y densidad total)

Las correlaciones encontradas entre las variables descriptoras del hábitat y los parámetros descriptores de la comunidad revelaron que la organización de estas comunidades respondió a ciertas características del hábitat.

Respecto a la profundidad, a pesar de su importancia ecológica, en este análisis esta variable únicamente se correlacionó de manera positiva con la diversidad de peces, de forma similar a lo observado por Roberts & Ormond (1987) en un rango de profundidad similar (1-12 m). La falta de correlación entre profundidad y otros parámetros descriptores de la comunidad podría deberse al estrecho rango de profundidad estudiado. Así, en otros estudios en los que estudió un rango de profundidad mayor, se registraron mayor número de variaciones significativas, disminuyendo la riqueza, diversidad y abundancia de especies a medida que se incrementó la profundidad. Así Currie & Sorokin (2009) registraron una disminución de la riqueza y diversidad de peces e invertebrados así como de la abundancia de invertebrados con la profundidad en un rango entre 0 y 20 m. Por otro lado Fariña *et al.* (1997a) registraron en la plataforma costera de Galicia una disminución de la densidad y la riqueza de peces en un rango de profundidad mucho mayor (100-500 m). En la misma región y en un rango de profundidad similar (70-500 m) Sánchez & Serrano (2003) y Serrano *et al.* (2008) detectaron una disminución en la riqueza de peces y un incremento de la riqueza de invertebrados, mientras que Fariña *et al.* (1997b) observaron un aumento en la abundancia, riqueza y diversidad de decápodos.

La presencia de los distintos grupos morfológicos de macroalgas fue determinante para la riqueza y diversidad de especies tanto de peces como de invertebrados, en mayor medida en primavera. Los grupos morfológicos de mayor porte (arborescentes y arbustivas) se correlacionaron de manera positiva con la riqueza y diversidad tanto de invertebrados como de peces. Esto posiblemente se deba a que dichos grupos confieren una mayor complejidad estructural al

hábitat, creando mayor cantidad y diversidad de nichos ecológicos, aumentando su capacidad para albergar mayor cantidad y diversidad de especies (Harmelin 1987). La densidad sin embargo, únicamente se correlacionó con las macroalgas de menor porte, las tapizantes. La presencia de este grupo morfológico determinó una mayor densidad de pequeños peces crípticos. Esto podría ser debido a que dichas especies muestran una mayor preferencia por este tipo de hábitat de menor complejidad estructural, o bien puede ser un artefacto provocado por la técnica de muestreo empleada: La laboriosidad de colocar el cuadrado de 0.25 m² sobre el sustrato se incrementa cuanto mayor es el porte de la cobertura vegetal. Por lo tanto, al aumentar el tiempo necesario de colocación del cuadrado, aumenta también la probabilidad de que las especies móviles puedan huir antes de ser vistas.

Por otro lado, mientras la presencia de cierto porcentaje de sustratos móviles como gravas o cantos contribuyó a diversificar y enriquecer dichas comunidades, la presencia de sustrato arenoso de pequeña granulometría provocó el efecto contrario. Esto pudo ser debido a que si bien la diversidad de sustratos se relaciona positivamente con la riqueza de especies (*apud* Roberts & Ormond 1987), una sedimentación elevada ocasionada por la presencia de sustratos arenosos finos puede resultar perjudicial para muchas especies animales y vegetales. Ello se debe al efecto abrasivo provocado por las partículas inorgánicas en suspensión junto con el elevado hidrodinamismo sobre los propios organismos y el sustrato. Este es el caso de la ascidia *A. punctum*, la cual se relacionó con ambientes rocosos más profundos y de menor influencia arenosa, ya que una sedimentación excesiva les resulta perjudicial, provocando el taponamiento de sus sifones y paredes branquiales (Naranjo *et al.* 1996). El caso contrario fue el de *Holothuria forskali* y *D. variolosus*, muy abundantes en zonas rocosas de elevada influencia arenosa. El primer caso posiblemente se relacione con el hábito detritívoro de dicha especie. Sin embargo, la estrecha asociación de la ascidia *D. variolosus* con ese tipo de hábitats pudo ser debida tanto a la elevada tolerancia que presenta a la sedimentación (Naranjo *et al.* 1996) como a la presencia en estos ambientes de *Cystoseira baccata*, macroalga sobre la cual se encontró epífita (observación personal).

Apenas existió correlación entre la abundancia de las especies y el resto de descriptores del hábitat, al igual que se constató en otros estudios (Roberts & Ormond 1987). Únicamente la roca de moderado relieve se correlacionó de

manera positiva con la abundancia de peces en otoño, mientras que la arena de grosor medio lo hizo negativamente en primavera. De forma similar García-Charton & Pérez-Ruzafa (1998) registraron en la misma época un incremento de la abundancia total de peces con el número de bloques rocosos de pequeño y mediano tamaño. Estos autores atribuyen dicho incremento a la mayor complejidad estructural proporcionada por los bloques rocosos, lo cual se traduce en una mayor superficie disponible y por lo tanto mayor disponibilidad de recursos. En nuestro caso, la abundancia de los invertebrados no mostró ninguna relación con las variables descriptoras del hábitat.

Relación de las especies con el hábitat

Los análisis multivariantes CCA para establecer las relaciones de los taxones de invertebrados y peces con los hábitats arenosos y rocosos, mostraron una relación significativa entre la estructura de la comunidad y la profundidad, aunque sólo resultó significativa en la época de primavera, posiblemente debido al menor grado de replicación en otoño. Esta misma relación fue constatada para comunidades de peces de otros arrecifes costeros gallegos (Pita 2011) y del Mediterráneo (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1998).

La relación entre la profundidad y la densidad de la mayoría de los taxones de invertebrados y peces de fondos rocosos fue positiva, de manera que se incrementó con la profundidad. Este fue el caso de *S. ciliatum*, *A. lefevrii*, *A. punctum*, *A. gibbosa*, *P. lividus*, *Marthasterias glacialis* (Linnaeus, 1758), *L. bergylta*, *S. cantharus*, *C. julis*, *Trisopterus* sp., *C. exoletus* y *Scylliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758). El aumento de la densidad con la profundidad ha sido también observado en peces de fondos rocosos de interés comercial (Pita 2011). Sin embargo los taxones de fondos arenosos o fondos mixtos de arena y roca mostraron una relación negativa con la profundidad. La mayoría de estos taxones fueron invertebrados como *N. reticulatus*, *C. zizyphinum*, *Aplysia* spp., *Paguroidea*, *N. puber* (Linnaeus, 1767), *O. nigra*, *S. atlántica*, *O. vulgaris*, *D. variolosus*, *A. sphyrodeta*, y algunos peces como *P. pollachius*, *Symphodus* spp. y los taxones de la familia Trachinidae. La relación entre *P. pollachius* y los fondos someros con influencia arenosa fue observada también por Pita (2011) en otros arrecifes rocosos costeros gallegos. Asimismo, la relación negativa de *Paguroidea* y Triglidae con la profundidad fue registrada previamente en fondos de la plataforma continental gallega, aunque en un rango de profundidad

mucho mayor (70-300 m; Serrano *et al.* 2006). Por otro lado, mientras en zonas someras como la zona de estudio, la abundancia de *Trisopterus* sp. y *S. canicula* aumentó con la profundidad, en rangos batimétricos mayores (70-300 m) se ha observado lo contrario (Serrano *et al.* 2006). Esto es debido a que, en el Atlántico Noreste, el rango batimétrico de estas especies se extiende desde 10 a 100 m, en el primer caso, y de 15 a 200 en el segundo (<http://www.fishbase.org/>). *L. bergylta* y *Symphodus* spp., dos taxones de peces que tienen papeles ecológicos muy similares, mostraron relaciones inversas con la profundidad. Así, mientras *L. bergylta* mostró preferencia por los fondos rocosos más profundos, *Symphodus* spp. se registró en fondos rocosos más someros y con mayor influencia arenosa. Esto podría ser una estrategia adoptada por estas especies para evitar la competencia por el espacio y los recursos de forma similar a lo encontrado por Sala & Ballesteros (1997) para las especies del género *Diplodus* en el Mediterráneo.

La presencia de los grupos morfológicos de macroalgas arborescentes y arbustivas también resultó significativa para la composición y abundancia de las especies en primavera. El que sólo resultara significativo en esta época del año podría ser debido a la diferente composición específica y distinto grado de desarrollo que mostraron las macroalgas arborescentes en primavera y otoño. En primavera las macroalgas de carácter anual (principalmente laminariales) se encontraron ausentes o poco desarrolladas. Por este motivo, en esta época del año, es mayor la influencia de las macroalgas perennes, como la macroalga parda de gran porte *Cystoseira baccata* (Gmelin) Silva, 1952, formadora de densos bosques. Esta especie, posiblemente, fue la principal responsable de que el G1 en primavera se relacionara positivamente con la densidad de muchos taxones de invertebrados y pequeños peces que coexistieron. Por este mismo motivo, en primavera, el grupo de las macroalgas arbustivas se relacionó positivamente con la abundancia de otros taxones de invertebrados y peces presentes en aquellas zonas donde *C. baccata* estuvo ausente. En otoño las únicas variables significativas fueron el porcentaje relativo de sustrato arenoso de granulometría pequeña y media, el cual se correlacionó negativamente con la densidad de la mayoría de especies, excepto de aquellas típicamente de sustrato arenoso como *N. reticulatus*, *Liocarcinus* spp., Paguroidea, Rajiadae o Triglididae.

Preferencias estacionales de las especies por el tipo de sustrato

Algunas de las especies de invertebrados y peces mostraron preferencias diferentes por el hábitat en primavera y otoño, lo cual podría estar relacionado con las particularidades del ciclo de vida de cada especie.

Las especies *D. vulgaris* y *P. lividus* mostraron preferencia por hábitats rocosos más profundos en primavera, mientras que en otoño estas dos especies junto con *D. sargus* se asociaron con hábitats más someros y con mayor porcentaje de sustrato arenoso grueso y otros sustratos móviles (grava, cantos, cascajo). Esta misma asociación en otoño la registraron García-Charton y Pérez-Ruzafa (1998) en el Mediterráneo para *D. sargus*. Esto puede deberse a que los hábitats someros y con un porcentaje de sustratos móviles resultan especialmente apropiados para el período de reclutamiento de los espáridos (*Diplodus* spp.) (García-Rubies & Macpherson 1995) y de *P. lividus* (Boudouresque & Verlaque 2007). Por otro lado, Sala & Ballesteros (1997) encontraron que *D. sargus* y *D. vulgaris* se reparten el espacio, ocupando el primero zonas someras y el segundo las más profundas (en un rango de 0.5-12 m), aunque su estudio se realizó a diferencia del nuestro en la época de verano. Estos resultados no se contradicen en nuestro estudio pues *D. vulgaris* podría ocupar hábitats más profundos en primavera y verano, desplazándose a los más someros en otoño.

El abadejo (*P. pollachius*) mostró preferencia en primavera por los fondos rocosos someros con gran influencia arenosa y estuvo altamente correlacionado con grandes macroalgas arborescentes. La preferencia de esta especie por este tipo de fondos rocosos someros ha sido también descrita por Pita (2011) en otros arrecifes rocosos costeros de Galicia. Ambas asociaciones posiblemente estuvieron relacionadas con la búsqueda de refugio en la fases tempranas del ciclo vital de esta especie, ya que muchos de los individuos observados en esta época del año fueron juveniles (observación personal). Precisamente este tipo de hábitats se encontraron dentro de la reserva integral de sustrato rocoso, donde en primavera, el refugio proporcionado por la macroalga perenne *C. baccata* que forma densos bosques de más de un metro de altura, puede suponer una ventaja importante frente a otras zonas. En las otras zonas dominaron otras macroalgas arborescentes de carácter anual (principalmente laminariales), por lo que en primavera se encontraron poco desarrolladas, y macroalgas perennes pero de menor porte como *Halidrys siliquosa* (Linnaeus) Lyngbye, 1819, la cual debido

a su menor porte podría proporcionar un refugio para otro tipo de especies más bentónicas, pero no para especies de hábitos demersales como el abadejo. En otoño, esta especie mostró preferencia por fondos rocosos de moderado relieve y de menor influencia arenosa y su relación con las macroalgas arborescentes no fue tan acusada.

El pulpo (*O. vulgaris*) también mostró una preferencia estacional por el tipo de sustrato, asociándose a fondos arenosos en primavera, coincidiendo con el período de freza y puesta de esta especie (Otero *et al.* 2007), y a fondos rocosos en otoño e invierno (no se dispone de datos de verano). Esta asociación debe ser tomada con cautela pues el número de datos fue escaso. Sin embargo, estos resultados coinciden con el conocimiento tradicional de los pescadores de la RMIP y otras zonas costeras de Galicia, quienes atribuyen la preferencia por el sustrato arenoso de esta especie a un desplazamiento estacional asociado a la búsqueda de alimento (comunicación personal). Asimismo, en estudios previos realizados por el grupo de investigación de Recursos Marinos y Pesquerías dentro de la zona de estudio en 2007 se observó que la pesquería del pulpo se concentraba en sustratos principalmente rocosos durante la mayor parte del año, cambiando en parte a arenosos en los meses de primavera/verano (marzo, abril, mayo y julio) (datos no publicados). La mayor abundancia del pulpo en primavera sobre sustrato arenoso podría ser debido a una preferencia por este tipo de sustrato o bien para la reproducción, para la cual se agregan en aguas someras (Guerra 1992) o bien para alimentación, por concentración de algún recurso en esta época. Por otro lado, la mayor abundancia en sustrato arenoso en comparación con el rocoso, puede ser debido a la mayor detectabilidad en arena debido a la ausencia de refugios naturales (Pham & Isidro 2010).

Aunque se han realizado numerosos estudios acerca de la biología y pesquería del pulpo en Galicia (González *et al.* 2005, Otero *et al.* 2005, Otero *et al.* 2007, Otero *et al.* 2009), los estudios ecológicos son más escasos (Otero 2006), no existiendo ninguno en Galicia acerca del uso del hábitat a pequeña escala o su área vital (*home range*). Se hace pues necesaria la realización de estudios que traten dichos aspectos de la ecología del pulpo. Para este objetivo son especialmente adecuadas las técnicas de marcado con telemetría ultrasónica ya que permiten seguir a tiempo real y de manera individual los diferentes individuos proporcionando gran cantidad de información. Aunque la técnica de censo visual subacuático es válida para el estudio de la población de esta especie, siempre

que se haga de manera dirigida (búsqueda activa de individuos), esta presenta una principal limitación relacionada con el tiempo de muestreo y la profundidad, ya que se trata de una técnica realizada por buceadores.

Relaciones inter-específicas

Entre los taxones de fauna estudiados identificamos varias asociaciones entre distintas especies que podrían corresponder a relaciones de predador-presa. La asociación encontrada en primavera de *D. vulgaris* y *C. julis* con *P. lividus* puede atribuirse a dicha relación, ya que ambas especies predan sobre *P. lividus*. *D. vulgaris* lo hace principalmente sobre los individuos adultos y *C. julis* sobre los juveniles (Sala 1997). Aunque *P. lividus* no es la presa principal de ninguna de estas especies (Sala & Ballesteros 1997), su predación es frecuente sobre todo dentro de las AMPs, ya que debido a la eliminación de la presión pesquera la densidad de las especies predatoras es más elevada en comparación con las zonas adyacentes no protegidas (Guidetti 2006). Por este motivo, como efecto indirecto de la protección las densidades de *P. lividus* dentro de las zonas protegidas son frecuentemente menores que en las zonas carentes de protección (Sala & Zabala 1996, Guidetti 2006). En consonancia con dichos resultados, en este estudio hemos registrado menor abundancia de *P. lividus* en la zona de reserva integral comparativamente con la zona parcialmente protegida y la zona control. Sin embargo, dado el corto periodo de tiempo transcurrido desde la creación de la reserva *Os Miñarzos*, es poco probable que sea un efecto indirecto de la protección. Las diferencias encontradas para esta especie fueron más probablemente debidas a diferencias en el hábitat entre las distintas zonas, ya que la zona parcialmente protegida y la zona control de sustrato rocoso resultan un hábitat mucho más favorable para esta especie, dado su mayor relieve, profundidad y menor influencia arenosa (Boudouresque & Verlaque 2007).

