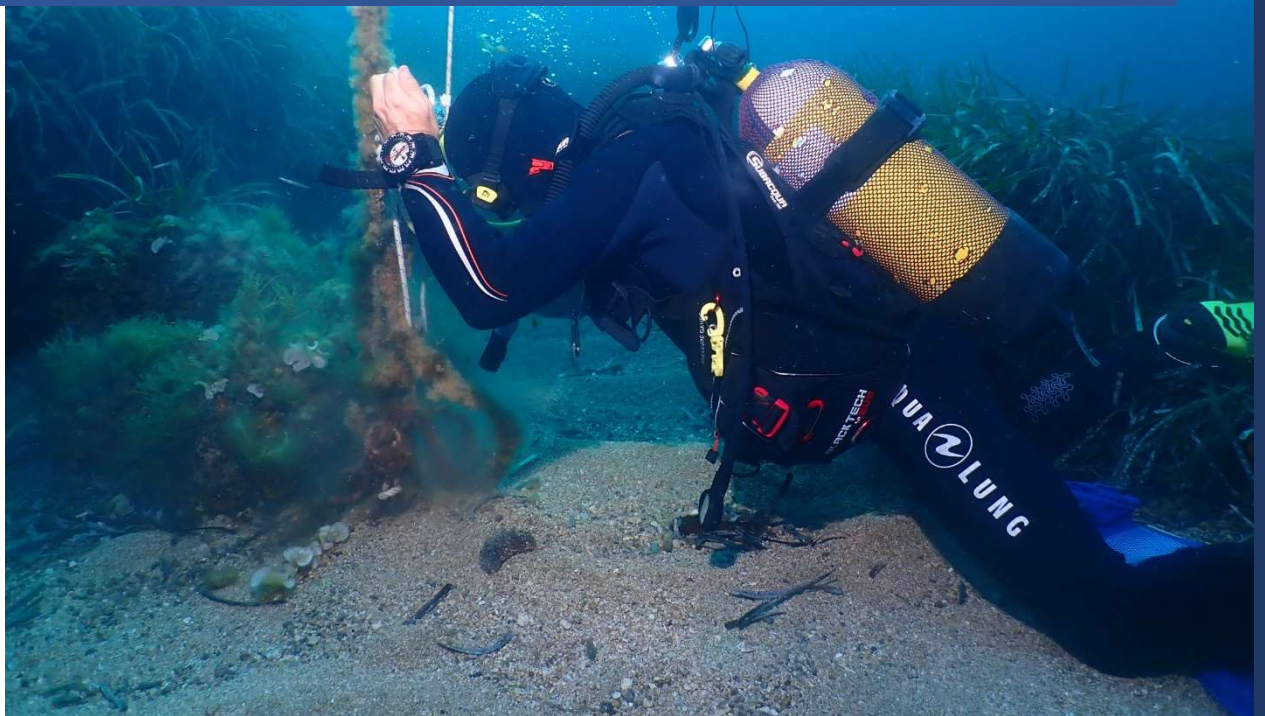


2023

Seguimiento científico de la Reserva Marina de Interés Pesquero Isla de Tabarca



Seguimiento científico de la Reserva Marina de Interés Pesquero Isla de Tabarca

SEGUIMIENTO CIENTÍFICO DE LAS RESERVAS MARINAS DE
INTERÉS PESQUERO DE LA COMUNITAT VALENCIANA

CMAYOR/2021/07Y03/52 Lote 2



Contenido

Capítulo 1. Introducción y objetivos	1
1.1. Introducción	1
1.1.1. La reserva marina de interés pesquero de la Isla de Tabarca	1
1.2. Objetivos	5
Capítulo 2. Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial	7
2.1. Seguimiento de las poblaciones de peces mediante censos visuales en inmersión.....	7
2.1.1. Metodología.....	7
2.1.2. Resultados.....	11
2.1.2.1. Descripción general del poblamiento de peces	11
2.1.2.2. Análisis a nivel de especie.....	18
2.1.2.3. Caracterización del hábitat.....	43
2.1.2.4. Diferencias en el poblamiento de peces. Riqueza, abundancia y biomasa.....	46
2.1.2.5. Comparación de resultados años anteriores.....	61
2.1.3. Fotografías de censos visuales	64
2.2. Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIP.....	67
2.2.1. Metodología.....	67
2.2.2. Resultados.....	67
2.2.2.1. Análisis de tendencias en las capturas.....	67
Capítulo 3. Seguimiento de comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico	73
3.1. Praderas de <i>Posidonia oceanica</i>	73
3.1.1. Metodología.....	73
3.1.2. Resultados	76
3.1.2.1. Descriptores de densidad, cobertura y mata muerta. Análisis univariante de la varianza (ANOVA)	76
3.1.2.2. Tipo de crecimiento del rizoma y grado de descalzamiento o enterramiento de los haces. Análisis univariante la varianza (ANOVA).....	81
3.1.2.3. Morfología de los haces	85
3.1.2.4. Análisis multivariante. Determinación del estatus ecológico (EQR).....	86
3.1.3. Fotografías de las estaciones de muestreo de las praderas de <i>Posidonia oceanica</i>	90
3.2. Praderas de <i>Cymodocea nodosa</i>	92
3.2.1. Metodología.....	92
3.2.2. Resultados	94
3.2.3. Fotografías de medición de cobertura en las estaciones seleccionadas	97
3.3. Formaciones organógenas (<i>Drendropoma lebeche</i>); “bosques” de <i>Cystoseira spp.</i> e impactos sobre ellas.....	102
3.3.1. Metodología.....	102
3.3.2. Resultados	106

3.3.2.1. Descripción de sectores.....	106
3.3.2.2. Cálculo del Índice CARLIT	117
3.4. Seguimiento de invertebrados de interés.....	118
3.4.1. Metodología	118
3.4.2. Resultados	121
3.4.2.1. Poblaciones de lapas (<i>Patella</i> spp.).....	121
3.4.2.2. Poblaciones de erizos	127
3.4.2.3. Poblaciones de nacras (<i>Pinna</i> spp.).....	138
3.4.2.4. Poblaciones de invertebrados sensibles al buceo.....	140
3.4.3. Fotografías de invertebrados de interés	144
Capítulo 4. Seguimiento del calentamiento global y especies alóctonas	155
4.1. Efectos del calentamiento en corales: blanqueamiento y necrosis.....	155
4.1.1. Metodología	155
4.1.2. Resultados	157
4.1.3. Fotografías de las especies objetivo: <i>Cladocora caespitosa</i> y <i>Oculina patagonica</i>	158
4.2. Registro de temperaturas	162
4.2.1. Metodología	162
4.2.2. Resultados	164
4.3. Especies alóctonas.....	166
4.3.1. Metodología	166
4.3.2. Resultados	167
4.3.2.1. Detección de especies invasoras.....	167
4.3.2.2. Abundancia de especies invasoras	181
Capítulo 5. Introducción y objetivos	183
5.1. Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial.....	183
5.1.1. Seguimiento de las poblaciones de peces mediante censos visuales en inmersión.....	183
5.1.2. Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIPCSA.....	183
5.2. Seguimiento de comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico.....	184
5.2.1. Praderas de angiospermas marinas	184
5.2.1.1. <i>Posidonia oceanica</i>	184
5.2.1.2. <i>Cymodocea nodosa</i>	185
5.2.2. Formaciones organógenas	185
5.3. Seguimiento de invertebrados de interés	186
5.3.1. Lapas.....	186
5.3.2. Erizos	186
5.3.3. Nacras.....	187
5.3.4. Invertebrados sensibles a la erosión por buceo.....	187
5.4. Calentamiento global y especies exóticas	188

5.4.1. Blanqueamiento y necrosis.....	188
5.4.2. Registro en continuo de temperaturas.....	189
5.4.3. Especies alóctonas.....	189
5.5. Registros para el banco de datos de la biodiversidad.....	190
Capítulo 6. Referencias bibliográficas	191
Anexo I: Poblaciones de peces: datos de abundancia y biomasa	199
Anexo II: Praderas de <i>Posidonia oceanica</i>	215
Anexo III: Praderas de <i>Cymodocea nodosa</i> : datos densidad y cobertura	227
Anexo IV: Invertebrados de interés: abundancia y tallas de lapas	233
Anexo V: Invertebrados de interés: abundancia y tallas de erizos	251
Anexo VI: Efecto del calentamiento en corales: datos de blanqueamiento y necrosis	261
Anexo VII: Registros de temperatura	265
Anexo VIII: Registros Banco de Datos de Biodiversidad.....	315
Anexo IX: Equipo de trabajo	327

Índice de mapas

Mapa 2-1. Localización de las estaciones de muestreo.	12
Mapa 2-2. Localización de las estaciones de control.	13
Mapa 3-1. Localización de las estaciones de muestreo.	74
Mapa 3-2. Localización de las estaciones de muestreo de la pradera de <i>Cymodocea nodosa</i>	93
Mapa 3-3. Sectores 1 a 4. Formaciones organógenas y “bosques” de <i>Cystoseira</i>	107
Mapa 3-4. Sectores 5 a 7. Formaciones organógenas y “bosques” de <i>Cystoseira</i>	108
Mapa 3-5. Localización de las estaciones de muestreo.	122
Mapa 4-1. Ubicación de las estaciones de muestreo en la reserva marina de Tabarca.	156

Índice de figuras

Figura 1-1. Localización de la reserva marina de interés pesquero Isla de Tabarca.	2
Figura 1-2. Delimitación de la reserva marina de interés pesquero Isla de Tabarca.	3
Figura 2-1. Esquema que muestra al buceador contando los peces dentro de un área específica a lo largo del transecto (modificado de English et al., 1997).	8
Figura 3-1. Datos de altura de ola (hs) en un punto situado frente a la costa norte de Tabarca.	81
Figura 3-2. Niveles de desenterramiento en las distintas estaciones analizadas para el desarrollo del artículo científico de Marcos-Mendez et al, 2023.	85

Índice de gráficos

Gráfico 2-1. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (1/8).	18
Gráfico 2-2. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (2/8).	19
Gráfico 2-3. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (3/8).	20
Gráfico 2-4. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (4/8).	21
Gráfico 2-5. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (5/8).	22
Gráfico 2-6. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (6/8).	23
Gráfico 2-7. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (7/8).	24
Gráfico 2-8. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (8/8).	25
Gráfico 2-9. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (1/8).	30
Gráfico 2-10. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (2/8).	31
Gráfico 2-11. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (3/8).	32
Gráfico 2-12. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (4/8).	33
Gráfico 2-13. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (5/8).	34
Gráfico 2-14. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (6/8).	35

Gráfico 2-15. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (7/8).....	36
Gráfico 2-16. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (8/8).....	37
Gráfico 2-17. Descripción del tipo de fondo	43
Gráfico 2-18. Tamaño de los bloques rocosos	46
Gráfico 2-19. Distribución de la riqueza (número de especies) por zonas y localidades.....	47
Gráfico 2-20. Representación tipo cluster de la riqueza (número de especies) de peces.....	47
Gráfico 2-21. Representación tipo cluster de la riqueza (número de especies) de peces. Datos agrupados por localidades.	48
Gráfico 2-22. Representación bidimensional del MDS del número de especies.	49
Gráfico 2-23. Representación bidimensional del MDS del número de especies. Datos agrupados por localidad.	49
Gráfico 2-24. Distribución de la abundancia total por localidades en las dos zonas de muestreo.....	50
Gráfico 2-25. Representación tipo cluster de la abundancia de peces.....	53
Gráfico 2-26. Representación tipo cluster de la abundancia agrupada de peces.....	53
Gráfico 2-27. Representación bidimensional del MDS de la abundancia.	54
Gráfico 2-28. Representación bidimensional del MDS de la abundancia agrupada.	54
Gráfico 2-29. Distribución de la biomasa total por localidades en las dos zonas de muestreo.....	55
Gráfico 2-30. Representación tipo cluster de la biomasa de peces.....	58
Gráfico 2-31. Representación tipo cluster de la biomasa agrupada.....	59
Gráfico 2-32. Representación bidimensional del MDS respecto a la biomasa.	60
Gráfico 2-33. Representación bidimensional del MDS respecto a la biomasa agrupada.	60
Gráfico 2-34. Riqueza de especies en las estaciones reserva y control durante los años 2016, 2017 y 2018.	61
Gráfico 2-35. Abundancia en las estaciones reserva y control.	62
Gráfico 2-36. Biomasa en las estaciones reserva y control.....	63
Gráfico 2-37. Izquierda.: Análisis de la tendencia de la captura anual (en Kg) para la lonja de Santa Pola en el periodo 2018-2022. Derecha.: Análisis de la tendencia de la CPUE para la flota artesanal de Santa Pola.....	67
Gráfico 2-38. Izquierda.: Análisis de la tendencia de los ingresos anuales de la lonja de Santa Pola para el periodo 2018-2022. Derecha.: Análisis de la tendencia de la €PUE para la flota de Santa Pola.	68
Gráfico 2-39. Comparativa entre la CPUE (derecha) y €PUE (izquierda) de Santa Pola y la C. Valenciana.68	
Gráfico 2-40. Biomasa y valor económico de las especies seleccionadas en la lonja de Santa Pola en el periodo 2018-2023.....	69
Gráfico 2-41. Comparación entre la CPUE y €PUE del puerto de Santa Pola y la Comunidad Valenciana para las especies objetivo (1/2).....	70
Gráfico 2-42. Comparación entre la CPUE y €PUE del puerto de Santa Pola y la Comunidad Valenciana para las especies objetivo (2/2).....	71
Gráfico 3-1. Cobertura de <i>Posidonia oceanica</i> (%) para todos los sitios de las 2 localidades	77
Gráfico 3-2. Comparativa de los valores de cobertura en los años 2016, 2017 (UA), 2018 (UA) y 2023. .	77
Gráfico 3-3. Densidad de <i>Posidonia oceanica</i> (haces/m ²) para todos los sitios de las 2 localidades.....	79

Gráfico 3-4. Comparativa de los valores de densidad en los años 2016 (IEL), 2017 (UA), 2018 (UA) y 2023(IEL).....	79
Gráfico 3-5. Mata muerta de <i>Posidonia oceanica</i> (%), en las dos localidades.....	80
Gráfico 3-6. Comparativa valores de mata muerta (%), para las 2 localidades, en los años 2016, 2017(UA), 2018 (UA) y 2023.....	80
Gráfico 3-7. Porcentaje de rizomas plagiotropos en las dos localidades, para el año 2023.....	82
Gráfico 3-8. Porcentaje de rizomas plagiotropos en las dos localidades, para los años 2016, 2017, 2018 y 2023.....	82
Gráfico 3-9. Nivel de desenterramiento (cm) de los rizomas para todos los sitios en las dos localidades.....	84
Gráfico 3-10. Comparativa del Nivel de desenterramiento (cm) de los rizomas para los años 2016, 2017, 2018 y 2023.....	84
Gráfico 3-11. Gráfico del <i>Cluster</i> donde se muestran todos los sitios en las dos localidades.	87
Gráfico 3-12. Mapa perceptual del escalamiento multidimensional (MDS), en 2D y 3D donde se representan las localidades muestreadas.....	87
Gráfico 3-13. Resultado del análisis de componentes principales.....	88
Gráfico 3-14. Diagrama de cajas de la abundancia de lapas registrada en las localidades de baja y alta frecuentación.	124
Gráfico 3-15. Diagrama de cajas de tallas, expresadas en la longitud promedio obtenida en los conteos de lapas en las localidades de baja y alta frecuentación.	124
Gráfico 3-16. Distribución de tallas en todas las zonas para los años 2018 y 2023.....	125
Gráfico 3-17. Distribución de la abundancia de lapas para el total de zonas en los años 2018 y 2023. .	126
Gráfico 3-18. Diagrama de cajas sobre la distribución de promedios de longitudes de caparazón en el total de erizos por localidades de alta y baja frecuentación.....	130
Gráfico 3-19. Diagrama de cajas sobre la distribución de promedios de longitudes de caparazón en el total de erizos por zonas de alta y baja frecuentación.....	130
Gráfico 3-20. Diagrama de cajas representando la abundancia de erizos en las diferentes localidades.....	131
Gráfico 3-21. Diagrama de cajas representando la abundancia de erizos en las zonas de alta y baja frecuentación.	131
Gráfico 3-22. Diagrama de cajas para los promedios de tallas de <i>P. lividus</i> por localidades.....	132
Gráfico 3-23. Diagrama de cajas para los promedios de tallas de <i>P. lividus</i> por zonas de alta y baja frecuentación.	133
Gráfico 3-24. Diagrama de cajas representando la abundancia de <i>P. lividus</i> en las diferentes localidades.	133
Gráfico 3-25. Diagrama de cajas representando la abundancia de <i>P. lividus</i> en las zonas de alta y baja frecuentación.	134
Gráfico 3-26. Diagrama de cajas para los promedios de tallas de <i>A. lixula</i> por localidades.	135
Gráfico 3-27. Diagrama de cajas para los promedios de tallas de <i>A. lixula</i> por zonas de alta y baja frecuentación.	135
Gráfico 3-28. Diagrama de cajas representando la abundancia de <i>A. lixula</i> en las diferentes localidades.	136

Gráfico 3-29. Diagrama de cajas representando la abundancia de <i>A. lixula</i> en las zonas de alta y baja frecuentación	136
Gráfico 3-30. Distribución de valores promedio de tallas por zonas de frecuentación y localidades.	137
Gráfico 3-31. Comparación de las medidas de área (arriba) y perímetro (abajo) de las colonias en ambas zonas antes y después de la temporada de buceo.	141
Gráfico 3-32. Trozos/m ² encontrados en ambas zonas antes y después de la temporada de buceo.	143
Gráfico 3-33. Trozos/m ² encontrados en ambas zonas antes y después de la temporada de buceo clasificados por tamaños.....	143
Gráfico 4-1. Registro de temperaturas y pH en bruto, sin eliminar los periodos de tiempo en los que se procede a su mantenimiento.....	163
Gráfico 4-2. Registro de temperaturas (24,24°C) entre finales de diciembre de 2022 y el 15 de noviembre de 2023.....	164
Gráfico 4-3. En invierno la temperatura media fue de 16,03°C (desv 2,24).	164
Gráfico 4-4. En primavera (abril-junio) la temperatura media fue de 19,72°C (desv 2,6).	165
Gráfico 4-5. En verano (julio-septiembre) la temperatura media fue de 27,54°C (desv 1,18).	165
Gráfico 4-6. A principios de otoño (octubre-mitad de noviembre) la temperatura media fue de 20,16° C (desv 1,10).....	166

Índice de tablas

Tabla 2-1. Coordenadas por localidad y zona (ETRS89 UTM Zona 30).....	11
Tabla 2-2. Listado de especies identificadas en los transectos.....	14
Tabla 2-3. Abreviatura utilizada para cada especie (**solo en Tabarca; ** solo en zona control)	15
Tabla 2-4. Resumen de la abundancia y biomasa en la reserva marina de la isla de Tabarca y control de cada especie, expresados en número de individuos / m ² y g / m ²	16
Tabla 2-5. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (P: Protección, L: Localidad, S: Sitio), para la abundancia de las especies seleccionadas.....	25
Tabla 2-6. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (P: Protección, L: Localidad, S: Sitio), para la abundancia de las especies seleccionadas.....	37
Tabla 2-7. Descripción de los fondos de cada uno de los transectos realizados	44
Tabla 2-8. Resultado del análisis de varianza (ANOVA)	48
Tabla 2-9. Resultados del análisis multivariante permutacional (PERMANOVA).....	50
Tabla 2-10. Resultado del análisis de varianza (ANOVA)	51
Tabla 2-11. Resumen del análisis de similitud SIMPER para la abundancia en la zona protegida.....	51
Tabla 2-12. Resumen del análisis de similitud SIMPER para la abundancia en la zona control.....	52
Tabla 2-13. Resumen del análisis de similitud SIMPER referente a la diferencia entre zona protegida y control respecto a la abundancia de especies	52
Tabla 2-14. Resultados del análisis multivariante permutacional (PERMANOVA).....	55
Tabla 2-15. Resultado del análisis de varianza (ANOVA)	56

Tabla 2-16. Resumen del análisis de similitud SIMPER para la biomasa en la zona protegida.....	56
Tabla 2-17. Resumen del análisis de similitud SIMPER para la biomasa en la zona control.....	57
Tabla 2-18. Resumen del análisis de similitud SIMPER referente a la diferencia entre zona protegida y control respecto a la abundancia de especies.....	57
Tabla 2-19. Resultados del análisis multivariante permutacional (PERMANOVA).....	61
Tabla 2-20. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) para la riqueza de especies de peces.....	62
Tabla 2-21. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) para la abundancia de peces.....	63
Tabla 2-22. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) para la biomasa de peces.....	64
Tabla 3-1. Posición de las distintas localizaciones de estaciones de muestreo. DATUM ETRS89 zona 30	73
Tabla 3-2. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (L: Localidad, S:Sitio, A:Año), para la cobertura.....	77
Tabla 3-3. Resultado del primer análisis de la varianza (ANOVA) y del posterior tras las transformaciones logarítmicas con tres factores (L: Localidad, S:Sitio, A:Año), para la densidad.....	78
Tabla 3-4. Resultado del primer análisis de la varianza (ANOVA) y del posterior tras las transformaciones logarítmicas con tres factores (L: Localidad, S:Sitio, A:Año), para la mata muerta.....	79
Tabla 3-5. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (L: Localidad, S:Sitio, A:Año), para el %rizomas plagiotropos.....	82
Tabla 3-6. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (L: Localidad, S:Sitio), para el nivel de desenterramiento.....	83
Tabla 3-7. Matriz con los descriptores empleados en el análisis estadístico.....	86
Tabla 3-8. Medias de los descriptores para cada localidad y valores de referencia que indican el estado de calidad.....	88
Tabla 3-9. Valores con los resultados del Estatus Ecológico (EQR) para ambas localidades.....	88
Tabla 3-10. Límite para los distintos estados ecológicos (Romero et al. 2006).....	89
Tabla 3-11. Coordenadas UTM de los respectivos puntos centrales de las praderas de <i>Cymodocea nodosa</i> seleccionadas.....	92
Tabla 3-12. Tipologías de praderas de <i>Cymodocea nodosa</i> , valores de cobertura a macroescala, y valores promedio y desviaciones estándar tanto de cobertura a microescala como de densidad de haces... ..	95
Tabla 3-13. Valores del número de hojas por haz en las diferentes estaciones, con expresión de su promedio y desviación estándar tanto por estación como en el conjunto de estaciones.....	96
Tabla 3-14. Longitudes de hojas medidas en cada una de las estaciones, con sus respectivos promedios y desviaciones estándar.....	96
Tabla 3-15. Descripción y niveles de sensibilidad de las principales comunidades, según Ballesteros et al. 2007.....	103
Tabla 3-16. Calidad ecológica de las zonas de referencia para la situación i, EQrsi de las zonas de referencia para los diferentes tipos de paisaje posible.....	104
Tabla 3-17. Categorías del estado ecológico en función del EQR.....	105
Tabla 3-18. Valores obtenidos por zonas y subsectores de dominancia de las comunidades bentónicas, con el cálculo del EQ, EQR, y significación ecológica.....	118
Tabla 3-19. Coordenadas geográficas en UTM de las estaciones de seguimiento para las poblaciones de lapas.....	123

Tabla 3-20. Número, abundancia y tallas de las lapas contabilizadas en las zonas de baja y alta frecuentación en la RMIP Isla de Tabarca en 2023.....	123
Tabla 3-21. Análisis de varianza de un sólo factor entre abundancias obtenidas en zonas de baja y alta frecuentación.	124
Tabla 3-22. Análisis de varianza de un factor entre las zonas de alta y baja frecuentación, en relación a las tallas promedio observadas.	125
Tabla 3-23. Análisis de varianza de un factor entre las longitudes del total de lapas en los años 2018 y 2023.....	126
Tabla 3-24. Análisis de varianza de un factor entre las abundancias del total de lapas en los años 2018 y 2023.....	126
Tabla 3-25. Coordenadas geográficas en UTM de las estaciones de seguimiento para las poblaciones de erizos.	129
Tabla 3-26. Número total de erizos encontrados en las localidades muestreadas.	129
Tabla 3-27. Análisis de varianza entre zonas respecto a la talla (longitud del caparazón) en el total de erizos.	130
Tabla 3-28. ANOVA de un factor entre zonas de alta y baja frecuentación respecto a la abundancia registrada en tales zonas.....	131
Tabla 3-29. Valores de número de ejemplares de <i>Paracentrotus lividus</i> por estación, y promedios y desviaciones estándar registradas por estaciones, para las variables tallas y abundancia de individuos por metro cuadrado.	132
Tabla 3-30. Análisis de varianza entre zonas respecto a la talla (longitud del caparazón) de <i>P. lividus</i> respecto a las zonas de alta y baja frecuentación.....	133
Tabla 3-31. ANOVA de un factor entre zonas de alta y baja frecuentación para la abundancia de <i>P. lividus</i>	134
Tabla 3-32. Valores de número de ejemplares de <i>Arbacia lixula</i> por estación, y promedios y desviaciones estándar registradas por estaciones, para las variables tallas y abundancia por metro cuadrado....	134
Tabla 3-33. Análisis de varianza entre zonas respecto a la talla (longitud del caparazón) de <i>A. lixula</i> respecto a las zonas de alta y baja frecuentación.....	135
Tabla 3-34. Análisis de varianza entre zonas respecto a la abundancia de <i>A. lixula</i> respecto a las zonas de alta y baja frecuentación.....	136
Tabla 3-35. de varianza entre localidades y años respecto a las longitudes promedio del total de erizos.	137
Tabla 3-36. Ubicación y tamaño de los ejemplares de <i>Pinna rudis</i> y ejemplares híbridos censados.	140
Tabla 3-37. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores (Zona, Época) para el área de las colonias (cm ²).....	142
Tabla 3-38. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores (Zona, Época) para el perímetro de las colonias (cm).	142
Tabla 3-39. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores (Zona, Época) para el número de trozos/m ²	142
Tabla 4-1. Coordenadas de las estaciones de muestreo para detectar cambios producidos por el calentamiento global (Datum ETRS89).	155

Tabla 4-2. Valores de colonias de <i>Oculina patagonica</i> y <i>Cladocora caespitosa</i> afectadas por fenómenos de blanqueo y/o recubrimiento por epizoontes para la zona de estudio.	157
Tabla 4-3. Criterio seguido para la cuantificación de las especies invasoras, según método ACFOR.....	181
Tabla 4-4. Cuantificación por categorías ACFOR de las especies invasoras en los fondos de la RMIPCSA.	182

Índice de fotografías

Fotografía 2-1. Buceador realizando censos visuales e inmersión.	64
Fotografía 2-2. <i>Gymnura altavela</i>	65
Fotografía 2-3. <i>Muraena helena</i>	65
Fotografía 2-4. <i>Mycteroperca rubra</i>	66
Fotografía 2-5. <i>Parablenius zvonimiri</i>	66
Fotografía 3-1. Detalle de la pradera situada en Po1S1, donde se observan los ápices de distintas hojas mordidos por los peces herbívoros <i>Salpa salpa</i>	90
Fotografía 3-2. Pradera situada en la estación Po2S2, en primer plano se observan hojas con un nivel elevado de epifitación.....	90
Fotografía 3-3. Pradera situada en la estación Po2S3 donde se observa una superficie ocupada por mata muerta.....	91
Fotografía 3-4. Borde de pradera sin cobertura foliar en la estación Po2S2.	91
Fotografía 3-5. Ubicación de la estación 1 en el interior del puerto de Tabarca.....	97
Fotografía 3-6. Detalle de un transecto con el cuadrado de medición en la posición 15 m en el interior del puerto de Tabarca (estación 1).	97
Fotografía 3-7. Cuadrado de medición en la estación 1.....	98
Fotografía 3-8. Detalle del transecto en la estación 2 en el interior del puerto de Tabarca.	98
Fotografía 3-9. Cuadrado de medición en la estación 2.....	99
Fotografía 3-10. Detalle de lastres, cadenas y cabos, alrededor de matas de <i>P. oceanica</i> y praderas de <i>C. nodosa</i> , en el interior del puerto de Tabarca.....	99
Fotografía 3-11. Cuadrado de medición en la estación 3.	100
Fotografía 3-12. Cuadrado de medición en la estación 4.	100
Fotografía 3-13. Cuadrado de medición en la estación 5.	101
Fotografía 3-14. Cuadrado de medición en la estación 6.	101
Fotografía 3-15. Cuadrado de medición en la estación 7.	102
Fotografía 3-16. Aspecto del islote de La Cantera.	109
Fotografía 3-17. Formación en cornisa de <i>Dendropoma lebeche</i> , con abundante cobertura algal de <i>Cystoseira stricta</i>	109
Fotografía 3-18. Horizonte del mediolitoral en la cara norte del islote de La cantera, con encostramiento de algas verdes, muertas por el efecto prolongado de las "calmas".	110
Fotografía 3-19. Aspecto de la muralla en la cara norte, con grandes bloques de escollera.	110

Fotografía 3-20. Aspecto de la muralla en la cara norte, con grandes bloques de escollera.	111
Fotografía 3-21. Desarrollo de <i>Ellisolandia elongata</i> en los bloques de la escollera.....	111
Fotografía 3-22. Formaciones del piso mediolitoral e infralitoral superior dominadas por <i>Jania rubens</i> , <i>Laurencia obtusa</i> y diversas fucales, con formaciones de cornisa de <i>Dendropoma lebeche</i>	112
Fotografía 3-23. Aspecto exterior de la escollera del puerto, con grandes bloques colonizados por diversas especies de algas.....	113
Fotografía 3-24. Arrecifes rocosos a lo largo de la costa norte del campo de la isla.....	113
Fotografía 3-25. Recubrimiento algal con dominancia de <i>Jania rubens</i> y enclaves de <i>Dendropoma lebeche</i> y <i>Cystoseira</i> spp.....	114
Fotografía 3-26. Detalle del recubrimiento algal y de <i>Dendropoma lebeche</i> en los farallones del litoral norte del campo.	114
Fotografía 3-27. Farallones dispersos en el litoral sur de la isla.	115
Fotografía 3-28. Aspecto de los afloramientos rocosos en el litoral sur del campo de la isla, con importantes recubrimientos de algas verdes no nitrófilas.	115
Fotografía 3-29. Formaciones de cornisa de <i>Dendropoma lebeche</i> y manchas de <i>Cystoseira</i> spp.	116
Fotografía 3-30. Recubrimiento en las plataformas de los islotes con recubrimiento algal de <i>Jania rubens</i> , y pequeñas formaciones de <i>Dendropoma lebeche</i> y, manchas aisladas de <i>Cystoseira stricta</i>	116
Fotografía 3-31. Detalle de las formaciones de <i>Cystoseira</i>	117
Fotografía 3-32. Conteo de ejemplares de lapas en el horizonte mediolitoral inferior con cuadrado de 40 x 40 cm.	119
Fotografía 3-33. Realización de un censo de erizos a lo largo de un transecto de 50 m de longitud.....	119
Fotografía 3-34. Toma de imágenes de colonias (izquierda) y conteo de trozos desprendidos (derecha).	120
Fotografía 3-35. Ejemplares de <i>Patella rustica</i> en el horizonte inferior del piso mediolitoral.	121
Fotografía 3-36. Ejemplar de <i>Paracentrotus lividus</i> , con su coloración violácea y encajado entre hendiduras de rocas.....	127
Fotografía 3-37. Ejemplar de <i>Arbacia lixula</i>	128
Fotografía 3-38. Ejemplar de <i>Pinna nobilis</i> afectado por la pandemia, mostrando el síntoma de escasa capacidad para el cierre de las valvas.	138
Fotografía 3-39. Cuadro de conteo y medición de lapas (<i>Patella</i> ssp.) en la localidad AF1.....	144
Fotografía 3-40. Cuadro de conteo y medición de lapas (<i>Patella</i> ssp.) en la localidad AF1.....	144
Fotografía 3-41. Cuadro de conteo y medición de lapas (<i>Patella</i> ssp.) en la localidad AF2.....	145
Fotografía 3-42. Cuadro de conteo y medición de lapas (<i>Patella</i> ssp.) en la localidad BF1.....	145
Fotografía 3-43. Cuadro de conteo y medición de lapas (<i>Patella</i> ssp.) en la localidad BF1.....	146
Fotografía 3-44. Cuadro de conteo y medición de lapas (<i>Patella</i> ssp.) en la localidad BF2.....	146
Fotografía 3-45. Ejemplar de <i>Paracentrotus lividus</i> en la estación AF1.....	147
Fotografía 3-46. <i>Arbacia lixula</i> en la estación AF2.	147
Fotografía 3-47. Ejemplares de <i>Paracentrotus lividus</i> en BF1.....	148
Fotografía 3-48. Ejemplar de <i>P. lividus</i> en BF2.....	148
Fotografía 3-49. Ejemplar aislado de <i>A. lixula</i> en BF2.....	149

Fotografía 3-50. Agregado de <i>P. lividus</i> en BF2.....	149
Fotografía 3-51. Ejemplar joven de <i>Pinna rudis</i>	150
Fotografía 3-52. Ejemplar joven de <i>Pinna rudis</i> próximo a la pradera de <i>P. oceanica</i>	150
Fotografía 3-53. Ejemplar híbrido de <i>Pinna rudis</i> / <i>nobilis</i> próximo al islote de la Cantera.	151
Fotografía 3-54. Ejemplar híbrido de <i>Pinna rudis</i> / <i>nobilis</i> en un transecto en la pradera de <i>P. oceanica</i>	151
Fotografía 3-55. Colonia de <i>Myriapora truncata</i> previo a la temporada de buceo.....	152
Fotografía 3-56. Colonia de <i>Myriapora truncata</i> después de la temporada de buceo.....	152
Fotografía 3-57. Trozos desprendidos de la colonia de <i>M. truncata</i> en el Escull Negre.....	153
Fotografía 3-58. Trozo de gran tamaño desprendido de la colonia de <i>M. truncata</i> en el Escull Roig.	153
Fotografía 4-1. Colonia de <i>Cladocora caespitosa</i> completamente blanqueada y con recubrimiento de epizoontes.....	158
Fotografía 4-2. Colonia de <i>Cladocora caespitosa</i> con recubrimiento de epizoontes.	159
Fotografía 4-3. Colonia de <i>Oculina patagonica</i> con ligero blanqueamiento y recubrimiento de epizoontes.	159
Fotografía 4-4. Colonia de <i>Cladocora caespitosa</i> con un 100% de blanqueamiento y recubrimiento de epizoontes.....	160
Fotografía 4-5. Colonia de <i>Cladocora caespitosa</i> con recubrimiento de epizoontes.	160
Fotografía 4-6. Colonia de <i>Cladocora caespitosa</i> con blanqueamiento.	161
Fotografía 4-7. Colonia de <i>Cladocora caespitosa</i> con recubrimiento de epizoontes.	161
Fotografía 4-8. Instalación del registrador de temperatura en un soporte fijado al sustrato marino. ...	162
Fotografía 4-9. Sensor de temperatura y Ph, una vez fijado en el soporte fondeado en la Reserva Marina de Tabarca.....	163
Fotografía 4-10. Estolones de <i>Caulerpa cylindracea</i>	167
Fotografía 4-11. Aspecto típico de <i>Asparagopsis taxiformis</i>	169
Fotografía 4-12. Desarrollo de <i>Lophocladia lallemandii</i>	170
Fotografía 4-13. <i>Rugulopteryx okamurae</i>	172
Fotografía 4-14. Céspedes de <i>Wormersleyella setacea</i> en el litoral francés.	173
Fotografía 4-15. Detalle de las branquias y tubo de <i>Branchiomma luctuosum</i>	174
Fotografía 4-16. <i>Pinctada radiata</i> instalada en fondos de roca.....	175
Fotografía 4-17. Aspecto de <i>Bursatella leachii</i>	176
Fotografía 4-18. Cangrejo araña <i>Percnon gibbesi</i>	177
Fotografía 4-19. Aspecto del cangrejo azul, <i>Callinectes sapidus</i>	178
Fotografía 4-20. Pez trompeta, <i>Fistularia commersonii</i>	179
Fotografía 4-21. Aspecto de <i>Lagocephalus sceleratus</i>	180

Capítulo 1. Introducción y objetivos

1.1. Introducción

Las reservas marinas de interés pesquero han sido propuestas como una de las herramientas de gestión más efectivas para la conservación de los recursos marinos (Fenberg *et al.*, 2012), porque representan múltiples beneficios para la protección de los ecosistemas y los procesos ecológicos que los mantienen, a la vez que mejoran las pesquerías mediante la exportación de especies comerciales a áreas adyacentes (Goñi *et al.*, 2008; Harmelin-Vivien *et al.*, 2008).

Es por ello que una reserva marina de interés pesquero ha de ser monitoreada adecuadamente, con el fin de valorar, con aval científico, si se están produciendo (o no) los beneficios esperados en términos de conservación (por ejemplo la recuperación de poblaciones o ecosistemas) y de objetivos de gestión (caso de la mejora de las pesquerías locales). Esto requiere cumplir la condición previa de que la reserva marina esté vigilada y apropiadamente gestionada, pues de otro modo no es esperable efecto positivo alguno de la protección (Guidetti *et al.*, 2008). En años recientes, se ha realizado un enorme esfuerzo para el establecimiento de nuevas Áreas Marinas protegidas (AMPs) en el Mediterráneo (Gabrie *et al.*, 2012). Sin embargo, como en otras regiones del globo (Mora *et al.*, 2006), muchas AMPs mediterráneas no han mostrado los efectos esperados. El correcto diseño de redes de AMPs no puede hacerse sin un adecuado conocimiento tanto de las pautas y procesos que caracterizan y determinan su éxito (Halpern & Warner, 2003), como de los eventuales cambios en los resultados (biológicos, ecológicos, socioeconómicos) debidos a la protección. Por ello, resulta esencial contar con datos a largo plazo de los efectos ecológicos de aquellas AMPs, al objeto de que dichos resultados sean aplicables a la gestión adaptativa del espacio, así como a otros casos en el ámbito mediterráneo y mundial.

1.1.1. La reserva marina de interés pesquero de la Isla de Tabarca

Las reservas marinas son espacios protegidos que constituyen una de las líneas de actuación de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación. Su finalidad es preservar la flora y fauna marina con la intención de convertirlas en zonas de repoblación de los peces, crustáceos y moluscos con interés comercial. En estas áreas se quiere compatibilizar los intereses pesqueros con los puramente proteccionistas y de investigación del medio.

La Reserva Marina de Interés Pesquero de la Isla de Tabarca (en adelante RMIPTAB) está situada en la provincia de Alicante, frente al puerto de Santa Pola, a unas 3 millas de distancia de la línea de costa. Ocupa una superficie rectangular de 1.754 ha, de la que un 40% corresponde a aguas interiores (competencia de la Generalitat Valenciana) y el 60% restante a aguas exteriores (competencia de la Administración General del Estado). Sus fondos abarcan desde los 0 hasta los 40 m de profundidad. Alberga praderas de *Posidonia oceanica* en óptimo estado de conservación, lo cual favorece la regeneración de los recursos pesqueros de la zona. La reserva integral se halla en su extremo más oriental, siendo el área que alcanza mayor profundidad (Figura 1-1).

La reserva se creó en abril de 1986 por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y la Conselleria de Agricultura i Pesca de la Generalitat Valenciana, a solicitud del Ayuntamiento de Alicante. Su creación se fundamentó en aspectos científicos (especies, hábitats, cartografía del fondo marino), socioeconómicos (usos tradicionales como pesca y turismo) y legislativos (principalmente en la normativa

pesquera vigente). Se organizó un área marina protegida de múltiple uso, con áreas de diferente nivel de protección y gestión: acceso estrictamente restringido (solo permitido para la investigación científica), zonas para la pesquería artesanal, y espacios abiertos al turismo. Esta filosofía y diseño por zonas sirvió de ejemplo a otros espacios marinos protegidos españoles (Ramos & McNeil, 1994), puesto que compatibiliza la protección y conservación de la biodiversidad con la explotación racional de los recursos, procurando un desarrollo equilibrado de las poblaciones locales, al permitir usos tradicionales de bajo impacto, como la pesca artesanal selectiva, y un turismo respetuoso con el medio ambiente.



Figura 1-1. Localización de la reserva marina de interés pesquero Isla de Tabarca.

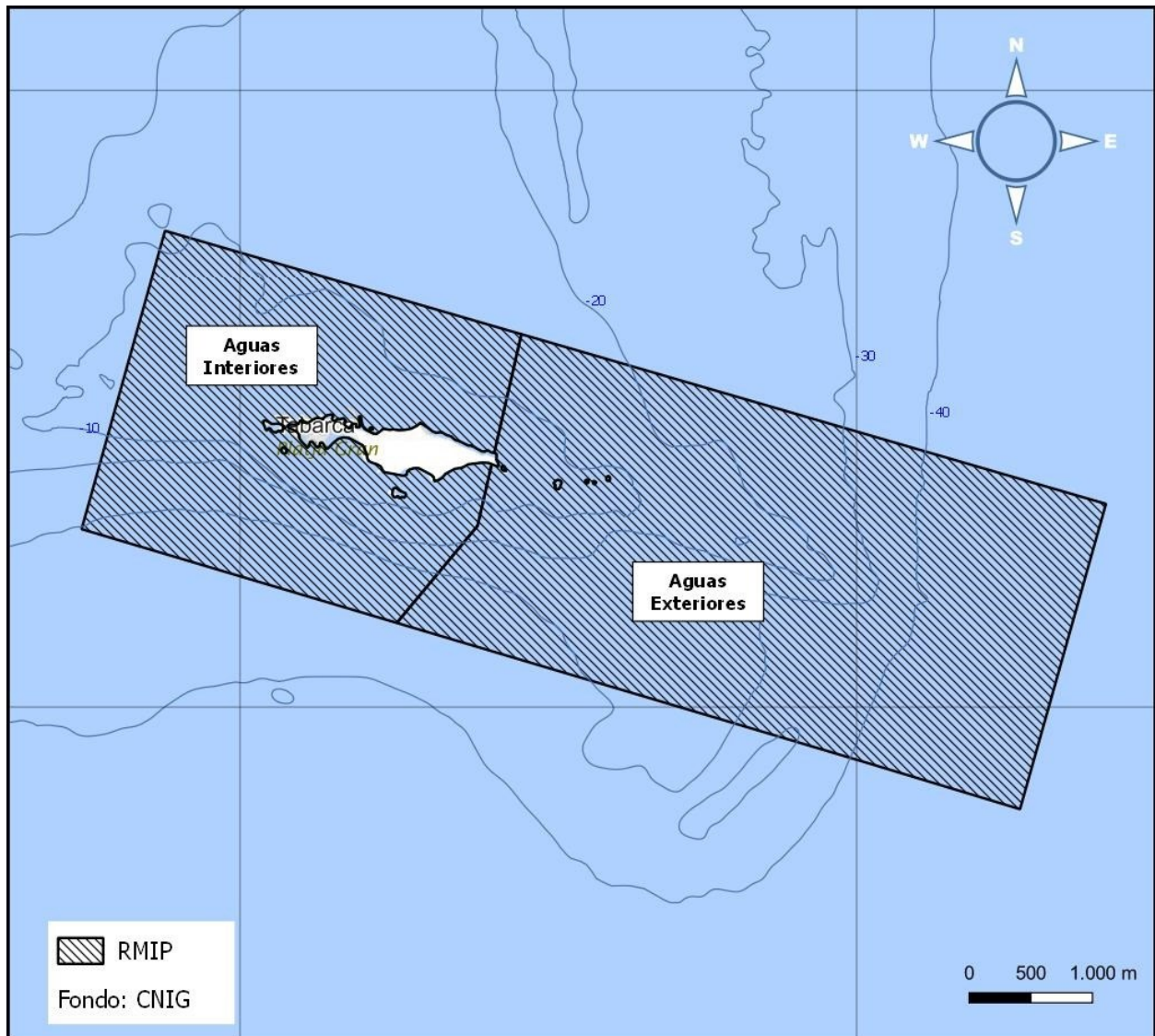


Figura 1-2. Delimitación de la reserva marina de interés pesquero Isla de Tabarca.

La RMIPTAB está delimitada por las coordenadas siguientes (Datum WGS-84) (Figura 1-2):

- A: 38° 09,620' N; 000° 24,480' W.
- B: 38° 08,240' N; 000° 25,100' W.
- C: 38° 10,940' N; 000° 29,600' W.
- D: 38° 09,560' N; 000° 30,220' W.

A su vez, dentro de estos límites, en la porción de aguas exteriores, se distingue:

- a. Reserva integral del Bajo de La Llosa, cuya área está comprendida entre las 5 coordenadas siguientes (Datum WGS-84):
 - 38° 10,000' N; 000° 26,700' W
 - 38° 09,350' N; 000° 26,000' W

- 38º 09,200' N; 000º 26,000' W
 - 38º 09,400' N; 000º 27,000' W
 - 38º 10,000' N; 000º 27,000' W
- b. Zona de usos restringidos del Bajo de la Llosa: aguas de la reserva marina comprendidas entre los meridianos de 000º27,000' W y 000º26,400' W, excepto las delimitadas como reserva integral en el apartado anterior.
- c. Zona de usos regulados o Zona del islote de la Nao: zona entre las líneas de base recta y el meridiano de 000º27,000' W o Zona de Levante: aguas de la reserva marina entre los meridianos de 000º26,400' W y 000º25,000' W o Zona de La Roca: aguas de la reserva marina a levante del meridiano de 000º25,500' W.

La normativa que regula la reserva de interés pesquero de la Isla de Tabarca se enumera a continuación:

- Orden de 4 de abril de 1986 por la que se establece una reserva marina en la Isla de Tabarca (BOE núm. 112, de 10 de mayo).
- Orden de 15 de junio de 1988, de la Conselleria de Agricultura y Pesca, por la que se crea una Comisión de Seguimiento para coordinar las actuaciones en esta reserva.
- Ley 9/1998, de 15 de diciembre, de la Generalitat, de Pesca Marítima de la Comunitat Valenciana.
- Orden de 19 de octubre de 2000, de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, por la que se modifica la Orden de 4 de abril de 1986 por la que se estableció una reserva marina en la Isla de Tabarca.
- Decreto 40/2006, de 24 de marzo, del Consell de la Generalitat, por el que se regula la actividad pesquera en la Reserva Marina de la Isla de Tabarca.
- Ley 3/2001, de 26 de marzo, de Pesca Marítima del Estado.
- Decreto 41/2013, de 22 de marzo, del Consell, por el que se establecen las normas sobre la pesca marítima de recreo en la Comunitat Valenciana.
- Orden AAA/1493/2014, de 28 de julio, por la que se modifica la Orden de 4 de abril de 1986.
- Ley 33/2014, de 26 de diciembre, por la que se modifica la Ley 3/2001.
- Orden APA/102/2019, de 23 de enero, por la que se regula la reserva marina de interés pesquero de la Isla de Tabarca, y se definen su delimitación y usos permitidos.
- Decreto 64/2022, de 20 de mayo, del Consell, para la conservación de las praderas de fanerógamas marinas en la Comunitat Valenciana, en la que se fija la normativa de protección de las praderas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*, sus categorías y prohibiciones y limitaciones.

La reserva marina de interés pesquero de la Isla de Tabarca hace referencia exclusivamente a la porción de aguas interiores, de competencia autonómica. Por lo tanto, el presente seguimiento se enfoca en tal área.

1.2. Objetivos

El presente documento constituye la memoria técnica justificativa del estudio "Seguimiento científico de la Reserva Marina de Interés Pesquero de la Isla de Tabarca", contrato CMAYOR/2021/07Y03/52 Lote 2, con cargo a la aplicación presupuestaria 12.02.01.0000.714.10.6 y cofinanciado a través del Programa Operativo Fondo Europeo Marítimo y de Pesca.

Dicho contrato se justifica por la necesidad de dar cumplimiento a la Ley 9/1998, de 15 de diciembre de la Generalitat de Pesca Marítima de la Comunitat Valenciana, que establece en su artículo 30 apartado 1: "*Son zonas protegidas de interés pesquero del litoral marítimo de la Comunidad Valenciana las declaradas administrativamente, dentro de los límites de sus aguas interiores, por su especial interés para la preservación y regeneración de los recursos pesqueros, limitando en ellas las actividades extractivas de la fauna y flora marinas y en general perturbadoras del medio*". De este modo, se requiere valorar las poblaciones de las diferentes especies de peces de interés comercial, así como las comunidades y especies de interés ecológico de la reserva. Así pues, resulta necesaria la realización de estudios para poder determinar su situación y su evolución a lo largo del tiempo.

La RMIPTAB, sirve como zona de cría de diferentes especies de peces e invertebrados, favoreciendo el mantenimiento de sus poblaciones, tanto en el interior de la reserva como en los alrededores de la misma. Asimismo, contribuye al mantenimiento de las especies y hábitats marinos.

Esta reserva también representa un excelente laboratorio natural donde comparar los efectos antrópicos (contaminación, recolección, pesca...) dentro y fuera de los espacios protegidos; así como la incidencia sobre las poblaciones objetivo de fenómenos naturales inducidos por el hombre, como el calentamiento global. Es por ello que resulta fundamental contar con un seguimiento anual y periódico que compruebe si se alcanzan los objetivos fijados en su protección.

La finalidad general es el seguimiento de la evolución de determinadas poblaciones y comunidades objetivo en la RMIPTAB mediante muestreos estandarizados. Los objetivos específicos señalados en el pliego de prescripciones técnicas son:

- **Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial.**
 - Seguimiento de las poblaciones de peces mediante censos visuales en inmersión.
 - Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIPTAB.
- **Seguimiento de comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico:** praderas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*, nacras (*Pinna nobilis*, *P. rudis*), formaciones organógenas (*Lithophyllum byssoides*, *Dendropoma lebeche*), "bosques" de *Cystoseira* spp., erizos (*Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula*), e invertebrados sensibles a la acción del buceo deportivo.
- **Seguimiento del calentamiento global** mediante sensores de temperatura del agua y efectos en organismos, tales como el blanqueamiento en corales e identificación y cuantificación de especies alóctonas.

Los resultados obtenidos se detallan en los siguientes epígrafes, respetando el orden establecido. Tras la exposición de los resultados, se incluyen aparte las conclusiones de todos los estudios realizados y, en un último apartado, se enumeran las referencias bibliográficas de todas las citas efectuadas. Al final, a modo de anejo general, se añaden los datos tabulados, los resultados de análisis y listados de especies georeferenciadas para el Banco de datos de la Biodiversidad.

Capítulo 2. Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial

2.1. Seguimiento de las poblaciones de peces mediante censos visuales en inmersión

2.1.1. Metodología.

La caracterización de la ictiofauna en zonas protegidas requiere el uso de métodos de muestreo no destructivos. Se evita así el daño a las comunidades, como también se evita afectar a las evaluaciones posteriores. Por ello, para estudiar la comunidad de peces, de acuerdo con el pliego de prescripciones técnicas, se han realizado censos visuales con escafandra autónoma (tanto en el interior del área marina protegida como en zonas control).

Los censos visuales submarinos son considerados como la mejor técnica para la estimación de la riqueza, abundancia y densidad de peces, tanto en los arrecifes naturales como artificiales (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985; Relini *et al.*, 1994). La principal ventaja de la técnica de los censos visuales es que permiten esta estimación con relativamente poco gasto de tiempo en el campo y sin las desventajas inherentes a la perturbación causada por métodos destructivos (Sale & Sharp, 1983; Brock, 1982). A pesar de ello se debe tener en cuenta que las técnicas de censos visuales no son exactas al 100% (Sale & Douglas, 1981) y las especies crípticas y nocturnas no se encuentran bien representadas (Gladfelter *et al.*, 1980).

Existen numerosos trabajos realizados mediante censos visuales que han demostrado su validez y utilidad. Desde la propuesta inicial de Brock (1954) se han producido numerosas modificaciones al método, ya sea en la unidad empleada (longitud o tiempo) como en las diversas técnicas que se han desarrollado para el conteo de peces mediante un método no agresivo con el medio.

De entre los trabajos que analizan las ventajas y desventajas de esta metodología destacan los realizados por Sale & Douglas (1981), quienes indicaron la importancia de realizar réplicas; Sale & Sharp (1981) que experimentaron con varias anchuras de transecto; Harmelin-Vivien *et al.* (1985) realizaron una completa revisión de los métodos y problemas a la hora de evaluar la abundancia de peces; Lincoln-Smith (1988) analizó la influencia de la velocidad de nado del buceador en la estimación de peces. En general todos estos métodos recomiendan la utilización de una unidad fija de muestreo, ya sea tiempo o área.

Otro tipo de censos visuales es el estacionario, propuesto por Bonshack & Bannerot (1986), en el que el buceador, durante un tiempo determinado previamente, se encuentra en una posición en la que realiza un giro sobre sí mismo, anotando los peces identificados hasta una distancia prefijada.

Para el presente trabajo se realizaron transectos de 50 x 5 m (Figura 2-1), siendo la superficie muestreada por transecto de 250 m². Durante la realización del seguimiento de las poblaciones de peces, se mantuvo el mismo equipo de observadores, al objeto de evitar en lo posible la variabilidad en los datos como consecuencia del cambio de observadores, que podrían introducir nuevas vías de error, ya sea por la subjetividad de cada individuo, o su experiencia.

Se ha estimado la abundancia y la talla (longitud total en clases de 2 cm) de cada especie observada en transectos de 50 x 5 m. La estimación de la abundancia de cada especie se ha realizado empleando 9 clases de abundancia predeterminadas de progresión geométrica de base 2.

1, 2-5, 6-10, 11-30, 31-50, 51-100, 101-200, 201-500, >500

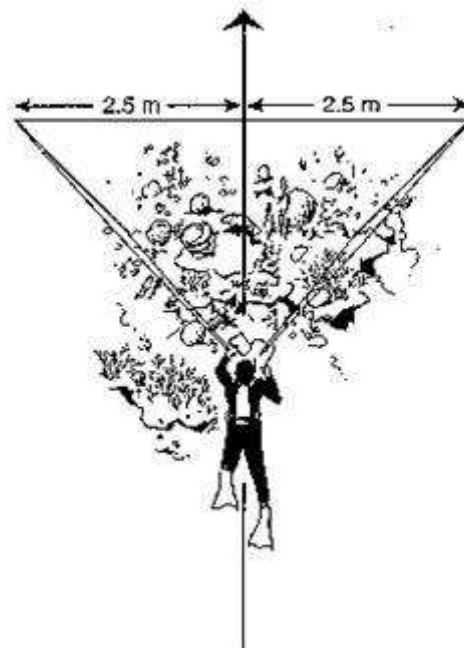


Figura 2-1. Esquema que muestra al buceador contando los peces dentro de un área específica a lo largo del transecto (modificado de English et al., 1997).

La media geométrica de cada clase de abundancia se ha tomado como valor para realizar los cálculos. Previamente al análisis de datos se comprobó la homogeneidad de varianzas. Para homogeneizar las varianzas, en primer lugar, se realizó la transformación logarítmica, con el fin de evitar el error de tipo I, en el que se pueden aceptar como ciertos, resultados no significativos (Underwood, 1997), en el caso de que no fueran homogéneas, se procedió a transformar los datos originales en raíz cuadrada y, por último, si siguiera sin resultar homogénea, en raíz cuarta. Si, a pesar de ello, no se lograba la homogeneidad necesaria, se utilizaban los datos originales, pero asignando un nivel de significación del 0,01, con la finalidad de evitar el error de tipo I y respetar la robustez del análisis (Underwood, 1997).

La biomasa se ha estimado a partir de las relaciones talla-peso, de la zona más próxima a la zona de muestreo. En los casos en los que no se ha dispuesto de la fórmula de conversión para una especie concreta, se ha utilizado la relación talla-peso de la especie más próxima o de otra especie con la forma del cuerpo similar. Todos los datos de abundancia y estimación de talla de cada transecto fueron introducidos en el programa ECOCEN (Bayle *et al*, 2001) y posteriormente exportados a una hoja de cálculo tipo Excel para su análisis.

El hábitat se ha caracterizado usando variables del sustrato, distinguiendo entre complejidad vertical (estimada como el número de bloques rocosos y verticalidad), heterogeneidad horizontal (cobertura de los distintos sustratos) y profundidad. La caracterización del hábitat se ha realizado de forma simultánea a la realización del censo de peces, por un segundo buceador que mantenía una distancia de 10 m respecto al encargado de realizar el censo, al objeto de no interferir en el recuento. La caracterización del hábitat se ha realizado siguiendo el pliego de prescripciones técnicas, anotando el tipo de sustrato, número de bloques de piedras, y tamaño de éstas, agrupadas en tres categorías, 50 a 100 cm; 100 a 200 cm; y, mayores de 200 cm. La profundidad se anotó al principio y al final del transecto y también en sus máximos y mínimos parciales, para calcular el grado de verticalidad, o distancia vertical existente entre el punto más profundo y más somero dentro del transecto. La heterogeneidad del hábitat se estimó

visualmente, contabilizando los tramos de longitud sobre el transecto, como el porcentaje de cobertura de los distintos substratos: roca, arena y pradera de *Posidonia oceanica*.

Los censos se realizaron siempre entre las 10 y las 14 h GMT en condiciones meteorológicas y de estado del mar semejantes, y con visibilidades horizontales en el agua siempre mayores de 5 metros, con el fin de evitar sesgos en los datos debidos a estos factores. Los muestreos se realizaron en época estival, para reducir la variación natural entre réplicas, permitiendo evidenciar con más claridad patrones de distribución espacial.

Los censos visuales se realizaron en la Reserva Marina de Cabo de San Antonio (RMIPCSA) y en una zona control con las características más similares posibles. Tanto en la RIMPCSA como en la zona control se eligieron 4 localidades y dentro de cada una de ellas dos sitios de muestreo para realizar 4 transectos en cada uno de ellos (64 censos en transectos de 50 x 5 m).

Para comprobar las diferencias significativas en el número de especies, abundancia y biomasa, tanto totales como por especie, se realizaron los correspondientes análisis de la varianza (ANOVA). De forma previa a estos análisis, se extrajo el posible efecto producido por la influencia de las distintas variables del hábitat sobre la ictiofauna. Los resultados del análisis de la varianza que fueron significativos, se sometieron posteriormente al test de Student-Newman-Keuls (SNK) para determinar la relación entre los diferentes niveles de los factores. Se comprobó previamente la homogeneidad de varianzas de cada una de las variables a analizar con el test de Cochran.

Se emplearon técnicas de análisis multivariante para el diagnóstico de los cambios producidos en la estructura de las poblaciones de peces combinando técnicas de escalamiento multidimensional, análisis de conglomerados jerárquicos y el análisis multivariante permutacional semi-paramétrico de la varianza (PERMANOVA), utilizándose para su cálculo 4999 permutaciones. Cuando fueron obtenidas diferencias significativas, si el nivel de factor fuera localidad, se analizaron a posteriori mediante comparaciones dos a dos con la rutina PERMDISP.

La principal ventaja de este tipo de técnicas frente a las paramétricas es la falta de asunción de un modelo estadístico basado en la existencia de relaciones lineales o normalidad de los datos (Clarke & Warwick, 1994). Para otros autores la utilización de pruebas de permutación no evita la asunción de independencia u homogeneidad de varianzas, aunque en circunstancias específicas, su utilización puede ser menos estricta utilizando tests de permutación (Anderson, 2000).

MDS (Escalamiento multidimensional): El punto de partida de esta técnica es una matriz triangular de similitud o disimilitud entre muestras. Como resultado se obtiene un gráfico, en este caso de dos dimensiones, en el que se representan las condiciones impuestas por la matriz de similitud. El cálculo del algoritmo a partir del que se obtienen los resultados es un procedimiento iterativo, en el que sucesivamente se redefinen las posiciones de los puntos hasta que se satisfagan las relaciones de disimilitud entre las muestras. Al mismo tiempo y como medida de la bondad de ajuste se calcula el estrés: diferencia entre las distancias de los puntos en la matriz original y las correspondientes distancias entre puntos en la ordenación final. El estrés puede aumentar no sólo reduciendo las dimensiones sino también incrementando el número de datos.

Para representaciones de dos dimensiones los valores de estrés a considerar serían los siguientes:

- < 0,05 excelente interpretación de los datos; la interpretación perfecta sería la que tuviera un valor de estrés inferior a 0,01.

- < 0,1 buena interpretación de los datos.
- < 0,2 valor límite para poder interpretar los datos, por encima de este valor se deben utilizar otras técnicas de ordenación. Si se obtuvieran valores más elevados de estrés corresponderían a distribuciones al azar dentro de la ordenación (Clarke, 1993).

PERMANOVA: Para realizar una comparación multivariada entre los factores, se utilizó el programa PERMANOVA+ para PRIMER (Anderson., *et al* 2008), que utiliza un método no paramétrico para comprobar hipótesis ecológicas multivariantes. En concreto está diseñado para comprobar hipótesis multivariantes en experimentos con factores en cualquier diseño de análisis de varianza, utilizando test de permutación. Esto incluye cálculos adecuados de los estadísticos para factores ortogonales en el diseño ya sean estos fijos o al azar.

PERMANOVA se puede utilizar de igual manera que un análisis del tipo ANOVA/MANOVA, que asume distribuciones normales e, implícitamente, distancia euclidiana. Por el contrario, trabaja con cualquier medida de distancia que sea apropiada para los datos, y utiliza permutaciones para hacerla libre del tipo de distribución.

SIMPER. Se trata de una prueba mediante porcentajes de similitud realizada en la rutina del programa informático PRIMER, en él se obtienen los porcentajes de similitud a partir del índice de Bray-Curtis. Permite reconocer cuales son las especies que más diferencian unas zonas de otras.

ANOVA (Análisis univariante). Los análisis de los datos de abundancia y biomasa se realizaron mediante técnicas de análisis de varianza (Underwood, 1981). El modelo de ANOVA utilizado fue anidado, que incluyó un factor fijo (Zona), uno aleatorio anidado en el fijo (Localidad) y un tercer factor aleatorio (Sitio) anidado en los dos anteriores.

$$X_{ijkn} = \mu + Z_i + L(P)_{j(i)} + S(L(Z))_{k(i(j))} + Residualn_{(ijk)}$$

Los factores utilizados para realizar el análisis de varianza fueron los siguientes:

- Zona (Z): Factor principal, fijo; con dos niveles, Reserva y control.
- Localidad (L): Factor aleatorio, con 4 niveles o localidades.
- Sitio (S): con dos niveles o sitios.
- La n, o réplicas realizadas fue n = 32.

Además, se añadió al modelo el factor fijo año para comparar las distintas variables.

Para el cálculo y análisis ANOVA de los datos, se utilizó el programa R (R Core Team, 2013), utilizando, además los paquetes Scplot, para gráficos y GAD para el análisis de Anova.

2.1.2. Resultados.

Se realizaron un total de 64 censos visuales de peces de 50 m de longitud y 5 m de anchura, en 8 localidades, 4 en zona de reserva y 4 en la zona control, con dos sitios en cada localidad (Tabla 2-1) (Mapas 2-1 y 2-2). En cada una de las localidades se muestreó en dos sitios y, en cada uno de ellos, se llevaron a cabo 4 transectos. Por lo tanto, el área muestreada fue de 16.000 m².

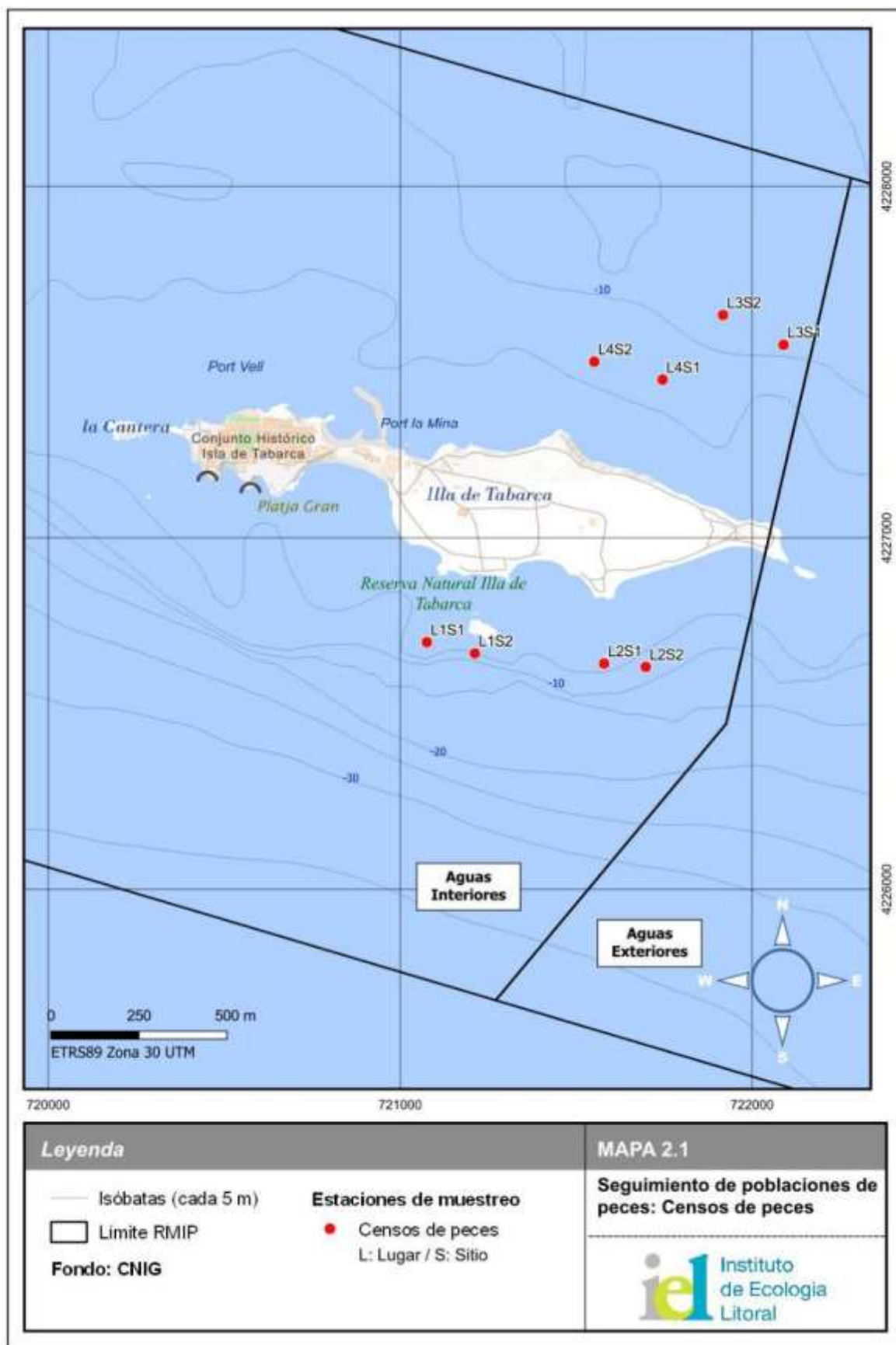
Tabla 2-1. Coordenadas por localidad y zona (ETRS89 UTM Zona 30).

Localidad	Zona	X	Y
L1S1	Reserva	721077	4226703
L1S2	Reserva	721213	4226671
L2S1	Reserva	721580	4226642
L2S2	Reserva	721699	4226632
L3S1	Reserva	722091	4227550
L3S2	Reserva	721918	4227634
L4S1	Reserva	721747	4227450
L4S2	Reserva	721552	4227501
C1S1	Control	718925	4233731
C1S2	Control	718695	4233769
C2S1	Control	718622	4233418
C2S2	Control	718621	4233262
C3S1	Control	718535	4231878
C3S2	Control	718547	4232146
C4S1	Control	718434	4231101
C4S2	Control	718502	4231264

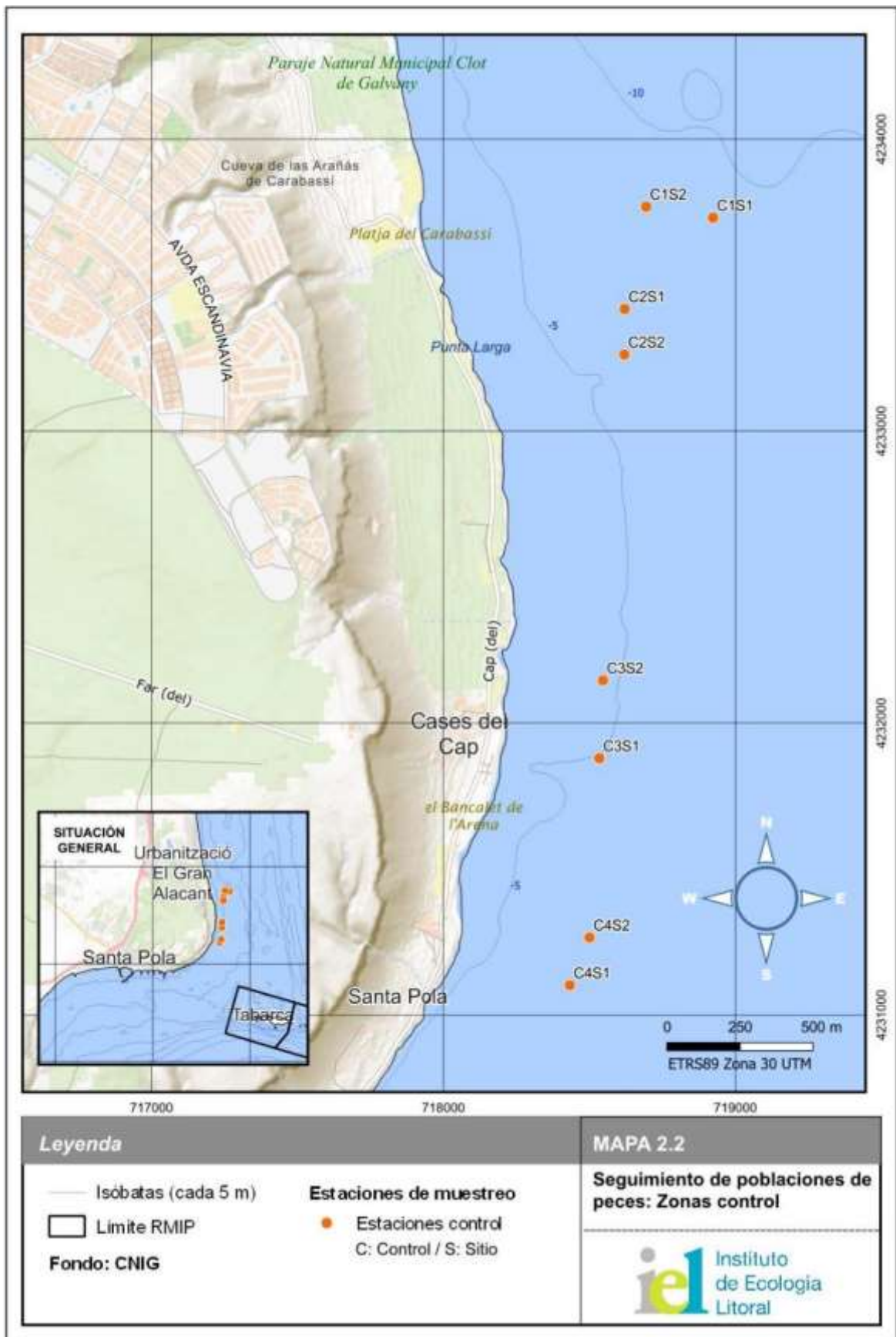
2.1.2.1. Descripción general del poblamiento de peces

Se identificaron un total de 44 especies, valor superior a las 35 especies del año 2018, según el último informe de seguimiento de la reserva marina realizado en el año 2018 por la Universidad de Alicante (UA 2018).

Del total de especies, 43 se identificaron en la reserva marina de la isla de Tabarca y 19 en la zona control, siendo 18 de ellas comunes a ambas zonas. Las familias mejor representadas fueron las de los espáridos, con 13 especies y lábridos, con 10 especies, seguidas de los serránidos, con 4, y blénidos, con 3 especies (Tabla 2-2). Los resultados fueron superiores o similares a los obtenidos en otras reservas marinas del sureste mediterráneo español, como la reserva marina de Cabo de Palos e Islas Hormigas (García Charton *et al.*, 2013) donde identificaron 35 especies, y a los de la reserva marina de la isla de Tabarca, en la que se identificaron, 35 (UA, 2018) y 47 (Forcada *et al.*, 2008).



Mapa 2-1. Localización de las estaciones de muestreo.



Mapa 2-2. Localización de las estaciones de control.

Tabla 2-2. Listado de especies identificadas en los transectos.

FAMILIA	ESPECIE
ATHERINIDAE	<i>Atherina hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)
APOGONIDAE	<i>Apogon imberbis</i> (L., 1758)
SERRANIDAE	<i>Epinephelus costae</i> (L. 1875)
	<i>Epinephelus marginatus</i> (L. 1875)
	<i>Serranus scriba</i> (L. 1758)
	<i>Mycteroperca rubra</i> (Bloch, 1793)
GYMNOMURIDAE	<i>Gymnura altavela</i> (Linnaeus, 1758)
MULLIDAE	<i>Mullus surmuletus</i> (L. 1758)
ESPARIDAE	<i>Boops boops</i> (L., 1758)
	<i>Dentex dentex</i> (L., 1758)
	<i>Diplodus annularis</i> (L. 1758)
	<i>Diplodus puntazzo</i> (Cetti, 1777)
	<i>Diplodus sargus</i> (L., 1758)
	<i>Diplodus vulgaris</i> (E.Geoffrey Saint-Hilaire, 1817)
	<i>Oblada melanura</i> (L., 1758)
	<i>Diplodus cervinus</i> (Lowe, 1838)
	<i>Sparus aurata</i> (L., 1758)
	<i>Spondylisoma cantharus</i> (L., 1758)
	<i>Sarpa salpa</i> (L., 1758)
	<i>Spicara maena</i> (L., 1758)
	<i>Spicara smaris</i> (L., 1758)
MURAENNIDAE	<i>Muraena helena</i> (L., 1758)
POMACENTRIDAE	<i>Chromis chromis</i> (L. 1758)
LABRIDAE	<i>Córis julis</i> (L. 1758)
	<i>Labrus merula</i> L., 1758
	<i>Labrus viridis</i> L., 1758
	<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)
	<i>Symphodus doderleini</i> (Jordan, 1890)
	<i>Symphodus mediterraneus</i> (L. 1758)
	<i>Symphodus ocellatus</i> Forsskal, 1775
	<i>Symphodus rostratus</i> (Bloch, 1797)
	<i>Symphodus tinca</i> (L., 1758)
	<i>Thalassoma pavo</i> (L., 1758)
MORONIDAE	<i>Dicentrarchus labrax</i> (L., 1758)
CARANGIDAE	<i>Seriola dumerilii</i> (Risso, 1810)
SCIAENIDAE	<i>Sciaena umbra</i> (L. 1758)
SPHIRAENIDAE	<i>Sphyræna viridensis</i> (L., 1758)

FAMILIA	ESPECIE
ESCORPAENIDAE	<i>Scorpaena notata</i> (Rafinesque, 1810)
MUGILIDAE	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)
GOBIIDAE	<i>Gobius cruentatus</i> (Gmelin, 1789)
	<i>Gobius geniporus</i> Valenciennes, 1837
BLENNIDAE	<i>Parablennius zvonimiri</i> (Kolombatović, 1892)
TRIPTERYGIIDAE	<i>Tripterygion tripteronotum</i> (Risso, 1810)
TRACHINIDAE	<i>Trachinus draco</i> (Linnaeus, 1758)

Hubo especies que sólo se identificaron en una zona. En la reserva marina de la isla de Tabarca fueron 25 especies, mientras que en la zona control solo una especie. El resto, 18 especies, fueron comunes a ambas zonas.

Para facilitar el ajuste de las tablas en el texto se utilizó una abreviatura para cada especie (Tabla 2-3).

Tabla 2-3. Abreviatura utilizada para cada especie (**solo en Tabarca; * solo en zona control)

ABREVIATURA	ESPECIE
AHEP	<i>Atherina hepsetus</i>
AIMB	<i>Apogon imberbis</i> *
BBOO	<i>Boops boops</i>
CCHR	<i>Chromis chromis</i>
CHELAB	<i>Chelon labrosus</i> *
CJUL	<i>Coris julis</i>
DANN	<i>Diplodus annularis</i>
DCER	<i>Diplodus cervinus</i> *
DDEN	<i>Dentex dentex</i>
DLAB	<i>Dicentrorchus labrax</i> *
DPUN	<i>Diplodus puntazo</i> *
DSAR	<i>Diplodus sargus</i>
DVUL	<i>Diplodus vulgaris</i>
ECOS	<i>Epinephelus costae</i> *
EMAR	<i>Epinephelus marginatus</i>
GCRU	<i>Gobius cruentatus</i> **
GGEN	<i>Gobius geniporus</i> *
GYMAL	<i>Gymnura altavela</i> *
LMER	<i>Labrus merula</i> *
LVIR	<i>Labrus viridis</i> *
MHEL	<i>Muraena helena</i> *
MRUB	<i>Mycteroperca rubra</i> *
MSUR	<i>Mullus surmuletus</i>

ABREVIATURA	ESPECIE
OMEL	<i>Oblada melanura</i>
PAZV	<i>Parablennius zvonimiri</i> *
SAUR	<i>Sparus aurata</i> *
SCAN	<i>Spondyliosoma cantharus</i> *
SCIN	<i>Symphodus cinereus</i>
SDOD	<i>Symphodus doderleini</i> *
SDUM	<i>Seriola dumerilii</i> *
SMAE	<i>Spicara maena</i> *
SMED	<i>Symphodus mediterraneus</i>
SNOT	<i>Scorpaena notata</i> *
SROI	<i>Symphodus roissali</i>
SOCE	<i>Symphodus ocellatus</i>
SROS	<i>Symphodus rostratus</i>
SSAL	<i>Sarpa salpa</i>
SSCRI	<i>Serranus scriba</i>
SSMA	<i>Spicara smaridis</i> *
SSPH	<i>Sphyræna viridensis</i> *
STN	<i>Symphodus tinca</i>
SUMB	<i>Sciaena umbra</i> *
TDRA	<i>Trachinus draco</i> *
TPAV	<i>Thalassoma pavo</i> *
TTRI	<i>Tripterygion tripteronotum</i> *

Abundancia y biomasa por especie.

De entre todas las especies identificadas, aquellas que presentaron una mayor abundancia numérica en la reserva marina de la isla de Tabarca fueron, *Chromis chromis*, *Boops boops*, *Atherina hepsetus* y *Oblada melanura*, todas ellas especies gregarias. Si exceptuamos estas especies, las más abundantes serían, *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa* y *D. sargus*.

En la zona control, además de las especies gregarias anteriormente mencionadas para la reserva marina, las más abundantes fueron *Symphodus tinca*, con numerosos individuos juveniles, *Coris julis* y *Diplodus annularis*, todas ellas habitantes habituales de las praderas de *Posidonia oceanica*.

Por otra parte, las especies que presentaron una mayor aportación de biomasa en la reserva marina fueron, *Sarpa salpa*, *Oblada melanura* y *Epinephelus marginatus*, mientras que en la zona control, fueron *Boops boops* y *Dentex dentex*.

Por lo que respecta a las especies con menor abundancia en la reserva de la isla de Tabarca fueron, *Trachinus draco*, *Scorpaena notata*, *Spicara maena*, *Parablennius zvonimiri*, *Mycteroperca rubra*, *Muraena helena*, *Gymnura altavela* y *Gobius geniporus*. Algunas de estas especies, a pesar de su escasez, tuvieron aportaciones en biomasa reseñables, tal es el caso de *Gymnura altavela* que, con un solo individuo, fue la octava en su aportación a la biomasa total de la reserva.

En la zona control fue también escasa la presencia de: *Mullus surmuletus*, *Gobius cruentatus* y *Epinephelus marginatus*, todas ellas con un solo individuo, siendo también escasa su aportación en biomasa (Tabla 2-4).

Tabla 2-4. Resumen de la abundancia y biomasa en la reserva marina de la isla de Tabarca y control de cada especie, expresados en número de individuos / m² y g / m². (Abreviaturas de las especies en la Tabla 2-3).

Especie	Abundancia			Biomasa		
	CSA	Control	Total	CSA	Control	Total
AHEP	22.52	2.82	25.34	13.4098	2.3632	15.773
AIMB	0.092	0	0.092	0.3952	0	0.3952
BBOO	74.412	23.952	98.364	161.6956	50.4172	212.1128
CCHR	41.516	12.784	54.3	44.0572	27.6432	71.7004
CHELAB	0.228	0	0.228	220.0868	0	220.0868
CJUL	0.672	0.608	1.28	5.544	3.066	8.61
DANN	0.248	0.348	0.596	7.8576	2.6496	10.5072
DCER	0.028	0	0.028	21.6972	0	21.6972
DDEN	0.056	0.076	0.132	33.9528	39.1852	73.138
DLAB	0.012	0	0.012	2.7368	0	2.7368
DPUN	0.044	0	0.044	23.6972	0	23.6972
DSAR	1.1	0.068	1.168	192.9684	3.8984	196.8668
DVUL	3.452	0.148	3.6	209.884	1.0208	210.9048
ECOS	0.04	0	0.04	35.064	0	35.064
EMAR	0.1	0.004	0.104	344.4796	0.1564	344.636
GCRU	0	0.004	0.004	0	0.0088	0.0088

Especie	Abundancia			Biomasa		
	CSA	Control	Total	CSA	Control	Total
GGEN	0.004	0	0.004	0.0412	0	0.0412
GYMALT	0.004	0	0.004	88.2336	0	88.2336
LMER	0.02	0	0.02	7.6872	0	7.6872
LVIR	0.004	0	0.004	4.5952	0	4.5952
MHEL	0.004	0	0.004	0.2304	0	0.2304
MRUB	0.004	0	0.004	6.4676	0	6.4676
MSUR	0.008	0.004	0.012	0.5624	0.046	0.6084
OMEL	4.372	0.012	4.384	413.3	0.0376	413.3376
PARZVO	0.004	0	0.004	0.018	0	0.018
SAUR	0.048	0	0.048	24.072	0	24.072
SCAN	0.032	0	0.032	0.6908	0	0.6908
SCIN	0.012	0.036	0.048	0.0496	0.068	0.1176
SDOD	0.016	0	0.016	0.0524	0	0.0524
SDUM	0.032	0	0.032	31.412	0	31.412
SMAE	0.004	0	0.004	1.0868	0	1.0868
SMED	0.008	0.032	0.04	0.2784	1.0964	1.3748
SNOT	0.004	0	0.004	0.16	0	0.16
SOCE	0.02	0.232	0.252	0.1868	0.4212	0.608
SROS	0.012	0.012	0.024	0.0796	0.0668	0.1464
SSAL	3.212	0.072	3.284	2109.4812	25.482	2134.9632
SSCRI	0.732	0.328	1.06	13.254	9.5588	22.8128
SSMA	8.208	0	8.208	6.7188	0	6.7188
SSPH	0.08	0	0.08	35.9388	0	35.9388
STN	0.456	1.688	2.144	25.8188	3.1968	29.0156
SUMB	0.148	0	0.148	57.6504	0	57.6504
TDRA	0.004	0	0.004	0.2036	0	0.2036
TPAV	0.484	0	0.484	2.3776	0	2.3776
TTRI	0.008	0	0.008	0.016	0	0.016

Eliminando las especies pelágicas gregarias (*A. hepsetus*, *C. chromis*, *O. melanura* y *B. boops*), se observa que, en aguas de la reserva marina de la isla de Tabarca, *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa* y *D. sargus*, fueron las especies dominantes en abundancia, mientras que *Sarpa salpa* y *Epinephelus marginatus* fueron las que más aportaron en biomasa (Tabla 2-4). Por otro lado, en la estación control, las especies más abundantes fueron *Symphodus tinca*, *Coris julis* y *Diplodus annularis*, todas ellas especies habituales de las praderas de *Posidonia oceanica*. Por otro lado, las especies que más biomasa aportaron fueron, en la reserva, *Sarpa salpa* y *Epinephelus marginatus*; estas especies son las que más biomasa aportan incluso si se incluyen las especies gregarias.

A nivel de especie, es importante destacar la diferente aportación que puede tener cada una de ellas en abundancia y biomasa, así, especies muy conspicuas pueden aportar gran cantidad de abundancia, incluso biomasa, pero que por su carácter gregario y de comportamiento pelágico no definirían adecuadamente las características de las poblaciones de peces de cada zona. También, otras especies de interés pesquero,

especialmente para la práctica de la pesca submarina, pueden verse influidas por la realización de esta actividad. De éstas, son el mero (*Epinephelus marginatus*) y el falso abadejo (*E. costae*), algunas de sus presas más codiciadas, pudiendo ser ambas indicativas del efecto reserva. Estas especies son características por sus hábitos territoriales, con prolongados periodos en el mismo cobijo (grutas, cuevas y grandes bloques rocosos), hecho que es conocido por los pescadores submarinos, aumentando su vulnerabilidad en zonas no protegidas.

2.1.1.2. Análisis a nivel de especie.

En primer lugar, deben tenerse en cuenta las condiciones restrictivas de los muestreos, ya que los censos se realizaron tanto en la reserva marina de la isla de Tabarca como en la zona control, a profundidades máximas de 10 m y con características fisiográficas similares, por lo que las limitaciones físicas para que concurrieran las condiciones idóneas para la presencia de algunas especies, fue determinante.

Para detectar las posibles diferencias estadísticas entre la zona de reserva marina y la zona control, se realizaron, para cada una de las 44 especies identificadas, y para las variables abundancia y biomasa, gráficas con los promedios por zona y localidad, así como el análisis de varianza (ANOVA).