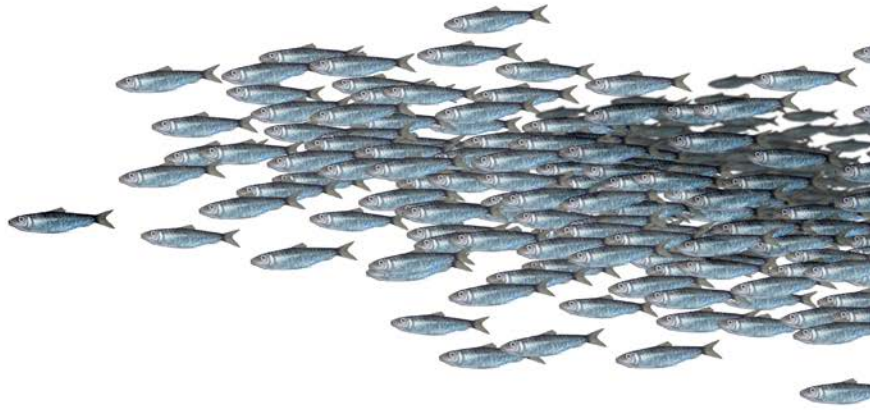
Otra posible relación predador–presa fue la encontrada entre el pulpo (*O. vulgaris*) y la nécora (*N. puber*), ya que los crustáceos constituyen la principal fuente de alimento para el pulpo (Guerra 1978). Esta relación se constató únicamente en otoño, ya que en primavera el pulpo se asoció en mayor medida a fondos arenosos donde la nécora estuvo ausente. En arena otros crustáceos pueden formar parte de la dieta del pulpo como *Liocarcinus* spp. Stimpson, 1871, *M. brachydactyla*, *Polybius henslowii* Leach, 1820 o Paguroidea. Por otro lado, el congrio (*C. conger*) un predador tope muy frecuente y abundante en los arrecifes

rocosos costeros gallegos (observación personal) estuvo asociado tanto al pulpo como a la nécora. Su asociación con ambas especies debe responder a dos motivos muy diferentes, ya que mientras el pulpo constituye parte de su dieta (O'Sullivan *et al.* 2004), el papel de la nécora no está tan claro. Una posible hipótesis es que el congrio proporcione a la nécora protección frente al pulpo. Esta asociación se ha encontrado en numerosas ocasiones, donde el congrio y otros crustáceos comparten un mismo refugio (ver imagen 7.1). Además, la nécora podría alimentarse de restos de las presas del congrio, consiguiendo así alimento y a la vez manteniendo limpio el refugio, ya que la nécora es un carnívoro (González-Gurriarán 1977) oportunista y carroñero (Bremner *et al.* 2003).

Es importante tener en cuenta este tipo de relaciones tróficas a la hora de diseñar las áreas marinas protegidas, pues los efectos de la protección pueden ser contrarios a lo esperado debido a fenómenos de competencia o predación (Micheli *et al.* 2004). Por ejemplo, en Australia con el objetivo de recuperar los stocks de la oreja de mar (*Haliotis rubra* Leach, 1814) y la langosta (*Jasus edwardsii* (Hutton, 1875)) se creó una AMP donde se prohibió la pesca. Los resultados fueron en parte contrarios a lo esperado ya que mientras la población de langosta aumentaba, disminuía la de oreja de mar, debido a que la predación de la langosta sobre la oreja de mar se incrementaba a medida que la población de la primera se recuperaba (Barret *et al.* 2009). Este fenómeno es común en cualquier ecosistema, donde los predadores son abundantes sus presas escasean y viceversa (Pinnegar *et al.* 2000).

Estos resultados deben ser tomados con cautela ya que son resultados locales. Hay que tener en cuenta que no se han muestreados todos los tipos de hábitat presentes en la RMIP. Así, las diferencias observadas podrían ser debidas a otros factores diferentes de los considerados en el presente estudio, especialmente en el caso de los invertebrados y peces de pequeño tamaño, los cuales podrían ocurrir a menores escalas. En cualquier caso, las relaciones registradas entre las especies y el hábitat así como las relaciones inter-específicas ponen de manifiesto la necesidad de realizar una gestión holística de los recursos pesqueros y al mismo tiempo adaptativa, tanto a nivel espacial como temporal, en función de las particularidades de cada ecosistema y de la evolución observada. Para ello es imprescindible una evaluación previa y una monitorización periódica que permita una gestión adecuada (Babcock *et al.* 2010).





8

Discusión general

8. DISCUSIÓN GENERAL

8.1. Importancia de los estudios de línea base

La información que proporciona el presente trabajo constituye la línea base en cuanto a la descripción de los principales tipos de hábitats presentes en la Reserva Marina de Interés Pesquero Os Miñarzos y en cuanto al estado de las comunidades de macroalgas, megafauna y macrofauna bentónicas, y peces presentes en la RMIP y su zona inmediatamente adyacente. Esta línea base proporciona información cualitativa y cuantitativa sobre el estado de dichas comunidades y representa un punto de referencia que permitirá en un futuro testar el posible efecto que ejerza la protección sobre dichas comunidades, así como sobre el conjunto del ecosistema.

En las Áreas Marinas Protegidas (AMPs) la línea base ha de ser idealmente establecida previamente al establecimiento de la reserva, con el objetivo de adaptar el diseño de la misma a las particularidades propias de cada AMP y así conseguir una mayor eficiencia (Kelleher 1999). A posteriori, la línea base permitirá definir la monitorización apropiada que permita verificar el cumplimiento de los objetivos inicialmente planteados y discriminar si los cambios observados tras su creación son debidos a la protección, a la variación natural de las poblaciones o a un efecto conjunto de ambos (Chabanet *et al.* 2010, Edgar & Barret 2010). Sin embargo, la mayoría de estudios de monitorización de AMPs carecen de este tipo de información, lo cual se debe normalmente a la falta de financiación (Edgar & Barret 1997, Gell & Roberts 2003), así como a una implementación precipitada de la reserva, en respuesta a presiones socio-políticas (Edgar *et al.* 2004b).

La falta de información previa a la creación de un AMP hace que frecuentemente se empleen como punto de referencia los primeros años de monitorización, considerando que los cambios debidos a la protección se producen normalmente con efecto retardado, y por lo tanto existe un lapso de tiempo entre la creación y las primeras evidencias (Barret *et al.* 2009). Por este motivo, para testar en un futuro el posible efecto de la protección en la RMIP Os Miñarzos podrían considerarse los datos referentes al año 2007 como el estado previo de las comunidades biológicas. Además, durante ese año la falta de un sistema de vigilancia y control posiblemente provocó que dentro de la reserva no se cumplieran totalmente las normas establecidas.

8.2. Monitorización de las AMPs

Tras la creación de un AMP es necesario un estudio de monitorización continuo y a largo plazo que permita evaluar de manera progresiva la consecución de los objetivos esperados. Ello permite realizar una gestión adaptativa, maximizando así la eficacia de la reserva.

Estos estudios idealmente deben realizarse con una frecuencia anual, o como mucho cada 2 años, para poder identificar posibles patrones de variación natural de las poblaciones a medio-largo plazo (Edgar *et al.* 2005, Pomeroy *et al.* 2006). Asimismo, deben cubrir un amplio abanico de taxones puesto que el efecto de la protección va más allá de las especies explotadas (Edgar *et al.* 2005). Los cambios que afectan a especies no explotadas se consideran cambios indirectos provocados por el fenómeno de cascada trófica. Estos cambios, si se producen, son difíciles de predecir debido a la compleja red de relaciones inter-específicas, la cual dificulta la predicción de su sentido y su magnitud. Posiblemente, por este motivo los estudios de AMPs que abordan ese tipo de efectos son escasos en la literatura científica, lo cual provoca un sesgo importante en la evaluación de la eficacia de dichas áreas (Edgar *et al.* 2004b).

Además del seguimiento temporal, el cual debe constar de información previa y posterior a la creación de la reserva (“Before-After”), los estudios de monitorización deben contar con un punto de referencia espacial, conocido como “punto control”, exento del factor de impacto, que en este caso constituye la protección. Este punto debe situarse fuera de los límites del AMP y proporciona información acerca del estado y evolución de las poblaciones sometidas a presión pesquera. Posibilita así la comparación con la zona de reserva, permitiendo identificar y cuantificar la magnitud del “efecto reserva” a distintas escalas temporales. Este diseño se conoce como BACI (“Before-After Control-Impact”; Green 1979).

Idealmente las referencias espaciales, tanto del punto control como del punto de impacto, deben ser múltiples (“BACIPS”: “Before-After Control-Impact Pairs”; Stewart-Oaten *et al.* 1986). Este constituye un diseño más robusto que permite descartar posibles artefactos debidos a fenómenos locales. Asimismo, el “punto control” ha de situarse, por un lado, lo suficientemente próximo como para poseer un hábitat similar al resto de puntos del interior de la reserva, y evitar, en la medida de lo posible, que las posibles diferencias entre las comunidades

de dentro y de fuera de la reserva sean debidas a diferencias en el hábitat (García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001). De esta manera, en el posterior análisis estadístico de los datos se minimiza la probabilidad de cometer el error de tipo I, es decir, detectar diferencias cuando estas no son reales.

Por otro lado, la ubicación del punto control debe ser suficientemente lejana como para detectar los incrementos de biomasa en la zona adyacente a la reserva, que se produzcan debido a movimientos de dispersión de adultos de dentro hacia fuera de la reserva. Este es un efecto denso-dependiente conocido como exportación de biomasa o *spillover* (Abesamis & Russ 2005, Stobart *et al.* 2009, Grüss *et al.* 2011), y no debe confundirse con el efecto reserva debido a una excesiva proximidad de los puntos control a los límites de la reserva (Currie & Sorokin 2009).

Por todo ello, la elección de un “verdadero punto control” resulta muy complicada porque es imposible que exista un sitio, lo suficientemente lejano del límite del AMP, con idénticas condiciones físicas y biológicas. Por todo ello, la evaluación de una reserva no debe centrarse exclusivamente en detectar diferencias espaciales, porque lo normal es que estas ocurran de manera natural, sino que resulta más interesante determinar la dirección y la magnitud de dichas diferencias (Edgar & Barret 1997). Esto es especialmente recomendable en el presente estudio, en concreto para la reserva integral sur de sustrato rocoso, dadas las particularidades registradas en su hábitat, lo cual hace difícil establecer comparaciones con el resto de zonas.

Aunque el hábitat es naturalmente heterogéneo, a menudo estas diferencias espaciales entre las zonas de la reserva se fuerzan sistemáticamente *a priori*, como consecuencia de distintos sesgos que se producen durante el diseño de las AMPs (Edgar *et al.* 2004b). Según García-Charton & Pérez-Ruzafa 2004, es frecuente que las reservas integrales se sitúen en zonas naturalmente más ricas y con hábitats más complejos. Sin embargo, en otras ocasiones las reservas integrales se establecen en zonas más pobres y con menor diversidad de hábitats, en respuesta a presiones socio-políticas, en las que resulta difícil conciliar intereses de las distintas partes (Edgar *et al.* 2009). Ambas situaciones añaden otro nivel de incertidumbre para discernir el efecto de la protección del “efecto del hábitat” (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1999), el cual puede ser determinado previamente al análisis de los datos (Claudet *et al.* 2010a), y, en todo caso, ha de ser tenido en cuenta en la interpretación de los resultados.

El bajo grado de replicación, como el del presente estudio, constituye una limitación frecuente en los estudios de monitorización, normalmente por la falta de tiempo y de financiación. Esto determina un bajo poder analítico y por consiguiente una dificultad para detectar diferencias entre los diferentes niveles de protección, siendo únicamente posible detectar diferencias cuando estas son muy evidentes.

8.2.1. Propuestas para la mejora del plan de monitorización de las comunidades biológicas de la RMIP *Os Miñarzos*

Es importante que, al evaluar en un futuro las posibles variaciones producidas en las comunidades biológicas de la RMIP *Os Miñarzos*, se tenga en consideración las diferencias existentes entre el hábitat que han sido constatadas en este trabajo, de manera más evidente entre la reserva integral sur y las otras zonas de sustrato rocoso, pues pueden tener importantes implicaciones en evaluación de la efectividad de la RMIP, ya que, por un lado, la discontinuidad del hábitat en las reservas integrales puede resultar un factor limitante para la exportación de biomasa (“spillover”), pues dificulta la movilidad de las especies a través de hábitats que no son favorables para ellas (Chapman & Kramer 2000, Forcada *et al.* 2008). Este hecho resulta especialmente importante en este caso por tratarse de una reserva marina de interés pesquero, pues condiciona su éxito como herramienta de gestión. Aunque, hay que tener en cuenta que este efecto puede variar en función de la especie, de tal forma que las discontinuidades entre hábitats formadas por barreras naturales, como pueden ser los bancos de arena, pueden ser sorteadas por algunas especies, tal y como se ha constatado para *Sparisoma viride* (Bonnaterre, 1788) (Scaridae), *Acanthurus chirurgus* (Bloch, 1787) (Acanthuridae) y *Lutjanus apodus* (Walbaum, 1792) (Lutjanidae) (García *et al.* 2014) en zonas tropicales, o incluso podrían llegar a constituir corredores naturales para otras, favoreciendo así su dispersión (Chateau & Wantiez 2008). No obstante, existen contradicciones respecto al efecto que pueden tener los hábitats discontinuos en el éxito de un AMP. Algunos autores incluso consideran que el aislamiento físico, ya sea por bancos de arena o profundidad, resulta un factor clave necesario para lograr el éxito de un AMP, junto con la edad de la reserva, su tamaño, la vigilancia de la misma y la protección integral (Edgar *et al.* 2014). Este factor de aislamiento actúa favoreciendo cambios a nivel de la

comunidad en cuanto a la biomasa y la riqueza de especies, en mayor medida que el resto de factores analizados por dichos autores.

Asimismo, sería posible que los efectos positivos del efecto reserva se acentuasen artificialmente a nivel de las especies de peces comerciales en futuras monitorizaciones, exagerando las diferencias entre las zonas protegidas y las no protegidas debido a un artificio del método empleado. Esto tendría lugar debido a una cuestión etológica, por la cual el comportamiento de los individuos de dentro de una zona protegida se diferenciaría de los de fuera, como consecuencia de que en ausencia de presión pesquera éstos se vuelven más confiados y por lo tanto son más fácilmente censados que los de las zonas no protegidas donde pueden ser pescados. Por eso, es importante tener en cuenta que este fenómeno podría provocar en un futuro una sobreestimación de su densidad dentro de las zonas protegidas y una subestimación en las zonas no protegidas (Kulbicki 1998).

En base a las premisas anteriormente expuestas y a los resultados obtenidos en el presente trabajo, cabe plantear posibles mejoras al plan de monitorización empleado para llevarse a cabo en una posible evaluación futura de las comunidades biológicas de la RMIP *Os Miñarzos*.

Por un lado, en base a la bibliografía consultada, consideramos importante aumentar el número de puntos control (al menos dos más, uno para cada tipo de sustrato) y situarlos más lejos de los límites de la reserva, para no confundir el *spillover*, el cual determina el éxito en una RMIP, con efecto reserva. Idealmente, el punto control actual podría mantenerse, y situar el segundo punto control más lejos, estableciendo así distintas distancias respecto del límite de la reserva con el objetivo de detectar el posible gradiente de biomasa generado como consecuencia del fenómeno de exportación (Harmelin-Vivien *et al.* 2008).