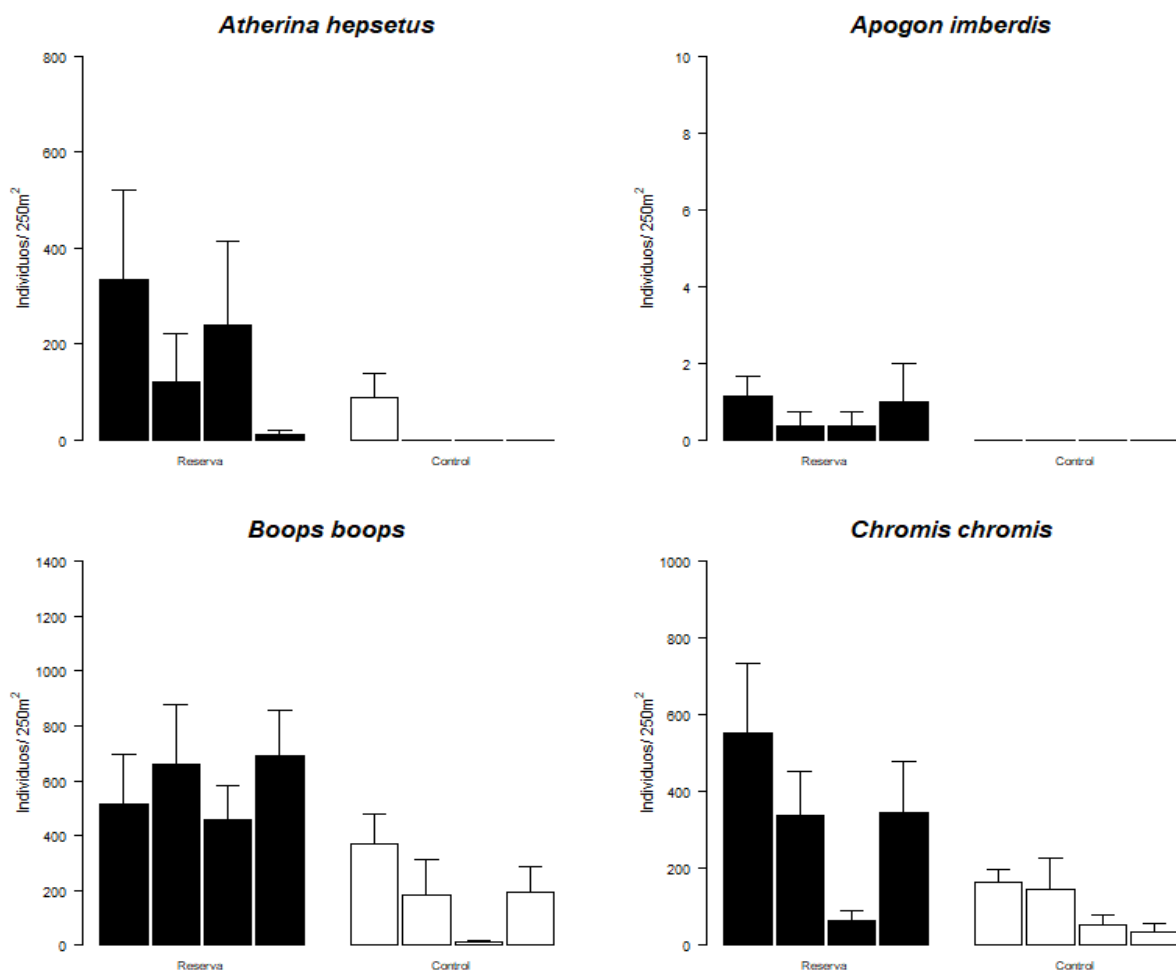


Gráfico 2-1. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (1/8).

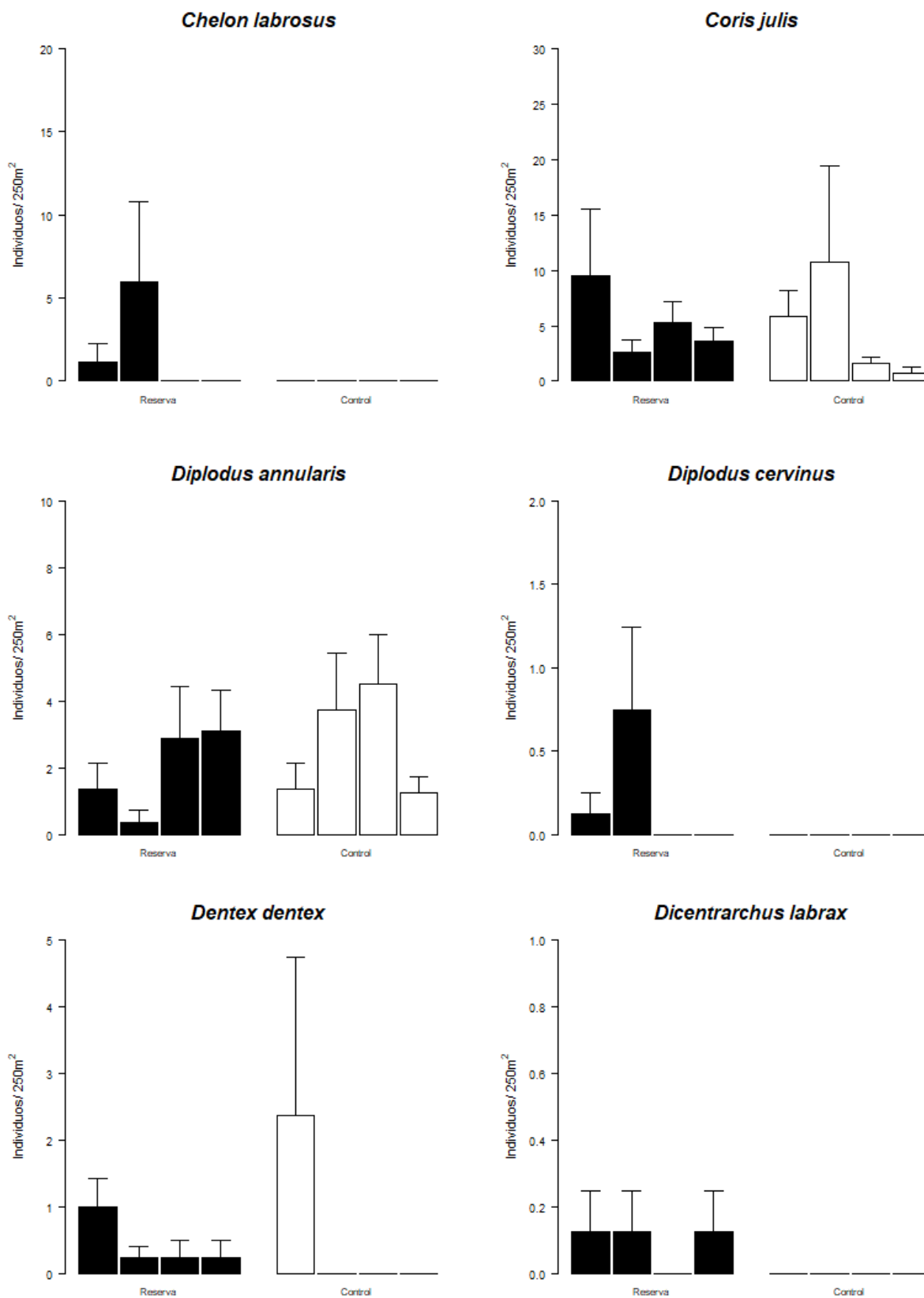


Gráfico 2-2. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (2/8).

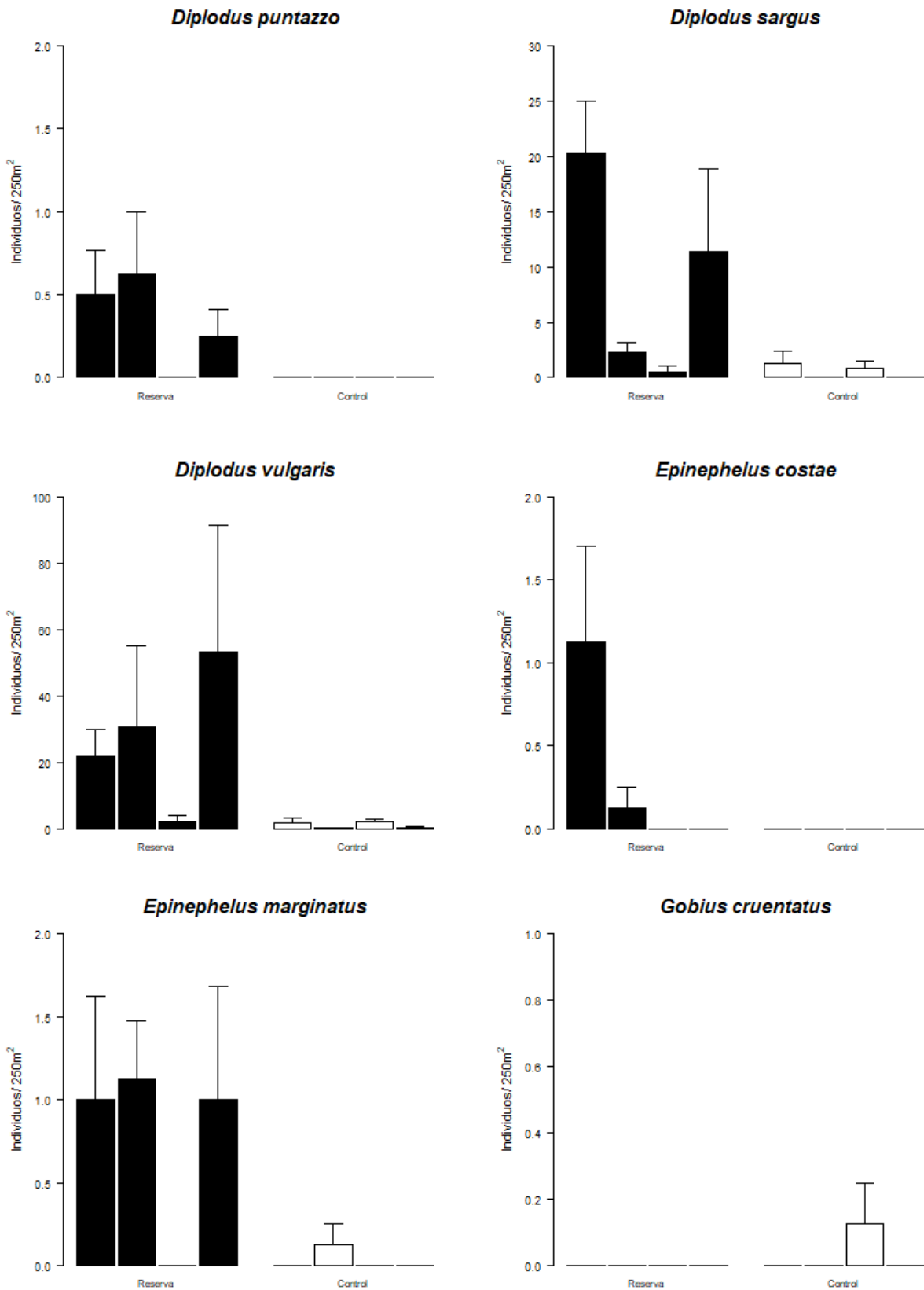


Gráfico 2-3. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (3/8).

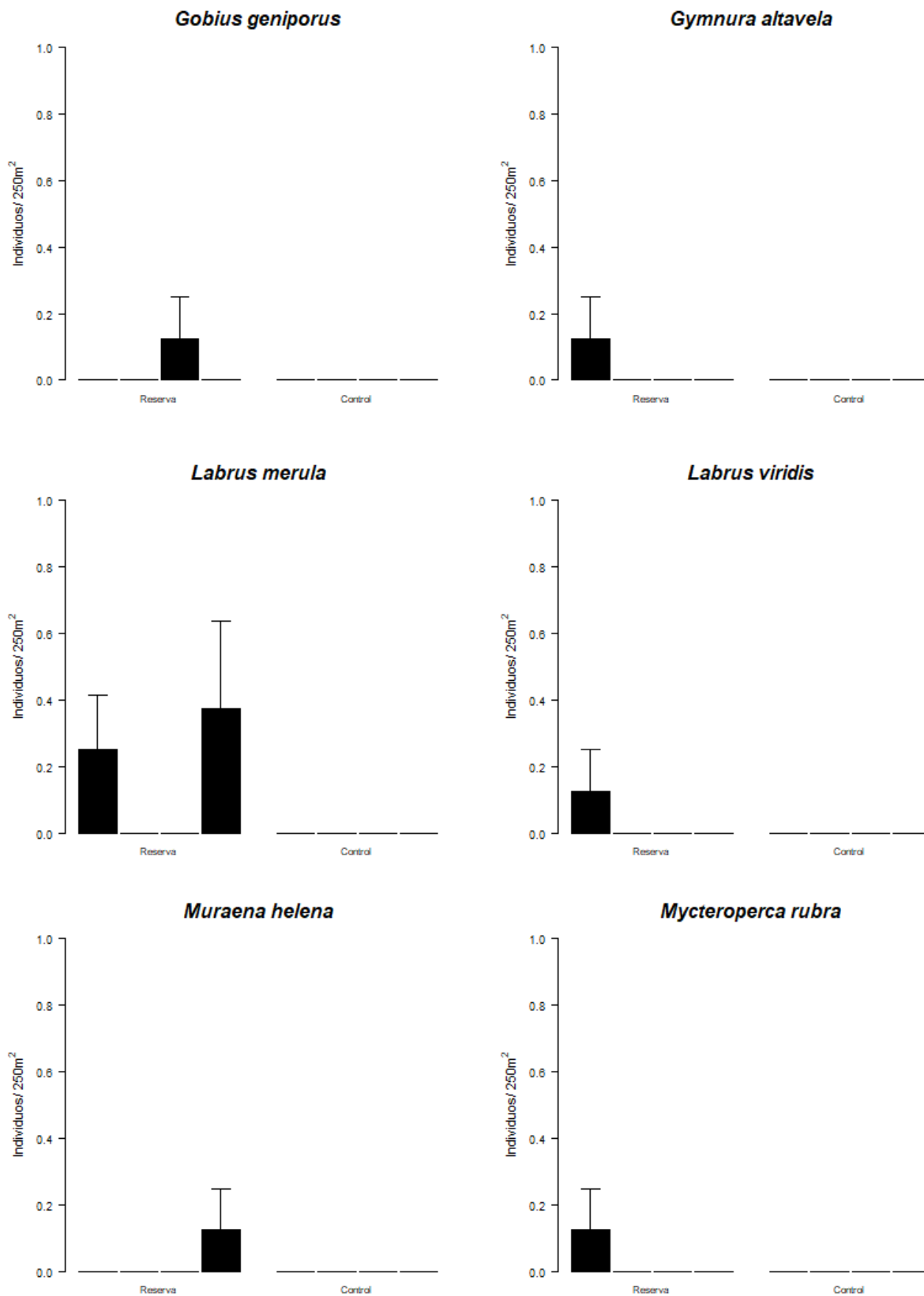


Gráfico 2-4. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (4/8).

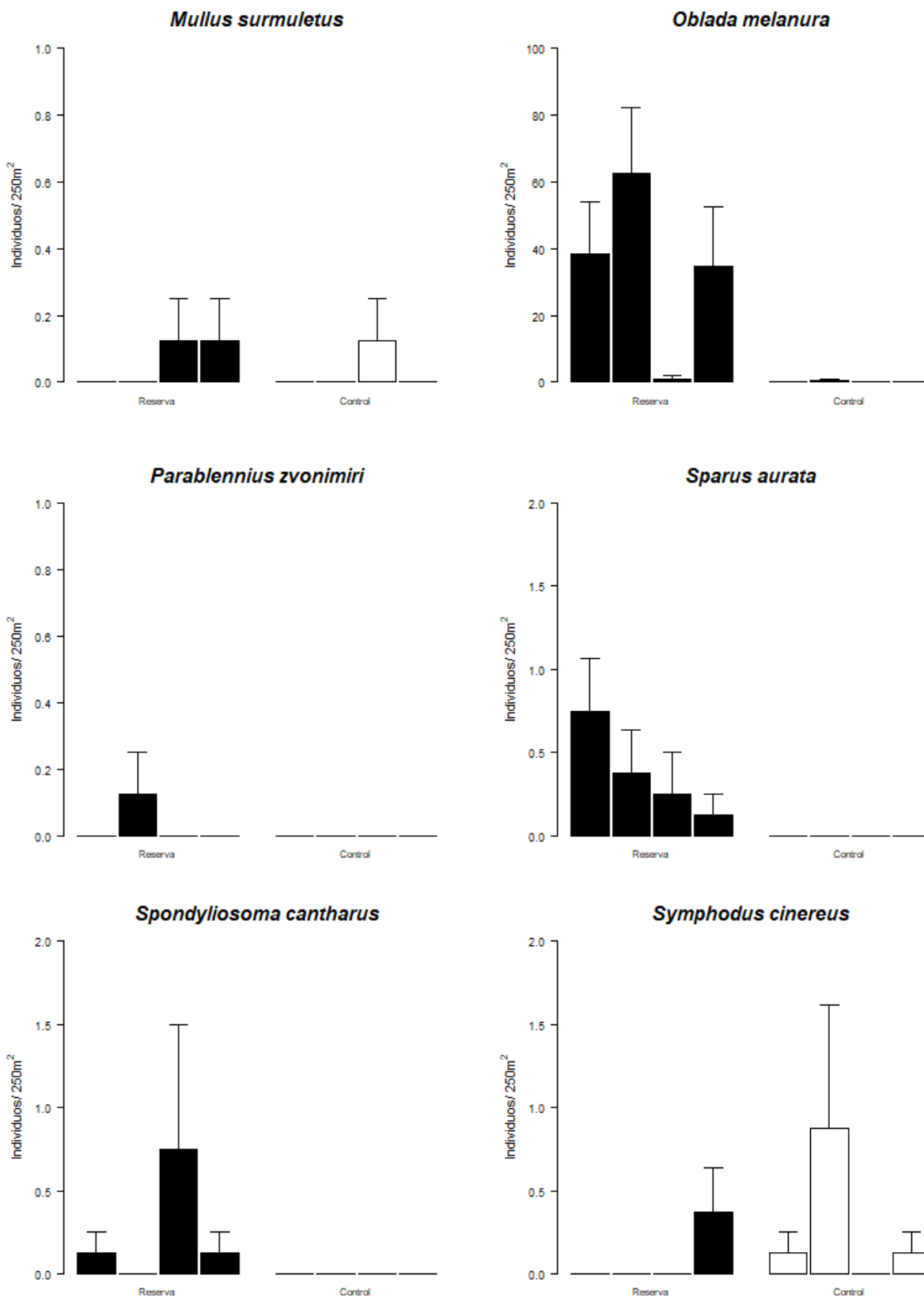


Gráfico 2-5. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (5/8).

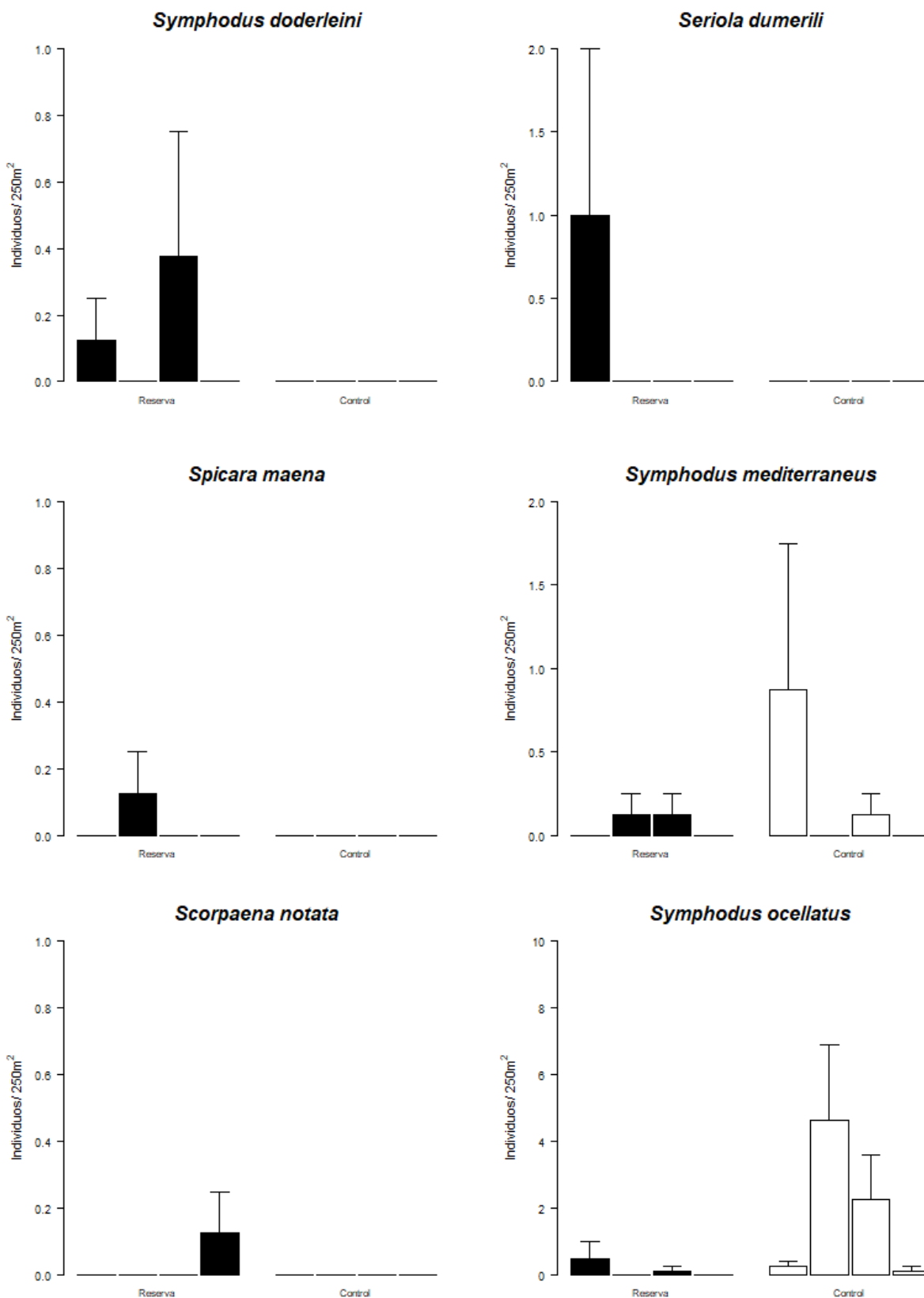


Gráfico 2-6. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (6/8).

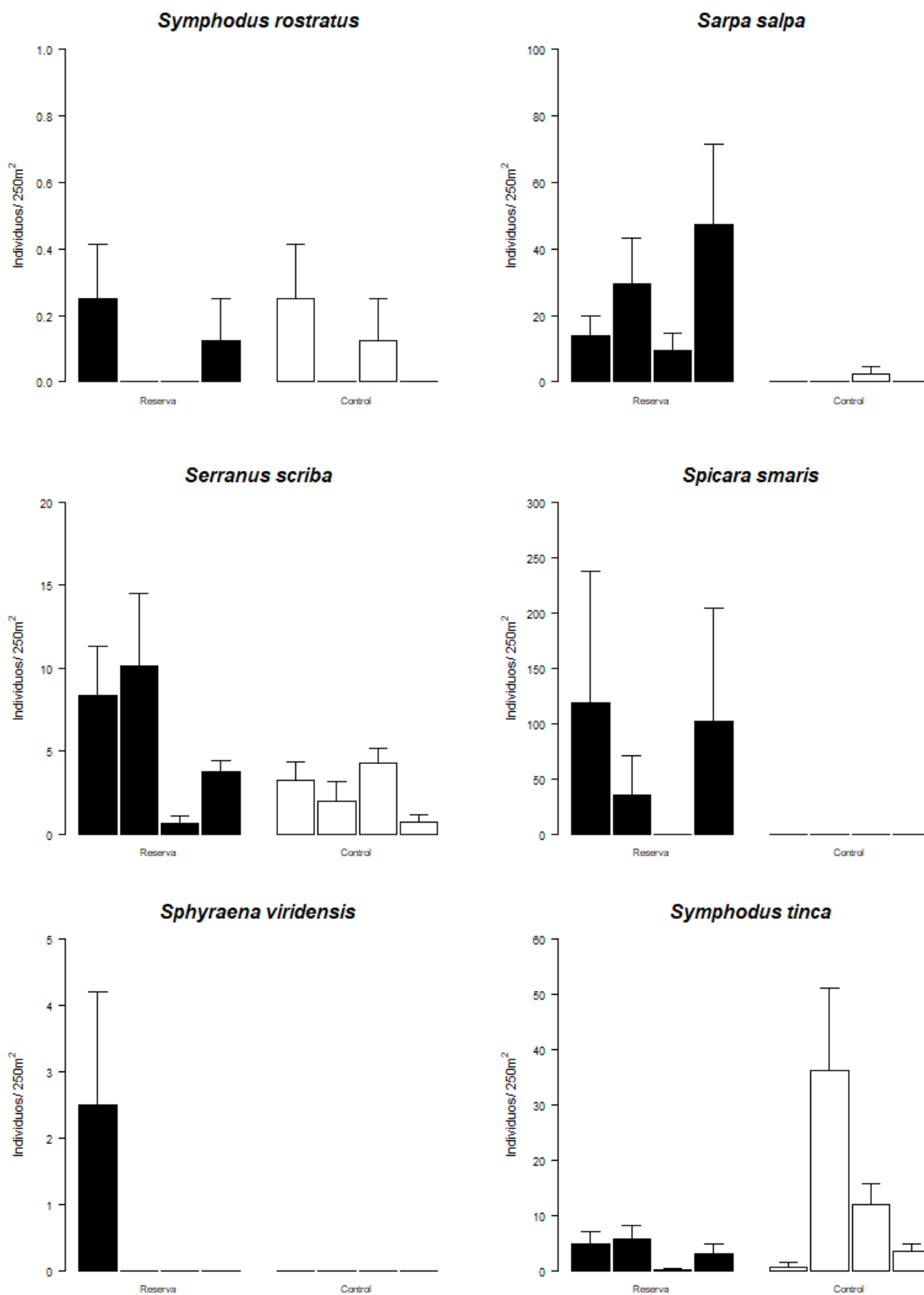


Gráfico 2-7. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (7/8).

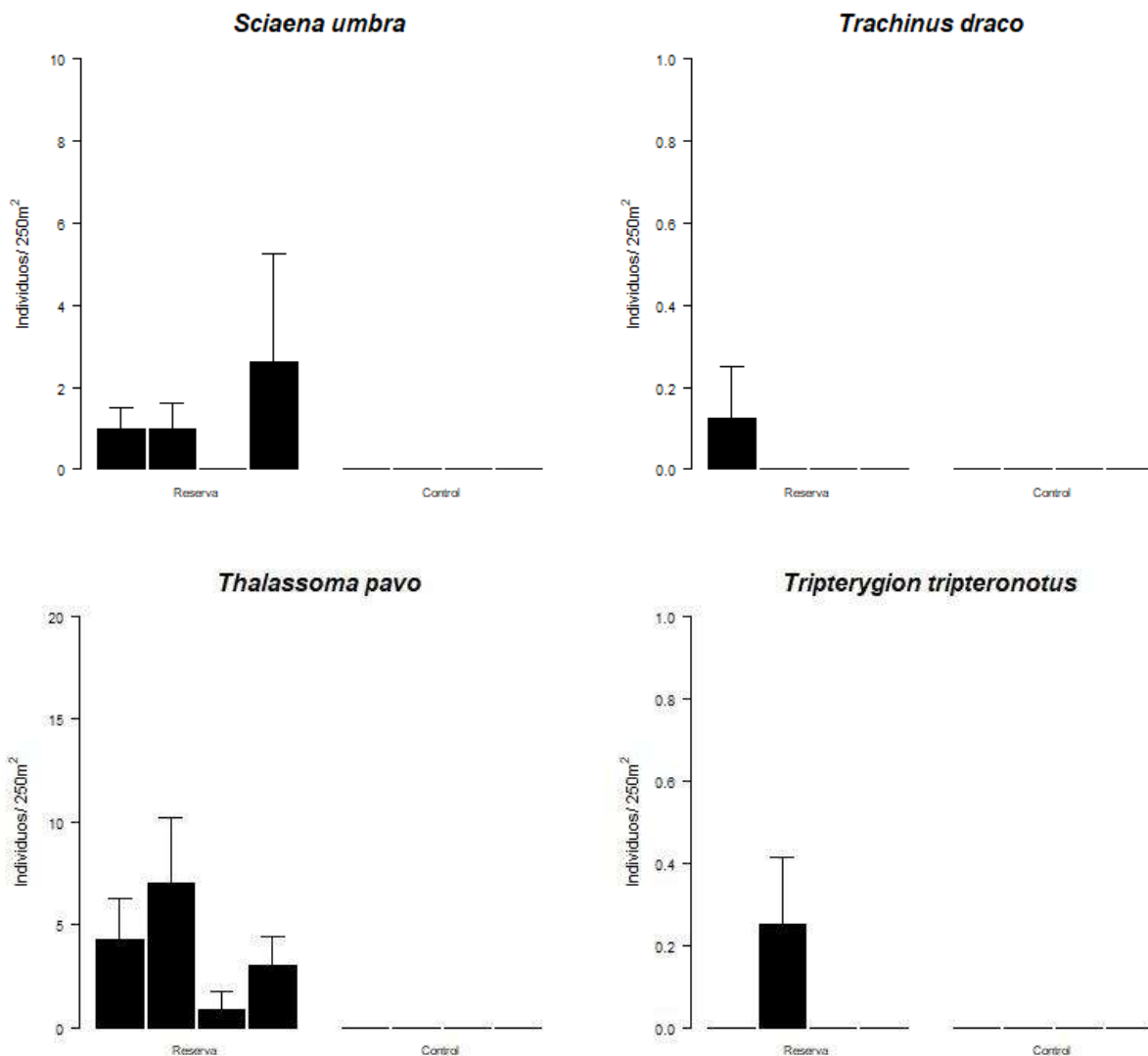


Gráfico 2-8. Abundancia de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (8/8).

Tabla 2-5. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (P: Protección, L: Localidad, S: Sitio), para la abundancia de las especies seleccionadas. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); # indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

Fuentes variación	<i>Atherina hepsetus</i>				<i>Apogon imberbis</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	31.1555	4.5735	0.0763	8.2656	12.9024	0.01148*
Zona:Localidad	6	6.8122	2.2312	0.1453	0.6406	0.4505	0.82649
Zona:Localidad:Sitio	8	3.0531	0.5848	0.7853	1.4219	0.8835	0.53725
Residual	48	5.2208			1.6094		
Transformación				Log(x+1)			

Tabla 2-5 (Continuación)

Fuentes variación	<i>Boops boops</i>				<i>Chromis chromis</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	2486535	18.3516	0.005184**	51.373	3.2726	0.12044
Zona:Localidad	6	135494	0.6501	0.69133	15.698	1.2196	0.3864
Zona:Localidad:Sitio	8	208418	1.359	0.238594	12.872	2.8667	0.01088*
Residual	48	153363			4.49		
Transformación							Log(x+1)

Fuentes variación	<i>Chelon labrosus</i>				<i>Coris julis</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	50.766	1.5494	0.2596	1.5022	1.3259	0.2933
Zona:Localidad	6	32.766	2.1376	0.158	1.133	0.9665	0.5024
Zona:Localidad:Sitio	8	15.328	0.5904	0.7809	1.1723	1.0122	0.4397
Residual	48	25.964			1.1581		
Transformación							Log(x+1)

Fuentes variación	<i>Diplodus annularis</i>				<i>Diplodus cervinus</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	9.7656	0.5529	0.4852	0.76562	1.4848	0.26875
Zona:Localidad	6	17.6615	1.0775	0.4477	0.51563	0.8919	0.54264
Zona:Localidad:Sitio	8	16.3906	1.7131	0.1196	0.57813	2.8462	0.01135
Residual	48	9.5677			0.20312		
Transformación							#

Fuentes variación	<i>Dentex dentex</i>				<i>Dicentrarchus labrax</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	0.3906	0.063	0.8102	0.140625	9	0.02401
Zona:Localidad	6	6.2031	1.0312	0.4698	0.015625	0.3333	0.90112
Zona:Localidad:Sitio	8	6.0156	1.0087	0.4422	0.046875	1	0.44844
Residual	48	5.9635			0.046875		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Diplodus puntazzo</i>				<i>Diplodus sargus</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	1.89063	6.1525	0.04778	1040.06	3.1133	0.1281043
Zona:Localidad	6	0.30729	3.9333	0.03929	334.07	22.891	0.0001258*
Zona:Localidad:Sitio	8	0.07813	0.2941	0.96457	14.59	0.1601	0.9950335
Residual	48	0.26562			91.14		
Transformación				#			#

Tabla 2-5 (Continuación)

Fuentes variación	<i>Diplodus vulgaris</i>				<i>Epinephelus costae</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	24.818	7.1789	0.03657	1.5625	1.3158	0.29502
Zona:Localidad	6	3.4571	2.4788	0.11716	1.1875	2.9231	0.08149
Zona:Localidad:Sitio	8	1.3946	0.7975	0.60762	0.40625	1.1818	0.32959
Residual	48	1.7489			0.34375		
Transformación				Log(x+1)			

Fuentes variación	<i>Epinephelus marginatus</i>				<i>Gobius cruentatus</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	9	8.0748	0.0105*	0.015625	1	0.3559
Zona:Localidad	6	1.1146	2.3778	0.1278	0.015625	1	0.4852
Zona:Localidad:Sitio	8	0.4688	0.4327	0.8955	0.015625	1	0.4484
Residual	48	1.0833			0.015625		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Gobius geniporus</i>				<i>Gymnura altavela</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	0.015625	1	0.3559	0.015625	1	0.3559
Zona:Localidad	6	0.015625	1	0.4852	0.015625	1	0.4852
Zona:Localidad:Sitio	8	0.015625	1	0.4484	0.015625	1	0.4484
Residual	48	0.015625			0.015625		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Labrus merula</i>				<i>Labrus viridis</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	0.39063	2.7778	0.14663	0.015625	1	0.3559
Zona:Localidad	6	0.14063	9	0.003346	0.015625	1	0.4852
Zona:Localidad:Sitio	8	0.01562	0.1429	0.996654	0.015625	1	0.4484
Residual	48	0.10937			0.015625		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Muraena helena</i>				<i>Mycteroperca rubra</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	0.015625	1	0.3559	0.015625	1	0.3559
Zona:Localidad	6	0.015625	1	0.4852	0.015625	1	0.4852
Zona:Localidad:Sitio	8	0.015625	1	0.4484	0.015625	1	0.4484
Residual	48	0.015625			0.015625		
Transformación				#			#

Tabla 2-5 (Continuación)

Fuentes variación	<i>Mullus surmuletus</i>				<i>Oblada melanura</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	0.015625	0.4286	0.537	18564.1	7.2707	0.03575
Zona:Localidad	6	0.036458	0.7778	0.6096	2553.3	1.5833	0.26722
Zona:Localidad:Sitio	8	0.046875	1	0.4484	1612.7	1.9673	0.07126
Residual	48	0.046875			819.8		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Parablennius zvonimiri</i>				<i>Sparus aurata</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	0.015625	1	0.3559	2.25	7.7143	0.0321*
Zona:Localidad	6	0.015625	1	0.4852	0.29167	3.1111	0.07047
Zona:Localidad:Sitio	8	0.015625	1	0.4484	0.09375	0.3462	0.94301
Residual	48	0.015625			0.27083		
Transformación				#			

Fuentes variación	<i>Spondyliosoma cantharus</i>				<i>Symphodus cinereus</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	1	2.1818	0.1901	0.5625	0.72	0.4287
Zona:Localidad	6	0.45833	0.7719	0.6132	0.78125	0.8333	0.5762
Zona:Localidad:Sitio	8	0.59375	1	0.4484	0.9375	1.5517	0.1648
Residual	48	0.59375			0.60417		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Symphodus doderleini</i>				<i>Seriola dumerilii</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	0.25	2	0.207	1	1	0.3559
Zona:Localidad	6	0.125	0.8	0.596	1	1	0.4852
Zona:Localidad:Sitio	8	0.15625	1	0.4484	1	1	0.4484
Residual	48	0.15625			1		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Spicara maena</i>				<i>Symphodus mediterraneus</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	0.015625	1	0.3559	0.5625	0.7714	0.4136
Zona:Localidad	6	0.015625	1	0.4852	0.72917	0.8974	0.5396
Zona:Localidad:Sitio	8	0.015625	1	0.4484	0.8125	1	0.4484
Residual	48	0.015625			0.8125		
Transformación				#			#

Tabla 2-5 (Continuación)

		<i>Scorpaena notata</i>				<i>Symphodus ocellatus</i>		
Fuentes variación	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P	
Zona	1	0.015625	1	0.3559	43.891	2.4278	0.1702	
Zona:Localidad	6	0.015625	1	0.4852	18.078	0.6746	0.6751	
Zona:Localidad:Sitio	8	0.015625	1	0.4484	26.797	6.6216	8.36E-06***	
Residual	48	0.015625			4.047			
Transformación				#			#	

		<i>Symphodus rostratus</i>				<i>Sarpa salpa</i>		
Fuentes variación	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P	
Zona	1	0	0	1	58.12	30.4918	0.001484**	
Zona:Localidad	6	0.114583	1.2222	0.3853	1.906	0.7696	0.614632	
Zona:Localidad:Sitio	8	0.09375	1.125	0.364	2.477	1.4973	0.183255	
Residual	48	0.083333			1.654			
Transformación							Log(x+1)	

		<i>Serranus scriba</i>				<i>Spicara smaris</i>		
Fuentes variación	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P	
Zona	1	159.391	1.8911	0.218221	65792	5.2645	0.06157	
Zona:Localidad	6	84.286	0.936	0.51849	12497	0.484	0.80393	
Zona:Localidad:Sitio	8	90.047	3.9572	0.001161**	25821	1	0.44844	
Residual	48	22.755			25821			
Transformación				#			#	

		<i>Spyraena viridensis</i>				<i>Symphodus tinca</i>		
Fuentes variación	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P	
Zona	1	6.25	1	0.3559	4.6575	0.8111	0.4024973	
Zona:Localidad	6	6.25	1.2346	0.3805	5.7423	1.5886	0.2658075	
Zona:Localidad:Sitio	8	5.0625	1.9676	0.0712	3.6146	4.7203	0.0002604***	
Residual	48	2.5729			0.7658			
Transformación				#			Log(x1)	

		<i>Sciaena umbra</i>				<i>Trachinus draco</i>		
Fuentes variación	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P	
Zona	1	21.3906	4.5281	0.07743	0.015625	1	0.3559	
Zona:Localidad	6	4.724	0.6733	0.67599	0.015625	1	0.4852	
Zona:Localidad:Sitio	8	7.0156	0.9207	0.50795	0.015625	1	0.4484	
Residual	48	7.6198			0.015625			
Transformación				#			#	

		<i>Thalassoma pavo</i>				<i>Tripterygion tripteronotus</i>		
Fuentes variación	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P	
Zona	1	13.5784	14.0775	0.009487*	0.0625	1	0.355918	
Zona:Localidad	6	0.9645	3.2387	0.06402	0.0625	1	0.48524	
Zona:Localidad:Sitio	8	0.2978	0.4631	0.875822	0.0625	3	0.008235*	
Residual	48	0.6431			0.020833			
Transformación				#			#	

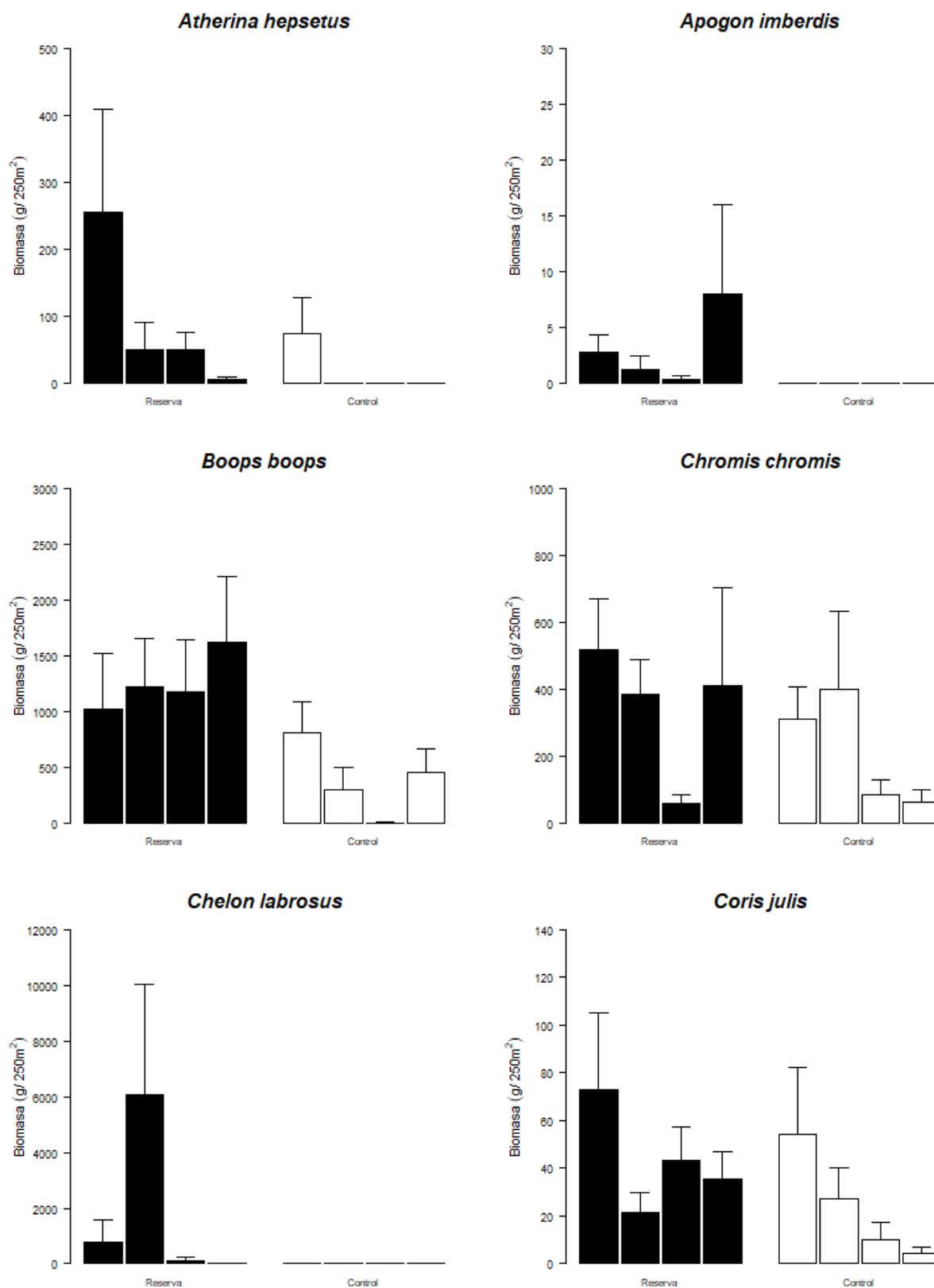


Gráfico 2-9. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (1/8).