Por otro lado, en base a los resultados obtenidos, sería recomendable aumentar el número de réplicas para incrementar el poder analítico, especialmente en los muestreos de peces donde se obtuvo el menor grado de replicación. No en vano, en este caso las curvas de acumulación predicen que aumentando el esfuerzo de muestreo se obtendría un beneficio considerable. El mayor número de réplicas permitiría recoger en mayor medida la potencial variabilidad ambiental de cada una de las zonas. Esto podría realizarse de una manera sencilla reduciendo, al menos a la mitad, la dimensión de los transectos (de 100 m de longitud a 50 m),

dado que no se identificó ninguna especie territorial cuya distribución espacial requiera el empleo de transectos tan largos. Así, se conseguiría aumentar el número de réplicas sin aumentar el esfuerzo, el tiempo o el coste del muestreo (de forma similar a García-Charton & Pérez-Ruzafa 1999 y Edgar *et al.* 2005). Sin embargo, en base a los resultados de las curvas de acumulación, en el caso de la megafauna bentónica, el esfuerzo necesario para incrementar la calidad del inventario resulta demasiado elevado y por lo tanto poco rentable.

En cuanto a la periodicidad de la monitorización, una vez ha sido establecida la línea base de las comunidades biológicas, los muestreos deberían realizarse en una única época del año, idealmente, con periodicidad anual o bianual (Edgar *et al.* 2005, Pomeroy *et al.* 2006). La época del año más adecuada para la realización de los CVS resultó la primavera, tanto por las condiciones oceanográficas y climatológicas como por la visibilidad. En verano, a pesar de que las condiciones oceanográficas resultan favorables, sin embargo es la época del año en la cual se registraron los valores más bajos de visibilidad. Además, en esta época, el elevado desarrollo de la cobertura macroalgal dificulta la realización de los censos, en mayor medida el de los peces. En otoño, los valores de visibilidad fueron intermedios, pero se observó en numerosas ocasiones una capa de material particulada en suspensión cercana al fondo que impidió la realización de los muestreos, además, en esta misma época el desarrollo de muchas macroalgas sigue siendo considerable. En invierno, aunque la visibilidad es buena, las malas condiciones oceanográficas dificultan o incluso impiden la realización de los muestreos.

Asimismo, otra mejora considerable y necesaria en este trabajo consistiría en calcular la biomasa de los peces y grandes invertebrados censados, dado que la biomasa es en algunos casos el primer parámetro en experimentar cambios dentro de una zona protegida (Russ & Alcalá 1998) o el que experimenta el cambio de mayor magnitud (Harmelin-Vivien *et al.* 2008, Edgar & Stuart-Smith 2009). Este cálculo podría realizarse de una manera sencilla estimando visualmente la talla de los individuos y estimando a partir de ella el valor de biomasa (Harmelin-Vivien *et al.* 1985). Para minimizar los errores en las estimas sería necesario que el observador realizase un entrenamiento previo (Bortone & Mille 1999).

De la misma manera, un entrenamiento previo permitiría que las labores de identificación y recuento de las especies fueran realizados por diferentes

buceadores, al reducir el error asociado a sus estimas (Edgar *et al.* 2004a). Dicho entrenamiento consiste en estimar con precisión debajo del agua la talla de objetos o peces muertos de longitud conocida (Bell *et al.* 1985). De esta manera, al censar varios buceadores, se reduciría el tiempo necesario de muestreo y por lo tanto el coste económico del mismo. A pesar de que en este trabajo dichas labores fueron realizadas siempre por el mismo buceador, para una monitorización a largo plazo esto sería más recomendable que el censo fuera llevado a cabo por varios buceadores, tal y como sucede en otras reservas marinas con el objetivo de optimizar el tiempo y el coste del muestreo (Edgar *et al.* 2005, Hawkins *et al.* 2006, Abecasis *et al.* 2015). De hecho, algunos autores comprobaron que aunque, si bien es cierto que las estimas resultantes de los censos realizados por múltiples buceadores entrenados cuentan con una serie de sesgos, estos son de pequeña magnitud y suelen ser sistemáticos e independientes de su experiencia (Edgar & Stuart-Smith 2009). En caso de no disponer de buceadores entrenados, existe una alternativa que consiste en realizar un tratamiento de los datos posterior (*post hoc*) para corregir dichas diferencias sistemáticas entre buceadores (Edgar *et al.* 2004a).

Por último, si bien la técnica de censos visuales resultó adecuada para el censo de los diferentes grupos de fauna, de las dos metodologías empleadas para los grandes invertebrados móviles (cuadrados y transectos), resultó más apropiada la de los transectos, tanto por el gran tamaño como por la movilidad que presentan estas especies. No obstante, para los pequeños peces crípticos, censados igualmente de ambas maneras, resultó más adecuada la metodología basada en cuadrados, ya que debido a su pequeño tamaño y coloración críptica son difícilmente observables y por lo tanto subestimados durante el censo multiespecífico en transectos.

Asimismo, respecto a las especies crípticas de interés pesquero como la centolla (*M. brachydactyla*), la nécora (*N. puber*) o el pulpo (*O. vulgaris*), de elevado interés económico en la RMIP Os Miñarzos, sería recomendable realizar un censo específico en transectos, dirigido en particular a estas especies, ya que normalmente en los censos multiespecíficos las especies crípticas son subestimadas (Willis 2001, Katsanevakis & Verriopoulos 2004).

A la hora de diseñar el futuro plan de monitorización es importante tener en cuenta el incremento en tiempo y en coste que suponen las mejoras propuestas, mientras que el beneficio proporcionado por alguna de ellas es incierto.

8.3. Efectos observados: ¿Primeros indicios de protección en la RMIP Os Miñarzos?

Multitud de estudios que analizan el efecto reserva sobre las comunidades biológicas muestran efectos muy diversos, desde especies que responden negativamente a la protección, especies que responden positivamente y otras que experimentan cambios en el sentido de su respuesta después de varios años desde la creación de la reserva (Babcock *et al.* 2010), aunque hay que tener en cuenta que la mayoría se centra en especies de interés pesquero. Esto pone de manifiesto la imposibilidad de predecir una respuesta en una reserva de reciente creación, ya que esta depende de multitud de factores locales como las especies (su biología y ciclo biológico), los hábitats, las interacciones ecológicas, el diseño y tamaño de la reserva, etc. Por ello, estudios recientes han concentrado su esfuerzo en revisar la literatura científica tratando de identificar patrones generales que permitan una mejor comprensión y una aplicación global de las AMPs (Gell & Roberts 2003, Halpern & Warner 2002, Halpern 2003, Claudet *et al.* 2008 y 2010a).

Existe un consenso general acerca de que una de las claves del éxito para que las AMPs produzcan beneficios pesqueros en la zona adyacente a la reserva es que el tamaño de la misma se ajuste a la movilidad de las especies a proteger, considerando tanto las reservas integrales (Gell & Roberts 2003) como reservas pesqueras, con diferentes niveles de protección (Afonso *et al.* 2011). Por este motivo, las especies más sedentarias suelen responder más rápido a la protección, mientras que las especies más móviles requieren una mayor superficie. Sin embargo, se ha demostrado que, en ocasiones, las reservas más pequeñas pueden resultar también eficaces, incluso en la protección de las especies más móviles (Claudet *et al.* 2008, García *et al.* 2014). Esto es debido a que en la eficacia de la protección influyen otros muchos parámetros como la talla de las especies (Tupper 2007) o la calidad del hábitat (Rodwell *et al.* 2003). Asimismo, existen evidencias que las reservas demasiado grandes (VLMPAs: “very large marine protected areas”) pueden resultar poco eficientes tanto en el cumplimiento de objetivos de conservación como pesqueros (Singleton & Roberts 2014).

Los resultados obtenidos en este estudio de monitorización a corto plazo no permiten determinar si las variaciones observadas en las comunidades biológicas de las diferentes zonas de la RMIP Os Miñarzos fueron debidas al efecto de la protección. Esto sólo podrá ser determinado con certeza a través de un estudio

de monitorización a largo plazo con un diseño espacio-temporal apropiado (Currie & Sorokin 2009). Resulta probable que las diferencias registradas entre las zonas con distinto nivel de protección fueran debidas al “efecto hábitat” (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1999) o que reflejen los diferentes grados de explotación a los que estuvieron sometidas las diferentes zonas previamente a la creación de la reserva.

No obstante, en otras reservas marinas existen evidencias de cambios producidos en los 5 primeros años tras su establecimiento (Roberts 1995, Gell & Roberts 2003). Seytre & Francour (2009) detectaron incrementos en la abundancia y diversidad de peces, así como menores variaciones estacionales en la estructura de la comunidad, dentro de las zonas protegidas en comparación con las no protegidas, durante los tres primeros años de monitorización, los cuales tuvieron lugar dos años después de la creación de la reserva. Halpern & Warner (2002), tras revisar los resultados obtenidos en 80 reservas, concluyeron que los mayores cambios en la biomasa, densidad, diversidad y talla de los individuos se producen durante los 3 primeros años tras la creación de una reserva.

8.3.1. Efectos observados en los indicadores de riqueza taxonómica, diversidad, densidad y estructura de la comunidad

Las evidencias que existen a nivel global nos llevan a intentar identificar posibles indicios tempranos del efecto de la protección durante los 3 primeros años de monitorización en la RMIP *Os Miñarzos*. Si bien, muchos de los cambios anuales experimentados en las comunidades biológicas de *Os Miñarzos* resultaron de pequeña magnitud y ambiguos, por lo que parecieron responder a fluctuaciones naturales de las poblaciones, otros fueron de mayor magnitud y se produjeron en un sentido claro, apuntando pequeñas tendencias.

Este fue el caso de alguno de los incrementos anuales significativos registrados en los siguientes indicadores:

a) Riqueza de taxones de las comunidades de macroalgas, megafauna bentónica y peces.

a.1) Macroalgas: se observó un aumento anual de la riqueza de taxones de macroalgas arborescentes en el 2009 respecto a los dos años anteriores, considerando todas las zonas en conjunto.

a.2) Megafauna bentónica: se observó un aumento de la riqueza en la reserva integral del año 2008 al 2009 y en la zona parcialmente protegida de sustrato rocoso del 2007 al 2008.

a.3) Peces: se observó un aumento inter-anual del año 2007 al 2009 en la riqueza de taxones para el conjunto de zonas de sustrato arenoso y rocoso.

b) Diversidad de la comunidad de peces.

La diversidad de peces se vio incrementada inter-anualmente, para el conjunto de zonas de sustrato rocoso (2007-2010), en las épocas de primavera y verano.

c) Densidad de la comunidad de macroalgas, megafauna bentónica y peces.

c.1) Megafauna bentónica: la densidad experimentó un incremento inter-anual (2007-2010) en todas las zonas de sustrato arenoso, principalmente en la reserva integral, así como en la reserva integral de sustrato rocoso (2007-2009).

c.2) Peces: La densidad en sustrato arenoso también experimentó en general un incremento anual para todas las zonas en conjunto (2007-2009).

c.3) Peces de interés comercial: se observó un incremento anual en la densidad de la maragota *L. bergylta* y el viejo *Symphodus* spp. en todas las zonas de sustrato rocoso de la reserva y de la zona control;

d) Estructura de la comunidad de las macroalgas, megafauna bentónica y peces.

d.1) Macroalgas: de manera conjunta para todas las zonas, la estructura de la comunidad de macroalgas del año 2007 se diferenció de los años 2008 y 2009.

d.2) Megafauna bentónica: la estructura de la comunidad de megafauna bentónica se diferenció interanualmente (2007-2010), tanto en las zonas de sustrato arenoso como en las de sustrato rocoso.

d.3) Peces: La estructura de la comunidad de sustrato rocoso se diferenció inter-anualmente 2007-2010.

No obstante, entre los cambios observados en las comunidades biológicas de Os Miñarzos, también se registraron descensos anuales en el indicador Riqueza de taxones. Dichos descensos tuvieron lugar en la riqueza de taxones de macroalgas arborescentes y arbustivas en la zona parcialmente protegida, así como en la riqueza de megafauna bentónica en las dos zonas control.

En base a estos resultados, los indicadores más sensibles para detectar variaciones resultaron la densidad y la estructura de la comunidad, ya que ambos detectaron variaciones en todas las comunidades estudiadas. En concreto, la estructura de la comunidad es sensible no sólo a cambios en la composición y abundancia de las especies, sino también a variaciones en su abundancia relativa (Dawson-Shepherd *et al.* 1992, Fisher & Frank 2002, Jaworski *et al.* 2006), lo cual lo hace aún más sensible que la densidad. Por otro lado, y de acuerdo con otros autores (Milazzo *et al.* 2000), la diversidad parece ser el indicador menos sensible, habiéndose observado variaciones significativas en un solo grupo, el de los peces.

Cabe destacar que los efectos positivos observados en la riqueza y densidad tanto en la zona parcialmente protegida como en la zona control pueden ser debidos a que frecuentemente los efectos de la protección traspasan los límites de la reserva integral (Gell & Roberts 2003). De hecho, este fenómeno determina la eficacia de una RMIP como herramienta de gestión pesquera, si dichos efectos llegaran a reflejarse en las principales especies explotadas por la flota que faena en la RMIP.

Todos los cambios mencionados, aunque significativos, son de pequeña magnitud y el que sean una respuesta al efecto de protección deberá ser confirmado tras un estudio de monitorización a largo plazo, que nos permita diferenciar ciclos naturales a corto/medio plazo, de otro tipo de cambios. Para facilitar esta labor de comparación temporal a medio-largo plazo, presentamos como Anexos CI

Y CII, una tabla resumen de indicadores para cada una de las comunidades estudiadas. Los valores de los indicadores se presentan para cada una de las zonas con distinto nivel de protección, tanto para sustrato arenoso como sustrato rocoso.

8.4. Factores a tener en cuenta en futuras evaluaciones

Para predecir e interpretar adecuadamente los cambios producidos en los indicadores empleados, es importante tener en cuenta a medio-largo plazo el efecto conocido como “fishing the line”, por el cual el esfuerzo pesquero se concentra cerca de los límites de las reservas (Kellner *et al.* 2007). Este fenómeno determina en muchos casos tanto la magnitud como la dirección del cambio que se produce, no solo dentro de las zonas de amortiguación y en las zonas control adyacentes sino también dentro de las propias reservas integrales. Por este motivo resultaría esencial determinar la redistribución del esfuerzo pesquero que ha tenido lugar tras la creación de la RMIP Os *Miñarzos*. Este conocimiento ayudaría además a realizar una correcta gestión del espacio que permita optimizar el efecto reserva (Apostolaki *et al.* 2002, Fenberg *et al.* 2012).

Asimismo, en el caso de la comunidad de macroalgas, es importante tener en cuenta en un futuro la posible influencia del alga invasora *Sargassum muticum*, ya que ésta podría afectar negativamente a la riqueza de taxones en caso de que se incrementase su colonización dentro de la RMIP. Por este mismo motivo, la distribución y densidad de esta especie invasora podría ser empleada en un futuro como un indicador específico para explicar una posible disminución en la riqueza específica a lo largo del tiempo, aunque dicho incremento en la colonización de *S. muticum* no resulta probable, teniendo en cuenta que las comunidades de macrófitos presentes en un AMP suelen ser comunidades más desarrolladas, en comparación con las de los ecosistemas marinos no sometidos a protección, y por lo tanto con mayor capacidad de resiliencia (Pinnegar *et al.* 2000, Hughes *et al.* 2007, Mumby *et al.* 2007). Por todo ello, sería esperable que la colonización de *S. muticum* no continúe o en todo caso se ralentice su avance dentro de la zona protegida. En todo caso, la evolución de la distribución y densidad de esta especie en un AMP parece estar principalmente determinada por factores ambientales más que por efecto de la protección (Klinger *et al.* 2006).

En la futura monitorización de la RMIP Os *Miñarzos*, resulta fundamental tener en cuenta las relaciones inter-específicas registradas en el presente trabajo, pues pueden condicionar la magnitud y el sentido del efecto de la protección esperado, como consecuencia de fenómenos de competencia o predación (Micheli *et al.* 2004). En este sentido, la asociación registrada entre el sargo (*D. vulgaris*) y la doncella (*C. julis*) con el erizo (*P. lividus*) puede atribuirse al tipo predador-presa. Aunque *P. lividus* no es la presa principal de ninguna de estas especies (Sala & Ballesteros 1997), su predación es frecuente sobre todo dentro de las AMPs, ya que, debido a la eliminación de la presión pesquera, la densidad de las especies predatoras es más elevada en comparación con las zonas adyacentes no protegidas (Guidetti 2006). Por ello, aunque por un lado cabría esperar un efecto positivo en la pesquería del erizo (*P. lividus*), ya que se trata de una especie muy explotada en la RMIP (Fernández-Boán *et al.* 2012, 2013) y sedentaria (área vital: 51 cm; Hereu 2005), sin embargo, por otro lado el incremento de sus predadores que tiene lugar dentro de las zonas protegidas como efecto de la protección provocaría una reducción en la densidad de esta especie. En el caso de la RMIP Os *Miñarzos* sería esperable que evolucionara de la misma manera que otras reservas del mediterráneo, puesto que los principales predadores de erizo se encuentran entre las especies más frecuentes y abundantes. Entre ellos, los espáridos como el sargo (*D. sargus*) y los lábridos como la maragota (*L. bergylta*) y la doncella (*C. julis*) (Sala 1997, Guidetti 2006). Las dos primeras especies resultan además muy perseguidas por la pesca comercial y recreativa (Pita 2011), por lo que se espera que respondan antes al efecto de la protección. El efecto reserva esperado para las poblaciones de erizo dentro de las zonas protegidas sería un descenso de su densidad, principalmente en la reserva integral, lo cual se traduciría en una menor tasa de reclutamiento dado que se trata de una especie con denso-dependencia inversa. En este sentido, en caso de que el objetivo fuera mejorar la pesquería del erizo, resultaría más eficaz la protección exclusiva de esta especie en zonas determinadas como propone Ouréns 2013, ya que evitaría que aumentase la presión de sus predadores.

Asimismo, los resultados de este estudio ponen de manifiesto otra relación inter-específica relevante puesto que incluye a tres especies comerciales. Esta relación fue la detectada por un lado entre el pulpo (*O. vulgaris*) y la nécora (*Necora puber*) y por otro lado entre estas dos especies y el congrio (*C. conger*). Si bien la asociación positiva registrada entre el congrio, el pulpo y la nécora resulta obvia, pues el congrio depreda sobre el pulpo (O'Sullivan *et al.* 2004)

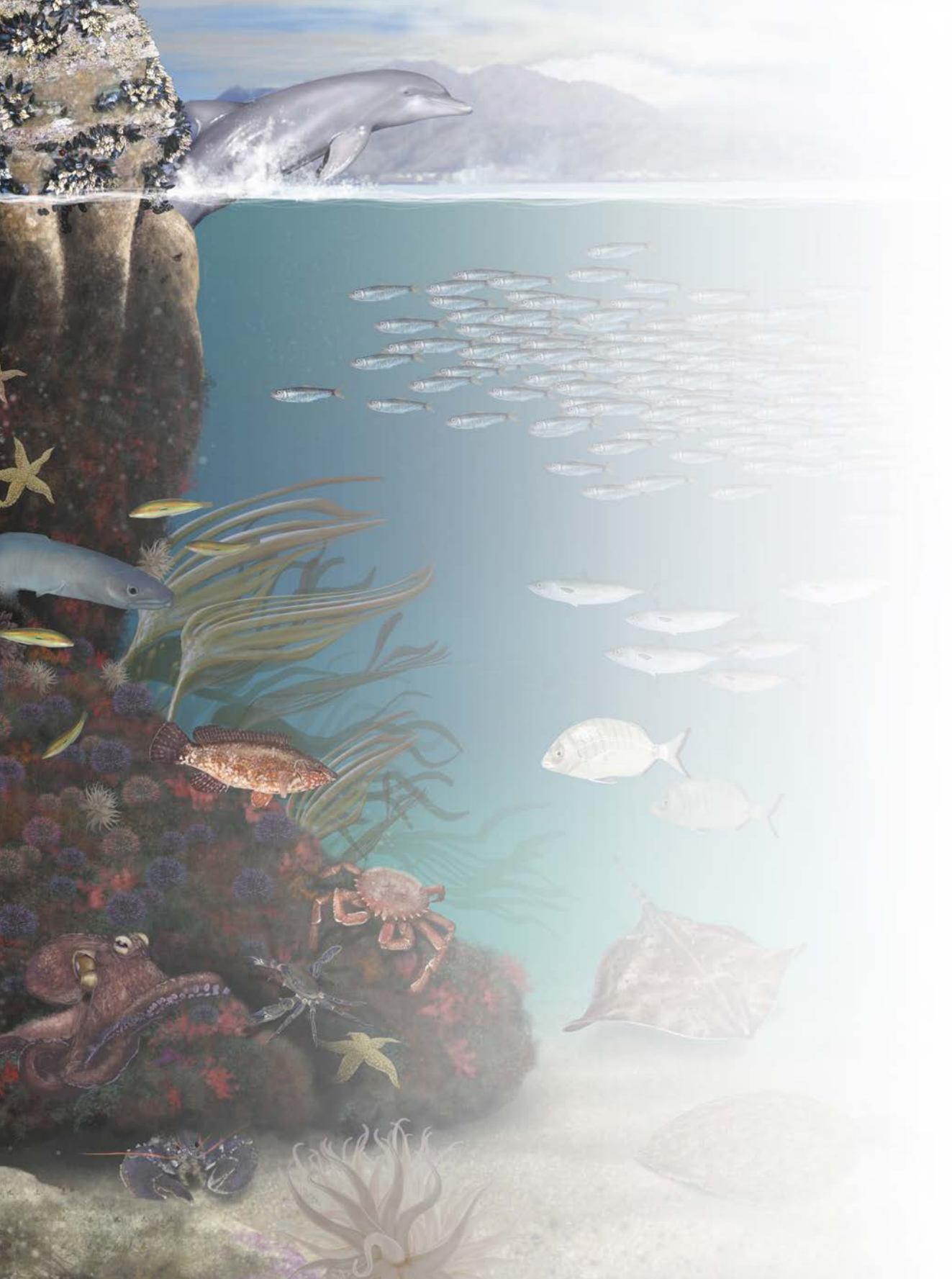
y este a su vez sobre la nécora (Guerra 1978), por otro lado, la relación entre la nécora y el congrio no está tan clara puesto que ambas especies han sido observadas en numerosas ocasiones compartiendo refugio. Como ya se comentó anteriormente, una hipótesis plausible es que el congrio proporcione a la nécora protección frente al pulpo y alimento a partir de los restos de sus presas. Esta relación trófica, que implica al menos tres niveles interconectados por medio de la predación, constituye el típico ejemplo de cascada trófica (Pinnegar *et al.* 2000). La evolución de esta relación dentro de la RMIP Os *Miñarzos* debida al efecto de la protección resulta impredecible, por lo que dado la importancia comercial de estas especies, resultaría aconsejable realizar un estudio a largo plazo que permitiera evaluar la respuesta conjunta de estas especies a la protección.

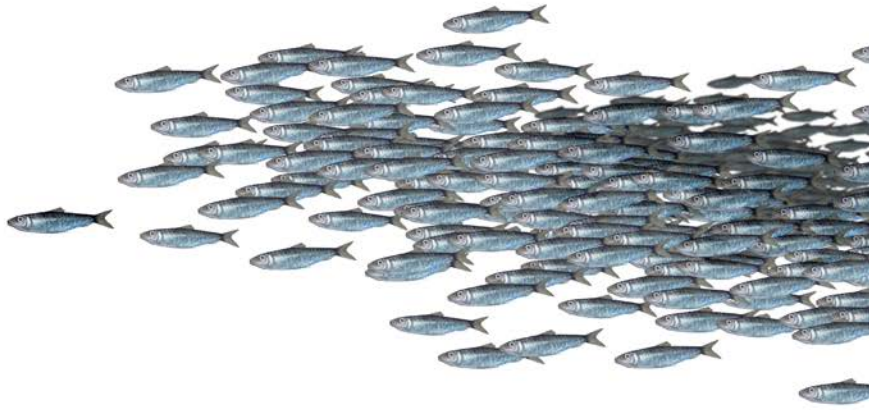
Por otro lado, un indicador susceptible de ser empleado en futuras monitorizaciones es el grupo de los elasmobranchios, en concreto de rayas, debido a su importancia ecológica como indicadores de la calidad del ecosistema marino, así como por su frecuencia dentro de la RMIP Os *Miñarzos*. Además, al tratarse de especies de interés comercial, su monitorización podría realizarse, además de con CVS, por datos de capturas comerciales.

En cuanto a la comunidad de macrofauna, dado que su estudio resulta complejo y laborioso, debido a que su identificación requiere un alto grado de conocimiento taxonómico, en futuras monitorizaciones podría emplearse el grupo de los poliquetos como un indicador para evaluar el efecto de la protección. Esto se debe a que este grupo se relaciona positivamente con la riqueza total de especies de invertebrados bentónicos (Olsgard *et al.* 2003), y además, entre las numerosas especies que lo forman, se encuentran especies sensibles y especies oportunistas, las cuales sufren variaciones en su densidad en respuesta directa al estrés ambiental. De esta manera, el estudio de este grupo particular de macrofauna proporcionaría gran cantidad de información, optimizando así la relación coste/beneficio.

Por último, cabe destacar que los resultados obtenidos en este estudio constituyen resultados locales, por lo que su interpretación y su extrapolación a otras zonas costeras o reservas marinas han de ser realizados con cautela. Asimismo, hay que tener en cuenta que no se han muestreado todos los tipos de hábitat presentes en la RMIP, por lo que las diferencias observadas podrían ser debidas a otros factores, que ocurren a diferentes escalas, de los considerados

en el presente estudio. En cualquier caso, las relaciones registradas entre las especies y el hábitat así como las relaciones inter-específicas ponen de manifiesto la necesidad de realizar una gestión holística de los recursos pesqueros y al mismo tiempo adaptativa, tanto a nivel espacial como temporal, en función de las particularidades de cada ecosistema y teniendo en cuenta la evolución observada. Para ello, resulta imprescindible una evaluación previa y una monitorización periódica que permitan una gestión adecuada.





9

Conclusiones

9. CONCLUSIONES

Las conclusiones de este trabajo en base a los objetivos planteados inicialmente son las siguientes:

1. **El inventario de especies (Anexo B)** realizado para sustrato arenoso y sustrato rocoso puede considerarse completo y fiable, excepto para la comunidad íctica, para la cual el esfuerzo necesario para completarlo resulta demasiado elevado, sobre todo en el caso del sustrato arenoso.

1.1. **Macroalgas:** a pesar del mayor número de taxones de algas rojas, el paisaje submarino rocoso de la RMIP *Os Miñarzos* está dominado por macroalgas pardas arborescentes (Phaeophyceae) debido a su gran porte, en concreto Fucales (*Cystoseira baccata*) y Laminariales (*Laminaria ochroleuca*, *Laminaria hyperborea* y *Saccorhiza polyschides*), formando estas últimas los conocidos bosques de quelpos. La mayor proporción de especies de macrófitos característicos de aguas templado-frías frente a las templado-cálidas denota el carácter frío de las aguas de este tramo de costa.

1.2. **Megafauna bentónica:** en sustrato arenoso dominaron los crustáceos decápodos, los equinodermos y los moluscos bivalvos, mientras que en sustrato rocoso los poríferos, los equinodermos y los moluscos gasterópodos.

1.3. **Peces:** en sustrato arenoso los grupos de peces mejor representados en cuanto a número de especies fueron los espáridos seguidos de los peces planos, rayas y lábridos. Sin embargo, la presencia tanto de los lábridos como de los espáridos estuvo relacionada con la existencia de cierto porcentaje de sustrato rocoso. En sustrato rocoso las familias mejor representadas en cuanto a número de taxones fueron los lábridos y los espáridos. Estas fueron muy frecuentes y abundantes.

1.4. **Macrofauna bentónica:** los grupos zoológicos dominantes en cuanto a número de especies y abundancia de individuos, tanto en sustrato rocoso como en arenoso, fueron los poliquetos y los crustáceos.

2. Las diferentes zonas de la RMIP Os *Miñarzos* presentan hábitats bien diferenciados. La principal diferencia se establece en cuanto al tipo de sustrato. Estas diferencias determinan *a priori* para la composición y abundancia de sus comunidades biológicas. Por ello, para poder verificar el cumplimiento de los objetivos tanto ecológicos como pesqueros de la RMIP, es fundamental un seguimiento temporal de la evolución de cada una de dichas zonas.

Por un lado los fondos blandos predominan en la mitad norte de la reserva y se diferencian en base a su granulometría. Los fondos duros formados por sustrato rocoso granítico predominan en su mitad sur y se diferencian básicamente en base a su relieve. En segundo lugar estos hábitats se caracterizan por las comunidades de macrófitos dominantes. En el submareal rocoso de la RMIP dominan macroalgas pardas de gran porte de tipo arborescente, en concreto Fucales (*Cystoseira baccata*) y Laminariales (*Laminaria ochroleuca*, *Laminaria hyperborea* y *Saccorhiza polyschides*), formando estas últimas los conocidos bosques de quelpos.

2.1. **La reserva integral norte** es una zona de gran hidrodinamismo debido a su elevada exposición al oleaje. En ella predominan los fondos de arena fina con bajo contenido en materia orgánica. En esta zona existe también un porcentaje de sustrato rocoso de bajo relieve, donde las macroalgas dominantes son *Saccorhiza polyschides* y *Cystoseira baccata*.

2.2. **La reserva integral sur** es una zona semi-protegida al oleaje. Presenta un sustrato muy heterogéneo. Aunque predomina la roca de bajo y moderado relieve ésta se dispone de manera discontinua, interrumpida por franjas de arena gruesa, grava, cantos, cascajo y pequeños bloques rocosos dispersos. Las macroalgas más abundantes son *C. baccata* y *S. polyschides*. La presencia en esta zona de dos especies de macroalgas invasoras puede reflejar cierto grado de perturbación (natural o antropogénica).

2.3. **La zona parcialmente protegida** es una zona muy expuesta al oleaje. Debido a su mayor tamaño incluye ambientes muy diversos (desembocaduras fluviales, islotes, bajos rocosos, etc.) y distintos tipos de sustratos. En su mitad norte predomina el sustrato arenoso muy fino

con presencia de sedimentos de tipo fangoso y un elevado contenido en materia orgánica. En su mitad sur domina el sustrato rocoso de bajo y moderado relieve, donde dominan los macrófitos de mediano porte como *Dictyota dichotoma*, *Dictyopteris polypodioides*, y los de gran porte como *S. polyschides* y *H. siliquosa*.

Para facilitar futuras comparaciones, en los **Anexos CI y CII** se presenta un resumen de los resultados de los indicadores biológicos empleados para caracterizar la dinámica espacial y estacional de las comunidades biológicas de la RMIP (macroalgas, macrofauna y megafauna bentónicas y peces).

3. Los sustratos rocosos presentaron una mayor **riqueza, diversidad y densidad** de taxones de megafauna y macrofauna bentónicas y de peces, en comparación con los sustratos arenosos.

4. La estructura de la comunidad y la densidad de individuos resultaron ser los **indicadores más sensibles** para detectar diferencias, tanto espaciales como temporales, en todas las comunidades en general, durante los 3 años de estudio. Por ello, se recomienda el empleo de estos indicadores para detectar variaciones a cortas escalas temporales.

5. Las **zonas con distinto nivel de protección de la RMIP**, tanto de sustrato arenoso como rocoso, se diferenciaron principalmente en base a las comunidades bentónicas de megafauna y de macrofauna, en cuanto a los indicadores de riqueza, diversidad, densidad y estructura de la comunidad. Sin embargo, la comunidad de peces presentó pocas diferencias espaciales, diferenciándose únicamente en cuanto a la densidad de individuos en sustrato arenoso, y en base a la estructura de la comunidad en sustrato rocoso.

5.1. En **sustrato arenoso**: la zona **PP** presentó, en general, valores superiores de riqueza y densidad de megafauna bentónica, así como de densidad de peces, respecto a las otras dos zonas.

5.2. En **sustrato rocoso**: en la **RI**, en general, fue más rica y diversa la comunidad de megafauna bentónica, en comparación con el resto de zonas. Sin embargo, los valores de densidad de la misma comunidad

resultaron superiores en la **ZC**. La zona **PP** fue más diversa en cuanto a la comunidad macroalgal, especialmente en cuanto al G2 (arbustivas), el cual fue concretamente más diverso y abundante en esta zona.