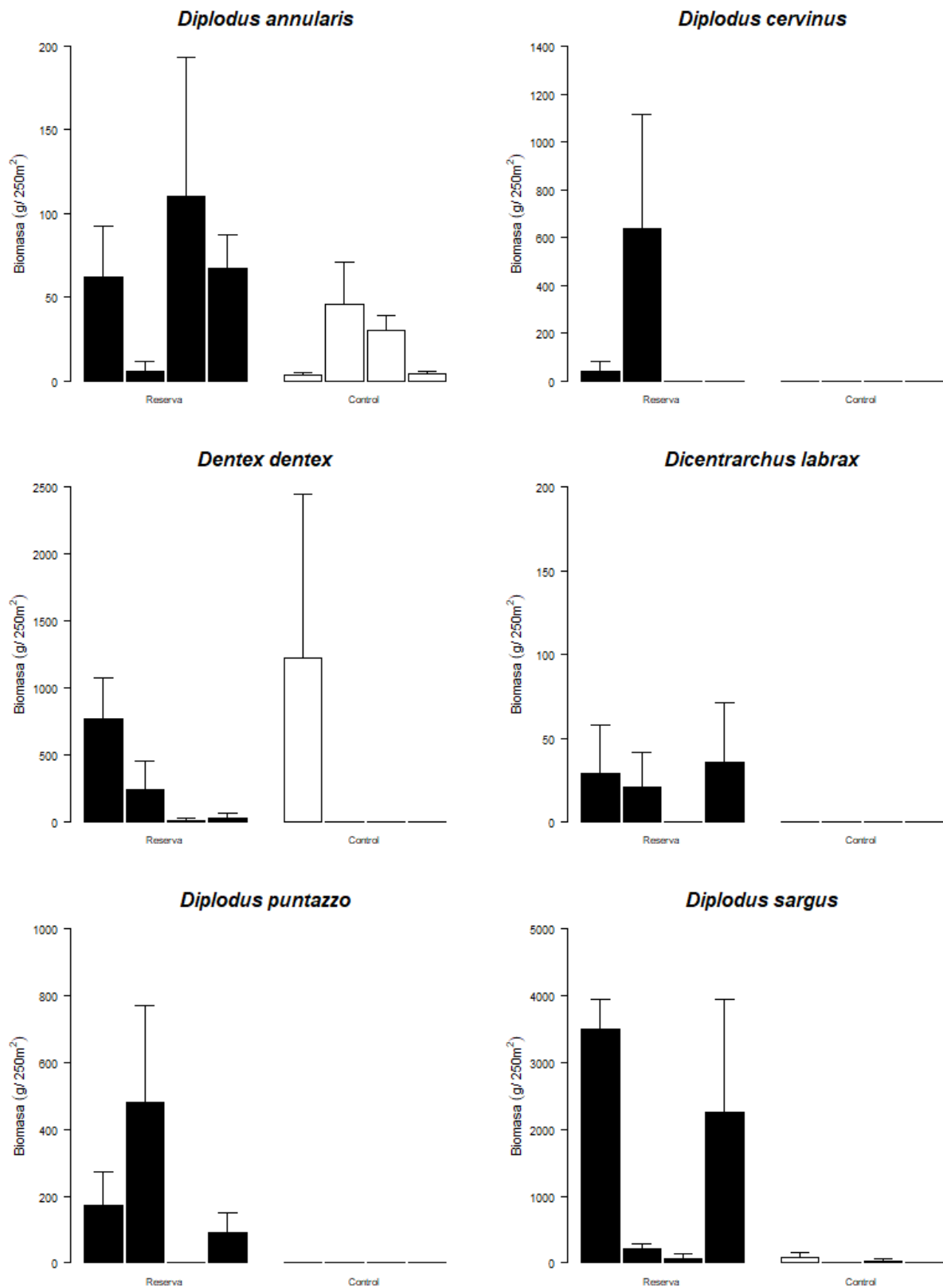


Gráfico 2-10. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (2/8).

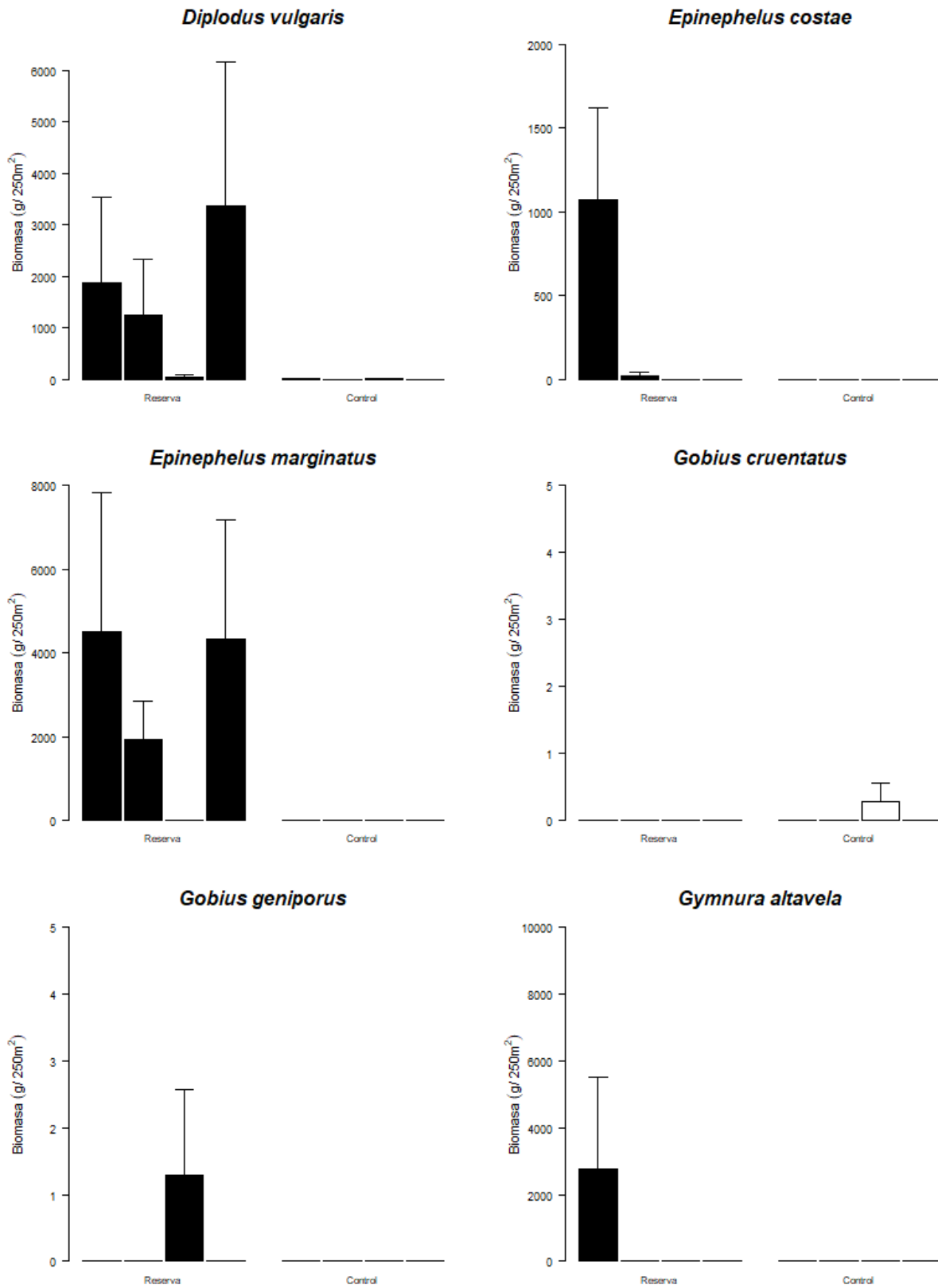


Gráfico 2-11. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (3/8).

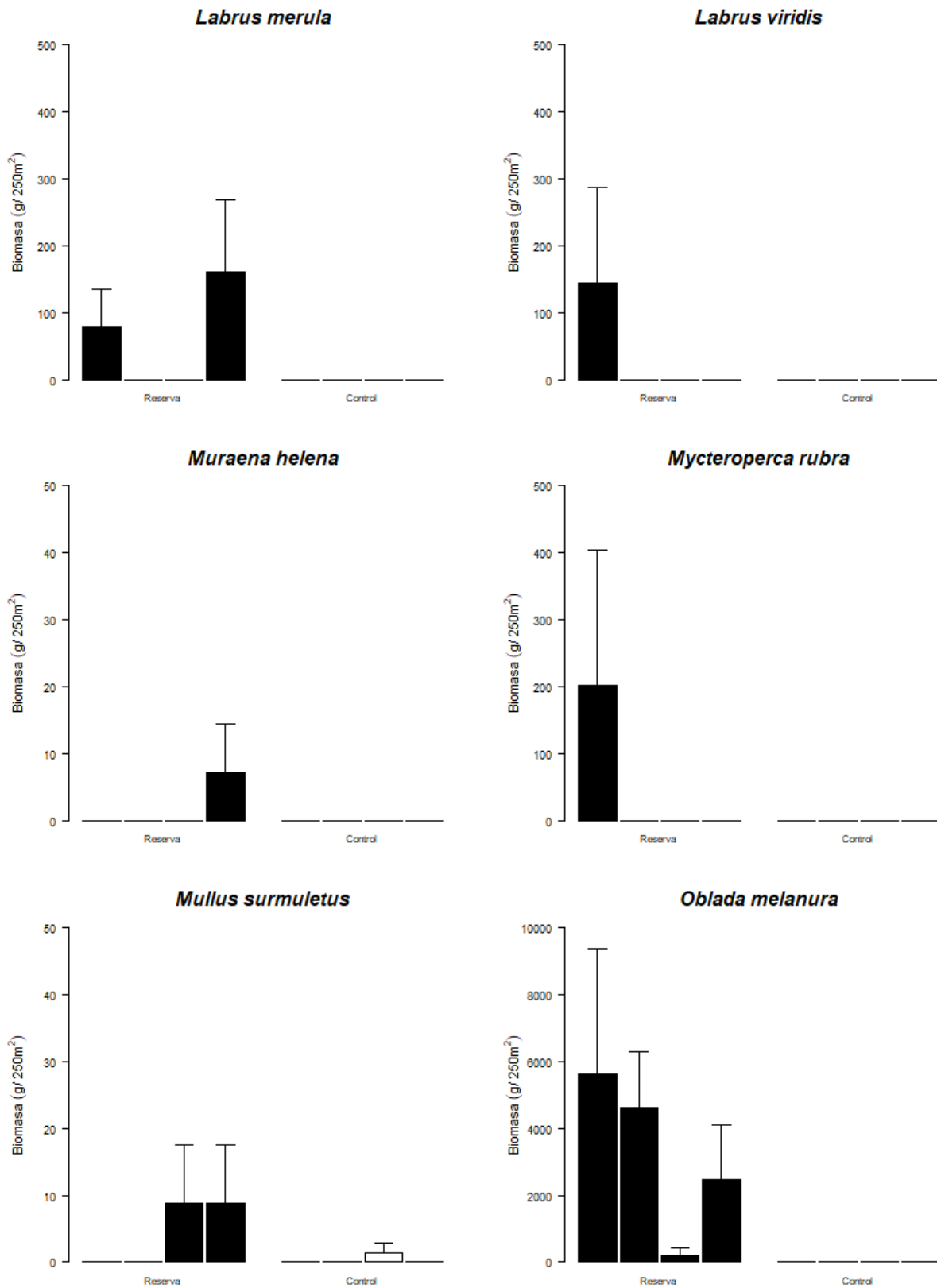


Gráfico 2-12. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (4/8).

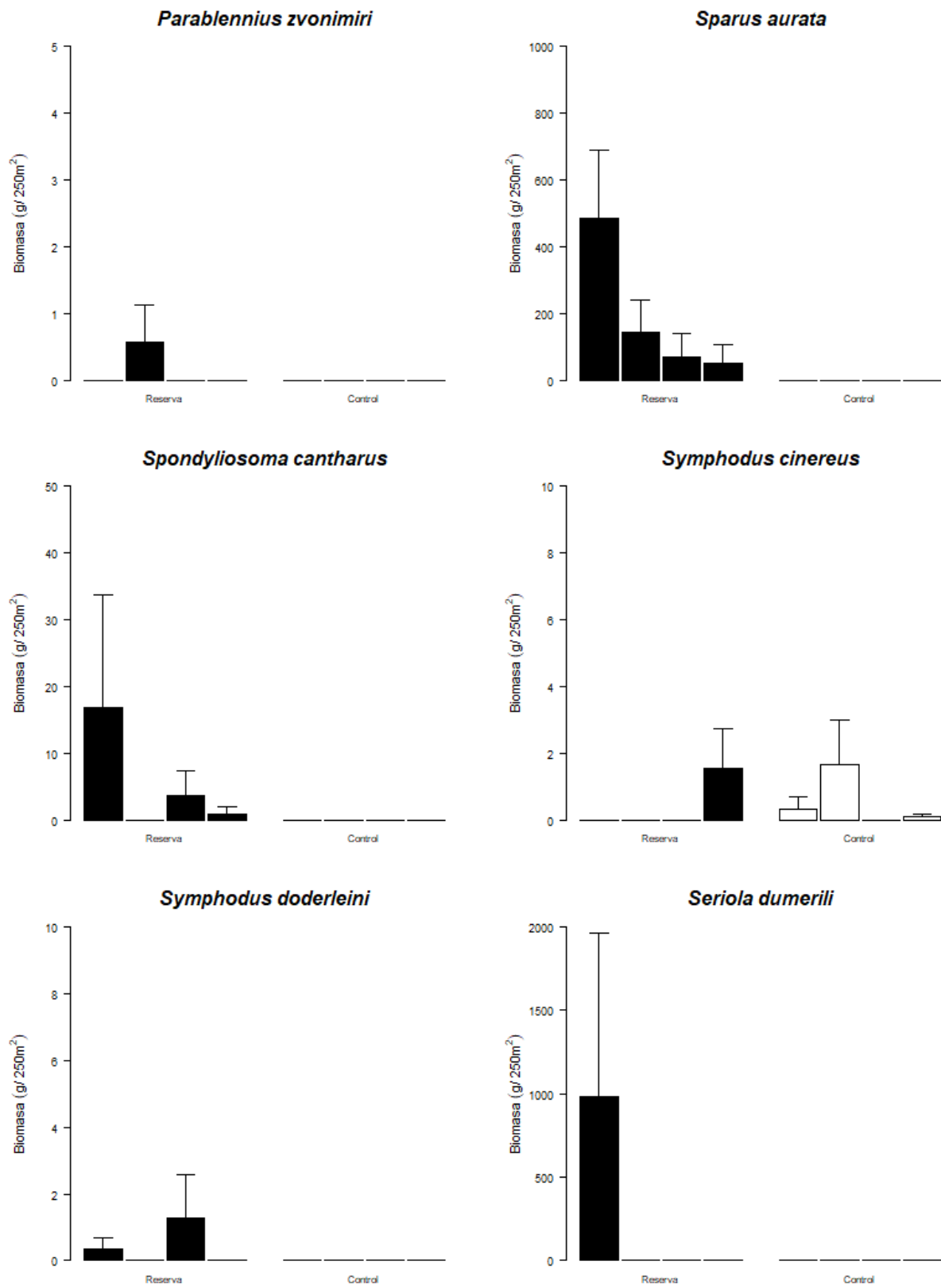


Gráfico 2-13. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (5/8).

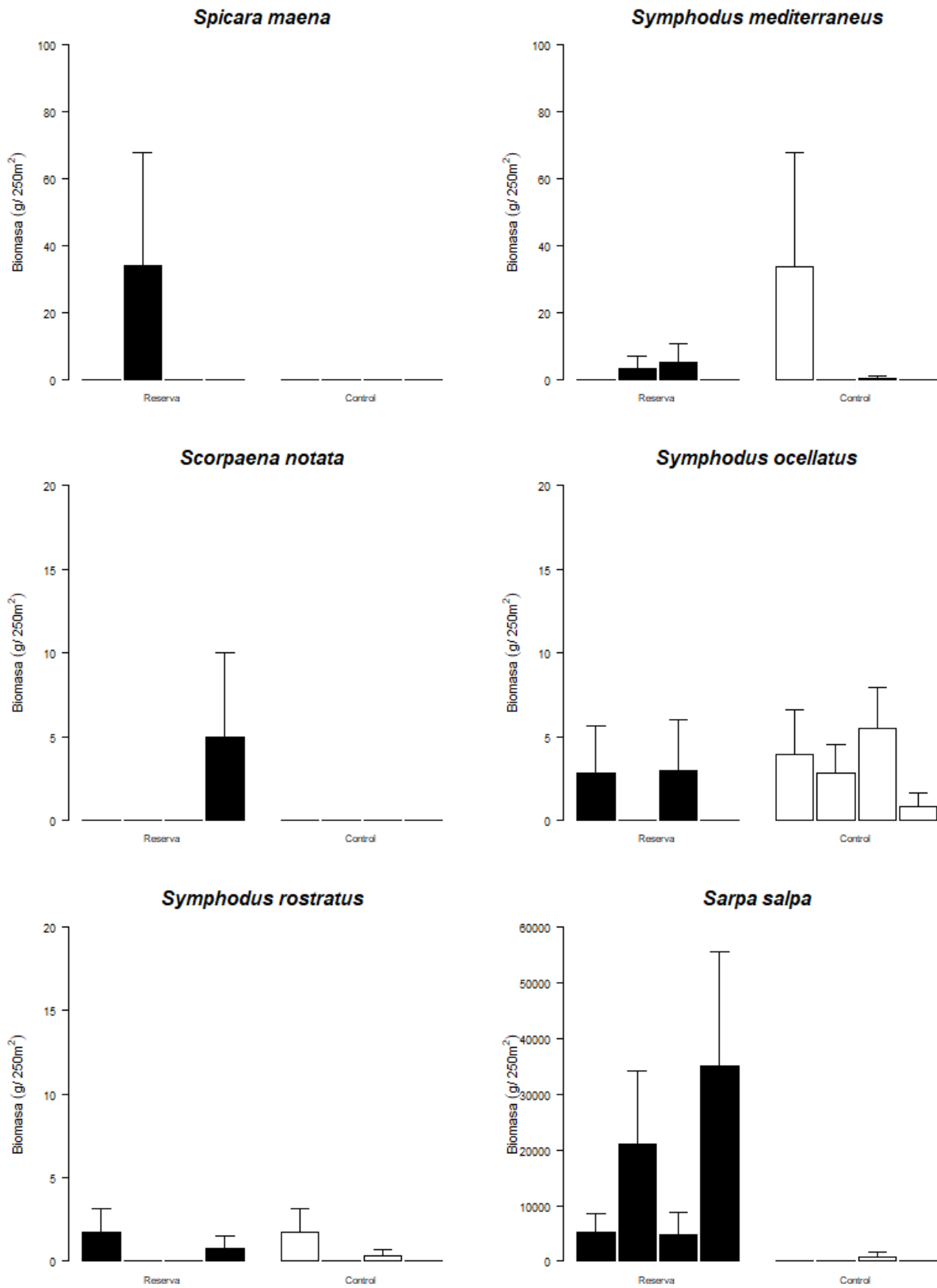


Gráfico 2-14. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (6/8).

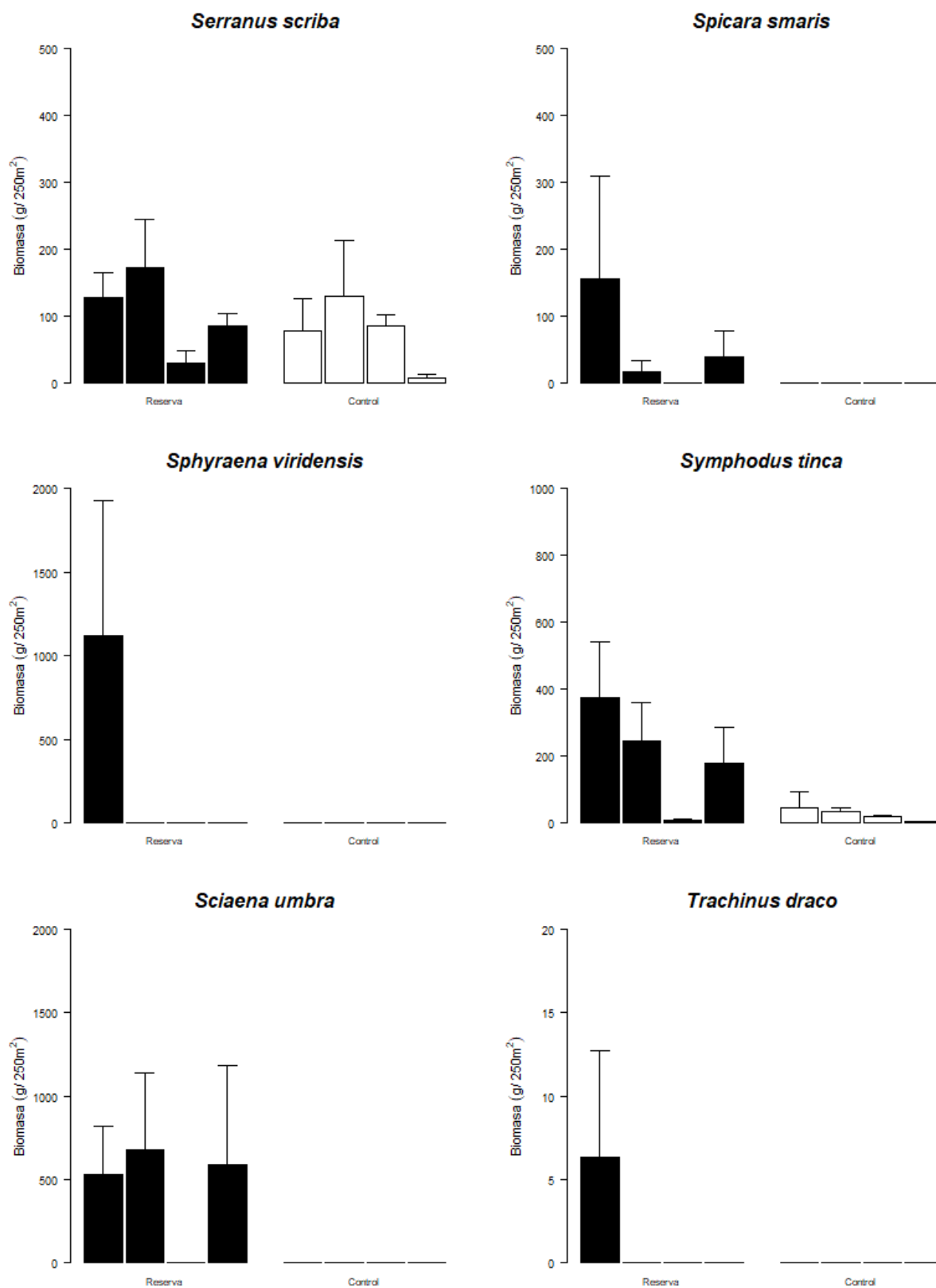


Gráfico 2-15. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (7/8).

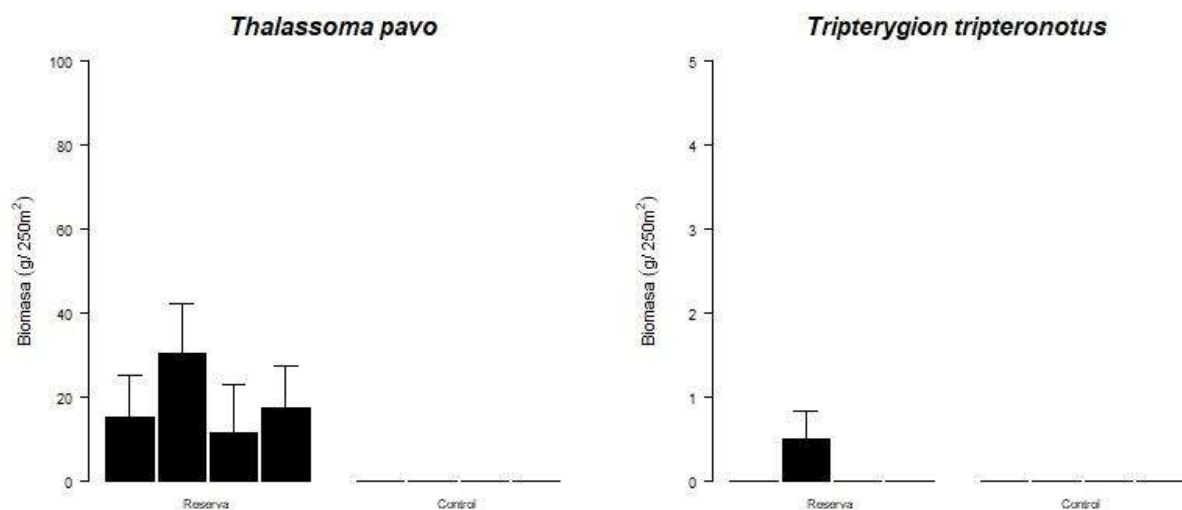


Gráfico 2-16. Biomasa de especies por zona (Reserva, Control) y localidad (L1, L2, L3, L4). (8/8).

Tabla 2-6. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (P: Protección, L: Localidad, S: Sitio), para la abundancia de las especies seleccionadas. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); # indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

Fuentes variación	<i>Atherina hepsetus</i>				<i>Apogon imberbis</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	22.5165	3.8678	0.0968	152.523	3.2746	0.1203
Zona:Localidad	6	5.8216	1.9835	0.182	46.577	0.7128	0.6504
Zona:Localidad:Sitio	8	2.935	0.7164	0.6759	65.346	0.9601	0.4779
Residual	48	4.0966			68.062		
Transformación				Log(x+1)			#

Fuentes variación	<i>Boops boops</i>				<i>Chromis chromis</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	12092659	17.0105	0.006186**	31.3028	1.8834	0.21904
Zona:Localidad	6	710895	0.3504	0.890901	16.6204	1.3386	0.34189
Zona:Localidad:Sitio	8	2028776	1.9865	0.068479	12.4159	2.1251	0.05138
Residual	48	1021268			5.8425		
Transformación							Log(x+1)

Fuentes variación	<i>Chelon labrosus</i>				<i>Coris julis</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	47302929	1.3757	0.2853	17.3053	5.7063	0.05412
Zona:Localidad	6	34383792	26.1866	7.64E-05***	3.0327	0.4803	0.80644
Zona:Localidad:Sitio	8	1313028	0.07	0.9997	6.3143	1.9177	0.07891
Residual	48	18768604			3.2927		
Transformación				#			Log(x+1)

Tabla 2-6 (continuación)

Fuentes variación	<i>Diplodus annularis</i>				<i>Diplodus cervinus</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	2.2304	0.2675	0.62352	459735	1.1835	0.31839
Zona:Localidad	6	8.338	1.3093	0.35232	388439	0.9561	0.50782
Zona:Localidad:Sitio	8	6.3683	1.8927	0.08306	406263	1.9865	0.06849
Residual	48	3.3647			204514		
Transformación				Log(x+1)			#

Fuentes variación	<i>Dentex dentex</i>				<i>Dicentrarchus labrax</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	29.082	3.0815	0.1297	7314.5	7.6163	0.03286
Zona:Localidad	6	9.4376	1.6876	0.2412	960.4	0.3768	0.87459
Zona:Localidad:Sitio	8	5.5923	1.0886	0.3873	2548.9	1	0.44844
Residual	48	5.137			2548.9		
Transformación				Log(x+1)			#

Fuentes variación	<i>Diplodus puntazzo</i>				<i>Diplodus sargus</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	39.624	7.4848	0.03392*	34909634	3.1678	0.125406
Zona:Localidad	6	5.294	5.242	0.01783*	11020157	8.7979	0.003604*
Zona:Localidad:Sitio	8	1.01	0.239	0.98131	1252594	0.3754	0.928527
Residual	48	4.225			3337027		
Transformación				Log(x+1)			#

Fuentes variación	<i>Diplodus vulgaris</i>				<i>Epinephelus costae</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	105.857	7.529	0.03356*	1200668	1.0562	0.34373
Zona:Localidad	6	14.06	2.2241	0.14622	1136834	3.121	0.06994
Zona:Localidad:Sitio	8	6.322	1.0261	0.4298	364257	1.2368	0.29878
Residual	48	6.161			294517		
Transformación				Log(x+1)			#

Fuentes variación	<i>Epinephelus marginatus</i>				<i>Gobius cruentatus</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	119.552	5.5308	0.0469208*	0.075625	1	0.3559
Zona:Localidad	6	21.616	23.0141	0.0001234**	0.075625	1	0.4852
Zona:Localidad:Sitio	8	0.939	0.116	0.9983979	0.075625	1	0.4484
Residual	48	8.097			0.075625		
Transformación				Log(x+1)			#

Tabla 2-6 (continuación)

Fuentes variación	<i>Gobius geniporus</i>				<i>Gymnura altavela</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	1.6577	1	0.3559	7602703	1	0.3559
Zona:Localidad	6	1.6577	1	0.4852	7602703	1	0.4852
Zona:Localidad:Sitio	8	1.6577	1	0.4484	7602703	1	0.4484
Residual	48	1.6577			7602703		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Labrus merula</i>				<i>Labrus viridis</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	57708	2.4353	0.1696543	20621	1	0.3559
Zona:Localidad	6	23697	18.1387	0.0002947	20621	1	0.4852
Zona:Localidad:Sitio	8	1306	0.078	0.9996245	20621	1	0.4484
Residual	48	16753			20621		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Muraena helena</i>				<i>Mycteroperca rubra</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	51.84	1	0.3559	40849	1	0.3559
Zona:Localidad	6	51.84	1	0.4852	40849	1	0.4852
Zona:Localidad:Sitio	8	51.84	1	0.4484	40849	1	0.4484
Residual	48	51.84			40849		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Mullus surmuletus</i>				<i>Oblada melanura</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	260.42	2.4796	0.1664	166783019	7.2024	0.03635
Zona:Localidad	6	105.03	0.6711	0.6775	23156503	1.0249	0.47283
Zona:Localidad:Sitio	8	156.51	1	0.4484	22592855	1.1874	0.32638
Residual	48	156.51			19027854		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Parablennius zvonimiri</i>				<i>Sparus aurata</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	0.31641	1	0.3559	42.901	6.9138	0.03909
Zona:Localidad	6	0.31641	1	0.4852	6.205	5.1908	0.01834
Zona:Localidad:Sitio	8	0.31641	1	0.4484	1.195	0.271	0.97235
Residual	48	0.31641			4.411		
Transformación				#			Log(x+1)

Tabla 2-6 (continuación)

Fuentes variación	<i>Spondyliosoma cantharus</i>				<i>Symphodus cinereus</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	466.02	1.9102	0.2162	0.3306	0.0687	0.802
Zona:Localidad	6	243.97	0.8146	0.5873	4.8148	0.9015	0.5373
Zona:Localidad:Sitio	8	299.48	1	0.4484	5.3406	1.7898	0.1024
Residual	48	299.48			2.984		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Symphodus doderleini</i>				<i>Seriola dumerilii</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	2.6814	1.8121	0.2269	963588	1	0.3559
Zona:Localidad	6	1.4797	0.8312	0.5774	963588	1	0.4852
Zona:Localidad:Sitio	8	1.7802	1	0.4484	963588	1	0.4484
Residual	48	1.7802			963588		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Spicara maena</i>				<i>Symphodus mediterraneus</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	1153.5	1	0.3559	653.44	0.5634	0.4813
Zona:Localidad	6	1153.5	1	0.4852	1159.87	0.981	0.4949
Zona:Localidad:Sitio	8	1153.5	1	0.4484	1182.3	1	0.4484
Residual	48	1153.5			1182.3		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Scorpaena notata</i>				<i>Symphodus ocellatus</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	25	1	0.3559	53.656	2.0088	0.20616
Zona:Localidad	6	25	1	0.4852	26.71	0.3717	0.87779
Zona:Localidad:Sitio	8	25	1	0.4484	71.864	2.6667	0.01654
Residual	48	25			26.949		
Transformación				#			#

Fuentes variación	<i>Symphodus rostratus</i>				<i>Sarpa salpa</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	0.16	0.0294	0.8696	397.3	33.4334	0.00117***
Zona:Localidad	6	5.4486	1.1274	0.4251	11.88	0.5515	0.7579
Zona:Localidad:Sitio	8	4.8328	1.0697	0.3998	21.55	2.0762	0.05688
Residual	48	4.5178			10.38		
Transformación				#			Log(x+1)

Tabla 2-6 (continuación)

Fuentes variación	<i>Serranus scriba</i>				<i>Spicara smaris</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	11.9611	0.7254	0.427052	44084	2.2467	0.1846
Zona:Localidad	6	16.4885	1.8184	0.212578	19622	0.7624	0.6191
Zona:Localidad:Sitio	8	9.0678	3.5943	0.002417**	25737	1	0.4484
Residual	48	2.5228			25737		
Transformación				Log(x+1)			#

Fuentes variación	<i>Spyraena viridensis</i>				<i>Symphodus tinca</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	1261326	1	0.3559	26.2588	1.4612	0.27222
Zona:Localidad	6	1261326	1.1325	0.4229	17.9712	4.1224	0.03472*
Zona:Localidad:Sitio	8	1113737	1.9392	0.0755	4.3594	1.102	0.37857
Residual	48	574336			3.9558		
Transformación				#			Log(x+1)

Fuentes variación	<i>Sciaena umbra</i>				<i>Trachinus draco</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	50.429	5.429	0.05864	40.481	1	0.3559
Zona:Localidad	6	9.289	5.9157	0.0125*	40.481	1	0.4852
Zona:Localidad:Sitio	8	1.57	0.3125	0.95759	40.481	1	0.4484
Residual	48	5.025			40.481		
Transformación				Log(x+1)			#

Fuentes variación	<i>Thalassoma pavo</i>				<i>Tripterygion tripteronotus</i>		
	g.l.	C.M.	F	P	C.M.	F	P
Zona	1	36.507	17.2936	0.005954**	0.25	1	0.355918
Zona:Localidad	6	2.111	3.1607	0.067873	0.25	1	0.48524
Zona:Localidad:Sitio	8	0.668	0.3727	0.929893	0.25	3	0.008235
Residual	48	1.792			0.083333		
Transformación				Log(x+1)			#

De las 44 especies analizadas gráfica y estadísticamente, en la mayoría, si bien existieron diferencias en los datos obtenidos entre la zona de reserva y la zona control, y descartando aquellas que solo se identificaron en una de las dos zonas, no se detectaron diferencias significativas para la abundancia en la mayor parte de las especies. Por el contrario, sí que se detectaron diferencias significativas de abundancia para las especies *Apogon imberbis*, *Epinephelus marginatus* y *Sparus aurata*, lo que relejaría la existencia de un biotopo rocoso abundante, fundamentalmente en las localidades L1 y L2 de la reserva marina. Por otro lado, se detectaron diferencias significativas para la biomasa en las especies *Boops boops*, *Epinephelus marginatus* y *Sarpa salpa*, gracias a los altos valores de biomasa obtenidos en la zona de reserva marina.

Por lo que respecta a las especies que pueden ser más representativas del efecto reserva y con un interés comercial evidente, se seleccionaron las siguientes: *Epinephelus marginatus*, *E. costae*, *Dentex dentex* y *Diplodus sargus*. Los resultados fueron los siguientes:

Epinephelus marginatus

Esta especie, en el cómputo global, puede no tener una gran importancia en su abundancia, pero sí en su biomasa representada. Otro aspecto importante es que se trata de una especie objetivo para la pesca deportiva y profesional.

Los resultados observados en la gráfica no muestran una gran diferencia de abundancia entre zona protegida y la zona control (Gráfico 2-3), detectándose diferencias estadísticamente significativas entre zonas (reserva y control) (Tabla 2-5). Por lo que respecta a la biomasa, las diferencias que se observan en la gráfica (Gráfico 2-12) entre la zona de reserva, con mayor biomasa, y la zona control, fueron suficientes como para que pudieran ser detectadas estadísticamente en el análisis de ANOVA, entre zonas o localidades de muestreo (Tabla 2-6).

Epinephelus costae

Al igual que *E. marginatus*, se trata de una especie objetivo de la pesca deportiva y apreciada comercialmente, por lo que tiene importancia para detectar diferencias entre la zona protegida y la zona control.

Para el falso abadejo (*E. costae*), como se aprecia en los gráficos de abundancia y biomasa promedio (Gráficos 2-3 y 2-11), esta especie solo fue identificada en la zona de la reserva marina, no detectándose ni un solo individuo fuera de esta zona, por lo que evidenció, además del efecto reserva, la presencia de biotopos de tipo rocoso en los que esta especie se refugia.

Dentex dentex

El denton (*Dentex dentex*) es una especie con un reparto desigual de la abundancia en la zona control, concentrado en una alta abundancia promedio en una sola localidad, y más homogéneo en la zona de reserva marina (Gráfico 2-2), lo que determinó que no se detectaran diferencias estadísticamente significativas en la abundancia entre la zona de reserva y la zona control.

Por lo que respecta a la biomasa, al igual que ocurría con la abundancia, ésta se encuentra concentrada en una sola localidad en la zona control, que sería consecuencia de la identificación de grupos de alta abundancia en esa localidad, mientras que en la reserva marina los ejemplares de mayor tamaño se encontrarían fundamentalmente en dos localidades (L1, L2). Finalmente, no se detectaron diferencias significativas para la biomasa de esta especie entre la zona de reserva y la zona control (Tabla 2-6).

Diplodus sargus

Por lo que respecta a la abundancia, el sargo (*D. sargus*) es una especie muy bien representada en la zona protegida y en menor medida en la zona control (Gráfico 2-3), observándose una abundancia promedio superior en la primera zona, fundamentalmente en las localidades L1 y L4, lo que se vio corroborado en el análisis ANOVA para la especie, detectándose diferencias estadísticamente significativas (Tabla 2-5).

La diferencias en biomasa entre la zona protegida y la control fueron todavía más evidentes (Gráfico 2-10), con un gran aporte de biomasa, consecuencia de la presencia de individuos de gran tamaño, en las localidades L1 y L3 de la reserva marina, dando como resultado la existencia de diferencias estadísticamente significativas (Tabla 2-6).

2.1.1.3. Caracterización del hábitat.

Todos los censos se realizaron en aguas someras, hasta -10 m, en condiciones similares de profundidad. La máxima diferencia entre punto de inicio y final de transecto fue de 3,5 m y 3,4 m, este hecho ocurrió en dos de los transectos pertenecientes a localidades situadas en la reserva marina de la isla de Tabarca, concretamente en la localidad L1S1, L1S2 en la zona próxima al Escull Negre. El resto de transectos tuvo una diferencia promedio, entre el inicio y final del transecto de 0,84 m, ya que se intentó mantener durante los muestreos la misma profundidad, para de esta forma evitar en lo posible, la introducción de variabilidad no deseada, manteniendo unas condiciones ambientales lo más semejante posibles (Tabla 2-7).

Respecto al tipo de fondo, se estimó la clase y tamaño de bloques, como se indica en el apartado de metodología, además se describieron con exactitud los tramos del tipo de fondo (*Posidonia oceanica*, arenas o roca), no de forma estimativa, sino con una mayor exactitud, tomando la longitud de cada uno de los tramos por tipo de fondo sobre el transecto y calculando posteriormente el porcentaje de recubrimiento de *P. oceanica* (Gráfico 2-17).

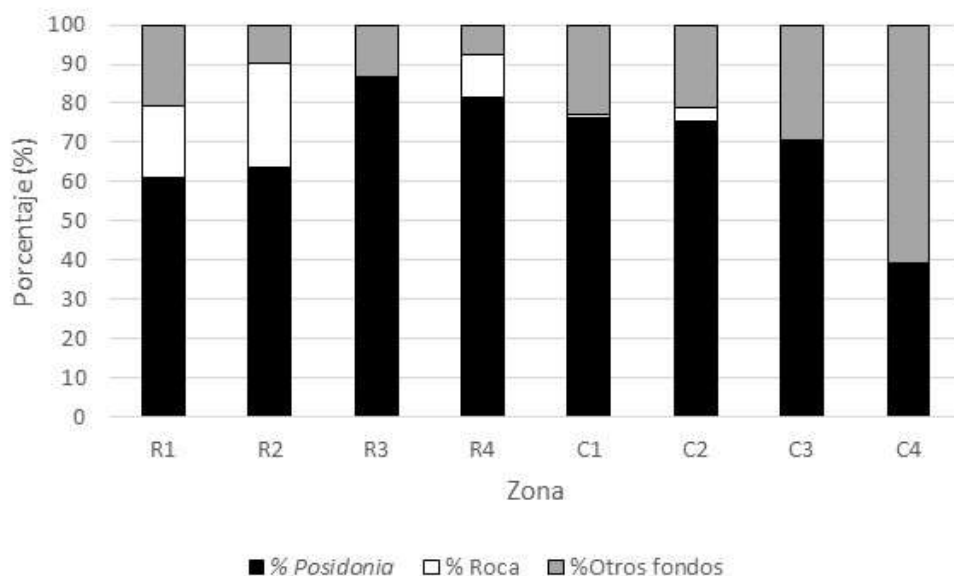


Gráfico 2-17. Descripción del tipo de fondo. C = Control; R: Reserva. La numeración corresponde a la localidad.

Las praderas de *Posidonia oceanica* tuvieron un porcentaje promedio/transecto del 59%, los fondos de arena un 22%, mientras que los fondos de tipo rocoso lo hicieron en el 20% de promedio/transecto (Tabla 2-7).

Tabla 2-7. Descripción de los fondos de cada uno de los transectos realizados. Bp= bloques pequeños, Bm= bloques medianos, Bg = bloques grandes, Dp = diferencia de profundidad (m) entre el inicio y final del transecto.

ZONA	Localidad	Sitio	Réplica	BP	BM	BG	%Arena	%Posi.	%Roca	Dp
Reserva	1	S1	T1	0	2	0	10.6	55.6	32.6	-3.4
Reserva	1	S1	T2	0	0	0	18	82	0	0.5
Reserva	1	S1	T3	5	6	8	1.2	48.8	50	-2.1
Reserva	1	S1	T4	3	11	7	7.8	45.6	46.6	0
Reserva	1	S2	T1	0	1	0	29.4	70.6	0	1.4
Reserva	1	S2	T2	1	1	0	18.8	81.2	0	1.8
Reserva	1	S2	T3	2	2	0	52.8	33	14.2	3.5
Reserva	1	S2	T4	5	1	1	24.4	70.6	5	-2.2
Reserva	2	S1	T1	4	4	1	2	53	45	0.3
Reserva	2	S1	T2	0	0	1	15.6	71	13.4	0
Reserva	2	S1	T3	13	4	3	8.6	64.6	24.4	1.3
Reserva	2	S1	T4	3	0	3	16.8	59.8	23.4	0
Reserva	2	S2	T1	6	6	3	22	53	25	0.7
Reserva	2	S2	T2	1	1	1	11.8	71.8	16.4	-1.5
Reserva	2	S2	T3	0	1	0	0	56.6	43.4	2.7
Reserva	2	S2	T4	0	3	0	0	79.8	20.2	-0.5
Reserva	3	S1	T1	0	0	0	4	90.6	0	0.9
Reserva	3	S1	T2	0	0	0	0	86.8	0	0.4
Reserva	3	S1	T3	0	0	0	10.2	84.4	0	0.8
Reserva	3	S1	T4	0	0	0	0	88.6	0	0.7
Reserva	3	S2	T1	0	0	0	15.8	84.2	0	0.5
Reserva	3	S2	T2	0	0	0	5.8	90.2	0	0.6
Reserva	3	S2	T3	0	0	0	16.8	83.2	0	-0.7
Reserva	3	S2	T4	0	0	0	12.4	87.6	0	1.6
Reserva	4	S1	T1	2	2	1	0	54	46	1
Reserva	4	S1	T2	0	1	1	4	92.4	3.6	0.3
Reserva	4	S1	T3	0	0	0	2.4	95.6	0	0.3
Reserva	4	S1	T4	0	0	0	6	89.6	0	0.2
Reserva	4	S2	T1	0	0	0	3.2	90.6	0	0.6
Reserva	4	S2	T2	0	0	0	20.6	79.4	0	1.7
Reserva	4	S2	T3	0	0	0	12.4	83.2	4.4	0.8
Reserva	4	S2	T4	0	2	4	0	69	31	2.6
Control	1	S1	T1	0	0	0	7.6	91	0	-0.1
Control	1	S1	T2	1	0	0	22	70	0	0.1
Control	1	S1	T3	0	0	0	8.8	91.2	0	0

ZONA	Localidad	Sitio	Réplica	BP	BM	BG	%Arena	%Posi.	%Roca	Dp
Control	1	S1	T4	0	0	0	21.2	72.2	6.6	0
Control	1	S2	T1	0	0	0	31.2	64.6	0	0.4
Control	1	S2	T2	0	0	0	41.4	54	0	0.4
Control	1	S2	T3	0	0	0	32.2	66.6	0	0.2
Control	1	S2	T4	0	0	0	0	100	0	1.2
Control	2	S1	T1	0	0	0	20.4	67.6	12	-1.5
Control	2	S1	T2	0	0	0	14	86	0	0.5
Control	2	S1	T3	0	0	0	34.6	48	17.4	-0.5
Control	2	S1	T4	0	0	0	37.6	62.4	0	1.5
Control	2	S2	T1	0	0	0	26.2	73.8	0	0.2
Control	2	S2	T2	0	0	0	0	100	0	-0.3
Control	2	S2	T3	0	0	0	27	73	0	0.2
Control	2	S2	T4	0	0	0	8.2	91.8	0	-0.3
Control	3	S1	T1	0	0	0	16.2	83.8	0	0.5
Control	3	S1	T2	0	0	0	40	56.4	3.6	-0.8
Control	3	S1	T3	0	0	0	33.4	66.6	0	0
Control	3	S1	T4	0	0	0	19	74	0	-1
Control	3	S2	T1	0	0	0	32.6	67.4	0	0.3
Control	3	S2	T2	0	0	0	42.6	57.4	0	0.5
Control	3	S2	T3	0	0	0	26.8	71.8	0	0.2
Control	3	S2	T4	0	0	0	15	85	0	-0.6
Control	4	S1	T1	0	0	0	72.2	27.8	0	1.7
Control	4	S1	T2	0	0	0	59	41	0	-0.7
Control	4	S1	T3	0	0	0	49.2	50.8	0	1.5
Control	4	S1	T4	0	0	0	54.8	45.2	0	0.5
Control	4	S2	T1	0	0	0	74.6	25.4	0	0.5
Control	4	S2	T2	0	0	0	78.6	21.4	0	1.5
Control	4	S2	T3	0	0	0	64	36	0	-0.4
Control	4	S2	T4	0	0	0	34.6	65.4	0	1

Los fondos rocosos, se presentaron casi en su totalidad en la zona de reserva. La cantidad y tamaño de los bloques de piedra varió en función del sitio de muestreo, siendo más abundantes los bloques de mayor tamaño en las localidades 1 y 2 de la reserva, pertenecientes a la zona del Escull Negre y Roig. El resto de sitios de muestreo tuvo escasa presencia de bloques rocosos de cualquier tamaño, tanto en la zona de reserva como en la zona control (Gráfico 20).

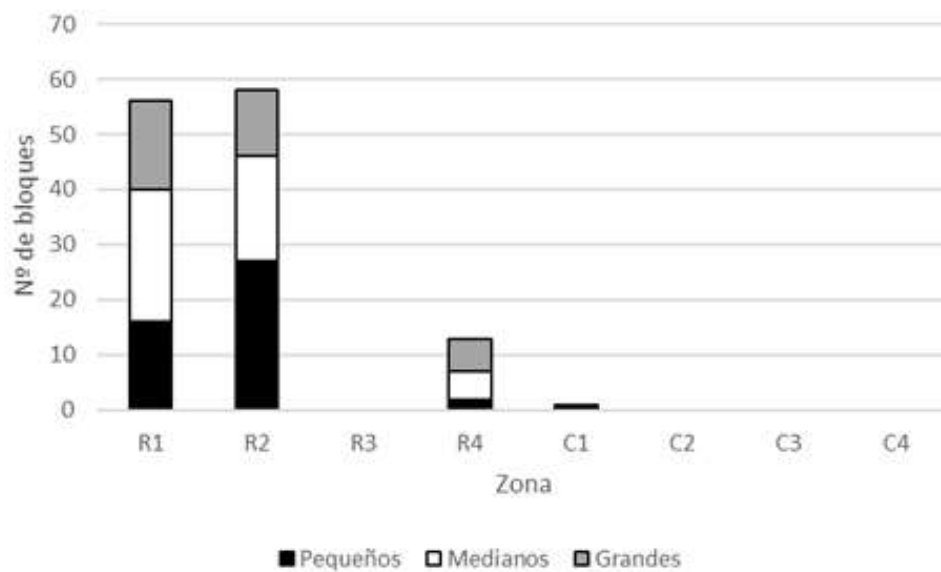


Gráfico 2-18. Tamaño de los bloques rocosos. C = Control; R: Reserva. La numeración corresponde a la localidad.

2.1.1.4. Diferencias en el poblamiento de peces. Riqueza, abundancia y biomasa.

Para la realización de los cálculos estadísticos globales del análisis de varianza (ANOVA) de abundancia y biomasa, se excluyeron aquellas especies de carácter pelágico (*A. hepsetus*, *Boops boops*, *Chromis chromis* y *Oblada melanura*). Estas especies son a menudo gregarias y abundantes y su alta variabilidad en la distribución espacial puede enmascarar los efectos de protección o hábitat (Harmelin, 1997; García-Charton *et al.*, 2004).

A. Riqueza (número de especies)

La distribución de la riqueza de especies fue superior en la zona de reserva marina de la isla de Tabarca, respecto a las zonas control, al igual que a nivel del factor localidad. Respecto a estas últimas, las dos localidades con mayor número de especies correspondieron a aquellas que presentaban la mezcla de ambientes rocosos y de *Posidonia oceanica*, teniendo menor riqueza de especies aquellas localidades en las que era dominante únicamente *P. oceanica* (Gráfico 2-19).

Los análisis estadísticos (ANOVA) dieron como resultado diferencias significativas entre la zona de reserva marina y las zonas control, debido a los mayores valores de esta variable en la primera zona respecto a la segunda (Tabla 2-8).

Para comprobar la posible similitud entre las distintas zonas y localidades, se realizó un análisis de conglomerados jerárquicos, en este caso un análisis de tipo *cluster*, en el que mediante un dendrograma se muestran las posibles agrupaciones de las muestras, en este caso a partir de la matriz de los datos del número de especies de las dos zonas de estudio (reserva y control) (Gráfico 2-20).

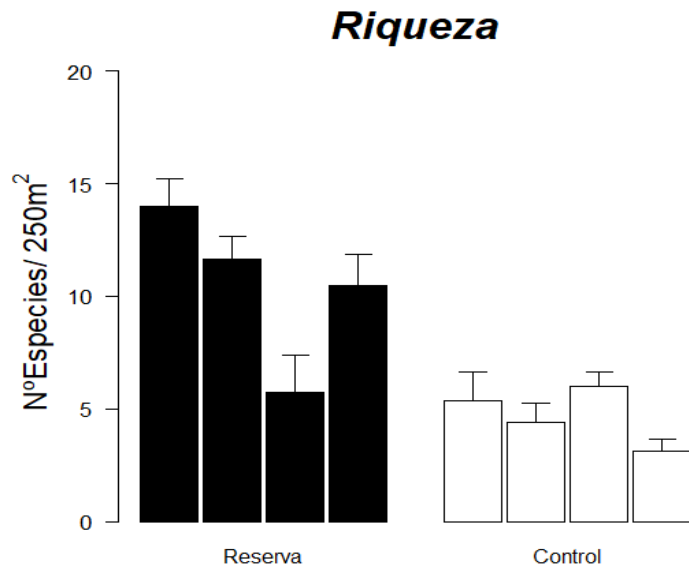


Gráfico 2-19. Distribución de la riqueza (número de especies) por zonas y localidades.

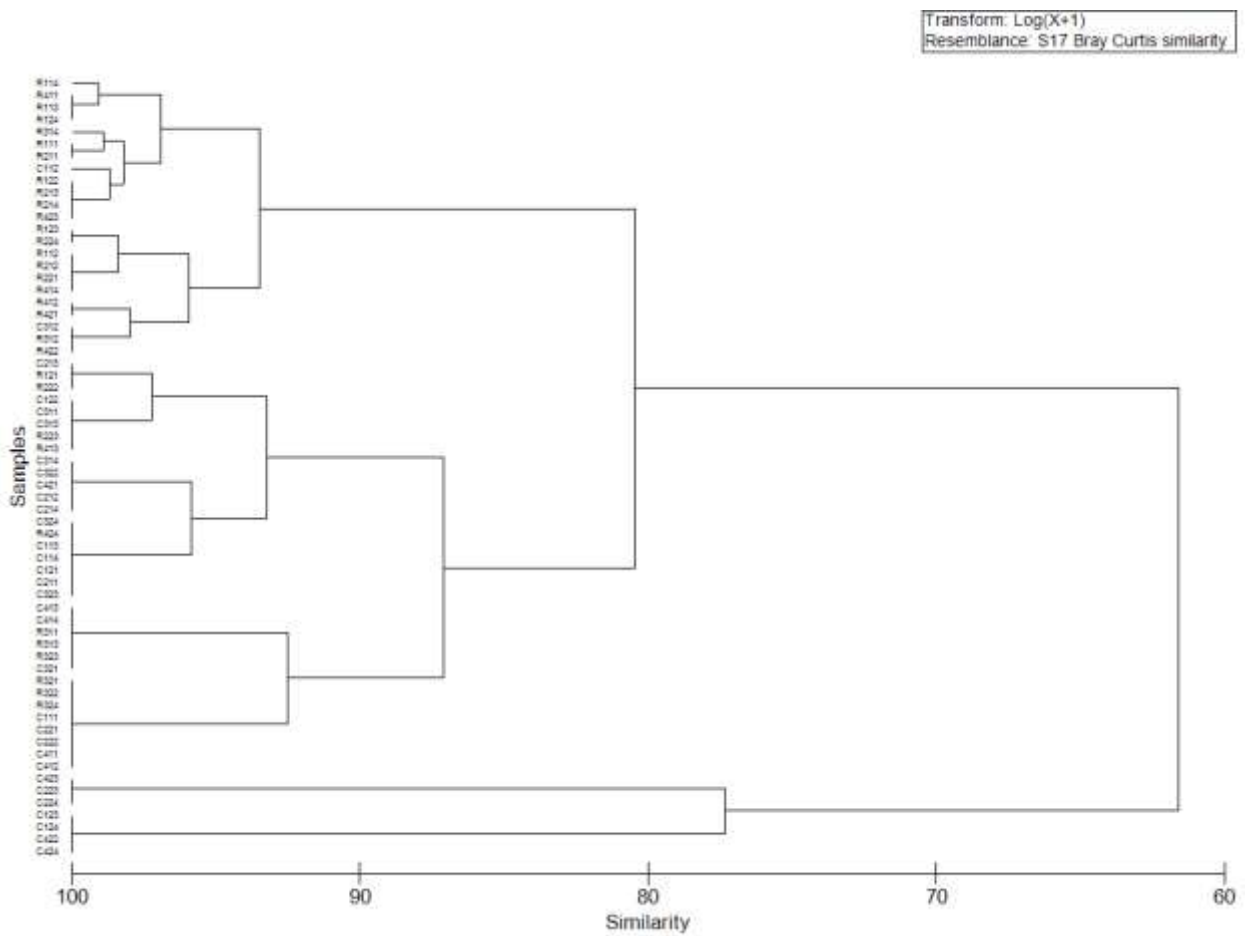


Gráfico 2-20. Representación tipo cluster de la riqueza (número de especies) de peces (R = reserva; C = control).

Tabla 2-8. Resultado del análisis de varianza (ANOVA). gl.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real; P: nivel de significación (nivel de significación: * = P < 0.05; ** = P < 0.01; *** P < 0.001). #: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: * = P < 0.01; ** = P < 0.001).

Fuentes variación	g.l.	C.M.	F	P
Zona	1	113.695	21.705	0.003471*
Zona:Localidad	6	5.238	1.0148	0.477844
Zona:Localidad:Sitio	8	5.162	6.7254	7.01E-06**
Residual	48	0.768		
Transformación				Log(x+1)

Los resultados del análisis *cluster* para la riqueza de especies mostraron la formación de tres grandes grupos, con una similitud superior al 80%. El primer grupo, en la parte superior del gráfico, estaría formado por los sitios de muestreo de mayor riqueza, que son en su totalidad de la zona de reserva marina. Un segundo grupo con un número de especies más bajo que el grupo anteriormente mencionado, formado por sitios en su mayoría de la reserva marina, aunque con algunas localidades de la zona control. Mientras que el último grupo, zona inferior del gráfico, estaría formado por los sitios con el menor número de especies, formado por localidades de la zona control o de la reserva marina en la que sus fondos estaban compuestos casi exclusivamente por *Posidonia oceanica* (Gráfico 2-20).

Para una mejor interpretación de los resultados, los datos se agruparon por zonas y localidades. Los resultados de los valores agrupados por localidades, mostraron una alta similitud en la totalidad de los grupos formados, que se discriminaron a partir del 90%, con una homogeneidad general muy elevada de los grupos. Se puede observar la separación en dos grandes grupos o zonas, de reserva marina, con mayor riqueza de especies y control, exceptuando la localidad R32, perteneciente a la zona protegida, que tuvo unos valores de riqueza similares a los de la zona control (Gráfico 2-21).

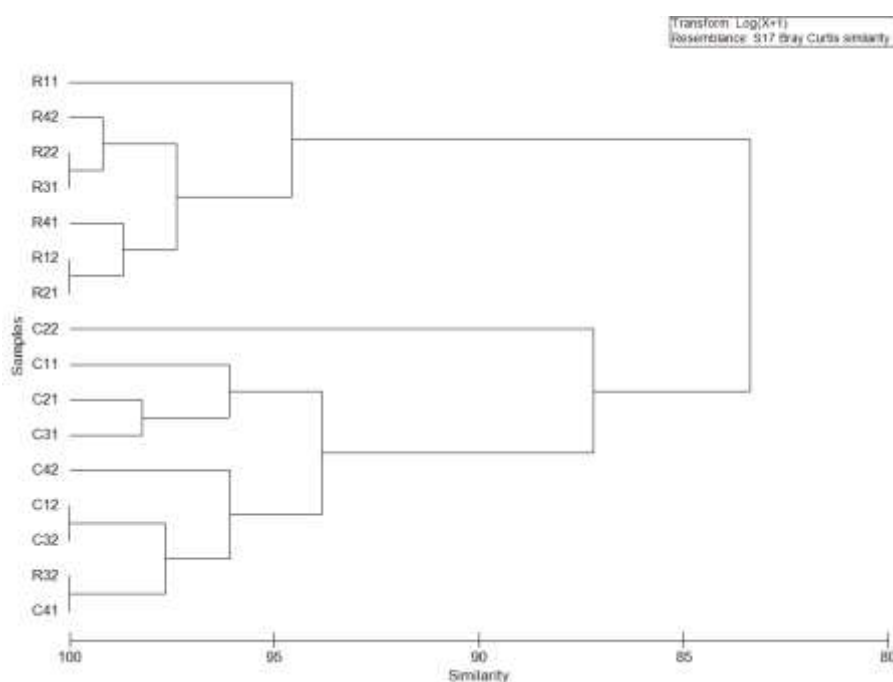


Gráfico 2-21. Representación tipo cluster de la riqueza (número de especies) de peces (R = reserva; C = control). Datos agrupados por localidades.

El análisis multidimensional (MDS) obtenido a partir de la matriz de similitud de la riqueza con todos los transectos de los muestreos, mostró un claro gradiente en el eje x, en el que los valores de riqueza aumentan de derecha a izquierda del gráfico, en el que se observa claramente cómo se agrupan las localidades de la reserva marina en la parte izquierda del gráfico MDS (Gráfico 2-22).

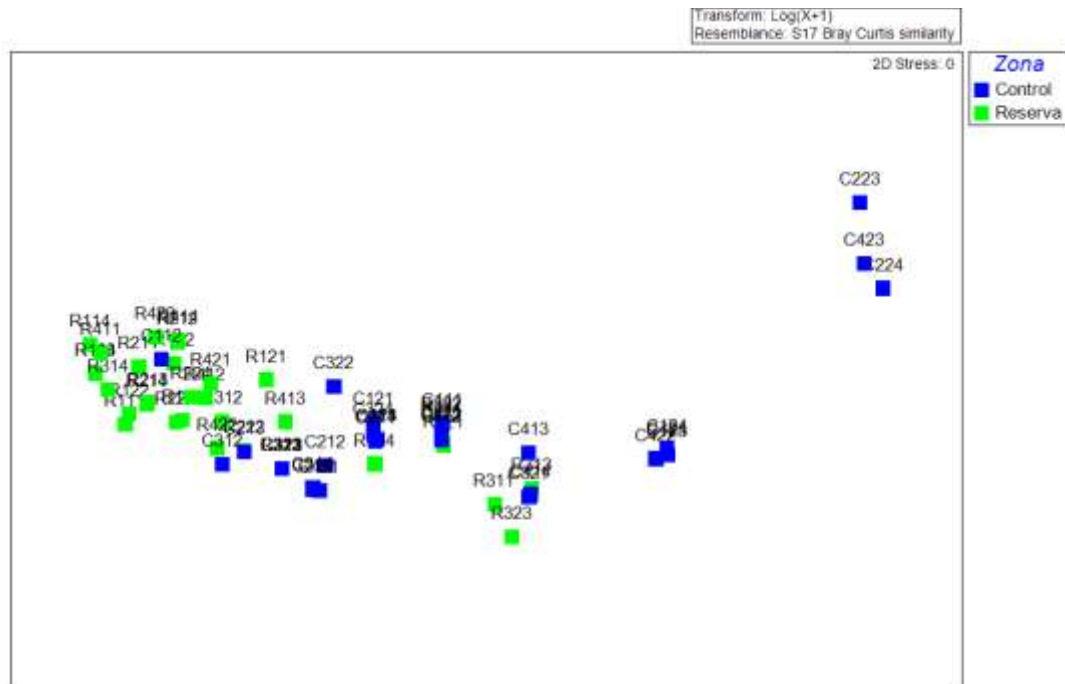


Gráfico 2-22. Representación bidimensional del MDS del número de especies.

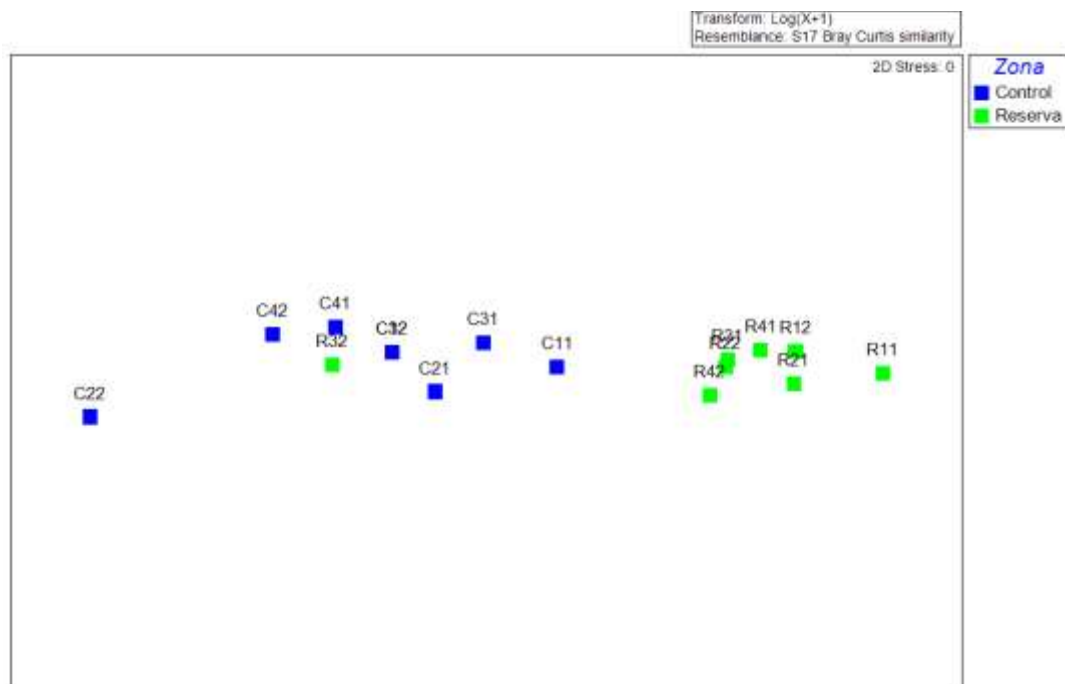


Gráfico 2-23. Representación bidimensional del MDS del número de especies. Datos agrupados por localidad.

El resultado del análisis MDS con los datos agrupados por localidades mostró todavía más claramente que la riqueza se distribuyó en función del grado de protección de la zona, con las localidades de la reserva marina agrupadas en la parte derecha del gráfico MDS, y los de menor valor en la parte izquierda, que incluye a todas las localidades de la zona control y a la R32 de la reserva marina (Gráfico 2-23).

Para el análisis multivariante permutacional de la varianza (PERMANOVA), se realizó un modelo con la zona, protegida y control, como factor fijo, la localidad anidada en zona y el factor sitio en la localidad.

Los resultados detectaron diferencias significativas de la riqueza de especies entre las zonas, reserva marina y control. Consecuencia de la mayor riqueza registrada en la primera de las zonas (Tabla 2-9).

Tabla 2-9. Resultados del análisis multivariante permutacional (PERMANOVA) gl.: grados de libertad; CM: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

Fuente de variación	gl	C.M	F	P
Zona	1	4649.7	7.6151	0.0374*
Localidad(Zona)	6	610.59	1.7063	0.2319
Sitio(Localidad(Zona))	24	357.86	2.9835	0.0025**
Res	32	119.95		
Total	63			

B. Abundancia

La distribución de la abundancia fue diferente en cada una de zonas, con una abundancia total más elevada en la zona de reserva marina. El resto de abundancias promedio por localidades fueron siempre inferiores en la zona control (Gráfico 2-24).

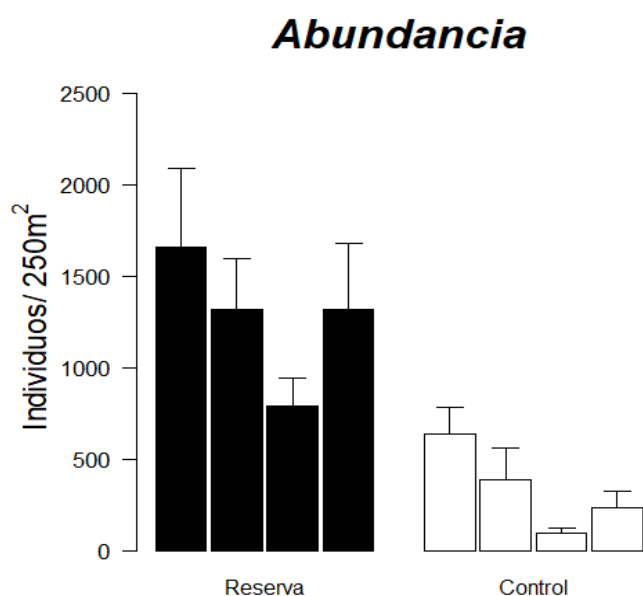


Gráfico 2-24. Distribución de la abundancia total por localidades en las dos zonas de muestreo.

Los resultados del análisis de varianza (ANOVA) indicaron la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre zonas (reserva y control), consecuencia de la mayor abundancia en la zona de la reserva marina de la isla de Tabarca respecto a la zona control (Tabla 2-10).

Tabla 2-10. Resultado del análisis de varianza (ANOVA). gl.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real; P: nivel de significación (nivel de significación: * = P < 0.05; ** = P < 0.01; *** P < 0.001). #: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: * =P < 0.01; ** = P < 0.001).

Fuentes de variación	gl	C.M	F	P
Zona	1	222.144	18.9064	0.0048323*
Zona:Localidad	6	11.75	0.4761	0.8092859
Zona:Localidad:Sitio	8	24.68	5.1946	0.0001063**
Residual	48	4.751		
Transformación				#

Para reconocer qué especies, en función de la abundancia de cada una de ellas, diferenciaba la zona protegida (reserva marina de la isla de Tabarca) de la zona control, se aplicó la técnica estadística multivariante SIMPER (Clarke & Warwick, 2001).

En la zona protegida (isla de Tabarca), la similitud promedio fue del 44%, siendo las especies más abundantes y gregarias, como *Boops boops*, *Chromis chromis*, *Atherina hepsetus* y *Oblada melanura*, las que más contribuyeron a la igualdad dentro de la zona de reserva. Con diferencia, la especie que más aportó fue *B. boops*, con el 60%, seguida por *C. chromis*. El resto de especies estuvo por debajo del 4% (Tabla 2-11).

En la zona control la similitud promedio fue baja, con un 26%. Las especies que más aportaron en abundancia fueron, al igual que en el caso de la reserva, las especies de comportamiento gregario. Obviando estas especies, las que más abundancia aportaron y caracterizaron la zona control fueron *Symphodus tinca*, con un gran número de individuos juveniles, y *Diplodus annularis*, especies habitualmente presentes en praderas de *P. oceanica* (Tabla 2-12).

Por último, la disimilitud promedio entre la zona protegida y la zona control tuvo un valor del 73 %. Las especies que más contribuyeron, sin contar las gregarias, fueron *Sarpa salpa*, *Diplodus vulgaris* y *Symphodus tinca*. Las dos primeras tuvieron la mayor contribución en la zona protegida, mientras que la segunda tuvo mayor contribución de abundancia en la zona control (Tabla 2-13).

Tabla 2-11. Resumen del análisis de similitud SIMPER para la abundancia en la zona protegida. S.M. similitud promedio entre tratamientos; A.M.: abundancia promedio; P: porcentaje (aportación de cada especie en la similitud entre muestras); P.A.: porcentaje acumulado. (Abreviaturas de las especies en la Tabla 2-3).

Especie	A.M.	S.M.	Sim/SD	P	P.A.
BBOO	1.02	26.3	1.13	59.79	59.79
CCHR	0.66	11.41	0.98	25.94	85.73
AHEP	0.31	1.72	0.27	3.9	89.63
OMEL	0.12	1.45	0.63	3.29	92.92

Tabla 2-12. Resumen del análisis de similitud SIMPER para la abundancia en la zona control. S.M. similitud promedio entre tratamientos; A.M.: abundancia promedio; P: porcentaje (aportación de cada especie en la similitud entre muestras); P.A.: porcentaje acumulado. (Abreviaturas de las especies en la Tabla 2-3).

Especie	A.M.	S.M.	Sim/SD	P	P.A.
BBOO	0.4	10.35	0.5	40.08	40.08
CCHR	0.28	10.14	0.51	39.27	79.35
STN	0.05	2.61	0.39	10.11	89.46
DANN	0.01	0.93	0.34	3.61	93.07

Tabla 2-13. Resumen del análisis de similitud SIMPER referente a la diferencia entre zona protegida y control respecto a la abundancia de especies. A.M.: abundancia promedio; D.P: disimilitud promedio entre tratamientos; P: Porcentaje; importancia de cada especie; P.A.: porcentaje acumulado. (Abreviaturas de las especies en la Tabla 2-3).

Especies	Reserva		Control		P	P.A.
	A.M.	A.M.	D.P.	D.P		
BBOO	1.02	0.4	29.11	1.36	39.98	39.98
CCHR	0.66	0.28	17.46	1.24	23.98	63.96
AHEP	0.31	0.06	8.86	0.57	12.16	76.12
OMEL	0.12	0	3.19	0.85	4.38	80.5
SSAL	0.09	0	2.44	0.74	3.35	83.85
DVUL	0.08	0	2.38	0.53	3.27	87.12
SSMA	0.12	0	1.91	0.31	2.62	89.74
STN	0.01	0.05	1.82	0.51	2.5	92.24

El análisis de escalamiento multidimensional (MDS), representado en dos dimensiones, el de tipo *cluster* y el análisis de varianza multivariante (PERMANOVA), fueron realizados a partir de la matriz de abundancia.

Se calculó, mediante análisis de conglomerados jerárquicos, en este caso un análisis de tipo *cluster* en el que mediante un dendrograma se muestran las posibles agrupaciones de las muestras, calculadas a partir de la matriz de los datos de abundancia de las dos zonas de estudio (zona protegida y control).

Los resultados del análisis *cluster* mostraron la formación de distintas agrupaciones formadas por pocos elementos, por lo que su interpretación tiene muchas dificultades. Los grupos más homogéneos se discriminaron a partir del 80% de similitud. La mayor parte de los grupos mostraron una heterogeneidad elevada en función de la abundancia. Con una homogeneidad más elevada se encuentra un grupo formado por las localidades con mayor abundancia, con más del 90% de similitud, todos ellos pertenecientes a la zona protegida (T114, T111, T414, T211). Otros grupos estuvieron formados por sitios con menor abundancia que el anterior grupo mencionado. Por último, los sitios con menor abundancia se agruparon en la zona inferior del gráfico tipo *cluster*, todos ellos pertenecientes a la zona control (Gráfico 2-25).

Para una mejor interpretación de los resultados, los datos se agruparon por zonas y localidades, de esta manera se observa como la formación de grupos homogéneos es elevada, cercana al 90%. Destaca la formación de grupos de abundancia baja como el formado por C31 y C32-C42-C22, todos ellos de la zona control. Por el contrario, los de mayor abundancia se encuentran agrupados por T21-T41-T11, correspondientes a la zona de reserva. El resto se unen en dos grupos con abundancias intermedias entre las más altas y las más bajas (Gráfico 2-26).

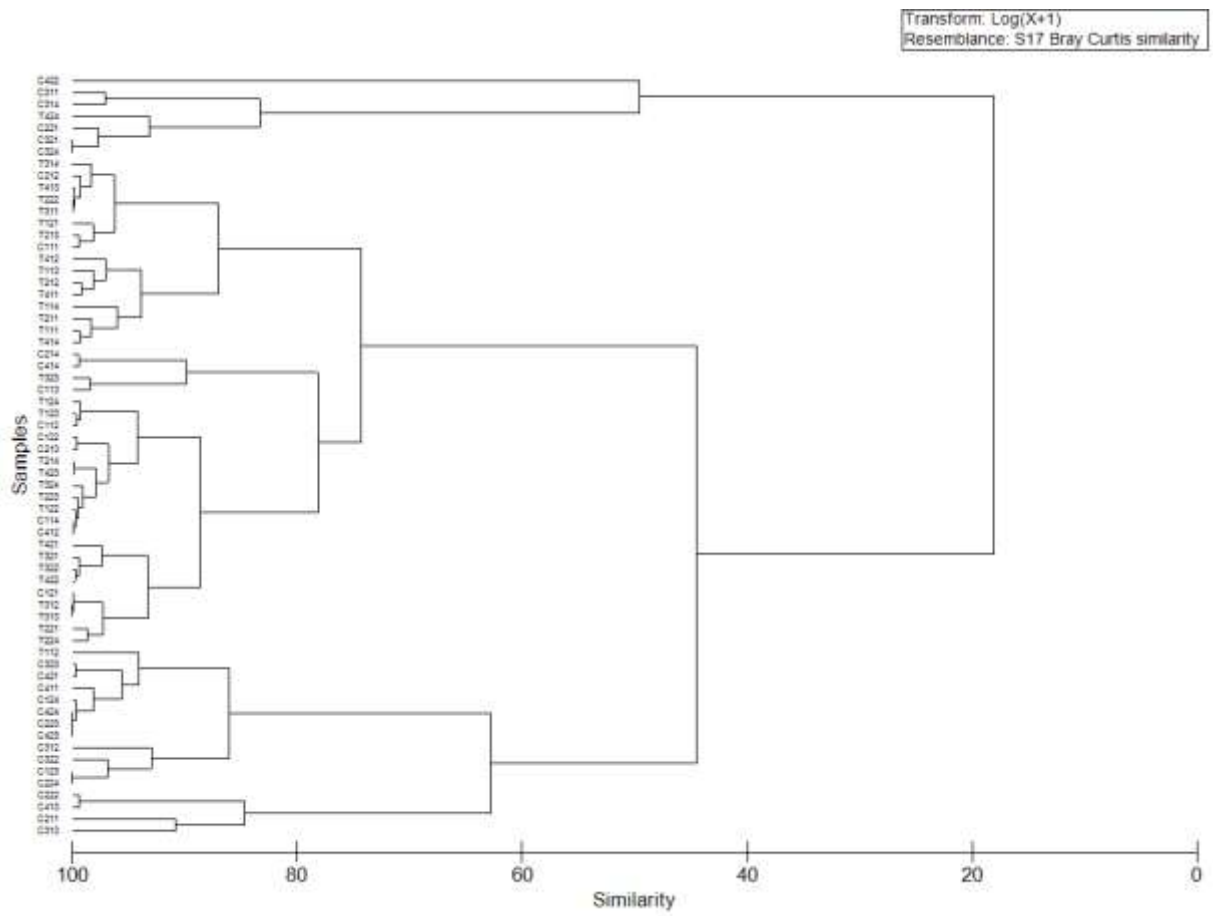


Gráfico 2-25. Representación tipo cluster de la abundancia de peces.

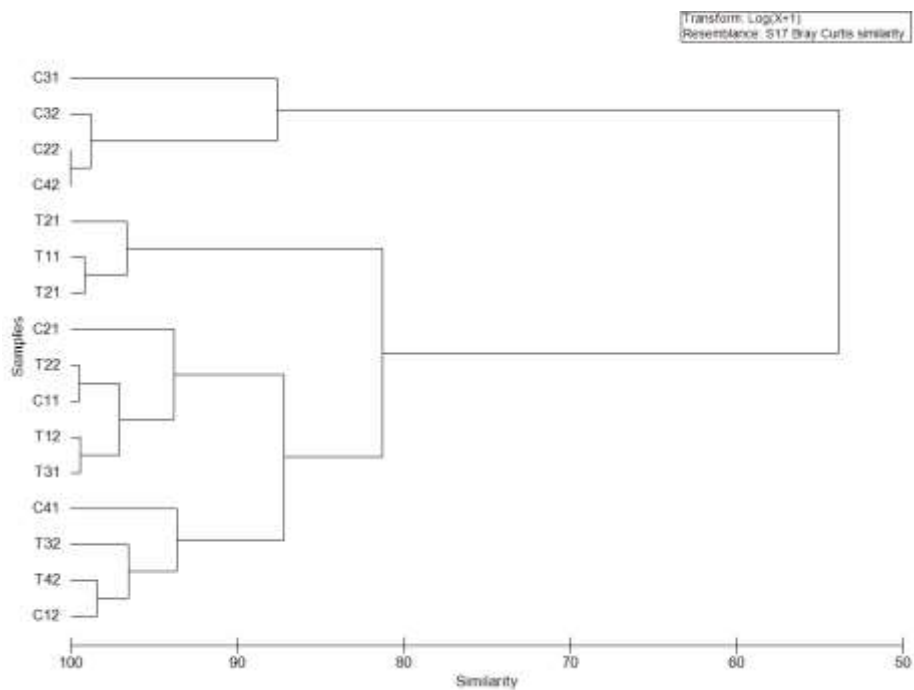


Gráfico 2-26. Representación tipo cluster de la abundancia agrupada de peces.

El análisis multidimensional (MDS) obtenido a partir de la matriz de similitud de la abundancia, mostró un patrón en la distribución de las zonas y localidades, apreciándose un gradiente de menor a mayor abundancia; donde la menor abundancia la marcarían las localidades situadas en la parte izquierda de la gráfica, mayoritariamente pertenecientes a la zona de reserva, mientras que en la parte derecha de la gráfica se situarían las de menor abundancia (C422, C221), pertenecientes a la zona control (Gráfico 2-27).

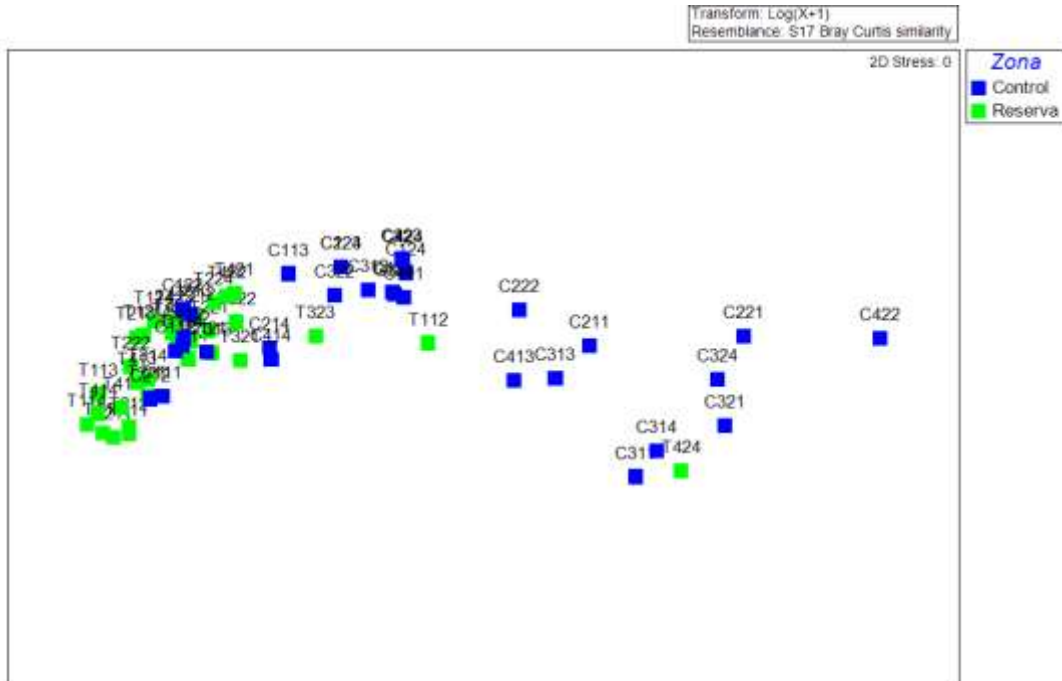


Gráfico 2-27. Representación bidimensional del MDS de la abundancia.

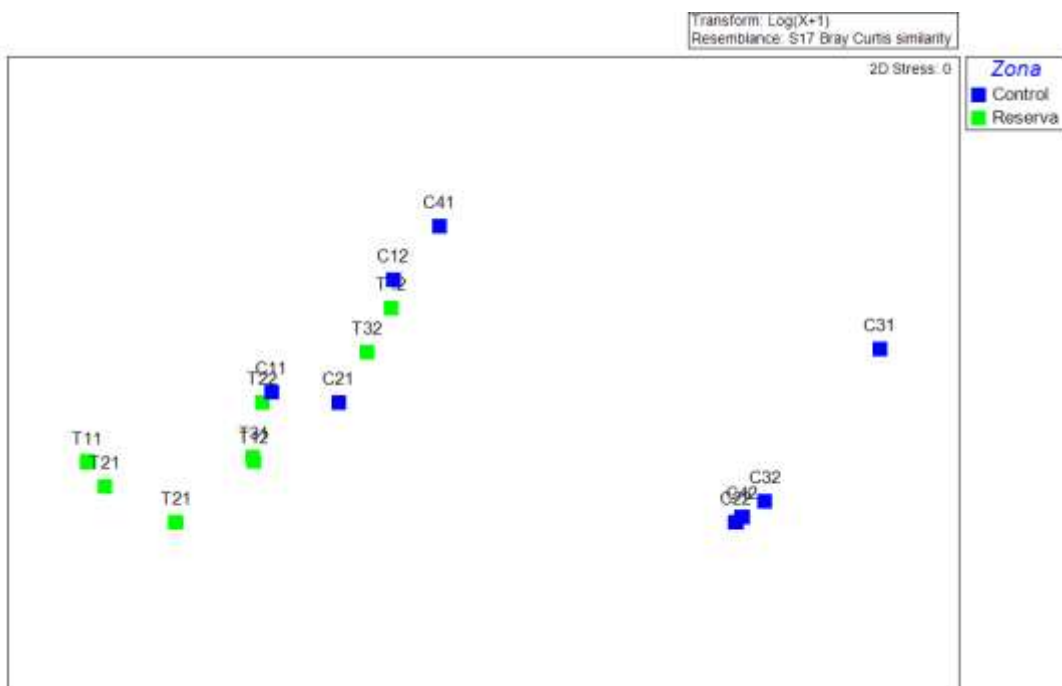


Gráfico 2-28. Representación bidimensional del MDS de la abundancia agrupada.

Al igual que para el análisis tipo *cluster*, se agruparon los datos por zonas y localidades. El gráfico muestra un claro gradiente de abundancia de izquierda a derecha, con las más bajas en la parte derecha, en donde se sitúan las localidades control de la reserva, una zona intermedia donde se entremezclan localidades de la reserva y control, y una última zona, en el lado izquierdo del gráfico, donde se encontrarían las de mayor abundancia, en su mayoría pertenecientes a la zona de reserva marina (Gráfico 2-28).

Para el análisis multivariante permutacional de la varianza (PERMANOVA), se realizó un modelo con la zona (reserva y control), como factor fijo, la localidad anidada en el primero y el sitio en el factor localidad. Los resultados detectaron diferencias estadísticamente significativas entre las zonas reserva marina y control, consecuencia de la mayor abundancia obtenida en la zona protegida (Tabla 2-14).

Tabla 2-14. Resultados del análisis multivariante permutacional (PERMANOVA) gl.: grados de libertad; CM cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

Fuentes de variación	gl	C.M	F	P
Zona	1	21608	9.7171	0.0282
Zona:Localidad	6	2223.8	1.875	0.1494
Zona:Localidad:Sitio	8	1186	1.4106	0.1452
Residual	48	840.77		
Transformación				Log(x+1)

C. Biomasa

En general, a nivel de poblamiento íctico, la biomasa promedio tuvo valores mucho más elevados en la zona protegida que en la zona control, tanto por localidades como por sitios de muestreo. La localidad con mayor biomasa de la zona protegida fue la L4, debido a la alta presencia de especies gregarias, además de varios individuos de *Epinephelus marginatus* (Gráfico 2-29).

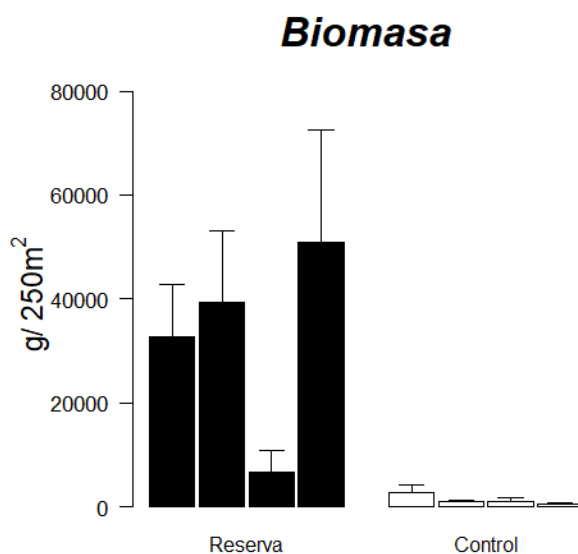


Gráfico 2-29. Distribución de la biomasa total por localidades en las dos zonas de muestreo.

Estas diferencias de biomasa que se observan en el gráfico 31, con un valor más elevado en la zona protegida, fueron suficientes como para ser detectadas estadísticamente tras el análisis de varianza (ANOVA), por lo que se puede afirmar que existen diferencias estadísticamente significativas entre la biomasa de la reserva marina de la isla de Tabarca y la de la zona control (Tabla 2-15).

Tabla 2-15. Resultado del análisis de varianza (ANOVA). gl.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real; P: nivel de significación (nivel de significación: * = P < 0.05; ** = P < 0.01; *** P < 0.001). #: indica que no existe homogeneidad de varianzas, siendo el nivel de significación: * =P < 0.01; ** = P < 0.001).