6. La **estacionalidad** resultó un factor clave para la estructuración de todas las comunidades, principalmente para la macrofauna y la megafauna bentónicas, y en mayor medida para las comunidades de sustrato arenoso, ya que condicionó la presencia y la abundancia de muchos traxones. Estas comunidades resultaron en general más ricas, abundantes y diversas en primavera y verano respecto a otoño e invierno. Debido a esto resulta primordial que el seguimiento sea realizado siempre, en la misma época del año.

7. La mayoría de las **variaciones** observadas anualmente en los indicadores empleados fueron **fluctuaciones**, posiblemente debidas a la variabilidad natural de las poblaciones. Sin embargo, algunas de ellas mostraron **tendencias** claras en el periodo de estudio, por lo que podrían indicar un efecto de reserva temprano.

8. La **técnica de CVS** permitió detectar diferencias tanto espaciales como temporales, en las distintas comunidades biológicas, por lo que parece adecuada para la monitorización de la RMIP *Os Miñarzos*.

9. El uso de **transectos de ancho de banda variable** hasta 10 m resulta adecuado para el estudio multiespecífico de la densidad de peces de arrecifes rocosos costeros con visibilidades reducidas, como la RMIP *Os Miñarzos*. Aunque la riqueza específica podría ser infravalorada con anchos de banda por debajo de 10 m, la estima de la densidad total de peces no varió en general con el ancho de banda del transecto. La flexibilidad del ancho de banda del transecto (entre 1 y 10 m) permitió maximizar el número de especies censadas y el número de días de muestreo, realizando censos en diferentes condiciones de visibilidad, lo cual supuso una ventaja al aumentar el tamaño muestral y por lo tanto la precisión del método.

10. Los **grandes invertebrados móviles** censados mediante la técnica de CVS (centolla, pulpo y sepia) se registraron de manera más frecuente y abundante durante la realización de los transectos, en comparación con los cuadrados. A pesar de ello, debido a su baja frecuencia durante los muestreos y a su elevado interés comercial, sería recomendable realizar este censo de manera dirigida para dichas especies.

11. De todas las **variables descriptoras del hábitat** utilizadas, la presencia y abundancia de los diferentes grupos funcionales de macroalgas, así como el porcentaje de sustratos móviles, fueron las que explicaron en mayor medida la riqueza, diversidad y densidad de las comunidades de invertebrados y peces.

11.1. Conforme aumentó la abundancia de los **grupos funcionales de macroalgas arborescentes y arbustivas y el porcentaje de gravas y cantos**, aumentó también la riqueza y diversidad de invertebrados y peces. Sin embargo, la presencia de arena produjo el efecto contrario.

11.2. El **sustrato rocoso de relieve moderado** se correlacionó positivamente con la densidad de peces.

11.3. El aumento de la **profundidad** en sustrato rocoso se relacionó con mayor densidad de invertebrados y peces, mientras que en sustrato arenoso ocurrió lo contrario.

Otras consideraciones

12. El **nivel de replicación** empleado para las distintas comunidades estudiadas fue suficiente excepto en el caso de los peces, por lo que se recomienda ampliar el número de réplicas para esta comunidad. En sustrato rocoso, esto podría conseguirse, manteniendo un mismo esfuerzo de muestreo, mediante la reducción de la longitud del transecto a 50 m, en consonancia con otros estudios en AMP. En sustrato arenoso, la reducción de la longitud de transecto no es aconsejable debido a la baja densidad de peces.

13. Una vez establecida la línea base de las comunidades biológicas de Os *Miñarzos*, se recomienda que **futuras monitorizaciones** de las comunidades biológicas de la RMIP Os *Miñarzos* sean realizadas, idealmente, con frecuencia anual o bianual, para poder identificar posibles patrones de variación natural de las poblaciones a medio-largo plazo. La época del año más adecuada para realización de los CVS resultó la primavera, tanto por las mejores condiciones climatológicas, oceanográficas como de visibilidad, así como por el menor desarrollo de los macrófitos.

14. Es destacable la abundancia observada de elasmobranquios dentro de las aguas de la reserva por la importancia ecológica que tiene este grupo como indicadores de la salud de los ecosistemas marinos. Su presencia es un indicativo de ecosistemas naturales bien conservados, por lo que podría ser en un futuro un indicador de la salud de la RMIP.





Bibliografía

BIBLIOGRAFÍA

* Los topónimos utilizados en este trabajo se extrajeron de la guía “Os nomes do noso mar” elaborada en 2008 por la Cofradía de Lira.

Abecasis D, Horta e Costa B, Afonso P, Gonçalves EJ, Erzini K (2015) Early reserve effects linked to small home ranges of a commercial fish, *Diplodus sargus*, Sparidae. Marine Ecology Progress Series, 518: 255-266.

Abesamis RA, Russ GR (2005) Density-dependent spillover from a marine reserve: long-term evidence. Ecological Applications, 15: 1798-812.

Afonso P, Fontes J, Santos RS (2011) Small marine reserves can offer long term protection to an endangered fish. Biological Conservation, 144(11): 2739-2744.

Afonso P, Morato T, Santos RS (2008) Spatial patterns in reproductive traits of the temperate parrotfish *Sparisoma cretense*. Fisheries Research, 90(1-3): 92-99.

Akaike H (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: BN Petrov, F Csaki (Eds.), 2nd international symposium on information theory. Akademiai Kiado, Budapest.

Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecology, 26: 32-46.

Anderson MJ, Millar RB (2004) Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 305: 191-221.

Apostolaki P, Milner-Gulland EJ, McAllister MK, Kirkwood GP (2002) Modelling the effects of establishing a marine reserve for mobile fish species. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59(3): 405-415.

Armstrong CW, Falk-Petersen J (2008) Habitat-fisheries interactions: a missing link? ICES Journal of Marine Science, 65: 817-821.

Austin MP (2002) Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157: 101-118.

Babcock RC, Kelly S, Shears NT, Walker JW, Willis TJ (1999) Changes in community structure in temperate marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 189: 125-134.

Babcock RC, Shears NT, Alcalá AC, Barrett NS, Edgar GJ, Lafferty KD, McClanahan TR, Russ GR (2010) Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(43): 18256-18261.

Badalamenti F, Cantone G, Domina R, Di Pietro N, Catalano D, Mollica E, D'Anna G (1999) First data on the hard bottom polychaete fauna of the upper infralittoral of the island of Ustica (Northern Sicily). *Biologia Marina Mediterranea*, 6(1): 230-236.

Bakus GJ (1968) Sedimentation and benthic invertebrates of Fanning Island, Central Pacific. *Marine Geology*, 6: 45-51.

Ballesteros E (1991) Structure and dynamics of North-Western Mediterranean phytobenthic communities: a conceptual model. *Oecologia aquatica*, 10: 223-242.

Bamber RN (1993) Changes in the infauna of a sandy beach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 172(1-2): 93-107.

Bañón R, Villegas-Ríos D, Serrano A, Mucientes G, Arronte JC (2010) Marine fishes from Galicia (NW Spain): an updated checklist. *Zootaxa*, 27: 1-27.

Bárbara I, Cremades J, Pérez-Cirera JL (1995) Zonación de la vegetación bentónica marina en la Ría de A Coruña (N.O. de España). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 5: 5-23.

Bárbara I, Cremades J (1996) Seaweeds of the Ría de A Coruña (NW Iberian Peninsula, Spain). *Botanica Marina*, 39: 371-388.

Bárbara I, Cremades J, Calvo S, López-Rodríguez MC, Dosil J (2005) Checklist of the benthic marine and brackish Galician algae (NW Spain). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 62(1): 69-100.

Barrett NS, Buxton CD, Edgar GJ (2009) Changes in invertebrate and macroalgal populations in Tasmanian marine reserves in the decade following protection. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 370: 104-119.

Barros F, Underwood AJ, Archambault P (2004) The influence of troughs and crests of ripple marks on the structure of subtidal benthic assemblages around rocky reefs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60(4): 781-790.

Baum JK, Worm B (2009) Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology*, 78: 699-714.

Bell JD, Craik GJS, Pollard DA, Russell BC (1985) Estimating the length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs*, 4: 41-44.

Bellas J, Vázquez E, Beiras R (2001) Toxicity of Hg, Cu, Cd, and Cr on early developmental stages of *Ciona intestinalis* (Chordata, Ascidiacea) with potential application in marine water quality assessment. *Water Research*, 35(12): 2905-2912.

Benedetti-Cecchi L, Airoidi L, Abbiati M, Cinelli F (1996) Estimating the abundance of benthic invertebrates: a comparison of procedures and variability between observers. *Marine Ecology Progress Series*, 138: 93-101.

Benedetti-Cecchi L, Pannacciulli F, Bulleri F, Moschella PS, Airoidi L, Relini G, Cinelli F (2001) Predicting the consequences of anthropogenic disturbance: large-scale effects of loss of canopy algae on rocky shores. *Marine Ecology Progress Series*, 214: 137-150.

Bermejo R, Vergara JJ, Hernández I (2012) Application and reassessment of the reduced species list index for macroalgae to assess the ecological status under the Water Framework Directive in the Atlantic coast of Southern Spain. *Ecological Indicators*, 12: 46-57.

Bermejo R, de la Fuente G, Vergara JJ, Hernández I (2013) Application of the CARLIT index along a biogeographical gradient in the Alboran Sea (European Coast). *Marine Pollution Bulletin*, 72(1): 107-118.

Beukema JJ (1985) Growth and dynamics in populations of *Echinocardium cordatum* living in the North Sea off the Dutch North coast. *Netherlands Journal of Sea Research*, 19(2): 129-134.

Borja A, Ranasinghe A, Weisberg SB (2009) Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: challenges for the future. *Marine pollution bulletin*, 59(1-3): 1-4.

Bortone SA, Mille KJ (1999) Data needs for assessing marine reserves with an emphasis of estimating fish size in situ. *Il Naturalista Siciliano*, 23(Suppl.): 13-31.

Botsford LW, Castilla JC, Peterson CH (1997) The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*, 277: 509-515.

Boudouresque CF, Verlaque M (2007) Ecology of *Paracentrotus lividus*. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, 32: 177-216.

Braun-Blanquet J (1979) Fitosociología. En: H Blume (Ed.), *Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid, 820 pp.

Bremner J, Rogers SI, Frid CLJ (2003) Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series*, 254: 11-25.

Brock VE (1954) A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *The Journal of Wildlife Management*, 18: 297-308.

Bruno JF, O'Connor MI (2005) Cascading effects of predator diversity and omnivory in a marine food web. *Ecology Letters*, 8: 1048-1056.

Bustamante M, Bevilacqua S, Tajadura J, Terlizzi A, Saiz-Salinas JI (2012) Detecting human mitigation intervention: Effects of sewage treatment upgrade on rocky macrofaunal assemblages. *Marine Environmental Research*, 80: 27-37.

Cacabelos E, Gestoso L, Troncoso J (2008) Macrobenthic fauna in the Ensenada de San Simón (Galicia, north-western Spain). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88: 237-245.

Callaway R, Engelhard GH, Dann J, Cotter J, Rumohr H (2007) A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902-1912, 1982-1985 and 2000. *Marine Ecology Progress Series*, 346: 27-43.

Cambiè G, Fernández-Márquez D, Muiño R (2015) Modelling distribution and density of the invasive seaweed *Sargassum muticum* in shallow subtidal areas of Galicia (NW Spain). Datos no publicados.

Cambiè G, Pita P, Fernández-Márquez D, Muiño R (2009) Preliminary results on *Sargassum muticum* (Phaeophyta) distribution in the Marine Reserve of Fishing Interest "Lira-Os Miñarzos" (Galicia, NW Spain). In: JS Troncoso, I Alejo, J López (Ed.), *Book of Abstracts II International Symposium in Marine Science*. Vigo, 69-70 pp.

Carballeira C (2011) Bases científicas para el diseño de un plan de vigilancia ambiental para las piscifactorías marinas instaladas en tierra. Tesis doctoral.

Carballo JL, García-Gómez JC (1994) The Northeastern Atlantic species *Mycale micracanthoxea* Buizer & Van Soest, 1977 (Porifera, Poecilosclerida) in the Strait of Gibraltar (Southern Spain). *Beaufortia*, 44(2): 11-16.

Carvalho N, Afonso P, Santos RS (2003) The harem mating system and mate choice in the wide-eyed flounder, *Bothus podas*. *Environmental Biology of Fishes*, 66: 249-258.

Caughley G (1977) Sampling in aerial survey. *The Journal of Wildlife Management*, 41: 605-615.

Ceccherelli G, Casu D, Pala D, Pinna S, Sechi N (2006) Evaluating the effects of protection on two benthic habitats at Tavolara-Punta Coda Cavallo MPA (North-East Sardinia, Italy). *Marine environmental research*, 61(2): 171-85.

Chabanet P, Guillemot N, Kulbicki M, Vigliola L, Sarramegna S (2010) Baseline study of the spatio-temporal patterns of reef fish assemblages prior to a major mining project in New Caledonia (South Pacific). *Marine pollution bulletin*, 61: 598-611.

Chapman CJ, Johnstone ADF, Dunn JR, Creasey DJ (1974). Reactions of fish to sound generated by divers' open-circuit underwater breathing apparatus. *Marine Biology*, 27: 357-366.

Chapman MR, Kramer DL (2000) Movements of fishes within and among fringing coral reefs in Barbados. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 11-24.

Chateau O, Wantiez L (2008) Movement patterns of four coral reef species in a fragmented habitat in New Caledonia: implications for the design of marine protected area networks. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 50-55.

Cheal AJ, Thompson AA (1997) Comparing visual counts of coral reef fish: implications of transect width and species selection. *Marine Ecology Progress Series*, 158: 241-248.

Clarke KR, Gorley RN (2006) *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*, PRIMER-E, Plymouth.

Clarke KR, Warwick RM (1994) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environmental Research Council, UK: 859 pp.

Claudet J, García-Charton JA, Lenfant P (2010a) Combined effects of levels of protection and environmental variables at different spatial resolutions on fish assemblages in a marine protected area. *Conservation biology*, 25(1): 105-114.

Claudet J, Osenberg CW, Benedetti-Cecchi L, Domenici P, García-Charton JA *et al.* (2008) Marine reserves: size and age do matter. *Ecology letters*, 11(5): 481-489.

Claudet J, Osenberg CW, Domenici P, Badalamenti F, Milazzo M *et al.* (2010b) Marine reserves: Fish life history and ecological traits matter. *Ecological Applications*, 20(3): 830-839.

Colwell, R. K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0.

Corgos (2004) Estrategia vital, estructura espacial y dinámica poblacional de la centolla, *Maja squinado* (Decapoda: Majidae). Tesis doctoral.

Cremades J, Bárbara I, Veiga AJ (1998) Las macroalgas marinas y sus aplicaciones. Fondo de Promoción de empleo. Ferrol.

Cremades J, Freire Ó, Peteiro C (2006) Biología, distribución e integración del alga alóctona *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Phaeophyta) en las comunidades bentónicas de las costas de Galicia (NW de la Península Ibérica). Anales del Jardín Botánico de Madrid, 63(2): 169-187.

Currie DR, Sorokin SJ (2009) Evaluating the effects of reserve closure on algae, invertebrate and fish assemblages at a temperate South Australian marine reserve. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 89(4): 651-661.

Curtin R, Pallezo R (2010) Understanding marine ecosystem based management: a literature review. Marine Policy, 34: 821-830.

Dahl L, Dahl K (2002) Temporal, spatial and substrate-dependent variations of Danish hard-bottom macrofauna. Helgoland Marine Research, 56(3): 159-168.

Danovaro R, Fraschetti S (2002) Meiofaunal vertical zonation on hard-bottoms: comparison with soft-bottom meiofauna. Marine Ecology Progress Series, 230: 159-169.

Dawson-Shepherd AR, Warwick RM, Clarke KR, Brown BE (1992) An analysis of fish community responses to coral mining in the Maldives. Environmental Biology of Fishes, 33: 367-380.