Fuentes de variación	gl	C.M	F	P
Zona	1	113.695	21.705	0.003471*
Zona:Localidad	6	5.238	1.0148	0.477844
Zona:Localidad:Sitio	8	5.162	6.7254	7.01E-06**
Residual	48	0.768		
Transformación				#

Por otra parte, para reconocer qué especies, en función de la biomasa de cada una de ellas, diferencian la zona protegida de la zona control, se aplicó la técnica estadística multivariante SIMPER (Clarke & Warwick, 2001).

En la zona protegida (isla de Tabarca), la similitud promedio dentro de la zona fue del 31%, siendo las especies que más contribuyeron a caracterizar la biomasa aportada en esta zona, sin tener en cuenta las gregarias pelágicas, *Sarpa salpa*, *Diplodus sargus*, *Epinephelus marginatus*, *Diplodus vulgaris*, *Serranus scriba*, *Symphodus tinca* y *Coris julis*. Cabe resaltar la contribución en biomasa de la especie *Epinephelus marginatus*, con un comportamiento solitario y territorial, pero con algunos individuos de gran tamaño. Este grupo de especies, a las que sumaríamos las gregarias *Boops boops*, *Oblada melanura* y *Chromis chromis*, caracterizarían la biomasa de la reserva marina de la isla de Tabarca con un porcentaje acumulado de más del 90% de similitud (Tabla 2-16).

Tabla 2-16. Resumen del análisis de similitud SIMPER para la biomasa en la zona protegida. S.M. similitud promedio entre tratamientos; A.M.: biomasa promedio; P: porcentaje (aportación de cada especie en la similitud entre muestras); P.A.: porcentaje acumulado. (Abreviaturas de las especies en Tabla 2-3).

Especies	A.M.	S.M,	Sim/SD	P	P.A.
BBOO	1.4	8.71	0.84	28.4	28.4
SSAL	2.04	5.12	0.59	16.7	45.1
OMEL	1.59	4.9	0.73	15.97	61.07
CCHR	0.65	2.15	0.8	7.02	68.09
DSAR	1.06	2.13	0.53	6.94	75.03
EMAR	0.99	1.31	0.32	4.27	79.3
DVUL	0.78	1.22	0.5	3.97	83.27
SSCRI	0.3	1.1	0.84	3.59	86.87
STN	0.41	0.78	0.48	2.55	89.42
CJUL	0.15	0.55	0.56	1.79	91.21

En la zona control, la similitud promedio fue del 25 %, siendo las especies que más contribuyeron a la similitud que caracteriza a la zona las gregarias *Boops boops* y *Chromis chromis*, además de especies típicas de las praderas de *Posidonia oceanica* como *Serranus scriba* y *Diplodus annularis*, acumulando entre las 4 especies más del 90% de toda la similitud dentro de la zona control (Tabla 2-17).

Tabla 2-17. Resumen del análisis de similitud SIMPER para la biomasa en la zona control. S.M. similitud promedio entre tratamientos; A.M.: biomasa promedio; P: porcentaje (aportación de cada especie en la similitud entre muestras); P.A.: porcentaje acumulado. (Abreviaturas de las especies en Tabla 2-3).

Especies	A.M.	S.M,	Sim/SD	P	P.A.
BBOO	0.62	9.65	0.47	39.47	39.47
CCHR	0.44	7.56	0.48	30.93	70.4
SSCRI	0.21	3.7	0.51	15.14	85.54
DANN	0.07	1.29	0.35	5.28	90.82

Por otra parte, la disimilitud promedio entre la zona protegida y la zona control, fue del 84%. Las especies que más contribuyeron a diferenciar las dos zonas de estudio fueron *Sarpa salpa*, *Boops boops* y *Oblada melanura*, además de *Diplodus sargus* y *Epinephelus marginatus*, todas ellas con una abundancia promedio muy superior en la zona protegida frente a la zona control. Este grupo de especies contribuyeron por sí solas en más del 60% en la diferenciación entre ambas zonas. Otras especies, como *Dentex dentex*, que tuvieron altas aportaciones numéricas en la zona control, tuvieron mucha menos importancia en la biomasa aportada en la zona reserva (Tabla 2-18).

Tabla 2-18. Resumen del análisis de similitud SIMPER referente a la diferencia entre zona protegida y control respecto a la abundancia de especies. A.M.: biomasa promedio; D.P: disimilitud promedio entre tratamientos; P: Porcentaje; importancia de cada especie; P.A.: porcentaje acumulado.

Especies	Reserva		Control		P	P,A,
	A,M,	A,M,	D,P,	D,P		
SSAL	2.04	0.1	12.74	0.84	15.15	15.15
BBOO	1.4	0.62	12.27	0.88	14.59	29.74
OMEL	1.59	0	9.62	1.07	11.44	41.18
DSAR	1.06	0.08	5.91	0.92	7.02	48.2
CCHR	0.65	0.44	5.54	0.93	6.58	54.78
EMAR	0.99	0	5.08	0.64	6.04	60.82
DVUL	0.78	0.03	4.22	0.79	5.02	65.84
DDEN	0.36	0.12	2.84	0.5	3.37	69.22
SSCRI	0.3	0.21	2.82	0.82	3.35	72.57
STN	0.41	0.08	2.66	0.77	3.16	75.73
DANN	0.17	0.07	2.43	0.5	2.89	78.62
CHELAB	0.43	0	2.2	0.34	2.61	81.23
SUMB	0.46	0	2.12	0.52	2.52	83.76
AHEP	0.21	0.05	1.81	0.5	2.16	85.91
SAUR	0.34	0	1.69	0.55	2.01	87.92
DPUN	0.3	0	1.53	0.52	1.81	89.73
CJUL	0.15	0.08	1.51	0.77	1.8	91.53

Los análisis de escalamiento multidimensional (MDS), representado en dos dimensiones, el de tipo *cluster* y el análisis de varianza multivariante (PERMANOVA), fueron realizados a partir de la matriz general de biomasa (g/m^2).

La formación de grupos homogéneos se calculó mediante el análisis de conglomerados jerárquicos, en este caso un análisis de tipo *cluster*, en el que mediante un dendrograma se muestran las posibles agrupaciones de las muestras, a partir de la matriz de los datos de biomasa de las dos zonas de estudio (zona protegida y control).

Los resultados muestran la formación de distintos grupos, que se discriminaron a partir del 80% de similitud, con los grupos con una homogeneidad más elevada sobrepasando el 90% de similitud. Se pueden distinguir distintos grupos formados en función de la biomasa, así, se puede apreciar un grupo altamente homogéneo formado por R414-R213-R412, todos ellos en la reserva marina de la isla de Tabarca, con los valores más elevados de biomasa, mientras que el formado por C321-C222-C422, todos pertenecientes a la zona control, tendría los valores de biomasa más bajos. El resto de grupos, con biomasa intermedias, y de forma muy heterogénea, se distribuyeron en distintos grupos en el dendrograma (Gráfico 2-30).

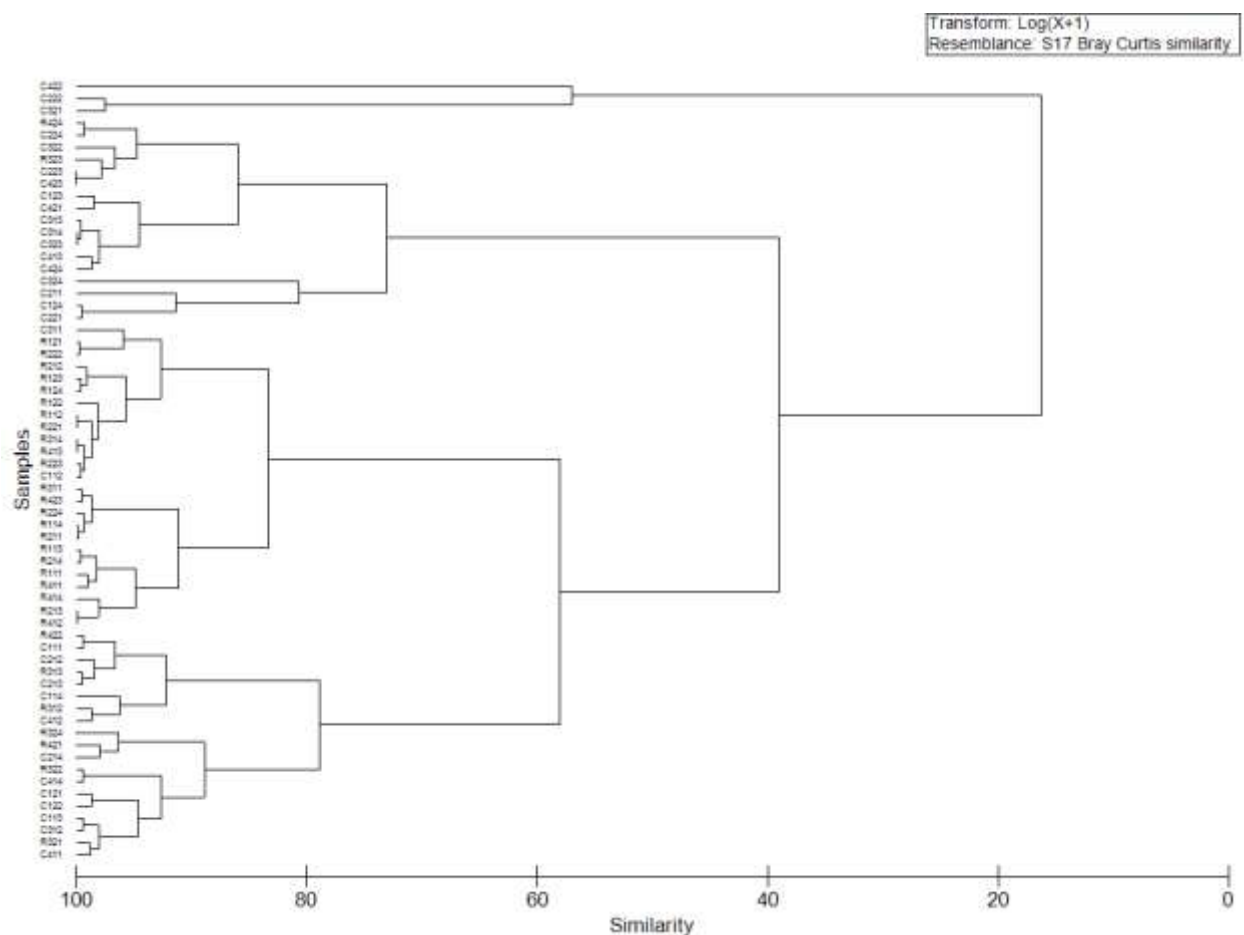


Gráfico 2-30. Representación tipo *cluster* de la biomasa de peces.

Para una mejor interpretación de los resultados, los datos de biomasa se agruparon por zonas y localidades, de esta manera se observa como la formación de grupos homogéneos es elevada, superando la mayoría el 90%.

El gráfico resultante mostró, de forma más clara, la agrupación de los valores más elevados de biomasa (T41-T11-T21), con una similitud de más del 95 % en sus valores. Por el contrario, C32-C42-C22, formaron un grupo, todos de la localidad control, con la biomasa más baja, con más del 95% de similitud. El resto de grupos, con valores de biomasa intermedios, fueron bastante homogéneos, ordenándose en función de si se trataba de una zona protegida o control, a excepción de T32, con valores de biomasa bajos y perteneciente a la zona protegida (Gráfico 2-31).

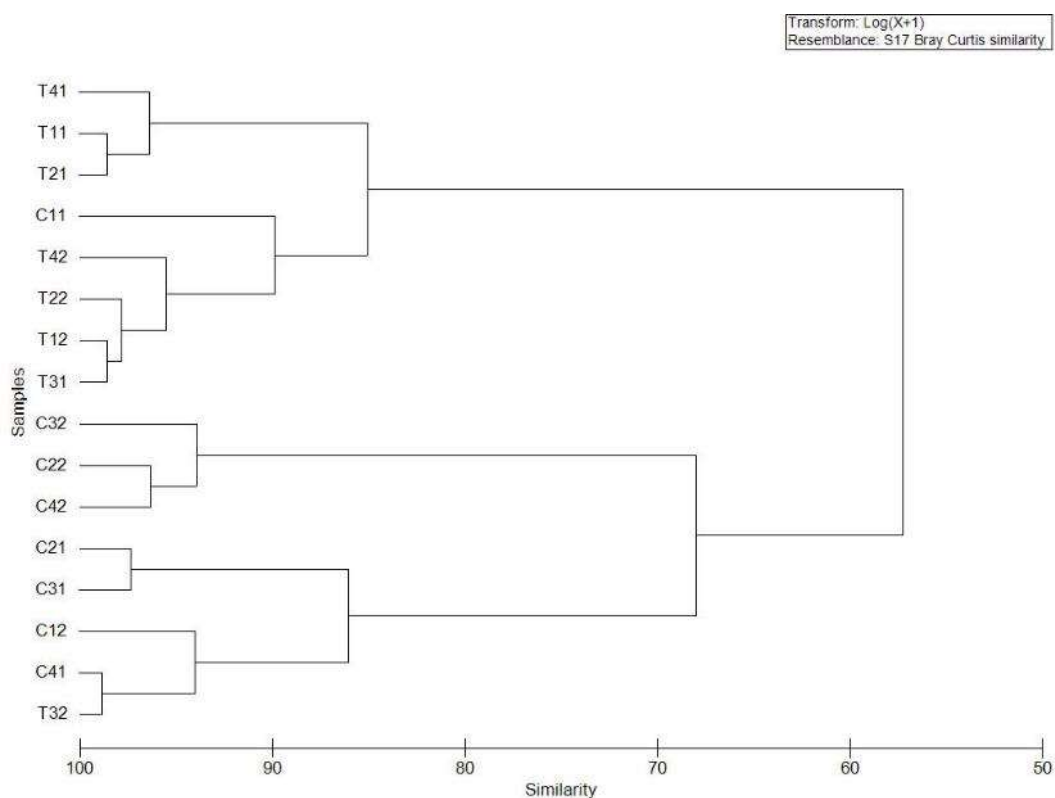


Gráfico 2-31. Representación tipo *cluster* de la biomasa agrupada.

El análisis multidimensional (MDS) obtenido a partir de la matriz de similitud de la biomasa, mostró un gradiente de aumento de la biomasa hacia el lado derecho de la representación gráfica, con la mayoría de localidades pertenecientes a la reserva marina. En el extremo izquierdo se dispusieron las localidades con menor biomasa, mientras que el resto se repartió en el gráfico MDS de forma heterogénea a través de un gradiente de biomasa (Gráfico 2-32).

Al igual que para el análisis tipo *cluster*, se agruparon los datos de biomasa por zonas y localidades, lo que facilita la interpretación de los resultados de manera más clara. En este caso, se observa la formación de dos grupos, uno, a la derecha del gráfico MDS, con las mayores biomásas (T41-T21-T11) en un extremo, y otro, en la parte izquierda del gráfico (C42-C32-C22) con las biomásas más bajas pertenecientes a la zona control. Sólo se observa la anomalía del punto T32, que se encuentra con los de la zona control por su baja aportación de biomasa (Gráfico 2-33).

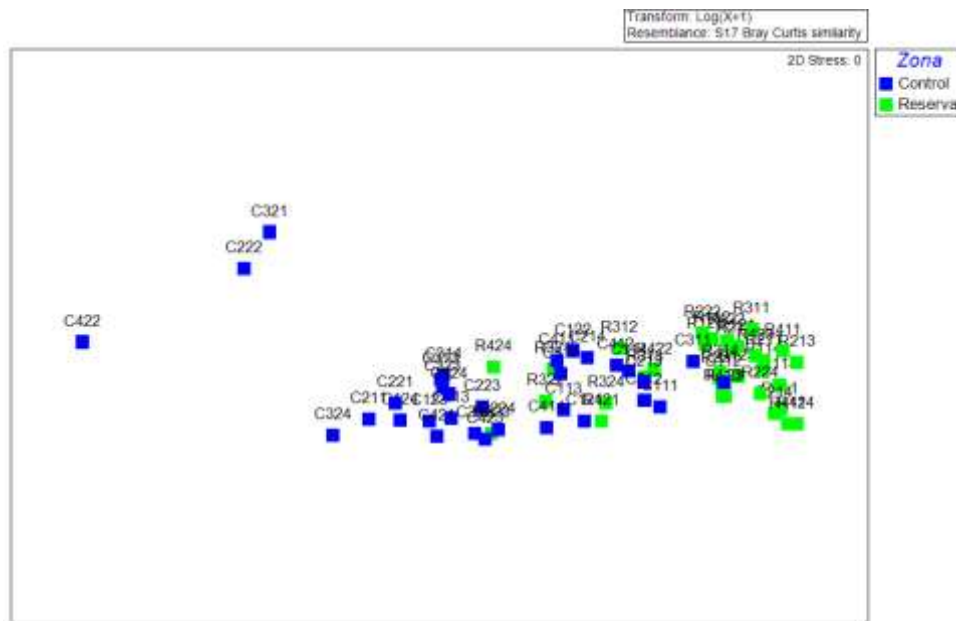


Gráfico 2-32. Representación bidimensional del MDS respecto a la biomasa.

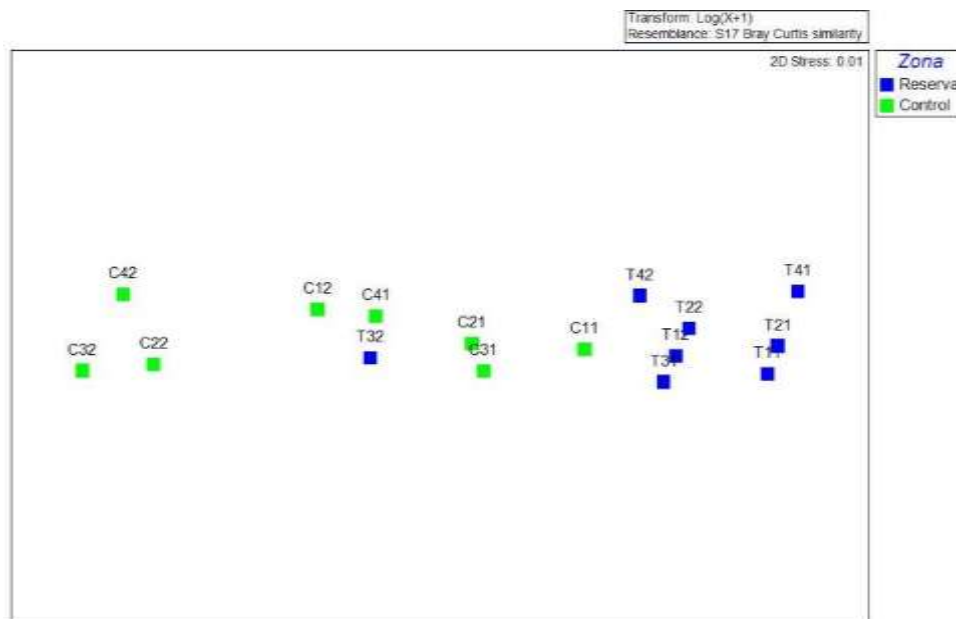


Gráfico 2-33. Representación bidimensional del MDS respecto a la biomasa agrupada.

Se realizó un análisis multivariante permutacional de la varianza (PERMANOVA). Se aplicó a partir de un modelo con la zona, protegida y control, como factor fijo, la localidad, como primer factor aleatorio, anidada en el primero, mientras que el factor sitio, segundo factor aleatorio, estuvo anidado en localidad.

Los resultados detectaron diferencias significativas entre las zonas protegida y control, debido a las amplias diferencias de biomasa, aportada en su mayoría por la reserva marina, corroborando estadísticamente lo que indicaba el análisis *cluster* y MDS (Tabla 2-19).

Tabla 2-19. Resultados del análisis multivariante permutacional (PERMANOVA) gl.: grados de libertad; CM cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación; * = P < 0.05; ** = P < 0.01; *** P < 0.001.

Fuentes de variación	gl	C.M	F	P
Zona	1	30058	18.449	0.029*
Zona:Localidad	6	1629.3	0.79457	0.6582
Zona:Localidad:Sitio	8	2050.5	3.4928	0.0002***
Residual	48	587.06		
Transformación				Log(x+1)

2.1.1.5. Comparación de resultados años anteriores.

Los datos fueron obtenidos por el mismo equipo de buceadores del Instituto de Ecología Litoral, durante los años 2016 y 2023, mientras que los datos de 2018 corresponden a un equipo de la Universidad de Alicante. Por este motivo se debe tener en cuenta la posible inclusión de sesgos en origen, a la hora de la toma de datos de campo, tanto para las estimaciones de abundancia, como para la talla de los individuos.

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA), para comprobar la existencia de diferencias significativas, tanto en la zona protegida como en la zona control, para las variables riqueza, abundancia y biomasa, entre los años de muestreo de las campañas realizadas en 2016, 2018 y 2023. Para ello se diseñó un modelo, en el que Año, fue factor fijo y la zona (protegida, control) fue también factor fijo.

El modelo utilizado para los análisis ANOVA fue el siguiente:

$$X = \text{Año} + \text{Zona} + \text{Año} \times \text{Zona} + \epsilon$$

A. Riqueza de especies

El Gráfico 2-34 muestra los valores promedio de riqueza más elevados en la reserva marina durante los años 2016 y 2023, siendo el año 2023 el de menor riqueza registrada para la zona control.

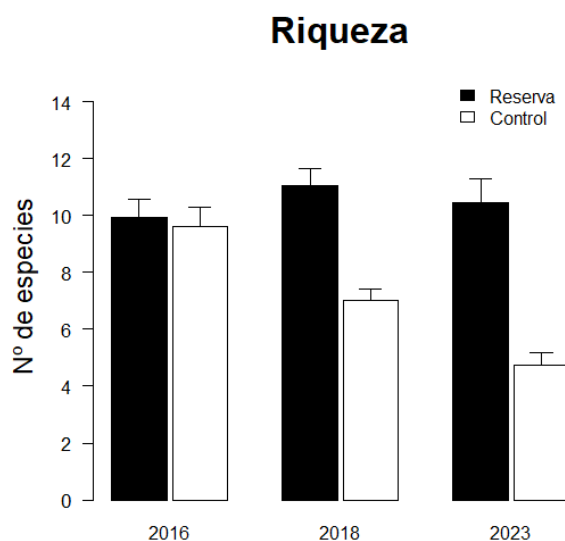


Gráfico 2-34. Riqueza de especies en las estaciones reserva y control durante los años 2016, 2017 y 2018.

En el caso de las localidades de la zona control seleccionadas por el equipo del Instituto de Ecología Litoral, se eligieron aquellas que tuvieran la suficiente distancia a la reserva marina como para que su influencia fuera inexistente o baja, y se escogió la profundidad y un ambiente que fuera lo más similar posible a la mayor parte de los fondos que componen la reserva marina de la isla de Tabarca.

El resultado del análisis ANOVA (Tabla 2-20), se detectaron diferencias altamente significativas para los factores año, zona (protección, control) y la interacción de ambos. Estas diferencias entre la zona protegida y la zona control se produjeron como consecuencia del mayor número de especies identificadas en la reserva marina de la isla de Tabarca, mientras que las diferencias a lo largo de los años no se produjeron dentro de la reserva sino en la variación producida en la zona control.

Tabla 2-20. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) para la riqueza de especies de peces. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$).

	g.l.	C.M.	F	P
Zona	1	6.8813	43.916	3.59E-10***
Año	3	1.8595	11.867	1.41E-05***
AñoxZona	3	1.7299	11.04	2.95E-05***
Residual	248	0.1567		
Transformación				Log(x+1)

B. Abundancia

La abundancia fue se distribuyó de manera distinta a lo largo de los años muestreados. La mayor abundancia promedio fue la de la zona protegida en el año 2023, mientras que en la zona control lo fue en el año 2018, que fue incluso superior a la registrada en la zona protegida. Es importante señalar el cambio en la longitud del transecto en el año 2023, ya que pasó de 30 a 50 m, lo que implica un aumento de 100 m² por cada transecto, lo cual aumentaría la probabilidad de incorporación de nuevos individuos respecto a los transectos de menor longitud de años anteriores (Gráfico 2-35).

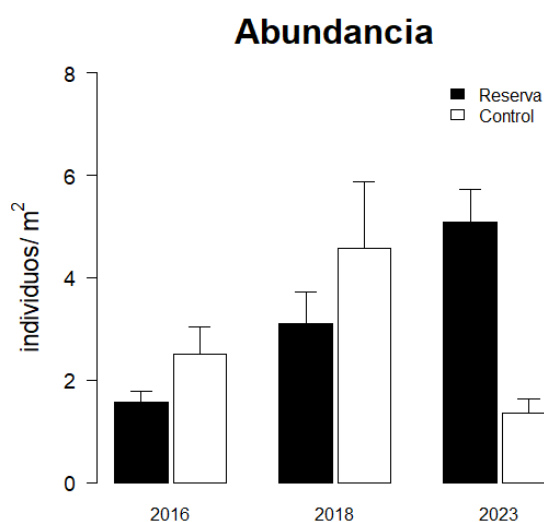


Gráfico 2-35. Abundancia en las estaciones reserva y control.

En este caso, el análisis ANOVA de la abundancia de peces detectó diferencias significativas entre las zonas de reserva y la zona control. Por el contrario, en el cómputo global de la abundancia, ésta no experimentó variación desde el punto de vista estadístico, aunque sí que se detectaron en la interacción en la entre zonas y años, lo que indicaría la variación de la abundancia tanto de la zona protegida como de la zona control, en los tres años de muestreo; determinados, en la primera zona, por el aumento de la abundancia, y en la segunda, por su disminución el año 2023 (Tabla 2-21).

Tabla 2-21. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) para la abundancia de peces. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$).

	g.l.	C.M.	F	P
Zona	1	3.0131	6.6076	0.01094*
Año	3	0.9304	2.0403	0.13288
AñoxZona	3	5.8028	12.7252	6.61E-06***
Residual	248	0.456		
Transformación				Log(x+1)

C. Biomasa

Las mayores biomásas se presentaron durante el año 2016, concretamente en la zona de la reserva marina de la isla de Tabarca, mientras que en el resto de años se observan valores más homogéneos, aunque inferiores. Respecto a la zona control, los valores de biomasa promedio fueron siempre inferiores a los de la zona protegida, teniendo su máximo en el año 2016 y el mínimo en el 2023, consecuencia de la escasa abundancia de individuos y su pequeño tamaño (Gráfico 2-36).

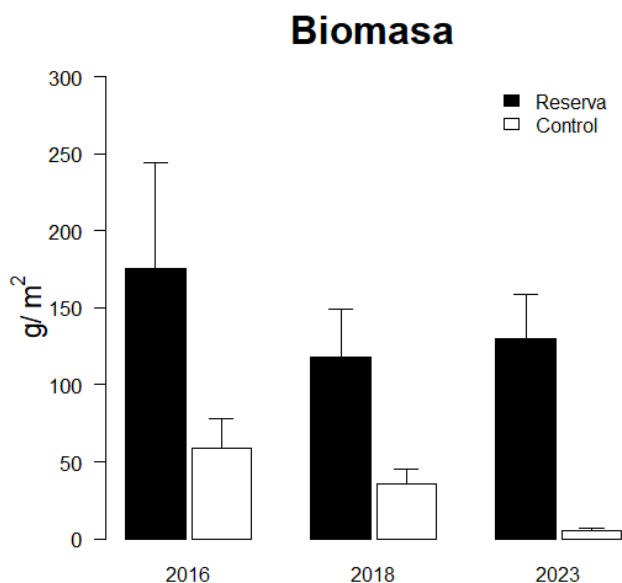


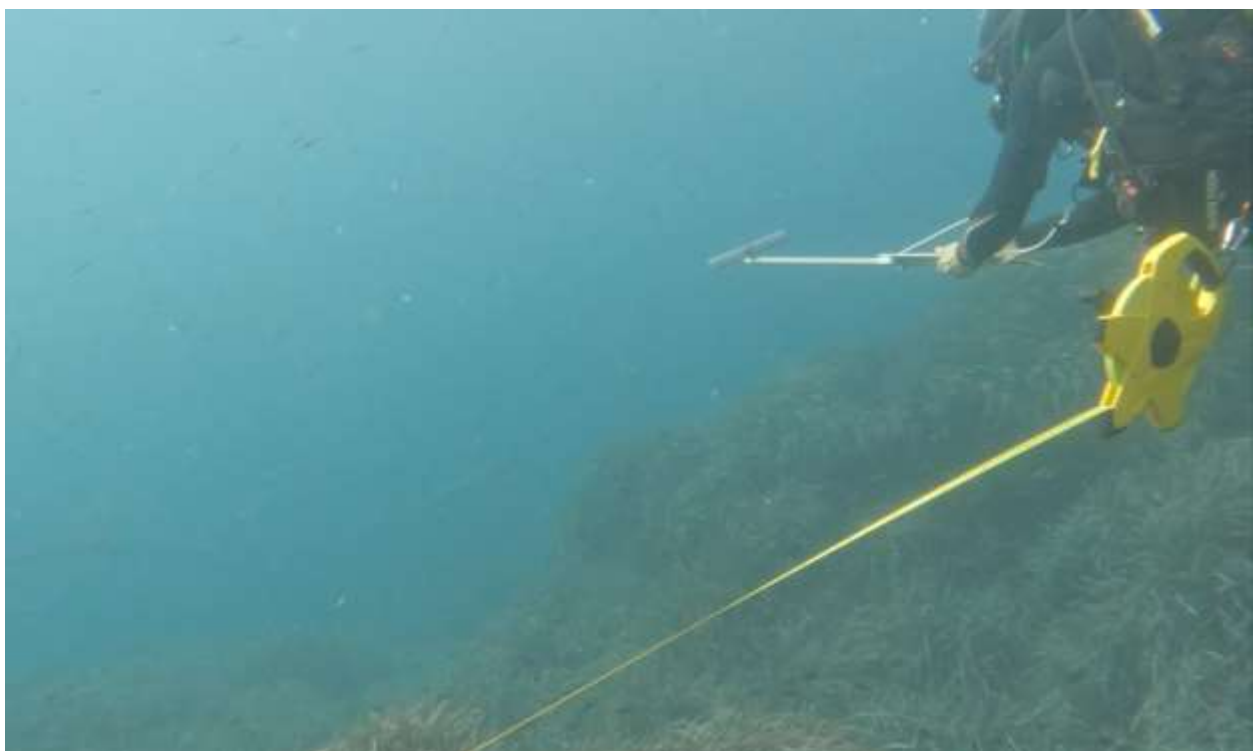
Gráfico 2-36. Biomasa en las estaciones reserva y control.

Realizado el análisis de varianza (ANOVA), se detectaron diferencias significativas entre la zona de la reserva de la isla de Tabarca y la zona control, así como para los años muestreados y la interacción de ambos factores (Tabla 2-22), lo que indicaría la variación de la biomasa total a lo largo de los años, tanto dentro de la reserva y como en la zona control. Realizado el test estadístico a posteriori, mostró como estas diferencias estaban en la alta biomasa registrada en el año 2016 en la reserva marina y la baja biomasa registrada en el año 2023 en la zona control.

Tabla 2-22. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) para la biomasa de peces. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$).

	g.l.	C.M.	F	P
Zona	1	117.283	56.8146	2.04E-12***
Año	3	12.252	5.9349	0.0031724**
AñoxZona	3	15.212	7.3689	0.0008321***
Residual	248	2.064		
Transformación				Log(x+1)

2.1.3. Fotografías de censos visuales



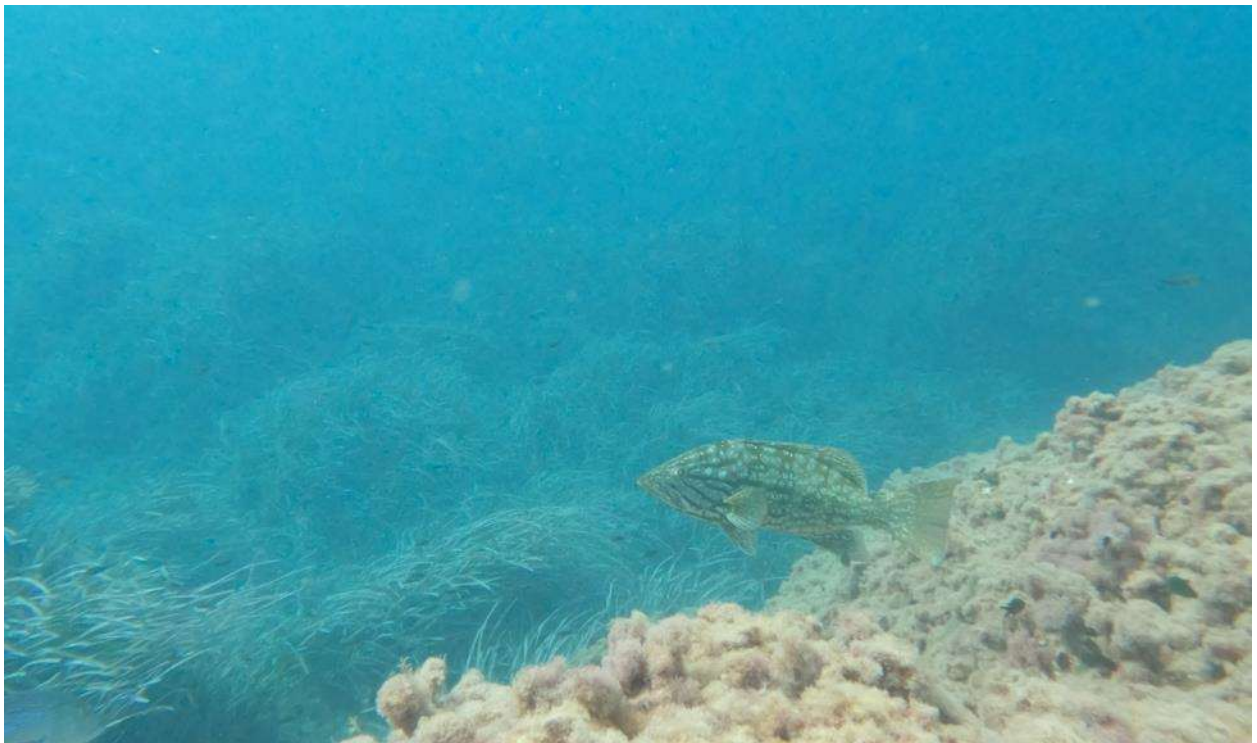
Fotografía 2-1. Buceador realizando censos visuales e inmersión.



Fotografía 2-2. *Gymnura altavela*.



Fotografía 2-3. *Muraena helena*.



Fotografía 2-4. *Myxeroperca rubra*.



Fotografía 2-5. *Parablennius zvonimiri*.

2.2. Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIP

2.2.1. Metodología.

Para este seguimiento se han seleccionado los registros diarios de las capturas desembarcadas en el puerto de Santa Pola, por ser los más cercanos al área de la Reserva Marina de la Isla de Tabarca. Se han analizado sus tendencias, relativas tanto al total de la captura como a algunas especies objetivo. Estas últimas son 7 especies de interés comercial, las cuales pueden verse beneficiadas por el efecto reserva, habiendo comparado la pauta de sus pescas no solo en los puertos referidos, sino también en la totalidad de la Comunidad Valenciana. Los registros trabajados son los de los últimos 5 años (periodo 2018-2022), facilitados por el Servicio de Conservación de Recursos Pesqueros de la Generalitat Valenciana.

2.2.2. Resultados.

2.2.2.1. Análisis de tendencias en las capturas.

Durante los 5 años de estudio, la media anual de capturas totales en la lonja de Santa Pola ha sido de 154,7 toneladas/año. La tendencia de las capturas es ascendente hasta 2020, año a partir del cual decrece. Cuando se analizan las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE), de media se capturan 3,5 toneladas/barco (Gráfico 2-37). La flota artesanal de Santa Pola se ha reducido de 47 barcos en 2018 a 43 barcos en 2022, lo cual podría explicar el descenso de las capturas en el periodo 2018-2022, pero no el de la CPUE.

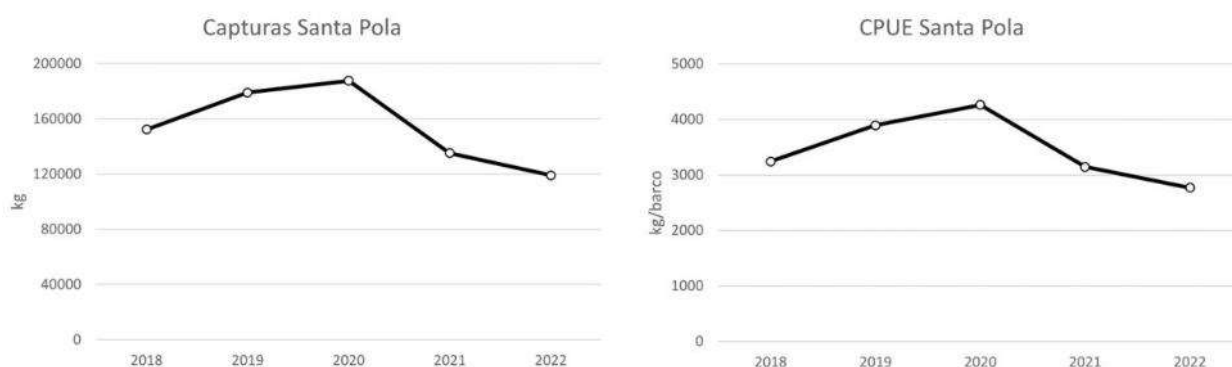


Gráfico 2-37. Izquierda.: Análisis de la tendencia de la captura anual (en Kg) para la lonja de Santa Pola en el periodo 2018-2022. Derecha.: Análisis de la tendencia de la CPUE para la flota artesanal de Santa Pola.

Por otro lado, el valor económico medio de las capturas anuales entre 2018 y 2022 ronda los 2,2 millones de euros al año. Esto significa que, de media, el precio de las capturas ha sido de 14,5 €/Kg, es decir, una €PUE de 50.600 €/barco para este periodo (Gráfico 2-38). El año 2020 fue uno de los mejores en cuanto a ingresos, posiblemente debido al encarecimiento de los alimentos durante la pandemia.

Por lo tanto, la tendencia global de las capturas anuales en el puerto de Santa Pola ha variado considerablemente en el periodo 2018-2022, con la CPUE en ligero descenso, pero con la €PUE en aumento. También es importante tener en cuenta que con la CPUE (capturas/barco) no se tiene en cuenta

el arte de pesca, el número de pescadores y, lo más importante, las horas de esfuerzo. Esto significa que la reducción de las capturas podría estar influenciada por factores no estudiados en el presente informe.

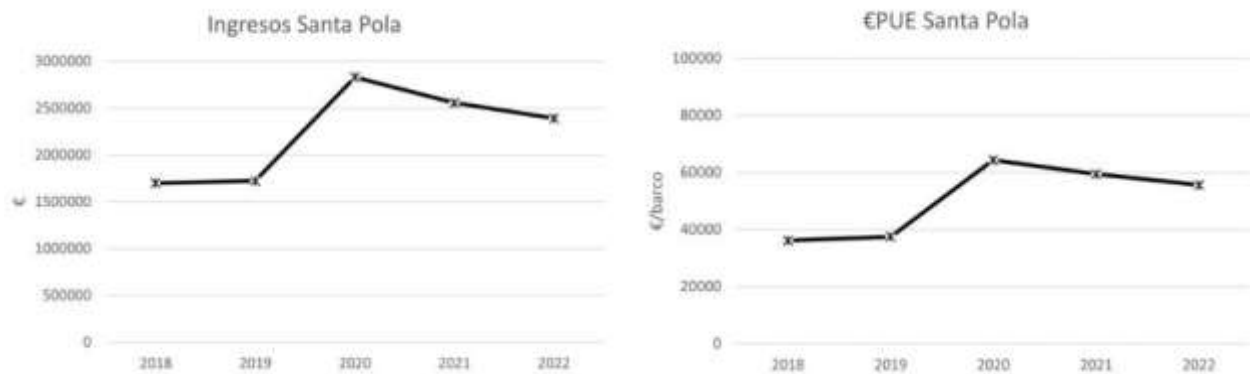


Gráfico 2-38. Izquierda.: Análisis de la tendencia de los ingresos anuales de la lonja de Santa Pola para el periodo 2018-2022. Derecha.: Análisis de la tendencia de la €PUE para la flota de Santa Pola.

La CPUE de Santa Pola es muy similar a la de la Comunidad Valenciana, y tienen una tendencia negativa entre el 2020 y 2022. La €PUE de Santa Pola aumentó drásticamente en 2020, posiblemente relacionado con el encarecimiento de los productos debido a la pandemia, mientras que se mantuvo estable en la C. Valenciana (Gráfico 2-39).

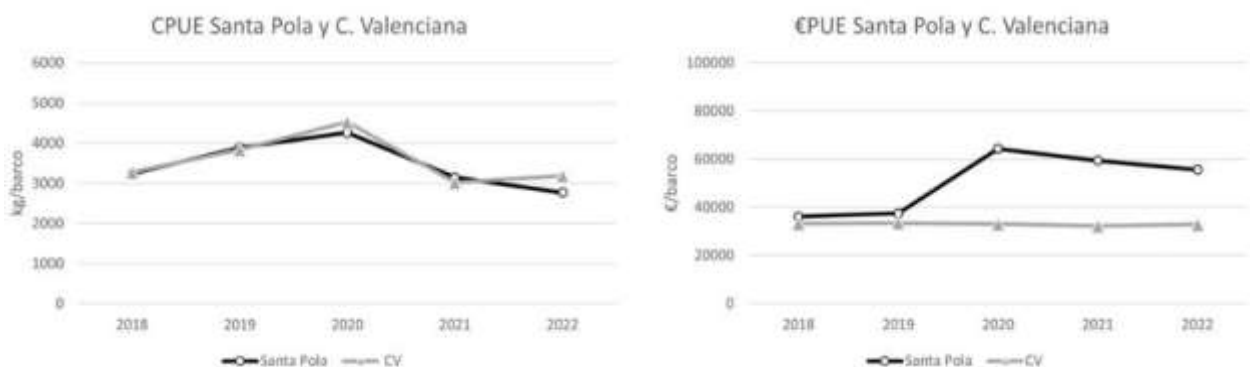


Gráfico 2-39. Comparativa entre la CPUE (derecha) y €PUE (izquierda) de Santa Pola y la C. Valenciana.

2.2.2. Selección de las especies objetivo.

También se ha analizado la tendencia de capturas para 7 especies que representan más de un 40% de la biomasa capturada y más de un 50% del valor económico de la flota artesanal en toda la Comunidad Valenciana. Las especies seleccionadas son:

- Sepia (*Sepia officinalis*)

- Salmonete (*Mullus sp.*)
- Pulpo común (*Octopus vulgaris*)
- Serviola (*Seriola dumerili*)
- Dorada (*Sparus aurata*)
- Dentón (*Dentex dentex*)
- Cabracho (*Scorpaena scrofa*)

De entre las especies seleccionadas, *Mullus sp.* (que agrupa dos especies, *M. sumuletus* y *M. barbatus*) es la captura desembarcada en Santa Pola con mayor biomasa (36,8 toneladas/año, un 23,8%) y valor económico (1.013.000 €/año, un 45,2%). La segunda especie más relevante es el pulpo común, habiéndose capturado 34,8 ton/año (22,5%), valorado en 285.000 €/año (12,7%) (Gráfico 2-40).

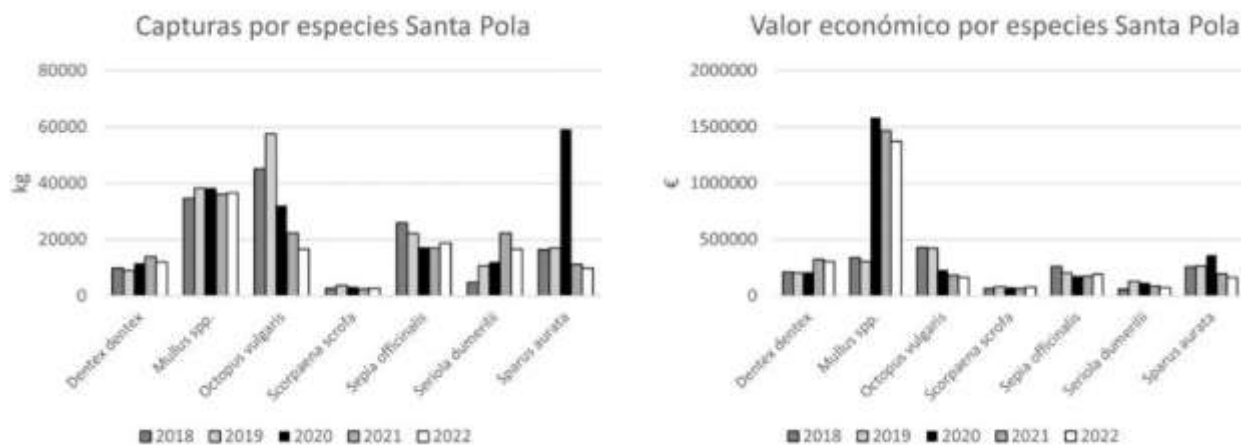


Gráfico 2-40. Biomasa y valor económico de las especies seleccionadas en la lonja de Santa Pola en el periodo 2018-2023.

Los fondos de la Reserva Marina de la Isla de Tabarca están poblados por praderas de *Posidonia oceanica* principalmente, aunque también constan algunas formaciones rocosas en las cercanías de la isla, las cuales son escasas en el resto del área. Esta homogeneidad del biotopo atrae aún más especies pelgágicas a la zona, ubicando la CPUE de muchas especies por encima de la C. Valenciana.

La serviola y el dentón mantienen una tendencia positiva en esta área, con sus capturas en aumento en el periodo 2018-2022. También se aprecia que las pescas de salmonete, cabracho y dorada son muy estables, y similares a las de la C. Valenciana (Gráficos 2-41 y 2-42).

La tendencia general para las capturas de las especies seleccionadas es estable, tanto en el área de la Reserva Isla de Tabarca como en la Comunidad Valenciana, con un aumento de las del salmonete y sepia. No obstante, cabe resaltar que las pescas de pulpo común mantienen una tendencia negativa en el periodo 2018-2022. Sería importante continuar el seguimiento de estas pesquerías en los próximos años, con el fin de corroborar si la evolución de sus capturas es positiva, negativa o estable, y si las medidas tomadas para su sostenibilidad son efectivas y suficientes.

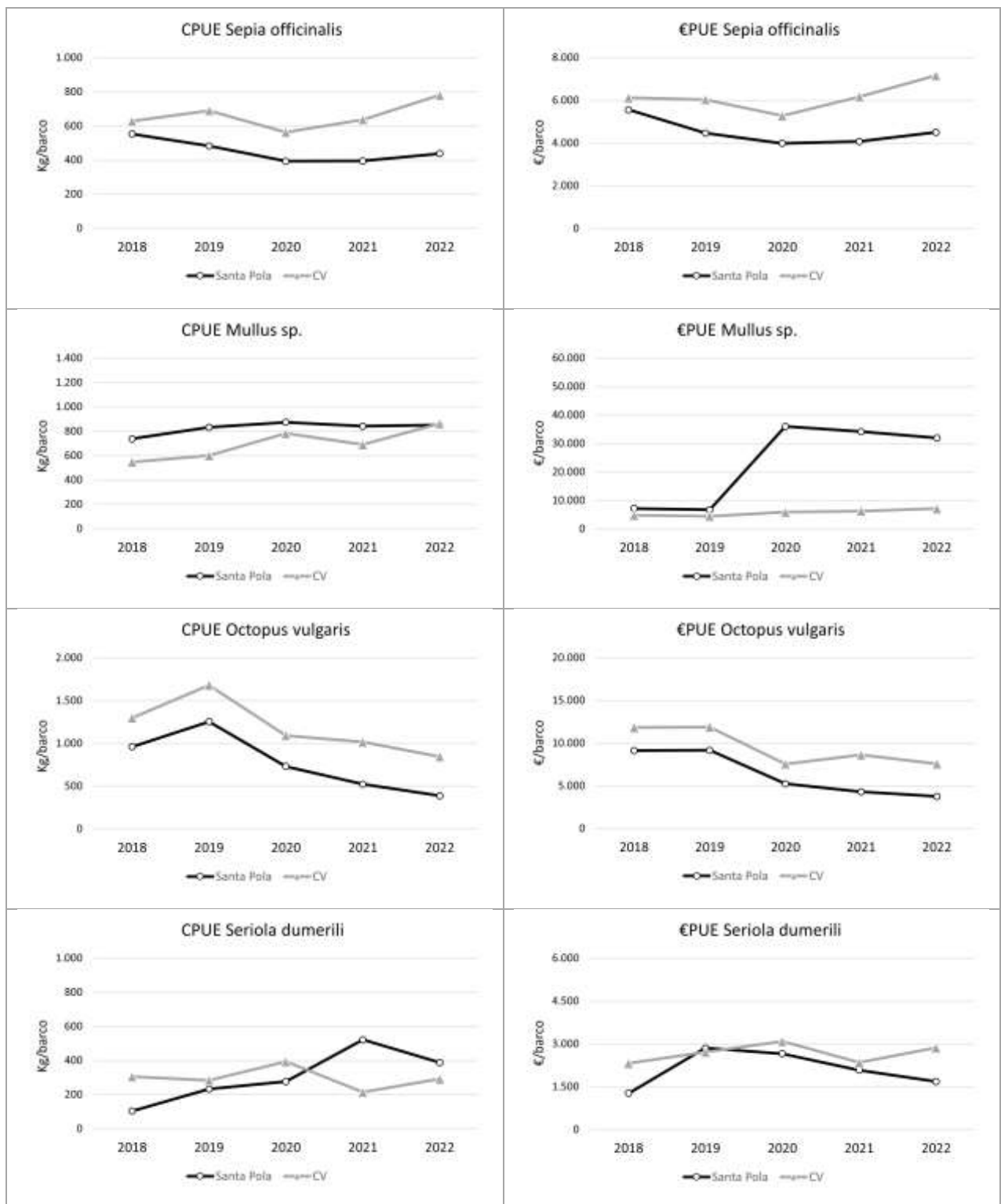


Gráfico 2-41. Comparación entre la CPUE y €PUE del puerto de Santa Pola y la Comunidad Valenciana para las especies objetivo (1/2).

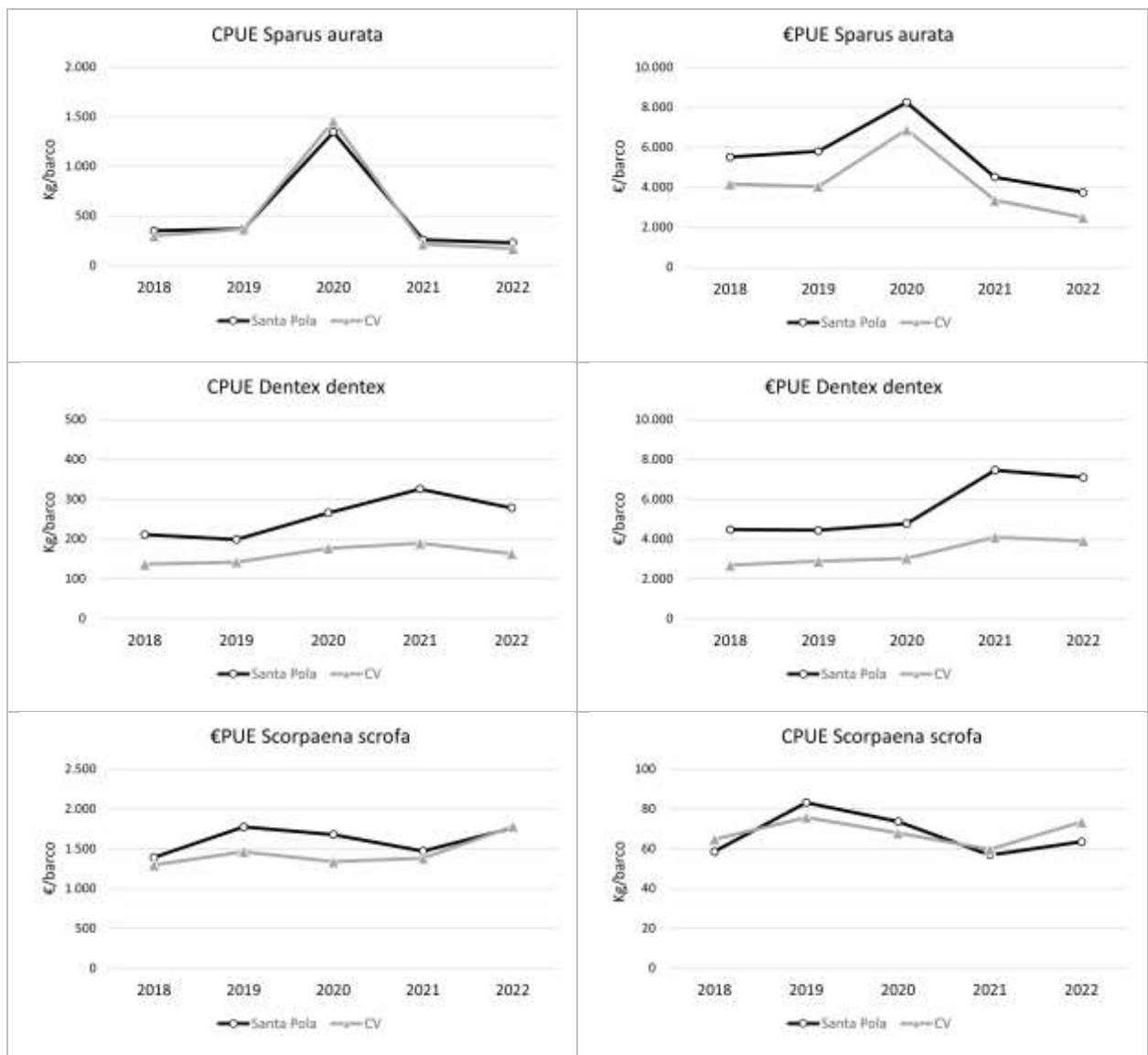


Gráfico 2-42. Comparación entre la CPUE y €PUE del puerto de Santa Pola y la Comunidad Valenciana para las especies objetivo (2/2).

Capítulo 3. Seguimiento de comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico

3.1. Praderas de *Posidonia oceanica*

La fanerógama marina *Posidonia oceanica* es la principal formadora del Hábitat 1120 de praderas de *P. oceanica* (*Posidonion oceanicae*). Está protegida por la legislación europea como hábitat prioritario según la Directiva de Hábitats, mientras que como especie está recogida en el Anexo I de la Convención de Berna. A escala nacional el hábitat 1120 también está protegido por el Real Decreto 1193/1998 de 12 de junio de 1998 (modifica el RD 1997/1995 de 7 de diciembre de 1995). En comunidades autónomas como Cataluña, Comunidad Valenciana e Islas Baleares se ha desarrollado normativa específica para su protección. Esta planta es endémica del Mediterráneo, colonizando sustrato duro o blando, con un crecimiento muy lento. Albergan una gran diversidad biológica y en condiciones óptimas pueden llegar hasta los 30 - 40 m de profundidad.

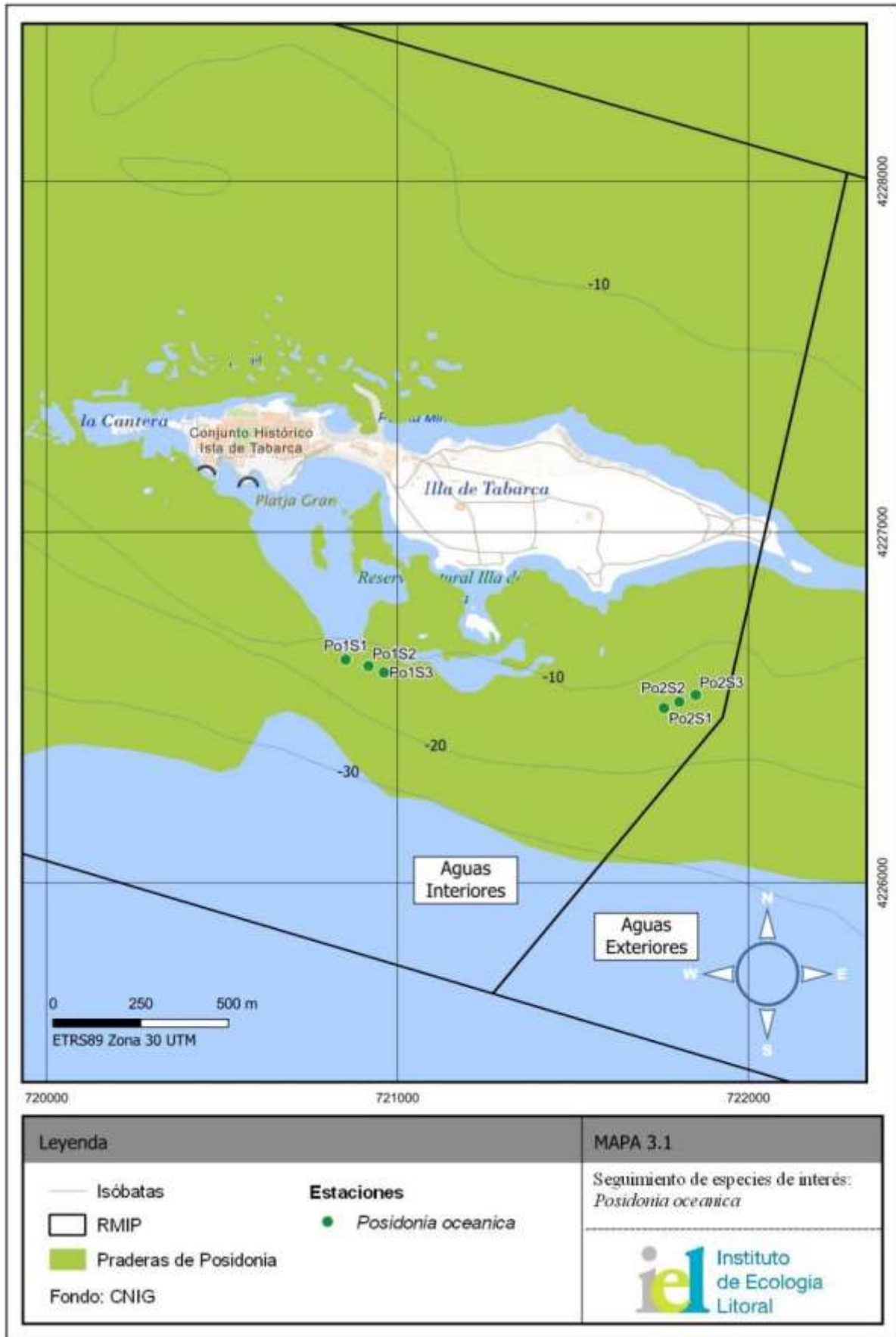
La gran diversidad que posee la pradera de *Posidonia oceanica*, así como las múltiples e intrincadas relaciones que se dan entre las diferentes especies que habitan en ella, le confieren altos niveles de estructuración y madurez, estando considerada una de las biocenosis de mayor valor ecológico de los fondos litorales mediterráneos. Asimismo, su elevada productividad primaria, la fijación y asiento del sedimento marino causado por la acción prensora de los rizomas, y el constituir verdaderos viveros para la pesca por albergar organismos de interés comercial, instan a su protección y conservación.

3.1.1. Metodología

Para la realización del estudio, se ha seguido el mismo esquema empleado en el seguimiento de la reserva marina realizado en los años precedentes (2016, 2017, 2018). Siguiendo estos criterios, los datos pueden ser comparables y de esta forma se puede valorar correctamente la evolución de los parámetros de la pradera. Se han seleccionado dos localidades dentro de la reserva de interés pesquero. Ambas localidades están situadas a 14-15 m de profundidad. La localización de las estaciones de muestreo queda reflejada en la Tabla 3-1 y el Mapa 3-1.

Tabla 3-1. Posición de las distintas localizaciones de estaciones de muestreo. DATUM ETRS89 zona 30

DENOMINACIÓN	TIPO	X89	Y89
Po1S1	POSIDONIA	720853	4226636
Po1S2	POSIDONIA	720918	4226617
Po1S3	POSIDONIA	720962	4226599
Po2S3	POSIDONIA	721851	4226535
Po2S1	POSIDONIA	721760	4226497
Po2S2	POSIDONIA	721804	4226515



Mapa 3-1. Localización de las estaciones de muestreo.

En cada una de estas localidades, se han muestreado tres sitios. Para ello se emplea el método aplicado en la Comunidad Valenciana para la clasificación de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Directiva Marco del Agua, utilizando los descriptores empleados por Fernández-Torquemada *et al.* (2008). Se divide la toma de datos, entre los realizados en el mar, mediante equipo de buceo autónomo y los que fueron llevados a cabo en laboratorio. Los descriptores analizados fueron:

- **Densidad.** Mediante el empleo de un cuadrado de 40 x 40 cm², arrojado de forma aleatoria sobre las manchas de *P. oceanica*, se tomaron tres réplicas en cada uno de los sitios, donde se contó el número de haces existentes dentro de cada cuadrado, extrapolando hasta una unidad de 1 m² de superficie.
- **Tipo de crecimiento del rizoma.** Se determinó la proporción de rizomas plagiotropos, que presentan un crecimiento horizontal y que por lo tanto están relacionados con la expansión de las praderas, frente a la de ortotropos que muestran un crecimiento vertical. Para estimar este descriptor se empleó un cuadrado de 40 x 40 cm² arrojado de forma aleatoria sobre las manchas de *P. oceanica*. En cada uno de los sitios se tomaron tres réplicas donde se calculó el porcentaje de haces plagiotropos existentes.
- **Cobertura de *Posidonia oceanica* viva y mata muerta.** La cobertura o porcentaje de la superficie del sustrato cubierta por *P. oceanica* se estimó empleando una cinta métrica de 20 metros, también con 3 réplicas, en las que se registró la longitud cubierta por la pradera, así como la existencia de mata muerta, y la de otros sustratos o especies presentes (roca, arena, *Caulerpa cylindracea*, *Pinna nobilis*, etc.). Posteriormente, los valores obtenidos se expresaron como porcentajes de recubrimiento. Se utilizó el método del intercepto lineal, en el cual el buceador recorre la cinta métrica a cierta distancia, anotando los límites de los diferentes sustratos según su proyección vertical. La medida de la longitud de cinta ocupada por cada sustrato, dividida por la longitud total del transecto, da una estima global del porcentaje de cobertura de cada sustrato en el transecto (Díaz & Marbá, 2009).
- **Grado de descalzamiento o enterramiento de los haces:** Este parámetro se determinó midiendo la distancia existente entre la lígula de las hojas adultas y el sedimento para diez rizomas ortotropos en cada uno de los sitios. En cada estación de muestreo el buceador eligió al azar la punta de una hoja de *Posidonia oceanica*, siguiéndola hasta su base y, mediante una regla, midió en cm la distancia entre la base de una de las dos hojas más externas de ese haz y la superficie del sedimento, anotando con signo positivo si el sedimento estaba por debajo de las hojas, y con signo negativo si el sedimento recubría las hojas (Díaz & Marbá, 2009).
- **Morfología de los haces:** Consiste en la obtención y comparación de parámetros biométricos de las hojas de *P. oceanica*, para lo que se trabajó en el laboratorio con cinco haces ortotropos recogidos de forma aleatoria en cada uno de los sitios. En el laboratorio se procedió a la separación del haz del rizoma, manteniendo siempre el rango de inserción de las hojas. Las hojas separadas se conservaron en una bandeja con agua para evitar su desecación durante el periodo de manipulación, en el que se procedió a su desepifitación y a la toma de las siguientes medidas:
 1. Número de hojas presentes en cada haz.
 2. Longitud total. Longitud del limbo foliar desde el meristemo basal hasta su ápice.
 3. Anchura, que se mide en la parte media de las hojas para que sea lo más representativa posible.

4. Superficie foliar. Valor que se obtiene al multiplicar la longitud por la anchura media de todas las hojas de un haz.
5. Estado del ápice, indicando si aparece entero, roto o mordido por algún herbívoro.
6. Manchas de necrosis. Superficie de la hoja en la que aparece tejido necrosado que suele ser indicativo de que la planta está sometida a algún tipo de estrés.
7. Biomasa foliar. Los epífitos se separan cuidadosamente mediante una hoja de afeitar, rascándose cada una de las dos caras de cada hoja (Romero, 2012). La pesada de los epífitos se efectúa en seco (tratamiento en la estufa a 105°C hasta peso constante).
8. Biomasa de epífitos. Una vez tomadas las medidas anteriores se determinó la biomasa de epífitos -previa separación de éstos de las hojas empleando una cuchilla o un portaobjetos- y tras secarlos en una estufa a 70º C durante un mínimo de 48 horas, para ser pesados con posterioridad.

Los datos obtenidos (incluidos en el Anexo II: *Praderas de Posidonia oceanica*) se han analizado empleando métodos univariantes de análisis de la varianza (ANOVAs), comparando el estado de las praderas a lo largo de los años de estudio. El diseño experimental es anidado, siendo fijo el factor año y localidad. A su vez los sitios se encuentran anidados a las localidades. Se comprobó la homogeneidad de varianzas de cada una de las variables a analizar con el test de Cochran (Cochran, 1951). Las variables que mostraron diferencias significativas en el análisis de la varianza, se sometieron posteriormente a un test de Student-Newman-Keuls (SNK) (Underwood, 1981) para determinar qué niveles son los responsables de las diferencias significativas observadas. Una vez obtenidos los datos de todos los descriptores, se realizó una matriz con las variables y las localidades de muestreo, que fue utilizada para hacer un análisis de componentes principales (ACP). El ACP construye una transformación lineal que escoge un nuevo sistema de coordenadas para el conjunto original de datos, en el cual la varianza de mayor tamaño del conjunto de datos es capturada en el primer eje (llamado el Primer Componente Principal), la segunda varianza más grande es el segundo eje, y así sucesivamente.

Siguiendo los requerimientos de la Directiva Marco del Agua (WFD 2000/60/EC) de la UE, se ha clasificado el estatus ecológico (EQR) en 5 clases, de mejor a peor estado. La obtención de este indicador es por comparación con valores de referencia obtenidos de Fernández-Torquemada *et al.* (2008).

3.1.2. Resultados

3.1.2.1. Descriptores de densidad, cobertura y mata muerta. Análisis univariante de la varianza (ANOVA)

En la Tabla 3-1, se muestran los resultados del ANOVA, para los descriptores de densidad y cobertura.

En un primer análisis, para el descriptor de cobertura, las diferencias significativas se encontraron en el factor año, pero el test de homogeneidad de la varianza de Cochran no ha dado por válida esta significación. Para comprobar su robustez, tras un posterior análisis, las transformaciones logarítmicas han mostrado que definitivamente no existen diferencias significativas.

En líneas generales, los valores de cobertura son elevados, por encima del 70 % en todos los sitios, y algo superiores en la localidad 1 (Gráfico 3-1). Este descriptor mantiene una cierta estabilidad en su valor dentro de una misma localidad y a lo largo de los años.

Tabla 3-2. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (L: Localidad, S:Sitio, A:Año), para la cobertura g.l.:Grados de libertad; C.M:cuadrados medios;F: F real. P: Nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ↔ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001

	Df	SumSq	MeanSq	Fvalue	Pr(>F)
Año	3	1090	363.4	2.993	0.0399*
Localidad	1	220	220.5	1.816	0.1841
Sitio(Localidad)	4	349	87.2	0.718	0.5839
Año:Localidad	3	581	193.6	1.594	0.2030
Año:Sitio(Localidad)	12	1265	105.4	0.868	0.5834
Residuals	48	5829	121.4		

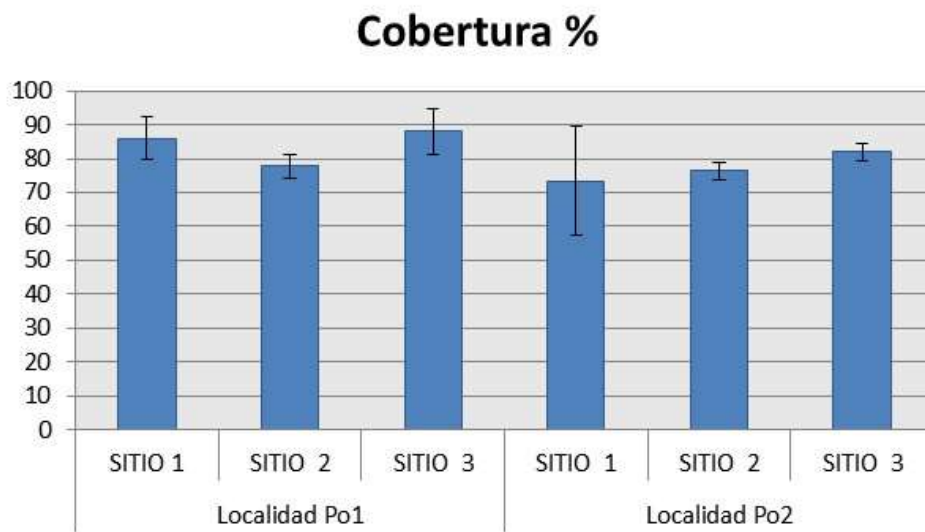


Gráfico 3-1. Cobertura de *Posidonia oceanica* (%) para todos los sitios de las 2 localidades

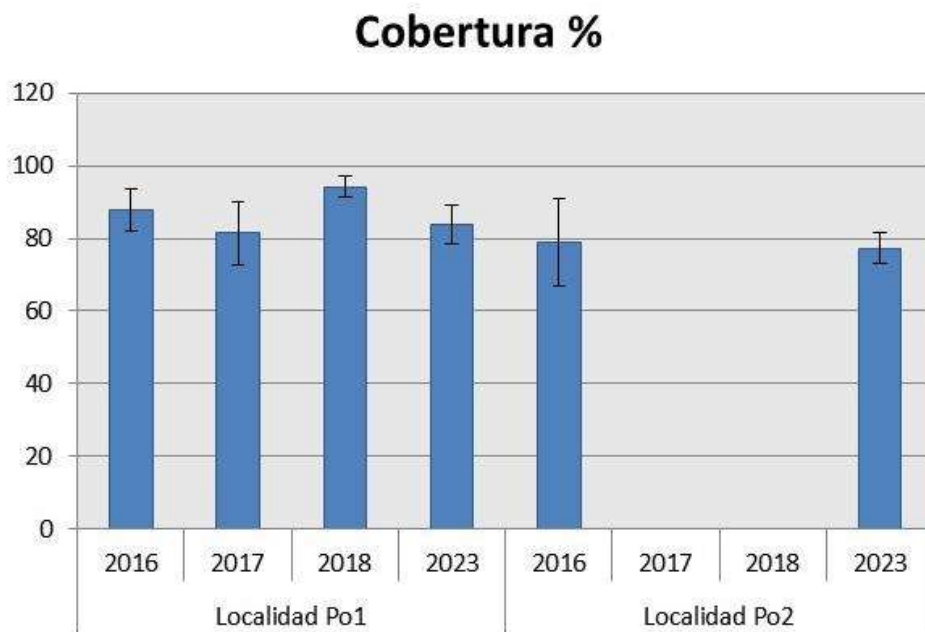


Gráfico 3-2. Comparativa de los valores de cobertura en los años 2016, 2017 (UA), 2018 (UA) y 2023.

La comparativa a lo largo de los años muestreados es completa para la localidad Po1, no así para la localidad Po2 (Gráfico 3-2). Esto es debido a que en los años 2016 y 2017, la Universidad de Alicante (UA) seleccionó una localidad distinta a la que había instalado originalmente el IEL en el año 2016. De tal forma que la localidad 2 de la UA se encuentra en el mismo emplazamiento que la localidad 1 del IEL. Por ese motivo no existen datos comparables en la localidad Po2 para los años 2017 y 2018.

Los valores del descriptor son prácticamente iguales a lo largo de los años. Las pequeñas diferencias entre años, pueden deberse a variaciones en la longitud de las hojas, las cuales pueden enmascarar otras superficies y dificultar la percepción del muestreador.

Como se observa en la Tabla 3-3, los resultados del ANOVA para la densidad establecen diferencias significativas entre años y entre sitios. Entre los años 2016 y 2023 no se encuentran grandes diferencias, pero con el resto de años si existen diferencias significativas en el análisis de la varianza. Consecuentemente, se han sometido con posterioridad a un test de Student-Newman-Keuls (SNK) (Underwood, 1981) para determinar qué niveles son los responsables de las diferencias significativas observadas. Tras su análisis se concluye que no hay diferencias entre los años 2016 y el 2023, y se confirman las diferencias entre los años 2018 y 2016 y 2018 con 2017.

Tabla 3-3. Resultado del primer análisis de la varianza (ANOVA) y del posterior tras las transformaciones logarítmicas con tres factores (L: Localidad, S:Sitio, A:Año), para la densidad g.l:Grados de libertad; C.M:cuadrados medios;F: F real. P: Nivel de signífica(*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ↔ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001

	Df	SumSq	MeanSq	Fvalue	Pr(>F)
Año	3	424479	141493	50.001	8.34e-15***
Localidad	1	457	457	0.162	0.6896
Sitio(Localidad)	4	31903	7976	2.818	0.0352*
Año:Localidad	3	8892	2964	1.047	0.3802
Año:Sitio(Localidad)	12	57807	4817	1.702	0.0960
Residuals	48	135830	2830		

La densidad media, es algo superior en las estaciones de la localidad 2, frente a la 1, pero los valores máximos registrados (en sitio 1 y 3, respectivamente) son muy similares y cercanos a los 300 haces/m² (Gráfico 3-3).

En el sitio 1, de la localidad 2, la media de la densidad, alcanza valores cercanos a los 300 haces/m², mientras que los valores en la localidad 1 son algo inferiores. El valor máximo es de 295,83 haces/m² Anexo II: *Praderas de Posidonia oceanica*. En líneas generales los valores de los descriptores de densidad y cobertura son muy similares en ambas localidades. Es lo que cabe esperar ya que ambas localidades se sitúan a igual profundidad y están sometidas a idénticas condiciones ambientales.

En cuanto a la temporalidad, los valores en la densidad de haces son prácticamente iguales en las campañas de muestreo realizadas en 2016 y 2023 (IEL) (Gráfico 3-4). Los cambios más significativos se producen en los años 2017 y 2018, muestreos realizados por la UA. Estos cambios pueden ser debido a los propios equipos de trabajo, muestreadores, metodología, etc., ya que en este último muestreo de 2023 no se han detectado grandes cambios ambientales y los datos son muy similares a los obtenidos en el año 2016.

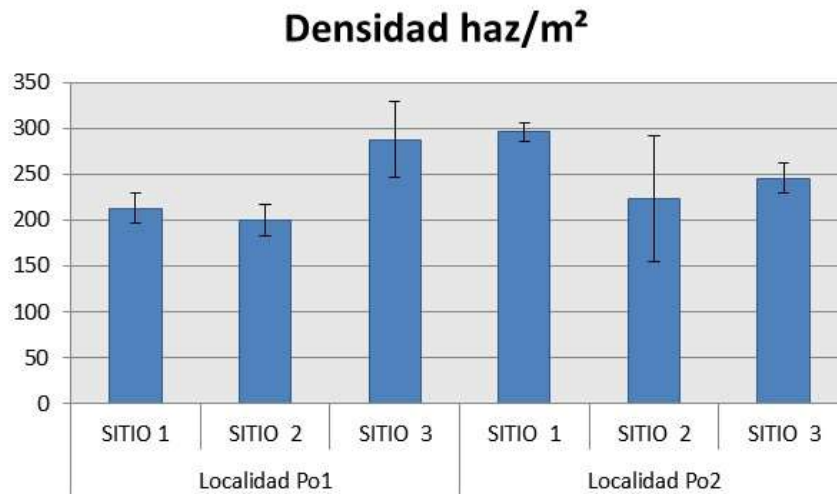


Gráfico 3-3. Densidad de *Posidonia oceanica* (haces/m²) para todos los sitios de las 2 localidades.



Gráfico 3-4. Comparativa de los valores de densidad en los años 2016 (IEL), 2017 (UA), 2018 (UA) y 2023(IEL).

Respecto a la cobertura de mata muerta de *Posidonia oceanica*, el ANOVA establece diferencias significativas entre sitios y entre años. Concretamente entre los años 2016 y 2017 (Tabla 3-4).

Tabla 3-4. Resultado del primer análisis de la varianza (ANOVA) y del posterior tras las transformaciones logarítmicas con tres factores (L: Localidad, S:Sitio, A:Año), para la mata muerta g.l:Grados de libertad; C.M:cuadrados medios;F: F real. P: Nivel de signfica(*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ↔ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001

	Df	SumSq	MeanSq	Fvalue	Pr(>F)
Año	3	241.59	80.531	3.9248	0.03647*
Localidad	1	44.34	44.337	0.6594	0.46233
Sitio(Localidad)	4	268.94	67.236	4.4049	0.00410**
Año:Localidad	3	73.20	24.402	1.1892	0.35515
Año:Sitio(Localidad)	12	246.22	20.519	1.3443	0.22603
Residuals	48	732.67	15.264		

Mata Muerta (%)

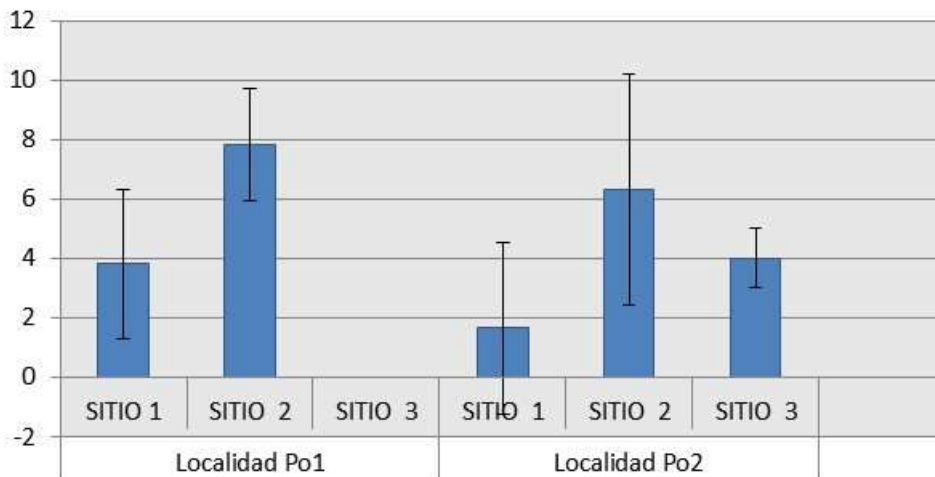


Gráfico 3-5. Mata muerta de Posidonia oceanica (%), en las dos localidades.

Mata Muerta (%)

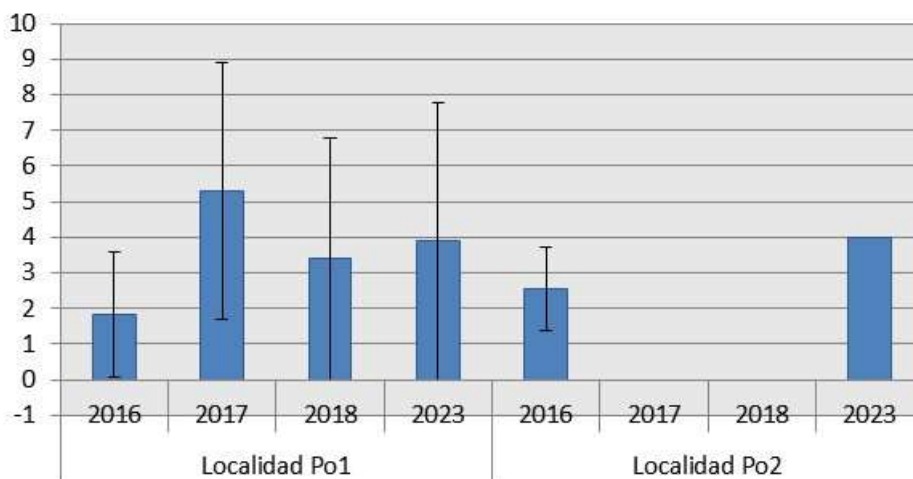


Gráfico 3-6. Comparativa valores de mata muerta (%), para las 2 localidades, en los años 2016, 2017(UA), 2018 (UA) y 2023.

Analizando los datos a lo largo de los años, se observa un aumento de la cobertura de mata muerta entre los años 2016 y el 2023 (Gráfico 3-6). Puesto que en la zona de muestreo no se producen impactos físicos sobre la pradera, debido a la prohibición de pescas con artes agresivos contra el fondo, fondeo de embarcaciones, e inexistencia de vertidos de origen antrópico, el foco puede dirigirse hacia impactos de tipo ambiental, como el acontecido durante enero del año 2020 con la llegada de la tormenta Gloria. Durante este suceso excepcional se alcanzaron alturas de ola significativa de 6,59 metros, en un punto situado frente a las costas de Tabarca (base de datos oceanográficos de Puertos del Estado). El efecto del oleaje tuvo un impacto en los grados de enterramiento, desenterramiento y desenraizamiento de las praderas. Con el paso del tiempo este efecto puede traducirse en la generación de nuevas superficies de

mata muerta de pradera de *Posidonia oceanica* tal y como se plasma en el artículo científico de Marcos-Mendez et al, 2023 (*Evaluating the extent and impact of the extreme Storm Gloria on Posidonia oceanica seagrass Meadows*) en el cual también participó el IEL.

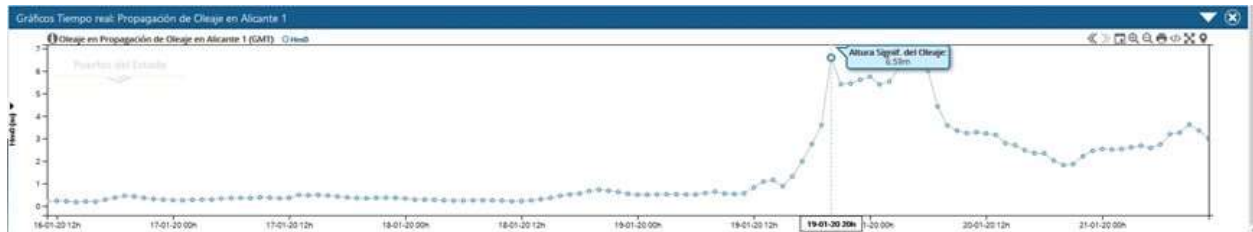


Figura 3-1. Datos de altura de ola (hs) en un punto situado frente a la costa norte de Tabarca. Fuente :Puertos del Estado.

Paralelamente a este hecho, se observa una ligera disminución en la cobertura de mata viva, en la misma medida que ha aumentado la de mata muerta.

3.1.2.2. Tipo de crecimiento del rizoma y grado de descalciamiento o enterramiento de los haces. Análisis univariante la varianza (ANOVA)

Los procesos sedimentarios y el enterramiento de los haces, están íntimamente relacionados con el hidrodinamismo. Las plantas de *P. oceanica*, debido a su lento crecimiento, no pueden reaccionar con rapidez a fenómenos de sedimentación. Cuando se encuentra sobre sustrato arenoso, en vez de elevada sobre roca, dispone de menos margen para su crecimiento vertical, que alcanza tasas de 2-3 cm/año. El crecimiento de esta planta se realiza mediante rizomas verticales (ortotropos) u horizontales (plagiotropos). Con los primeros es capaz de reaccionar ante procesos naturales de sedimentación, de forma que alcanza más distancia sobre el sedimento y busca mayor acceso a la radiación incidente. Con el crecimiento horizontal puede colonizar más superficie, a una velocidad máxima de 6 cm/año. Un retroceso en el límite de la pradera de 1 m, supone que la pradera necesitaría de 10 a 20 años en volver a colonizar ese espacio perdido en el supuesto que se recuperasen las condiciones ambientales originales. La pradera es más vulnerable en sus límites, y acusa en estas zonas con mayor intensidad los cambios ambientales (MARM, 2009).

La tasa máxima de sedimentación anual que puede soportar *P. oceanica* es de 3-5 cm/año, siendo la tasa máxima de sedimentación de 5g/m²/día. Un enterramiento de 10 cm supone la mortalidad del 50 % de la pradera. Un enterramiento de 14-15 cm supone la mortalidad del 100 % de la pradera. Si la mortalidad de los rizomas supera el 5 % anual y no es compensada con el crecimiento de nuevos rizomas, se produce el declive de la pradera.

Como puede observarse en el Gráfico 3-7, para todas las localidades, los ortotropos constituyen el mayor porcentaje de rizomas encontrados. Consecuentemente el crecimiento vertical domina sobre el horizontal, en todas las localidades muestreadas. En la localidad 1 sólo se registra este descriptor en uno de los sitios, mientras que en la localidad 2 queda representado en sus 3 sitios. Comparando los años (Gráfico 3-8), se puede observar una ligera disminución en la localidad 1 y un ligero aumento de este descriptor en la localidad 2. Este es perfectamente compatible con la variabilidad ambiental de este descriptor, ya que no se trata de cambios importantes.

Los resultados del ANOVA muestran que no existen diferencias significativas entre ninguno de los factores.

Tabla 3-5. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (L: Localidad, S:Sitio, A:Año), para el %rizomas plagiotropos g.l:Grados de libertad; C.M:cuadrados medios;F: F real. P: Nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); ↯ indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001

	<i>Df</i>	<i>SumSq</i>	<i>MeanSq</i>	<i>Fvalue</i>	<i>Pr(>F)</i>
Año	3	241.59	80.531	3.9248	0.03647*
Localidad	1	44.34	44.337	0.6594	0.46233
Sitio(Localidad)	4	268.94	67.236	4.4049	0.00410**
Año:Localidad	3	73.20	24.402	1.1892	0.35515
Año:Sitio(Localidad)	12	246.22	20.519	1.3443	0.22603
Residuals	48	732.67	15.264		

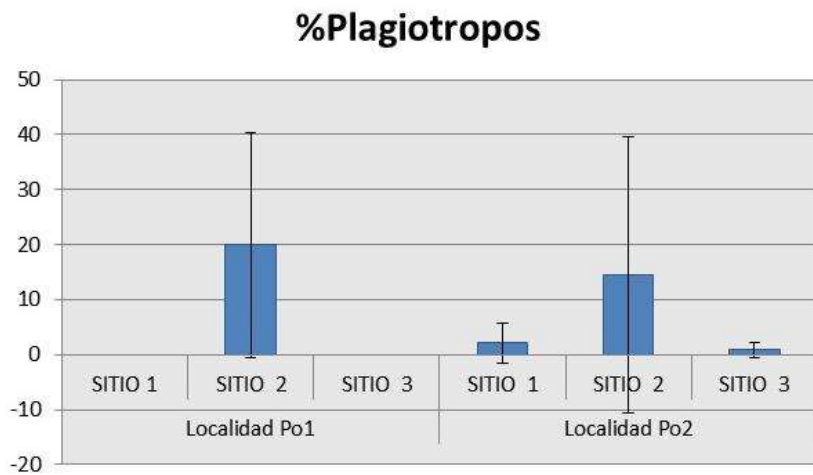


Gráfico 3-7. Porcentaje de rizomas plagiotropos en las dos localidades, para el año 2023.