Dayton PK (1985) Ecology of kelp communities. Annual Review of Ecology and Systematics, 16: 215-245.

Dayton PK, Tegner MJ, Edwards PB, Riser KL (1999) Temporal and spatial scales of kelp demography: the role of oceanographic climate. Ecological Monographs, 69(2): 219-250.

De Oliveira LP (2013) Fishers as advocates of marine protected areas: a case study from Galicia (NW Spain). *Marine Policy*, 41: 95-102.

DeMartini E, Roberts D (1982) An empirical test of bias in the rapid visual technique for species-time censuses of reef fish assemblages. *Marine Biology*, 70: 129-134.

Dethier MN, Graham ES, Cohen S, Tear LM (1993) Visual versus random-point percent cover estimations: "objective" is not always better. *Marine Ecology Progress Series*, 96: 93-100.

Díaz-Tapia P, Bárbara I (2005) Vegetación bentónica marina de la playa de Barrañán (A Coruña, Galicia). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 14: 13-42.

Díaz D, Mallol S, Parma AM, Goñi R (2011) Decadal trend in lobster reproductive output from a temperate marine protected area. *Marine Ecology Progress Series*, 433: 149-157.

Díez I, Santolaria A, Gorostiaga JM (2003) The relationship of environmental factors to the structure and distribution of subtidal seaweed vegetation of the western Basque coast (N Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(5-6): 1041-1054.

Dinmore TA, Duplisea DE, Rackham BD, Maxwell DL, Jennings S (2003) Impact of a large-scale area closure on patterns of fishing disturbance and the consequences for benthic communities. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 371-380.

Drach P (1948) Premières recherches en scaphandre autonome sur le peuplement des faciès rocheux de la zone littorale profonde. *Compte rendu de séance de l'Académie des sciences, Paris* (227): 1176-1178.

Eberhardt LL (1976) Quantitative ecology and impact assessment. *Journal of Environmental Management*, 4: 27-70.

Edgar GJ, Barrett NS (1997) Short term monitoring of biotic change in Tasmanian marine reserves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 213: 261-279.

Edgar GJ, Barrett NS (1999) Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 242: 107-144.

Edgar GJ, Barrett NS (2010) Biotic affinities of rocky reef fishes, invertebrates and macroalgae in different zones of the Port Davey marine protected area, south-western Tasmania. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(3): 282-296.

Edgar GJ, Barrett NS, Brook J, McDonald B, Bloomfield A (2005) Ecosystem monitoring inside and outside proposed Sanctuary Zones within the Encounter Marine Park - 2005 baseline surveys. *Tasmanian Aquaculture and Fisheries Internal Report*.

Edgar GJ, Barrett NS, Morton A (2004a) Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308(2): 269-290.

Edgar GJ, Bustamante RH, Fariña J-M, Calvopiña M, Martínez C, Toral-Granda MV (2004b) Bias in evaluating the effects of marine protected areas: the importance of baseline data for the Galapagos Marine Reserve. *Environmental Conservation*, 31(3): 212-218.

Edgar GJ, Davey A, Kelly G, Mawbey RB, Parsons K (2010) Biogeographical and ecological context for managing threats to coral and rocky reef communities in the Lord Howe Island Marine Park, south-western Pacific. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(4): 378-396.

Edgar GJ, Moverley J, Barrett NS, Peters D, Reed C (1997) The conservation-related benefits of a systematic marine biological sampling programme: the tasmanian reef bioregionalisation as a case study. *Biological Conservation*, 79: 227-240.

Edgar GJ, Stuart-Smith RD (2009) Ecological effects of marine protected areas on rocky reef communities — a continental-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 388(4): 51-62.

Edgar GJ, Stuart-Smith RD, Willis TJ, Kininmonth S, Baker SC *et al.* (2014) Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506: 216-220.

Edwards A (1980) Ecological studies of the kelp, *Laminaria hyperborea*, and its associated fauna in south-west Ireland. *Ophelia*, 19(1): 47-60.

Eggleston DB, Parsons DM (2008) Disturbance-induced 'spill-in' of Caribbean spiny lobster to marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 371: 213-220.

Ellis JR, Rogers SI (2000) The distribution, relative abundance and diversity of echinoderms in the eastern English Channel, Bristol Channel, and Irish Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80(1): 127-138.

Ellis JR, Rogers SI, Freeman SM (2000) Demersal Assemblages in the Irish Sea, St George's Channel and Bristol Channel. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51(3): 299-315.

Fariña AC, Freire J, González-Gurriarán E (1997a) Demersal fish assemblages in the galician continental shelf and upper slope (NW Spain): Spatial structure and long-term changes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 435-454.

Fariña AC, Freire J, González-Gurriarán E (1997b) Megabenthic decapod crustacean assemblages on the Galician continental shelf and upper slope (north-west Spain). *Marine biology*, 127: 419-434.

Fenberg PB, Caselle JE, Claudet J, Clemence M, Gaines SD *et al.* (2012) The science of European marine reserves: Status, efficacy, and future needs. *Marine Policy*, 36(5): 1012-1021.

Fernández-Boán M, Fernández L, Freire J (2012) History and management strategies of the sea urching *Paracentrotus lividus* fishery in Galicia (NW Spain). *Ocean Coast Management*, 69: 265-272.

Fernández L, Parapar J, Gonzalez-Gurriaran E, Muino R (1998) Epibiosis and ornamental cover patterns of the spider crab *Maja squinado* on the Galician coast, northwestern Spain: Influence of behavioral and ecological characteristics of the host. *Journal of Crustacean Biology*, 18(4): 728-737.

Fernández-Boán M, Freire J, Parma AM, Fernández L, Orensanz JM (2013) Monitoring the fishing process in the sea urchin diving fishery of Galicia. *ICES Journal of Marine Science*, 70(3): 604-617.

Fernández-Vidal D, Muiño R (2014) Fact or fiction? Assessing governance and co-management of Marine Reserves of Fishing Interest in Cedeira and Lira (NW Spain). *Marine Policy*, 47: 15-22.

Ferretti F, Myers RA, Serena F, Lotze HK (2008) Loss of large predatory sharks from the Mediterranean Sea. *Conservation Biology*, 22: 952-964.

Field JG, Clarke KR, Warwick RM (1982) A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 8: 37-52.

Fischer-Piette E, Seoane-Camba J (1963) Examen écologique de la Ria de Camariñas. *Bulletin de l'Institut Océanographique de Monaco*, 1277: 1-38.

Fisher J, Frank K (2002) Changes in finfish community structure associated with an offshore fishery closed area on the Scotian Shelf. *Marine Ecology Progress Series*, 240: 249-265.

Fismare sl (2007a) Monitorización de las pesquerías y evaluación de las comunidades biológicas en el ámbito de la Reserva Marina de Interés Pesquero de "Os Miñarzos". Informe técnico.

Fismare sl (2007b) Caracterización ambiental de zonas de liberación de lubricante (*Homarus gammarus*) en el Seno de Corcubión. Informe técnico.

Forcada A, Bayle-Sempere JT, Valle C, Sánchez-Jerez P (2008) Habitat continuity effects on gradients of fish biomass across marine protected area boundaries. *Marine environmental research*, 66(5): 536-547.

Fowler A (1987) Coral Reefs of coral reef fishes. A case study. *Coral Reefs*, 6: 49-58.

Fraga F (1981) Upwelling off the galician coast, northwest Spain. In: FA Richards (Ed.), *Upwelling Ecosystems*. American Geophysical Union. Washington DC, 176-182 pp.

França S, Vinagre C, Pardal MA, Cabral HN (2009) Spatial and temporal patterns of benthic invertebrates in the Tagus estuary, Portugal: comparison between subtidal and an intertidal mudflat. *Scientia Marina*, 73(2): 307-318.

Freire J, García-Allut A (2000) Socioeconomic and biological causes of management failures in European artisanal fisheries: the case of Galicia (NW Spain). *Marine Policy*, 24: 375-384.

Freire J, Bernárdez C, Corgos A, Fernández L, González-Gurriarán E, Sampedro MP, Verísimo P (2002) Management strategies for sustainable invertebrate fisheries in coastal ecosystems of Galicia (NW Spain). *Aquatic Ecology*, 36: 41-50.

Gallagher AJ, Hammerschlag N (2011) Global shark currency: the distribution, frequency, and economic value of shark ecotourism. *Current Issues in Tourism*, 14(8): 797-812.

Gallagher AJ, Kyne PM, Hammerschlag N (2012) Ecological risk assessment and its application to elasmobranch conservation and management. *Journal of Fish Biology*, 80: 1727-1748.

García J, Rousseau Y, Legrand H, Saragoni G, Lenfant P (2014) Movement patterns of fish in a Martinique MPA: implications for marine reserve design. *Marine Ecology Progress Series*, 513: 171-185.

García-Charton JA, Pérez Ruzafa A (1998) Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the southwest Mediterranean. *Marine Ecology*, 19(2): 111-128 (1998).

García-Charton JA, Pérez Ruzafa A (1999) Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research*, 42(1-2): 1-20.

García-Charton JA, Pérez Ruzafa A (2004) Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161-182.

García-Charton JA, Williams ID, Pérez Ruzafa A, Milazzo M, Chemello R, Marcos C, Kitsos M-S, Koukouras A, Riggio S (2000) Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine protected areas: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation*, 27(2): 159-178.

García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A (2001) Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138: 917-934.

García-Charton JA, Pérez Ruzafa A, Sánchez Jerez P, Bayle Sempere JT, Reñores O, Moreno D (2004) Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology*, 144: 161-182.

García-Regueira X, Tato R, Moreira J, Urgorri V (2010) Temporal evolution of polychaete assemblages on intertidal hard substrata at two localities of the galician coast after the 'Prestige' oil spill. *Thalassas*, 26(2): 33-45.

García-Rubies A, Macpherson E (1995) Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Marine Biology*, 124: 35-42.

Garmendia JM, Sánchez-Mata A, Mora J (1998) Inventario de la macrofauna bentónica de sustratos blandos submareales de la Ría de Ares y Betanzos (NO de la Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 8: 209-231.

Garrabou J, Ballesteros E, Zabala M (2002) Structure and dynamics of north-western mediterranean rocky benthic communities along a depth gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(3): 493-508.

Gaspar R, Pereira L, Neto JM (2012) Ecological reference conditions and quality states of marine macroalgae *sensu* Water Framework Directive: An example from the intertidal rocky shores of the Portuguese coastal waters. *Ecological Indicators*, 19: 24-38.

Gee JM (1989) An ecological and economic review of meiofauna as food for fish. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 96: 243-261.

Gell F, Roberts C (2003) Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(9): 448-455.

Gestoso I, Olabarria C, Troncoso JS (2011) Effects of macroalgal identity on epifaunal assemblages: native species *versus* the invasive species *Sargassum muticum*. *Helgoland Marine Research*, 66(2): 159-166.

Giakoumi S, Cebrian E, Kokkoris GD, Ballesteros E, Sala E (2012) Relationships between fish, sea urchins and macroalgae: The structure of shallow rocky sublittoral communities in the Cyclades, Eastern Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 109: 1-10.

Giangrande A, Delos AL, Frascchetti S, Musco L, Licciano M, Terlizzi A (2003) Polychaete assemblages along a rocky shore on the South Adriatic coast (Mediterranean Sea): patterns of spatial distribution. *Marine Biology*, 143: 1109-1116.

Giangrande A, Licciano M, Musco L (2005) Polychaetes as environmental indicators revisited. *Marine pollution bulletin*, 50: 1153-1162.

Gibbons MJ, Griffiths CL (1988) An improved quantitative method for estimating intertidal meiofaunal standing stock on an exposed rocky shore. *South African Journal of Marine Science*, 6: 55-58.

Givernaud T, El Gourji A, Mouradi-Givernaud A, Lemoine Y, Chiadmi N (1999) Seasonal variations of growth and agar composition of *Gracilaria multipartita* harvested along the Atlantic coast of Morocco. *Hydrobiologia*, 398/399: 167-172.

Gonzalez AF, Otero J, Guerra A, Prego R, Rocha FJ, Dale W (2005) Distribution of common octopus and common squid paralarvae in a wind-driven upwelling area (Ria of Vigo, northwestern Spain). *Journal of Plankton Research*, 27(3): 577-585.

González-Gurriarán E (1977) Algunos aspectos del comportamiento en la nécora *Macropipus puber* (L.). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biológica)*, 75: 473-479.

Goñi R, Hilborn R, Díaz D, Mallol S, Adlerstein S (2010) Net contribution of spillover from a marine reserve to fishery catches. *Marine Ecology Progress Series*, 400: 233-243.

Gorostiaga JM, Borja A, Diez I, Frances G, Pagola-Carte S, Sáiz-Salinas JI (2004) Recovery of benthic communities, in polluted systems. In: A Borja, M Collins (Eds.), *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*. Elsevier Oceanography Series 70. Amsterdam, 549-578 pp.

Granja A, Cremades J, Bárbara I (1992) Catálogo de las algas bentónicas marinas de la Ría de Ferrol (Galicia, N.O. de la Península Ibérica) y sus consideraciones biogeográficas sobre su flora. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 3: 3-21.

Gratwicke B, Speight MR (2005a) The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of Fish Biology*, 66: 650-667.

Gratwicke B, Speight MR (2005b) Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 292: 301-310.

Green RH (1979) *Sampling design and statistical methods for environmental biologists* (John Wiley & Sons, Eds.). New York, 257 pp.

Grumbine RE (1994) What is ecosystem management? *Conservation Biology*, 8: 27-38.

Grüss A, Kaplan DM, Guénette S, Roberts CM, Botsford LW (2011) Consequences of adult and juvenile movement for marine protected areas. *Biological Conservation*, 144: 692-702.

Guerra A (1978) Sobre la alimentación y el comportamiento alimentario de *Octopus vulgaris*. *Investigaciones Pesqueras*, 42(2): 351-364.

Guerra A (1992) Mollusca: Cephalopoda. En: *Fauna ibérica*, vol. 1. MA Ramos *et al.* (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, 327 pp.

Guidetti P (2006) Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecological Applications*, 16(3): 963-976.

Guidetti P, Verginella L, Viva C, Odorico R, Boero F (2005) Protection effects on fish assemblages, and comparison of two visual-census techniques in shallow artificial rocky habitats in the northern Adriatic Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 85(2): 247-255.

Gunderson LH (2000) Ecological resilience-in theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31: 425-439.

Grumbine RE (1994). What is ecosystem management?. *Conservation Biology*, 8(1): 27-38.

Gutt J, Koubbi P, Eléaume M (2007) Mega-epibenthic diversity off Terre Adélie (Antarctica) in relation to disturbance. *Polar Biology*, 30(10): 1323-1329.

Halffter G (1994) ¿Qué es la biodiversidad? *Butlletí de la Institució Catalana d'Historia Natural*, 62: 5-14.

Hall SJ, Raffaelli D, Thrush SF (1994) Patchiness and disturbance in shallow water benthic assemblages. In: AG Hildrew, PS Giller, D Raffaelli (Eds.). *Aquatic ecology: scale, pattern and processes*. Blackwell Scientific, Oxford, UK, 333-375 pp.

Halpern B (2003) The Impact of Marine Reserves: Do Reserves Work and Does Reserve Size Matter? *Ecological Applications*, 13: 117-137.

Halpern BS, Lester SE, McLeod KL (2010) Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107: 18312-18317.

Halpern BS, Warner RR (2002) Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, 5(3): 361-366.

Harmelin JG (1987) Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *PSZNI. Marine Ecology*, 8: 263-284.

Harmelin-Vivien ML, Harmelin JC, Chauvet C, Duval C, Galzin R *et al.* (1985) Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. *Revue d'Ecologie la Terre et la Vie*, 40: 467-539.

Harmelin-Vivien M, Le Diréach L, Bayle Sempere J, Charbonnel E, Garcia-Charton JA *et al.* (2008) Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover?. *Biological Conservation*, 141: 1829-1839.

Hastie T, Tibshirani RJ (1990) *Generalized additive models*. Chapman & Hall (Eds.). London.

Hawkins J, Roberts C, Dytham C, Schelten C, Nugues M (2006) Effects of habitat characteristics and sedimentation on performance of marine reserves in St. Lucia. *Biological Conservation*, 127(4): 487-499.

Hernández-López JL (2006) *Biología, ecología y pesca del pulpo común ("Octopus vulgaris", Cuvier 1797) en aguas de Gran Canaria*. Tesis doctoral.

Hewitt JE, Thrush SF, Halliday J, Duffy C (2005) The importance of small-scale biogenic habitat structure for maintaining beta diversity. *Ecology*, 86: 1619-1626.

Hiddink JG, Hutton T, Jennings S, Kaiser MJ (2006) Predicting the effects of area closures and fishing effort restrictions on the production, biomass, and species richness of benthic invertebrate communities. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 822-830.

Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ (2007) Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on habitats with different sensitivities. *Journal of Applied Ecology*, 44(2): 405-413.

Hilborn R (2004) When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean and Coastal Management*, 47: 197-205.

Hilborn R (2011) Future directions in ecosystem based fisheries management: A personal perspective. *Fisheries Research*, 108(2-3): 235-239.

Hinz H, Hiddink JG, Forde J, Kaiser MJ (2011) Large-scale responses of nematode communities to chronic otter-trawl disturbance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(4): 723-732.

Hinz H, Kröncke I, Ehrich S (2004) Seasonal and annual variability in an epifaunal community in the German Bight. *Marine Biology*, 144: 735-745.

Hinz H, Prieto V, Kaiser MJ (2009) Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecological Applications*, 19(3): 761-773.

Hoek CVD (1984) World-wide latitudinal and longitudinal seaweed distribution patterns and their possible causes, as illustrated by the distribution of Rhodophyten genera. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 38(3-4): 227-257.

Hoffmann E, Dolmer P (2000) Effect of closed areas on distribution of fish and epibenthos. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1310-1314.

Hoskin MG, Coleman RA, von Carlshausen E, Davis CM (2011) Variable population responses by large decapod crustaceans to the establishment of a temperate marine no-take zone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(2): 185-200.

Hughes TP, Rodrigues MJ, Bellwood DR, Ceccarelli D, Hoegh-Guldberg O, McCook L, Moltschaniwskij N, Pratchett MS, Steneck RS, Willis B (2007) Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology*, 17: 360-365.

Incera M, Olabarria C, Cacabelos E, César J, Troncoso JS (2011) Distribution of *Sargassum muticum* on the North West coast of Spain: Relationships with urbanization and community diversity. *Continental Shelf Research*, 31(5): 488-495.

IUCN (2014) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. www.iucnredlist.org.

Jaworski A, Solmundsson J, Ragnarsson SA (2006) The effect of area closures on the demersal fish community off the east coast of Iceland. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 897-911.

Jaworski A, Solmundsson J, Ragnarsson SA (2010) Fish assemblages inside and outside marine protected areas off northern Iceland: protection effects or environmental confounds?. *Fisheries Research*, 102(1-2): 50-59.

Jennings S, Greenstreet SPR, Reynolds JD (1999) Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. *Journal of Animal Ecology*, 68(3): 617-627.

Jennings S, Kaiser M (1998) The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34: 201-352.

Jennings S, Polunin NVC (1995) Biased underwater visual census biomass estimates for target-species in tropical reef fisheries. *Journal of Fish Biology*, 47: 733-736.

Jewett SC, Dean TA, Smith RO, Blanchard A (1999) The 'Exxon Valdez' oil spill: impacts and recovery in the softbottom benthic community in and adjacent to eelgrass beds. *Marine Ecology Progress Series*, 185: 59-83.

Jiménez-Valverde A, Hortal J (2003) Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8: 151-161.

Jones DOB, Bett BJ, Tyler PA (2007) Depth-related changes in the arctic epibenthic megafaunal assemblages of Kangerdlugssuaq, East Greenland. *Marine Biology Research*, 3: 191-204.

Junoy J, Castellanos C, Viéitez JM, de la Huz MR, Lastra M (2005) The macroinfauna of the Galician sandy beaches (NW Spain) affected by the Prestige oil-spill. *Marine pollution bulletin*, 50(5): 526-536.

Kaiser MJ (2004) Demersal fish and epifauna associated with sandbank habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60(3): 445-456.

Katsanevakis S, Stelzenmüller V, South A, Sørensen TK, Peter JSJ *et al.* (2011) Ecosystem-based marine spatial management: Review of concepts, policies, tools, and critical issues. *Ocean and Coastal Management*, 54(11): 807-820.

Katsanevakis S, Verriopoulos G (2004) Abundance of *Octopus vulgaris* on soft sediment. *Scientia Marina*, 68(4): 553-560.

Kelleher G (1999) Guidelines for Marine Protected Areas, IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK, xxiv + 107 pp.

Kelleher G, Kenchington RA (1992) Guidelines for establishing marine protected areas, IUCN. Gland, Switzerland, 79 pp.

Kearney M (2006) Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos*, 115(1): 186-191.

Kellner JB, Tetreault I, Gaines SD, Nisbet RM (2007) Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. *Ecological Applications*, 17: 1039-1054.

Kimmel JJ (1985) A new species-time method for visual assessment of fishes and its comparison with established methods. *Environmental Biology of Fishes*, 12(1): 23-32.

Klinger T, Padilla DK, Britton-Simmons K (2006) Two invaders achieve higher densities in reserves. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16(3): 301-311.

Kühne S, Rachor E (1996) The macrofauna of a stony sand area in the German Bight (North Sea). *Helgol Meeresunters*, 50: 433-452.

Kulbicki M (1998) How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual census. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 222: 11-30.

Lasiak T (1998) Multivariate comparisons of rocky infratidal macrofaunal assemblages from replicate exploited and non-exploited localities on the Transkei coast of South Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 167: 15-23.

L'Hardy-Halos MT, Castric-Fey A, Girar-Descatsire A, Lafargue F (1973) Recherches in scaphandre autonome sur le peuplement végétal du substrat rocheux: L'Archipel de Glénan. *Bulletin de la Société Scientifique de Bretagne*, 48: 103-128.

Lester SE, Halpern BS, Grorud-Colvert K, Lubchenco J, Ruttenberg BI *et al.* (2009) Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 384: 33-46.

Levin PS, Fogarty MJ, Murawski SA, Fluharty D (2009) Integrated Ecosystem Assessments: Developing the Scientific Basis for Ecosystem-Based Management of the Ocean. *Plos Biology*, 7(1): 23-28.

Lincoln-Smith MP (1988) Effects of observer swimming speed on sample counts of temperate rocky reef fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 43: 223-231.

Lincoln-Smith MP (1989) Improving multispecies rocky reefs fish censuses by counting different groups of species using different procedures. *Environmental Biology of Fishes*, 26:29-37.

Littler MM, Murray SN (1975) Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macro-organisms. *Marine Biology*, 30: 277-291.

Longino JT, Colwell RK (1997) Biodiversity assesment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecological Applications*, 7: 1263-1277.

López-Jamar E, Francesch O, Dorrío AV, Parra S (1995) Long-term variation of the infaunal benthos of La Coruña Bay (NW Spain): results from a 12-year study (1982-1993). *Scientia Marina*, 59(1): 49-61.

Lourido A, Moreira J, Troncoso JS (2010) Spatial distribution of benthic macrofauna in subtidal sediments of the Ría de Aldán (Galicia, northwest Spain). *Scientia Marina*, 74(4): 705-715.

Lubchenco J, Palumbi SR, Gaines SD, Aldeman S (Eds.) (2003) *The science of Marine Reserves*. 228 p.

Lüning K (1990) *Seaweeds. Their environment, biogeography, and ecophysiology*. John Wiley. & Sons (Eds.), New York, 527 pp.

Madin EMP, Gaines DS, Madin JS, Warner RR (2010) Fishing Indirectly Structures Macroalgal Assemblages by Altering Herbivore Behavior. *The American naturalist*, 176(6): 785-801.

Mangano MC, Kaiser MJ, Porporato EMD, Spanò N (2013) Evidence of trawl disturbance on mega-epibenthic communities in the Southern Tyrrhenian Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 475: 101-117.

Manship BAD (1995) The feeding ecology of deposit-feeding holothurians. Tesis doctoral.

Mapstone BD, Ayling AM (1993) An investigation of optimum methods and unit sizes for the visual estimation of abundances of some coral reef organisms. A report of the Great Barrier Reef Marine Park Authority. Townsville, Australia.

Marchini A, Gauzer K, Occhipinti-Ambrogi A (2004) Spatial and temporal variability of hard-bottom macrofauna in a disturbed coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River Delta, Northwestern Adriatic Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 48: 1084-1095.

McCormick MI, Choat JH (1987) Estimating total abundance of a large temperate-reef fish using visual strip-transects. *Marine Biology*, 96: 469-78.

McCoy ED, Bell SS (1991) Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: SS Bell, ED McCoy, HR Mushinsky (Eds.), *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, London, 3-27 pp.

Menge BA (1995) Indirect effects in marine rocky intertidal interaction webs: patterns and importance. *Ecological Monographs*, 65: 21-74.

Meurer AZ, Netto SA (2007) Seasonal dynamics of benthic communities in a shallow sublittoral site of laguna estuarine system. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 11(2): 53-62.

Micheli F, Halpern BS, Botsford LW, Warner RR (2004) Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications*, 14(6): 1709-1723.

Milazzo M, Chemello R, Badalamenti F, Riggio S (2000) Molluscan assemblages associated with photophilic algae in the Marine Reserve of Ustica Island (Lower Tyrrhenian Sea, Italy). *Italian Journal of Zoology*, 67(3): 287-295.

Minte-vera CV, Leão de Rodrigo M, Francini-filho RB (2008) Nested sampling: an improved visual-census technique for studying reef fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 367: 283-293.

Moens T, Vincx M (1996) Do meiofauna consume primary production?: about many questions and how to answer them. In: J Baeyens (Ed.), *Integrated marine system analysis. European network for integrated marine system analysis*. FWO Vlaanderen: minutes of the first network meeting. Brugge, 188- 202 pp.

Molares J, Freire J (2003) Development and perspectives for community-based management of the goose barnacle (*Pollicipes pollicipes*) fisheries in Galicia (NW Spain). *Fisheries Research*, 65(1-3): 485-492.

Moreira J, Lourido A, Troncoso JS (2010a) Temporal dynamics of the benthic assemblage in the muddy sediments of the harbour of Baiona (Galicia, NW Iberian Peninsula). *Thalassas*, 26(2): 9-22.

Moreira J, Aldea C, Troncoso JS (2010b) Temporal dynamics of gastropod fauna on subtidal sandy sediments of the Ensenada de Baiona (NW Iberian Peninsula). *Helgoland Marine Research*, 64:311-320.

Moreira J, Quintas P, Troncoso JS (2005) Distribution of the molluscan fauna in subtidal soft bottoms of the Ensenada de Baiona (NW Spain). *American Malacological Bulletin*, 20: 75-86.

Moreira J, Quintas P, Troncoso JS (2006) Spatial distribution of soft-bottom polychaete annelids in the Ensenada de Baiona (Ría de Vigo, Galicia, north-west Spain). *Scientia Marina*, 70(S3): 217-224.

Moreira J, Troncoso JS (2007) Inventario de la macrofauna bentónica de sedimentos submareales de la Ensenada de Baiona (Galicia, NO Península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 16: 101-128.

Morning Post (1906) Green Island Recreation Reserve. Cairns, Australia. 1 p.

Morrison ML, Marcot BG, Mannan RW (1998) Wildlife-habitat relationships: concepts and applications. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, USA.

Mumby PJ, Harborne AR, Williams J, Kappel CV, Brumbaugh DR *et al.* (2007) Trophic cascade facilitates coral recruitment in a marine reserve. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(20): 8362-8367.

Murphy HM, Jenkins GP (2010) Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: a review. *Marine and Freshwater Research*, 61: 236-252.

Naranjo SA, Carballo JL, García_Gómez JC (1996) Effects of environmental stress on ascidian populations in Algeciras Bay (southern Spain). Possible marine bioindicators?. *Marine Ecology Progress Series*, 144: 119-131.

Nelson JS (2006) *Fishes of the World*. John Wiley & Sons (Eds.), New Jersey, USA, 624 pp.

Neto JM, Gaspar R, Pereira L, Marques JC (2012) Marine Macroalgae Assessment Tool (MarMAT) for intertidal rocky shores. Quality assessment under the scope of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 19: 39-47.

Niell FX, Fernández C, Gómez-Figueiras F (2009) Como pode influir o cambio de temperatura na bioloxía e na distribución das algas bentónicas de Galicia? En: Pérez V, Fernández M, Gesteira JLG, *Evidencias e Impactos do Cambio Climático en Galicia*. Santiago de Compostela, Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, 635-646 pp.

Nonn H (1996) Les régions cotières de la Galice (Espagne). Étude géomorphologique. Tesis doctoral.

O'Sullivan S, Moriarty C, Davenport J (2004) Analysis of the stomach contents of the European conger eel *Conger conger* in Irish waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84: 823-826.

Olabarria C, Rodil IF, Incera M, Troncoso JS (2009) Limited impact of *Sargassum muticum* on native algal assemblages from rocky intertidal shores. *Marine Environmental Research*, 67(3): 153-158.

Olsgard F, Brattegard T, Holthe T (2003) Polychaetes as surrogates for marine biodiversity: lower taxonomic resolution and indicator groups. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1033-1049.

Ospina-Alvarez N, Prego R, Álvarez I, de Castro M, Álvarez-Ossorio MT *et al.* (2010) Oceanographical patterns during a summer upwelling-downwelling event in the Northern Galician Rias: Comparison with the whole Ria system (NW of Iberian Peninsula). *Continental Shelf Research*, 30: 1362-1372.

Otero R (1926) Guía de Galicia. Galaxia, Vigo.

Otero J, Rocha F, González ÁF, Gracia J, Guerra A (2005) Modelling artisanal coastal fisheries of Galicia (NW Spain) based on data obtained from fishers: the case of *Octopus vulgaris*. *Scientia Marina*, 69(4): 577-585.

Otero J, Álvarez-Salgado XA, González AF, Gilcoto M, Guerra A (2009) High-frequency coastal upwelling events influence *Octopus vulgaris* larval dynamics on the NW Iberian shelf. *Marine Ecology Progress Series*, 386: 123-132.

Otero J (2006) Ecología del pulpo común (*Octopus vulgaris* Cuvier, 1797) en un área de afloramiento costero (Galicia, NE Atlántico). Tesis doctoral.

Otero J, González AF, Sieiro MP, Guerra Á (2007) Reproductive cycle and energy allocation of *Octopus vulgaris* in Galician waters, NE Atlantic. *Fisheries Research*, 85(1-2): 122-129.

Otero-Schmitt J, Pérez-Cirera JL (1996) Epiphytism on *Cystoseira* (Fucales, Phaeophyta) from the atlantic coast of northwest Spain. *Botanica Marina*, 39: 445-465.

Otero-Schmitt J, Pérez-Cirera JL (2002) Infralittoral benthic biocoenoses from northern Ría de Muros, atlantic coast of northwest Spain. *Botanica Marina*, 45: 93-122.

Ouréns R, Freire J, Fernández L (2013a) Definition of a new unbiased gonad index for aquatic invertebrates and fish: its application to the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Aquatic Biology*, 17: 145-152.

Ouréns R, Flores L, Fernández L, Freire J (2013b) Habitat and density-dependent growth of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in Galicia (NW Spain). *Journal of Sea Research*, 76: 50-60.

Pagés JL (2000) Origen y evolución geomorfológica de las rías atlánticas de Galicia. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 13: 3-4.

Parapar J, Martínez-Ansemil E, Caramelo C, Collado R, Schmelz R (2009) Polychaetes and oligochaetes associated with intertidal rocky shores in a semi-enclosed industrial and urban embayment, with the description of two new species. *Helgoland Marine Research*, 63(4): 293-308.

Parker KR (1986) Environmental impact assessment: pseudoreplication in time?. *Ecology*, 67: 929-940.

Parra S, López-Jamar E (1997) Cambios en el ciclo temporal de algunas spp endofaunales como consecuencia del vertido del petrolero Aegean Sea. *Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía*, 23: 71-82.

Pérez-Cirera JL (1975) Notas sobre la vegetación ficológica bentónica de la Ría de Cedeira (NO de España). *Anales del Instituto Botánico Cavanilles*, 32(1): 161-171.

Pérez-Cirera JL, Cremades J, Bárbara I (1989) Precisiones sistemáticas y sinecológicas sobre algunas algas nuevas para Galicia o para las costas atlánticas de la Península Ibérica. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 46(1): 35-45.

Pérez-Cirera JL, Maldonado JL (1982) Principales tipos de vegetación bentónica y su zonación en el litoral comprendido entre las rías de Camariñas y de Corme y Lage (Costa de Camelle, A Coruña). *Collectanea Botanica*, 13(2): 893-910.

Peterson G, Allen C, Holling CS (1998) Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, 1: 6-18.

Pham CK, Isidro E (2010) *Octopus vulgaris*, for commercial on-growing in the Azores. *Life and Marine Sciences*, 27: 41-47.

Piet GJ, Rijnsdorp AD (1998) Changes in the demersal fish assemblage in the south-eastern North Sea following the establishment of a protected area ("plaice box"). *ICES Journal of Marine Science*, 55: 420-429.

Pinnegar JK, Polunin NVC, Francour P, Badalamenti F, Chemello R *et al.* (2000) Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation*, 27(2): 179-200.

Pita P (2011) Comunidades de peces de los arrecifes rocosos costeros de Galicia: ecología e impactos humanos. Tesis doctoral.

Pita P, Freire J (2014) The use of spearfishing competition data in fisheries management: evidence for a hidden near collapse of a coastal fish community of Galicia (NE Atlantic Ocean). *Fisheries Management and Ecology*, 21: 454-69.

Pita P, Fernández-Márquez D, Freire J (2014) Short-term performance of three underwater sampling techniques for assessing differences in the absolute abundances and in the inventories of the coastal fish communities of the Northeast Atlantic Ocean. *Marine and Freshwater Research*, 65: 105-113.

Pomeroy RS, Parks JE, Watson LM (2006) *Cómo evaluar una AMP. Manual de Indicadores Naturales y Sociales para Evaluar la Efectividad de la Gestión de Áreas Marinas Protegidas*. UICN - Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza, Gland, Suiza y Cambridge,

Prego R, Varela M (1998) Hydrography of the Artabro Gulf in summer: western coastal limit of Cantabrian seawater and wind-induced upwelling at prior cape. *Oceanologica Acta International Conference on Oceanography of the Bay of Biscay*, 21: 145-155.

Prego R, Barciela MC, Varela M (1999) Nutrient dynamics in the Galician coastal area (Northwestern Iberian Peninsula): Do the Rias Bajas receive more nutrient salts than the Rias Altas? *Continental Shelf Research*, 19: 317-334.

R Development Core Team (2008) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Randall J (1968) Conservation in the sea: a survey of marine parks. *Oryx*, 10(1): 31-37.

Rees HL, Pendle MA, Waldock R, Limpenny DS, Boyd SE (1999) A comparison of benthic biodiversity in the North Sea, English Channel, and Celtic Seas. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 228-246.

Reiss H, Kröncke I (2004) Seasonal variability of epibenthic communities in different areas of the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 61(6): 882-905.

Reiss H, Kröncke I (2005a) Seasonal variability of benthic indices: an approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1490-1499.

Reiss H, Kröncke I (2005b) Seasonal variability of infaunal community structures in three areas of the North Sea under different environmental conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65: 253-274.

Roberts CM (1995) Rapid build-up of fish biomass in a Caribbean marine reserve. *Conservation Biology*, 9: 815-826.

Roberts CM, Ormond RFG (1987) Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Marine ecology progress series*, 41: 1-8.

Rodwell LD, Barbier EB, Roberts CM, McClanahan TR (2003) The importance of habitat quality for marine reserve-fishery linkages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 171-181.

Ros J, Romero J, Ballesteros E, Gili JM (1989) Buceando en aguas azules. El bentos. In: R Margalef (Ed.), *El Mediterráneo Occidental*. Pergamon, Oxford, 233-295 pp.

Ruiz-Frau A, Possingham HP, Edwards-Jones G, Klein CJ, Segan D *et al.* (1998) A multidisciplinary approach in the design of marine protected areas: Integration of science and stakeholder based methods. *Ocean and Coastal Management*, 103: 86-93.

Russ GR, Alcala AC (1998) Natural fishing experiments in marine reserves 1983-1993: community and trophic responses. *Coral Reefs*, 17: 383-397.

Sainsbury K, Sumaila UR (2001) Incorporating ecosystem objectives into management of sustainable marine fisheries, including 'best practice' reference points and use of marine protected areas. Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem 3. Reykjavik, Iceland.

Sala E (1997) Fish predators and scavengers of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in protected areas of the north-west Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 129: 531-9.

Sala E, Ballesteros E (1997) Partitioning of space and food resources by three fish of the genus *Diplodus* (Sparidae) in a Mediterranean rocky infralittoral ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 152: 273-83.

Sala E, Zabala M (1996) Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 140: 71-81.

Sale PF, Sharp BJ (1983) Correction for bias in visual transect censuses of coral reef fishes. *Coral Reefs*, 2: 37-42.

Sale PF, Cowen RK, Danilowicz BS, Jones GP and others (2005) Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(2): 74-80.

Samoilys MA, Carlos G (2000) Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 289-304.

Sánchez F, Serrano A (2003) Variability of groundfish communities of the Cantabrian Sea during the 1990s. *ICES Marine Science Symposia*, 219: 249-260.

Sánchez-Carnero N, Aceña S, Rodríguez-Pérez D, Couñago E, Freire J (2012) Fast and low-cost method for VBES bathymetry generation in coastal areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114: 175-182.

Sánchez-Mata A, Mora J (1999) El medio bentónico de la Ría de Ares (NO Península Ibérica) II. Inventario faunístico, análisis poblacional y estructura trófica. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 9: 195-217.

Sanders HL, Grassle JF, Hampson GR, Morse LS, Garner-Price S, Jones CC (1980) Anatomy of an oil spill: long-term effects from the grounding of the barge Florida off West Falmouth, Massachusetts. *Journal of Marine Research*, 38: 265-380.

Sanderson JC, Barrett N (1989) A survey of the distribution of the introduced Japanese macroalga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Surin. Technical Report.

Sebens KP (1991) Habitat structure and community dynamics in marine benthic systems. In: SS Bell, ED McCoy, HR Mushinsky (Eds.), *Habitat structure: the physical arrangement of objects in space*. Chapman & Hall, London, pp. 211-234.

Serrano JLG (2001) La gestión de las reservas marinas del estado español. Actas de las I Jornadas sobre Reservas Marinas y I Reunión de la Red Iberoamericana de Reservas Marinas (RIBM). Cabo de Gata, Almería, 17-23 de septiembre de 2001. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Serrano A, Preciado I, Abad E, Sanchez F, Parra S *et al.* (2008) Spatial distribution patterns of demersal and epibenthic communities on the Galician continental shelf (NW Spain). *Journal of Marine Systems*, 72(1-4): 87-100.

Serrano A, Sánchez F, Preciado I, Parra S, Frutos I (2006) Spatial and temporal changes in benthic communities of the Galician continental shelf after the Prestige oil spill. *Marine pollution bulletin*, 53(5-7): 315-331.

Seytre C, Francour P (2009) The Cap Roux MPA (Saint-Raphaël, French Mediterranean): changes in fish assemblages within four years of protection. *Journal of Marine Science*, 66: 180-187.

Seytre C, Vanderklift MA, Bodilis P, Cottalorda J-M, Gratiot J *et al.* (2012) Assessment of commercial and recreational fishing effects on trophic interactions in the Cap Roux area (north-western Mediterranean). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23(2): 189-20.

Shears NT, Babcock RC (2002) Marine reserves demonstrate top-down control of community structure on temperate reefs. *Oecologia*, 132: 131-142.

Shears NT, Babcock RC (2003) Continuing trophic cascade effects after 25 years of no-take marine reserve protection. *Marine Ecology Progress Series*, 246: 1-16.

Sheppard CRC, Bellamy J, Sheppard ALS (1980) Study of the fauna inhabiting the holdfasts of *Laminaria hyperborea* (Gunn.) Fosl. Along some environmental and geographical gradients. *Marine Environmental Research*, 4: 25-51.

Singleton RL, Roberts CM (2014) The contribution of very large marine protected areas to marine conservation: Giant leaps or smoke and mirrors?. *Marine Pollution Bulletin*, 87: 7-10.

Snelgrove PVR (1998) The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation*, 7: 1123-1132.

Snelgrove PVR, Blackburn TH, Hutchings PA, Alongi DM, Grassle JF *et al.* (1997) The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem processes. *Ambio*, 26: 578-583.

Soberón JM, Llorente JB (1993) The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation biology*, 7: 480-488.

Steneck R, Dethier R (1994) A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, 69(3): 476-498.

Stevens T, Connolly RM (2005) Local-scale mapping of benthic habitats to assess representation in a marine protected area. *Marine and Freshwater Research*, 56: 111-123.

Stewart-Oaten A, Murdoch WM, Parker KR (1986) Environmental impact assessment: 'Pseudoreplication' in time?. *Ecology*, 67: 929-940.

Stobart B, Warwick R, González C, Mallol S, Díaz D *et al.* (2009) Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 384: 47-60.

Santos MN, Monteiro CC, Lasserre G (2005) Observations and trends on the intra-annual variation of the fish assemblages on two artificial reefs in Algarve coastal waters (southern Portugal). *Scientia Marina*, 69(3): 415-426.

Sumida PYG, Bernardino AF, Stedall VP, Glover AG, Smith CR (2008) Temporal changes in benthic megafaunal abundance and composition across the West Antarctic Peninsula shelf: Results from video surveys. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 55(22-23): 2465-2477.

Tato R, García-Regueira X, Moreira J, Urgorri V (2009) Inventario faunístico del intermareal rocoso de dos localidades de la costa occidental gallega (NO Península Ibérica) tras el vertido del Prestige. *Nova Acta Científica Compostela (Biología)*, 18: 75-94.

Ter Braak CJF (1987) CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). Technical Report.

Ter Braak CJF, Smilauer P (2002) CANOCO Reference manual and software for canonical community ordination (Version 4.5). Wageningen University and Research Centre. Wageningen, Países Bajos.

Thorson G (1957) Bottom communities (sublittoral or shallow shelf). *Geological Society of America*, 67: 461-534.

Thrush SF, Dayton PK (2002) Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 449-473.

Thrush SF, Dayton PK (2010) What can ecology contribute to ecosystem-based management?. *Annual Review of Marine Science*, 2: 419-441.

Thrush SF, Hewitt JE, Cummings VJ, Dayton PK, Cryer M *et al.* (1998) Disturbance of the Marine Benthic Habitat by Commercial Fishing: Impacts at the Scale of the Fishery. *Ecological Applications*, 8(3): 866-879.

Troncoso JS, Feal F, Reboreda P, Urgorri V (1990) Distribución y variación estacional de los moluscos en el horizonte de *Mastocarpus stellatus* en las costas de Galicia. *Iberus*, 9(1-2): 253-260.

Troncoso JS, Urgorri V (1993) Datos sedimentológicos y macrofauna de los fondos infralitorales de sustrato blando de la Ría de Ares y Betanzos (Galicia, España). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 4: 153-166.

Troncoso JS, Urgorri V, Olabarria C (1996) Estructura trófica de los moluscos de sustratos duros infralitorales de la Ría de Ares y Betanzos (Galicia, NO España). *Iberus*, 14(2): 131-141.

Troncoso JS, Urgorri V, Parapar J, Lastra M (1988) Moluscos infralitorales de sustratos duros de la Ría de Ares y Betanzos (Galicia, España). *Iberus*, 8(2): 53-58.

Trowbridge CD, Little C, Pilling GM, Stirling P, Miles A (2011) Decadal-scale changes in the shallow subtidal benthos of an Irish marine reserve. *Botanica Marina*, 54(5): 497-506.

Tubío A, Verísimo P, Muiño R (2011) Spatial and temporal variability of fish communities in the Marine Reserve of Fishing Interest "Ría de Cedeira" (Galicia, NW Spain) and impact of the degree of protection. [digital object presentation]. World Conference on Marine Biodiversity, 26-30 September 2011. Aberdeen, Scotland, UK.

Tupper MH (2007) Spillover of commercially valuable reef fishes from marine protected areas in Guam, Micronesia. *Fisheries Bulletin*, 105: 527-537.

Ulltang O (1998) Explanations and predictions in fisheries science - problems and challenges in a historical and epistemological perspective. *Fisheries Research*, 37: 297-310.

van Denderen PD, Hintzen NT, Rijnsdorp AD, Ruardij P, van Kooten T (2014) Habitat-Specific effects of fishing disturbance on benthic species richness in marine soft sediments. *Ecosystems*, 17(7): 1216-1226.

Vandeperre F, Higgins RM, Sánchez-Meca J, Maynou F, Goñi R *et al.* (2011) Effects of no-take area size and age of marine protected areas on fisheries yields: a meta-analytical approach. *Fish and Fisheries*, 12: 412-426.

Vázquez E, Urgorri V (1994) Nuevos datos sobre cuatro especies de ascidias de la familia polyclinidae en la península ibérica. *Anales de biología*, 19(8): 19-27.

Veiga AJ, Cremades J, Bárbara I (1998) A Catalogue of the marine benthic algae of the Sisargas Islands (N.W. Iberian Peninsula, Spain). *Boletim do Museu Municipal do Funchal (História Natural)*, 5: 481-493.

Veloso V, Moreira J, Troncoso JS (2007) Dinámica anual de las poblaciones de bivalvos de los fondos fangosos de la Ensenada de Baiona (Galicia, NO Península Ibérica). *Sociedad Española de Malacología*, 25(2): 19-28.

Ward T, Sorokin S, Currie D, Rogers P, Mcleay L (2006) Epifaunal assemblages of the eastern Great Australian Bight: Effectiveness of a benthic protection zone in representing regional biodiversity. *Continental Shelf Research*, 26(1): 25-40.

Warwick RM, Ashman CM, Brown AR, Clarke KR, Dowell B *et al.* (2002) Inter-annual changes in the biodiversity and community structure of the macrobenthos in Tees Bay and the Tees estuary, UK, associated with local and regional environmental events. *Marine Ecology Progress Series*, 234: 1-13.

Watson R, Kitchingman A, Gelchu A, Pauly D (2004) Mapping global fisheries: sharpening our focus. *Fish and Fisheries*, 5: 168-177.

Watson R, Pauly D (2001) Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*, 414: 534-536.

Wiebe PH (1971) A computer model study of zooplankton patchiness and its effects on sampling error. *Limnology and Oceanography*, 16: 29-38.

Wilkinson MR (1998) Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecological Applications*, 8(3): 866-879.

Willis TJ (2001) Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *Journal of Fish Biology*, 59: 1408-1411.

Willis TJ, Millar RB, Babcock RC (2003) Protection of exploited fish in temperate regions: high density and biomass of snapper *Pagrus auratus* (Sparidae) in northern New Zealand marine reserves. *Journal of Applied Ecology*, 40(2): 214-227.

Wilson EO, Peters FM (Eds.) (1988) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington DC, 521 pp.

Wing SR, Jack L (2014) Fiordland: the ecological basis for ecosystem management. *Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 48(4): 577-593.

Wood SN (2000) Modelling and smoothing parameter estimation with multiple quadratic penalties. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 62: 413-428.

Wood SN (2003) Thin plate regression splines. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 65: 95-114.

Wood SN (2006) *Generalized additive models: an introduction with R*. Chapman & Hall (Eds.), Boca Raton, USA.

Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C *et al.* (2006) Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314(5800): 787-790.

Ysebaert T, Herman PMJ, Meire P, Craeymeersch J, Verbeek H *et al.* (2003) Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(1-2): 335-355.



Programa regulado por el RD 778/1998: Biología Marina y Acuicultura.
Dpto. De Biología Celular y Molecular.