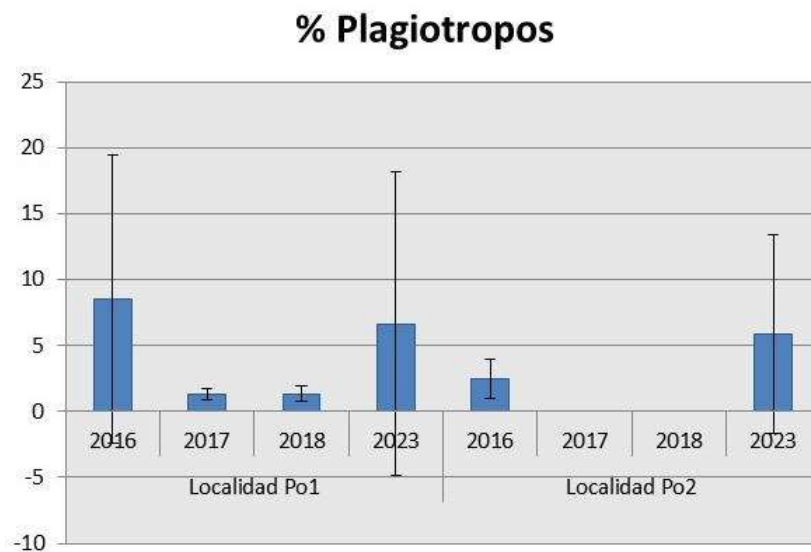


Gráfico 3-8. Porcentaje de rizomas plagiotropos en las dos localidades, para los años 2016, 2017, 2018 y 2023.

Para evaluar el nivel de exposición de las praderas al hidrodinamismo, se estudió el grado de descalzamiento de los rizomas. Generalmente los límites inferiores y superiores de la pradera, así como su forma, están determinados por el régimen hidrodinámico, siendo un factor importante que condiciona la profundidad mínima de las praderas en las costas abiertas. Las praderas están fuertemente modeladas por las corrientes de fondo y de refluo costeras. Son capaces de adaptarse a una gran variabilidad de situaciones hidrodinámicas y prosperar siempre que se cumplan el resto de condicionantes ambientales.

Las hojas de *Posidonia oceanica* reducen exponencialmente el flujo del agua a medida que se progresa hacia el interior del follaje de la pradera. Sobre el sustrato se genera una capa de rugosidad en la cual comienza a disiparse la energía, de forma que el follaje de *P. oceanica* aumenta en unas 6 veces la altura de la capa de rugosidad (unos 30 cm) en relación con los sedimentos desprovistos de vegetación (5 cm). Por tanto, *P. oceanica* tiene un importante papel en la protección de los sedimentos, ya que su efecto reduce la susceptibilidad de los mismos a la resuspensión en las zonas de pradera. Es una evidencia que los sedimentos situados bajo la pradera están sujetos a una menor resuspensión, pero también se ha constatado que, a partir de un umbral (por definir), las oscilaciones bruscas de las hojas durante oleajes intensos amplifican la energía necesaria para la resuspensión de las partículas. En las proximidades de una pradera de *P. oceanica* el tramo litoral debe estar en equilibrio dinámico. Los factores ambientales principales, como el almacenamiento de sedimentos, la acción erosiva del oleaje y las corrientes deben ser proporcionados, de forma que según predominen unos u otros la línea de costa avanzará o retrocederá. Una alteración en el equilibrio natural influirá en el régimen sedimentario y, finalmente, en el hábitat de la pradera de *P. oceanica*.

Para el análisis del enterramiento de *Posidonia oceanica* se encontraron diferencias significativas en la interacción de año con sitio (Tabla 3-6). Los mayores niveles de desenterramiento están en uno de los sitios de la localidad 1. En el resto de sitios de ambas localidades se encuentran niveles similares de desenterramiento.

Tabla 3-6. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (L: Localidad, S:Sitio), para el nivel de desenterramiento g.l:Grados de libertad; C.M:cuadrados medios;F: F real. P: Nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); \wedgeindica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001

	Df	SumSq	MeanSq	Fvalue	Pr(>F)
Año	3	629.6	209.881	3.4165	0.05283
Localidad	1	8.8	8.778	0.4816	0.52589
Sitio(Localidad)	4	72.9	18.227	1.1388	0.33915
Año:Localidad	3	196.0	65.320	1.0633	0.40092
Año:Sitio(Localidad)	12	737.2	61.432	3.8383	2.54E-0.5***
Residuals	216	3457.0	16.005		

Tal como se expone en el Gráfico 3-9, se observa un predominio del descalzamiento frente al enterramiento por sedimentos. De todas las réplicas analizadas, no hay ninguna media con signo negativo (indicativos de enterramiento) en ambas localidades.

En este tramo litoral, el perfil activo del sedimento para una altura de ola significativa 3,4 m (régimen medio con una probabilidad de ser excedida 12 horas al año) se extiende hasta los 5,4 m de profundidad. Sin embargo, tras el episodio del temporal Gloria (enero 2020) comentado con anterioridad, se alcanzaron olas de 6,59 m. Aplicando la expresión de cálculo del Programa de Clima Marítimo de Puertos del Estado (R.O.M), con esas alturas de ola, los límites del perfil activo se pueden establecer entre 10,34 m (límite landward) y 20,69 m (límite seaward). Consecuentemente, desde la línea de costa, hasta estas franjas de

profundidad se produjo el mayor transporte de sedimento, debido a estos oleajes extremos. De igual forma a lo expuesto en el apartado referente a la cobertura por mata muerta, el impacto del temporal Gloria provocó un aumento en los niveles de desenterramiento en los muestreos realizados por el personal del IEL (año 2020) en Tabarca tras dicho episodio (Figura 3-2). Este aspecto queda plasmado en el artículo de *Marcos-Mendez et al, 2023*.

Analizando los datos se observa (Gráfico 3-10) que precisamente en el año 2023 los niveles de desenterramiento han sido inferiores a los registrados de 2016, esto puede deberse a que con el paso del tiempo tras el episodio de la tormenta Gloria, la estabilidad en la dinámica litoral favorece la deposición de los sedimentos frente a la erosión, pero este hecho no debe enmascarar la situación erosiva que sufrió la pradera años atrás. Este factor es precisamente el que queda plasmado con el aumento de la mata muerta y el descenso de la cobertura reflejados en el apartado 3.1.2.1.

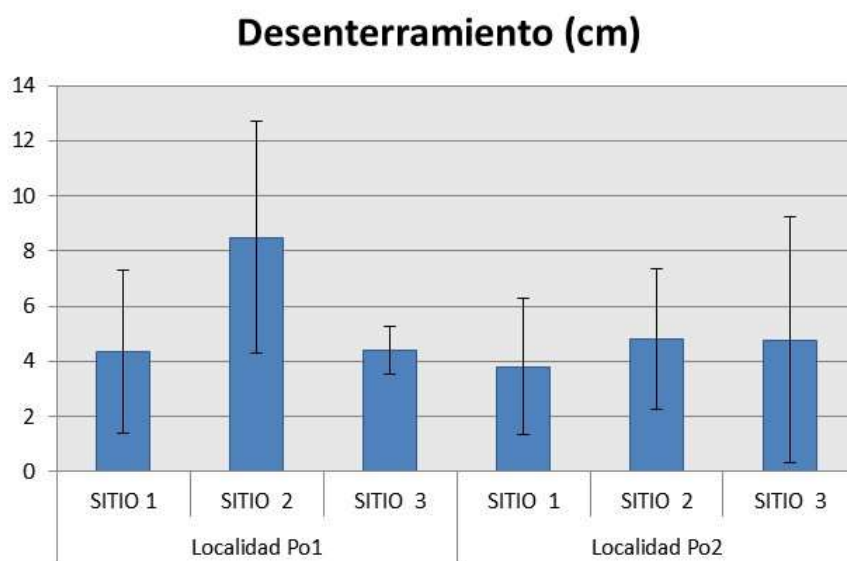


Gráfico 3-9. Nivel de desenterramiento (cm) de los rizomas para todos los sitios en las dos localidades.

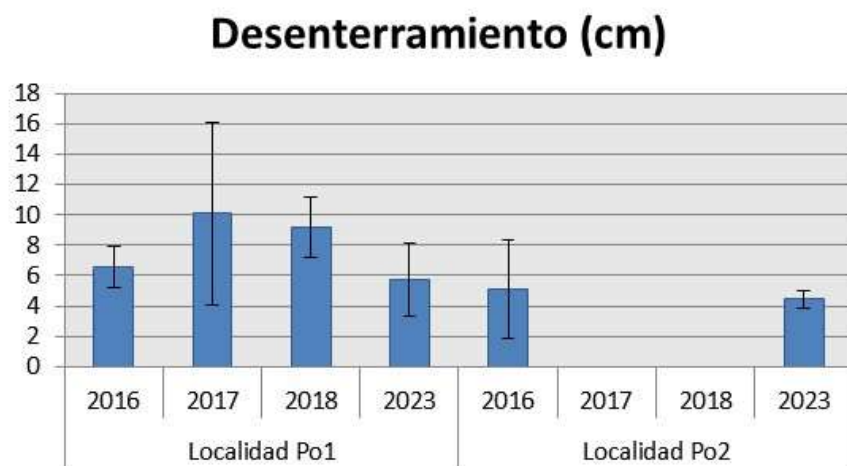


Gráfico 3-10. Comparativa del Nivel de desenterramiento (cm) de los rizomas para los años 2016, 2017, 2018 y 2023.

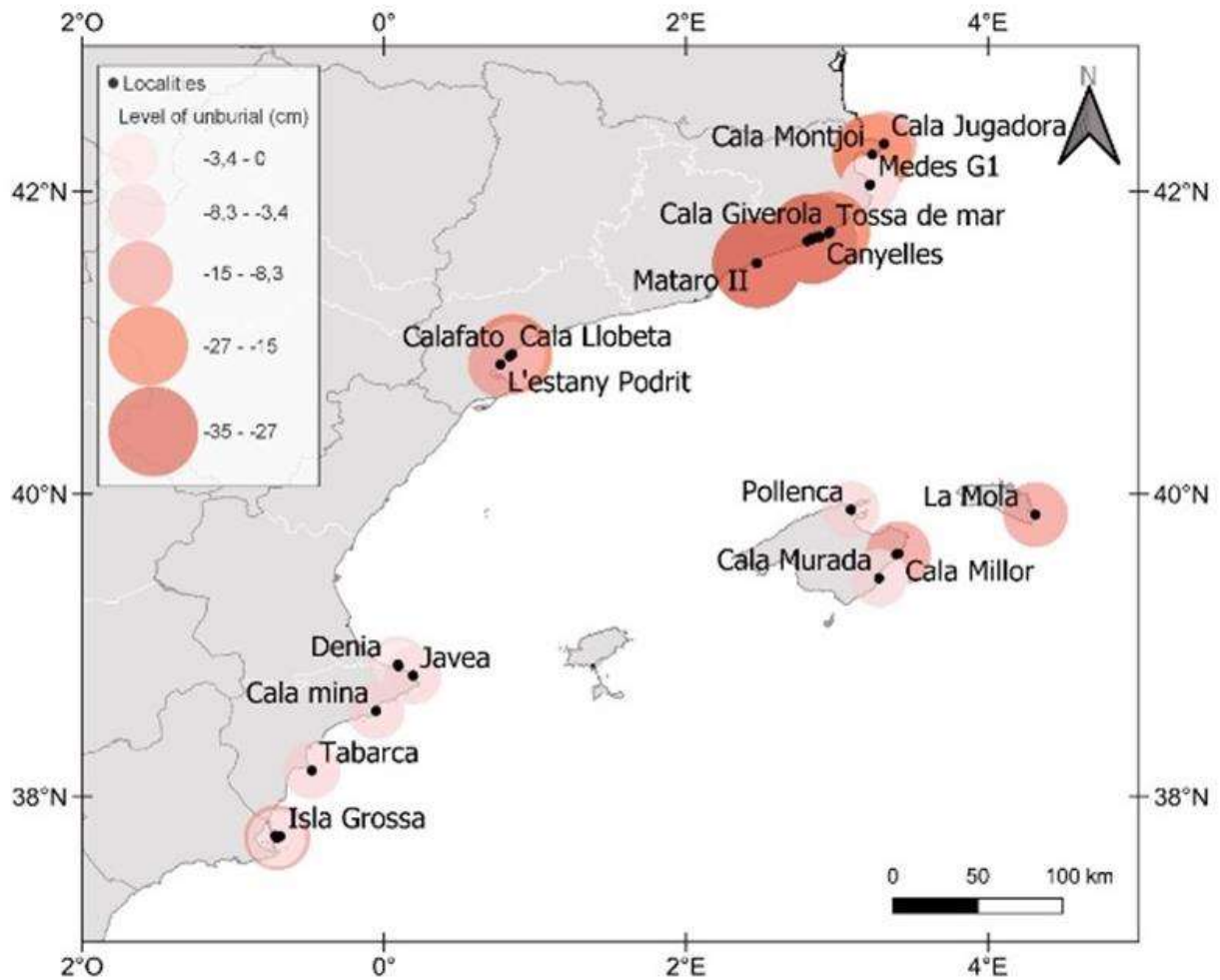


Figura 3-2. Niveles de desenterramiento en las distintas estaciones analizadas para el desarrollo del artículo científico de Marcos-Mendez et al, 2023

3.1.2.3. Morfología de los haces

Los resultados obtenidos en las analíticas realizadas en el laboratorio, se muestran en el Anexo II: *Praderas de Posidonia oceanica*. Como se observa en estos resultados, las características morfométricas se ajustan a la época del año en que se ha realizado el muestreo. Este ha coincidido con el centro de la época estival (julio). En esta época todavía no se ha alcanzado el final de ciclo de las hojas (final de verano y comienzo del otoño), donde estas presentan su mayor longitud. Para las 2 localidades, la longitud media de las hojas ha sido elevada, de 59,98 cm. Teniendo en cuenta que, en condiciones óptimas, las hojas de *P. oceanica* pueden superar el metro de longitud al final del verano, la pradera se encuentra aún en la fase de crecimiento.

El número normal de hojas, para haces de *P. oceanica* suele oscilar entre 3 y 7 hojas por haz. La media obtenida, para las 2 localidades, en los muestreos ha sido de 4,7 hojas. *Posidonia oceanica* permite el asentamiento de un variado elenco de organismos, ya sea sobre sus hojas o sobre sus rizomas. Sobre las hojas crecen algas fotófilas, que siguen un proceso determinado de colonización; en primer lugar, se instala un estrato algal incrustante, formado por las especies *Pneophyllum lejolisi*, *Hydrolithon farinosum*,

Myrionema magnussi, *Dermatolithon* spp. Este estrato, a su vez, es aprovechado para la fijación de una segunda capa algal, esta vez de tipo erecto, como *Giraudia sphacelarioides*, *Castagnea* spp., *Dictyota linearis*, *Sphacelaria cirrosa*, *Stylonema alsidii* y *S. cornu-cervi*. En las hojas también se adhiere fauna, caso de hidrozoo (*Sertularia perpusilla* y *Plumularia oblicua* f. *posidoniae*), el briozoo *Electra posidoniae*, el poliqueto *Spirorbis* spp., y el tunicado *Botrillus schlosseri*. En los rizomas se instalan especies esciáfilas, cuyo crecimiento es posible merced a la sombra o penumbra creada por las hojas superiores. La proporción entre epifauna y epiflora foliares también varía con la profundidad: en las praderas someras la epiflora supera los dos tercios de la biomasa epífita, mientras que en las praderas profundas la epifauna puede superar la mitad de la biomasa epífita (Lepoint *et al.*, 1999). Como se observa en el Anexo II, la biomasa de epífitos es similar en ambas localidades. Esta biomasa de epífitos también se encuentra influenciada por el fenómeno de herbivoría. La presión de herbivoría tiene un efecto importante sobre la biomasa de epífitos del dosel foliar de la pradera y modesto sobre la propia biomasa de las hojas (Alcoverro *et al.*, 1997). Esto es debido a que, aunque muchos herbívoros son capaces de digerir en mayor o menor medida las correosas hojas de *P. oceanica*, su alimentación se dirige principalmente a la flora y fauna epífita, por ser más fácilmente digerible y ser más rica en nitrógeno. Por tanto, los ataques de los herbívoros suelen concentrarse en las partes apicales de las hojas más viejas, más cargadas de epífitos (Alcoverro *et al.*, 1997). Una tasa moderada de herbivoría puede incluso estimular la producción de las angiospermas marinas (Valentine *et al.*, 1997). Habitualmente, la mayor presión de herbivoría sobre hojas y epífitos la ejercen las salpas, seguidas por los erizos y, en mucha menor medida, por el crustáceo *Idotea hectica*. Las salpas pastan en la pradera especialmente en verano, cuando la carga de epífitos es mayor (Alcoverro *et al.*, 1997). La presión de herbivoría es superior en la Localidad 1 (20,31 %) frente a la Localidad 2 (4,88 %), esto se traduce en una menor biomasa de epífitos dentro de la localidad 1 (2,44 %) respecto a la localidad 2 (3,67 %).

3.1.2.4. Análisis multivariante. Determinación del estatus ecológico (EQR)

La Tabla 3-7 muestra la matriz con todos los descriptores empleados en el análisis estadístico. Tras la realización de los análisis estadísticos, se obtienen los resultados mostrados en los Gráficos 3-11 y 3-12.

Tabla 3-7. Matriz con los descriptores empleados en el análisis estadístico.

	Densidad (haces/m ²)	Cobertura (%)	% plagtr	Enterra (cm)	Nº hojas/haz	LongHojas (mm)	Biomasa foliar (g)	Superf Foliar (cm ² /haz)	Biomasa epífitos (mg/cm ²)	Superf necrosis (%)
Po1S1	212.5	86	0.66	4.34	4.6	617.8	0.3142	55.34	2.42	8.65
Po1S2	200	77.83	6.08	8.5	5.6	450.5	0.1841	35.26	3.026	10.61
Po1S3	287.5	88	0	4.4	4.2	622.8	0.299	55.47	1.89	11.14
Po2S1	295.83	73.5	1	3.8	3.8	663.5	0.329	58.03	4.49	8.85
Po2S2	222.91	76.3	3.33	4.83	5.6	546	0.339	49.83	2.48	5.76
Po2S3	245.83	82	0.33	4.77	4.4	698.2	0.3104	63.69	4.06	10.3

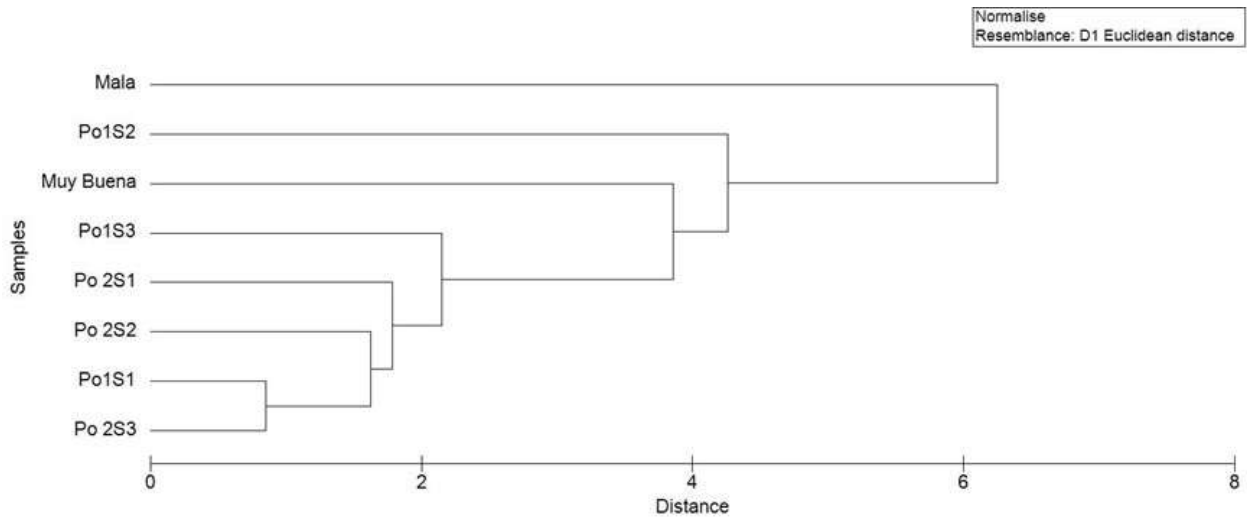


Gráfico 3-11. Gráfico del Cluster donde se muestran todos los sitios en las dos localidades.

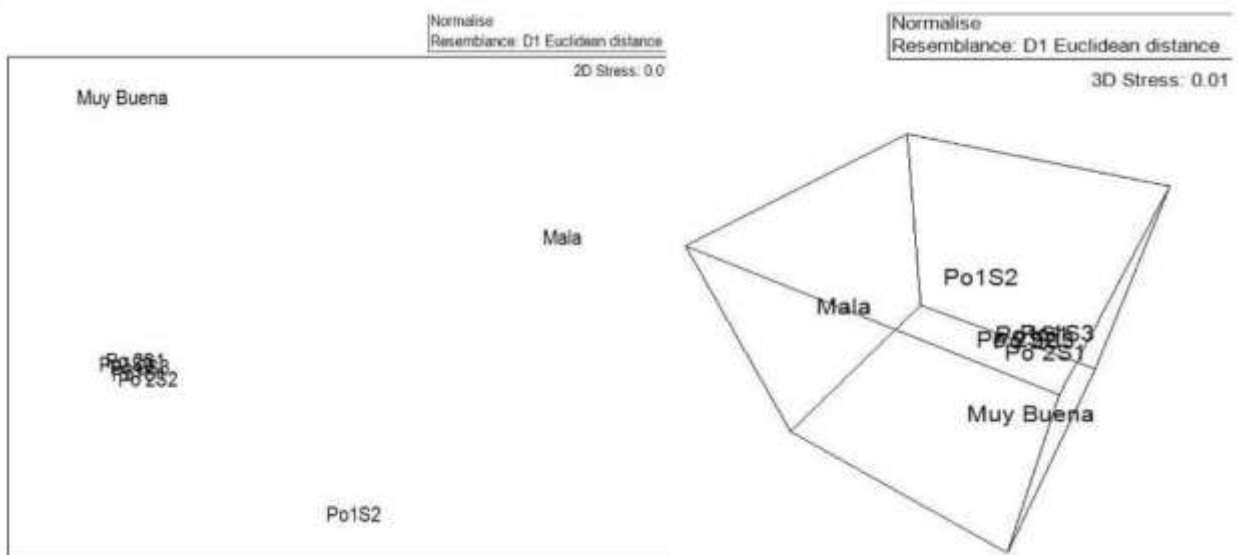


Gráfico 3-12. Mapa perceptual del escalamiento multidimensional (MDS), en 2D y 3D donde se representan las localidades muestreadas.

Como se aprecia en la serie de gráficos anteriores, hay una tendencia a la agrupación de las distintas localidades debido a la similitud en varios de los valores de sus descriptores, indicando una aproximación a un estado de calidad óptimo. La excepción queda plasmada en el sitio 2 de la localidad 1, debido a que presenta los menores valores de densidad y superficie foliar, junto con los más elevados de mata muerta y descalzamiento. A todos estos factores se suman los mayores valores de presión de herbivoría y altos en superficie de necrosis.

Para la determinación del estado ecológico (EQR) se ha elaborado una matriz con el promedio de los valores de los descriptores para cada localidad (Tabla 3-8). Los resultados obtenidos se plasman en la Tabla 3-9 y el Gráfico 3-13.

Tabla 3-8. Medias de los descriptores para cada localidad y valores de referencia que indican el estado de calidad.

	<i>Cob. Pos</i>	<i>Cob Mm</i>	<i>Densidad</i>	<i>Plagiotro</i>	<i>Descalzam</i>	<i>S.Foliar</i>	<i>B.epifitos</i>	<i>Herbivor</i>	<i>Necrosis</i>
Mala	55.90	9.66	196.87	0.66	7.37	20.50	40.72	38.20	54.04
Muy buena	88.6	0	430.88	7.39	2.29	71.30	0.43	2.56	8.3
L1	83.94	3.88	233.33	6.65	5.74	48.69	2.44	20.31	10.13
L2	77.26	4	254.85	5.82	4.46	57.18	3.67	4.88	8.3

Tabla 3-9. Valores con los resultados del Estatus Ecológico (EQR) para ambas localidades.

	Score 1	Score 2	Score 3	EQR
Baja calidad	-3.77	-0.68	-0.0405	
Alta calidad	3.011	-1.0363	-0.0599	
L1	0.104	0.886	-0.599	0.571
L2	0.6011	0.83	0.609	0.644

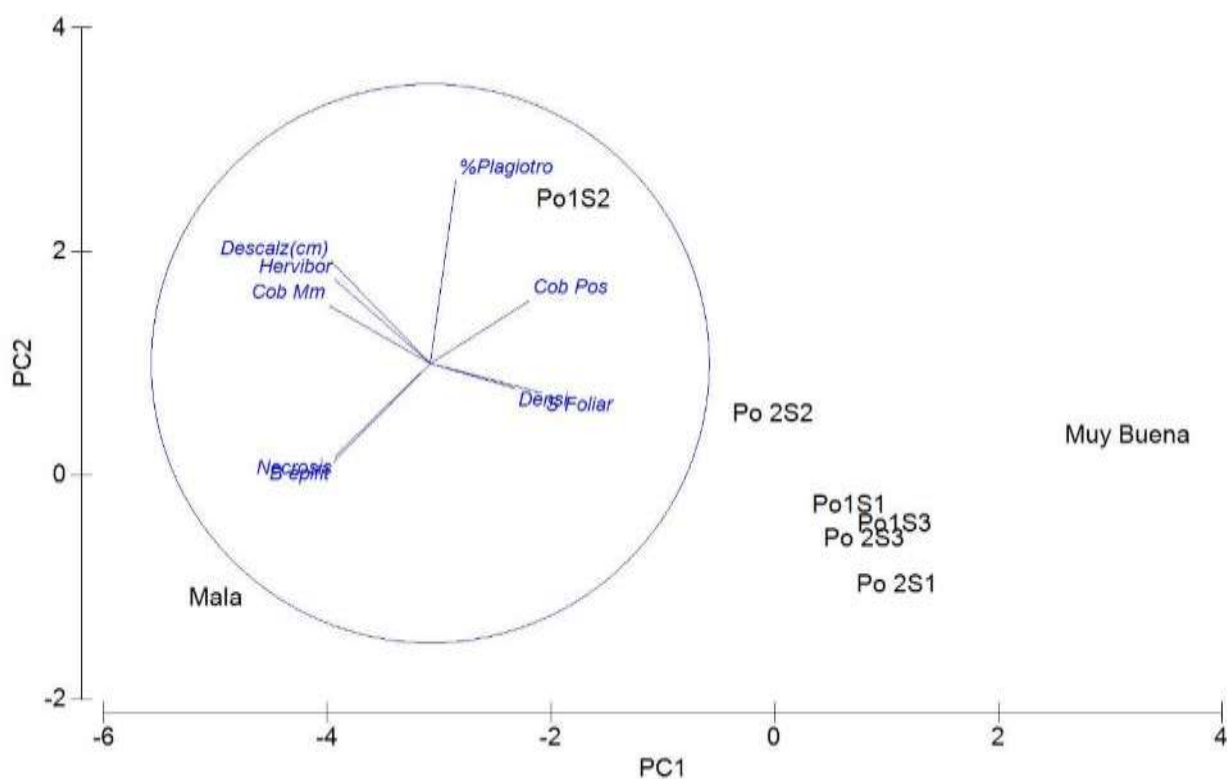


Gráfico 3-13. Resultado del análisis de componentes principales.

Para interpretar estos resultados se ha consultado el trabajo de Romero *et al.* (2006). Según estos autores, los límites para los diferentes estados ecológicos son los especificados en la Tabla 3-10. Para establecer los valores de comparación con las distintas variables, se han seleccionado estaciones de la base de datos que el Instituto de Ecología Litoral dispone del Proyecto POSIMED. Este proyecto engloba todas las localizaciones de la Red de praderas de *Posidonia oceanica* en la Comunidad Valenciana y las estaciones de Bandera Azul, haciendo un total de 66 estaciones. De ellas se han escogido aquellas que se localizan a una profundidad similar (14-15 m) a las localidades muestreadas en el estudio. Tras el análisis preliminar se seleccionan los valores de referencia plasmados en la Tabla 3-9.

Tabla 3-10. Límite para los distintos estados ecológicos (Romero *et al.* 2006).

EQR	ESTADO ECOLÓGICO
0,75-1	Alto
0,550-0,774	Bueno
0,325-0,549	Moderado
0,1-0,324	Pobre
0-0,1	Malo

Tal como se aprecia en el Gráfico 3-13, los parámetros considerados, representados en los ejes verticales (PC1 66,1 %) y horizontales (PC2 14,7 %) explican el 80,7 % de la variabilidad observada. Las variables que más influyen en el análisis son el porcentaje de rizomas plagiotropos, porcentaje de necrosis y la biomasa de epífitos.

En líneas generales, algunas de las variables que afectan negativamente a la calidad de la pradera, como pueden ser la biomasa de epífitos (ya que puede disminuir las capacidades fotosintéticas de la planta), la presión de herbivoría y la necrosis, no presentan valores elevados (a excepción de Po1S2). Esto unido a los buenos valores registrados en los parámetros de densidad, cobertura, mata muerta, superficie foliar y grado de descalzamiento, compensan los descriptores más negativos para la calidad ambiental de la pradera.

Como se observa en las Tablas 3-8 y 3-9, y en el Gráfico 3-13, el estado ecológico de las estaciones de Tabarca se puede considerar bueno. Únicamente uno de los sitios (S2) de la localidad 1 ha presentado peores datos en sus parámetros, diferenciándose del resto de sitios, como se ha comentado anteriormente.

3.1.3. Fotografías de las estaciones de muestreo de las praderas de *Posidonia oceanica*



Fotografía 3-1. Detalle de la pradera situada en Po1S1, donde se observan los ápices de distintas hojas mordidos por los peces herbívoros *Salpa salpa*.



Fotografía 3-2. Pradera situada en la estación Po2S2, en primer plano se observan hojas con un nivel elevado de epifitización



Fotografía 3-3. Pradera situada en la estación Po2S3 donde se observa una superficie ocupada por mata muerta.



Fotografía 3-4. Borde de pradera sin cobertura foliar en la estación Po2S2.

3.2. Praderas de *Cymodocea nodosa*

3.2.1. Metodología

Las praderas de *Cymodocea nodosa* son representativas del Hábitat “Bancos de arena permanentemente sumergidos” (Hábitat 1110), tal como se detalla en su descripción oficial para la región levantino-balear (Morales *et al.*, 2009). Los muestreos en la pradera de *C. nodosa* se realizaron al finalizar el verano, los días 20 y 26 de septiembre, época en la que la planta ya ha adquirido su máximo desarrollo (Rismondo *et al.*, 1997). De acuerdo con el pliego de condiciones se tomaron 7 estaciones, cuyas coordenadas se muestran e identifican en la Tabla 3-11 y en el Mapa 3-2.

Tabla 3-11. Coordenadas UTM de los respectivos puntos centrales de las praderas de *Cymodocea nodosa* seleccionadas.

ESTACIÓN	COORDENADAS	
	X	Y
TAB_Cy_1	720830	4227315
TAB_Cy_2	720846	4227347
TAB_Cy_3	720717	4227016
TAB_Cy_4	720832	4226949
TAB_Cy_5	720944	4226887
TAB_Cy_6	720845	4226750
TAB_Cy_7	720675	4226937

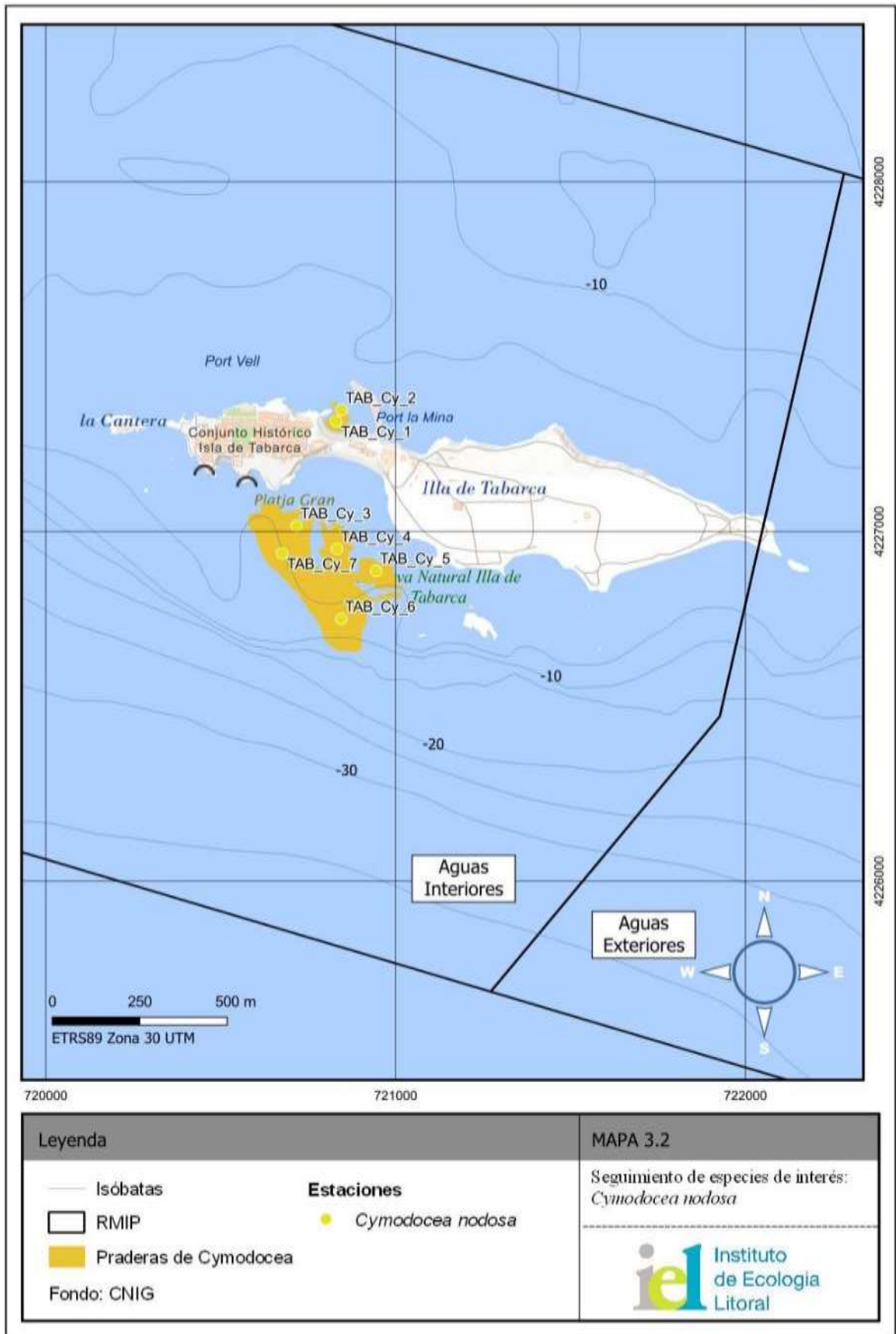
a. Morfología de la pradera.

Atiende a la clasificación de Pons (2007):

1. Pradera continua: presenta una superficie de más de 50 m² y recubre el fondo de manera continua.
2. Pradera discontinua: recubre un área considerable, pero con surcos y franjas donde no hay presencia de la planta.
3. Pradera formada por manchas: existencia de separaciones lo suficientemente marcadas entre las diferentes franjas de pradera, de modo que no están unidas entre sí formando un continuo.
4. Haces aislados: no llegan a constituir una pradera como tal, sino que se trata más bien de una pradera en fase de colonización de un nuevo espacio, o bien en fase de regresión.

b. Cobertura.

En cada localidad se llevaron a cabo 3 transectos (sitios), de 25 m de longitud, en los que se estimó la cobertura lineal de *C. nodosa* o, en su caso, la de arena, fango u otras especies vegetales como *Caulerpa prolifera*, *P. oceanica*, etc.



Mapa 3-2. Localización de las estaciones de muestreo de la pradera de *Cymodocea nodosa*.

Por otro lado, en los puntos 0, 15 y 25 del transecto, se tomaron 8 medidas de cobertura mediante unos cuadros de 20 x 20 cm. No obstante, debido a la escasa densidad encontrada, las medidas se han agrupado en cuadrados de 40 x 40 cm, que equivaldría a una estimación a pequeña escala o microescala, para valorar la cobertura interna de la pradera, observando el porcentaje de recubrimiento del sustrato según la siguiente escala (Pons, 2007):

- 100% si entre los haces prácticamente no había espacios vacíos.
- 75% si un tercio del cuadro estaba recubierto por los haces.
- 50% si la mitad del cuadro estaba recubierto por los haces.
- 25% si solo una cuarta parte del cuadro estaba recubierta por los haces.

En los casos de praderas compuestas por diferentes manchas menores de 25 m de longitud, en lugar de realizar los cuatro transectos, se optó por tomar las medidas de recubrimiento en tres puntos al azar y a ser posible en diferentes manchas, realizando un mínimo de 4 medidas de cobertura en cada punto.

c. Densidad.

En cada estación de muestreo se efectuaron, conforme a lo indicado en el caso de la cobertura, 2 cuadrados de 40 x 40 cm, en los puntos 0, 15 y 25 del transecto, con los cuadros de 20 x 20 cm, haciendo un total de 30 medidas de densidad por estación. En el caso de praderas discontinuas, cuando no se encontró *C. nodosa* en el punto de muestreo, el conteo se realizó en el punto más próximo donde se presentó la pradera.

d. Parámetros foliares.

Se ha seguido lo propuesto por Delgado *et al.* (1990) y Tuya *et al.* (2002), utilizando el número de hojas por haz y la altura de las hojas como parámetro para el seguimiento de praderas de *C. nodosa*. Se tomaron 9 haces por localidad, y la medición se realizó en 9 hojas por estación; estas hojas están completas, es decir, no están mordidas o consumidas por animales, o sus extremos no se hallan quebrados. La medida de la altura se efectuó mediante una regla de metal con aproximación de milímetros, desde el nacimiento del haz (último nudo) hasta el extremo de la hoja. Generalmente, se refiere la altura media de la hoja más vieja.

El número de hojas por haz es un parámetro que da idea de la vitalidad de la pradera, normalmente puede variar entre 2,4 - 3,4 hojas/pie (Reyes *et al.*, 1995). Lo mismo sucede con la altura, cuyos valores oscilan entre 14,7 y 31 cm.

3.2.2. Resultados

En la Tabla 3-12 se resumen los resultados en cuanto a la morfología de pradera, cobertura en macro y microescala, y densidad de haces por metro cuadrado de las 7 estaciones de praderas de *Cymodocea nodosa* estudiadas. Los registros en bruto se acompañan en el Anexo III: *Praderas de Cymodocea nodosa: datos abundancia cobertura*.

Tabla 3-12. Tipologías de praderas de *Cymodocea nodosa*, valores de cobertura a macroescala, y valores promedio y desviaciones estándar tanto de cobertura a microescala como de densidad de haces.

ESTACIÓN	TIPOLOGÍA	COBERTURA (%)						DENSIDAD (H/M ²)	
		Macroescala				Microescala		Promedio	Desv
		Cy	AFBC	Roca	PP	Promedio	Dsv		
1	2	25	25	50		37,50	15,02	272,92	127,61
2	2	25	25	50		36,11	12,42	105,56	42,08
3	3	50	50			45,83	15,02	145,14	63,48
4	3	50	40		10	27,78	7,86	75,35	47,62
5	2	75	25			48,61	15,53	184,03	62,26
6	2	75	20		5	45,83	9,32	196,53	76,41
7	3	40	50		10	37,50	12,50	144,44	46,72
Total	2 y 3	48,57%	33,57%	14,29%	3,57%	39,88	14,49	160,57	93,73

a. Morfología de praderas.

Las praderas de *C. nodosa* están bien definidas en la RMIP de Tabarca. Se distribuyen de forma discontinua o en manchas, en correspondencia con las tipologías 2 y 3 establecidas por Pons (2007).

Las estaciones 1 y 2 son notablemente diferentes al resto, porque se hallan en el interior de la dársena del puerto de Tabarca (Mapa 3-2). Aquí, las praderas se caracterizan por tener una hoja muy corta, por estar instaladas en un fondo muy somero (en torno a los 0,6 - 1,5 m de profundidad) y por alternar sustratos de roca y arena. El resto de estaciones se ubican frente a la playa de la Isla, a mayor profundidad (de 5 a 9 m), y con morfologías discontinuas o a manchas, extendiéndose por fondos arenosos con algún enclave de *Posidonia oceanica*.

b. Cobertura.

Los valores de cobertura a nivel de macroescala fueron moderados, con un 48% de pradera de *C. nodosa*, mientras que los de microescala marcaron un 40%. Significan porcentajes adecuados para praderas con distribución interrumpida o a manchas.

Es destacable que no se registró cobertura del alga *Caulerpa prolifera*, ni siquiera en el interior del puerto. Tampoco de la especie exótica invasora *Caulerpa cylindracea*.

c. Densidad de *Cymodocea nodosa*.

Las densidades observadas tuvieron un valor promedio de 160,6 haces/m². La estación 1 registró el máximo (272,9 haces/m²) y la estación 4 el mínimo (75,3 haces/m²). Estos valores representan la mayor densidad detectada en los diferentes seguimientos de reservas marinas del litoral alicantino.

d. Morfología de haces.

En la Tabla 3-13 se muestran los resultados del número de hojas por haz, tanto en cada estación como en su conjunto. Se muestran similares en todos los enclaves, habiéndose obtenido un valor global de 2,35 hojas/haz, próximo a la cifra de referencia (de 2,4 a 3,4 hojas/haz).

Tabla 3-13. Valores del número de hojas por haz en las diferentes estaciones, con expresión de su promedio y desviación estándar tanto por estación como en el conjunto de estaciones.

ESTACIÓN	Nº HACES									PROMEDIO	DES. EST.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
1	2	2	3	3	2	3	2	3	3	2,56	0,53
2	2	2	2	3	2	2	3	2	3	2,33	0,50
3	2	2	3	3	3	3	3	3	2	2,67	0,50
4	3	2	2	2	3	2	2	3	2	2,33	0,50
5	2	2	3	2	2	3	2	2	2	2,22	0,44
6	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2,11	0,33
7	1	3	1	2	3	3	3	2	2	2,22	0,83
TOTAL										2,35	0,52

La longitud de las hojas se expone en la Tabla 3-14. Varía entre 1,6 y 18,9 cm. Los promedios fueron inferiores en las estaciones del interior del puerto (promedio conjunto de 5,9 cm), mientras que las estaciones ubicadas en aguas abiertas, frente a la playa de la isla, presentaron valores superiores (promedio global de 9,8 cm). En ambos casos, tales cifras son inferiores a las referencias de praderas que poseen buenas condiciones (de 14,7 a 31 cm).

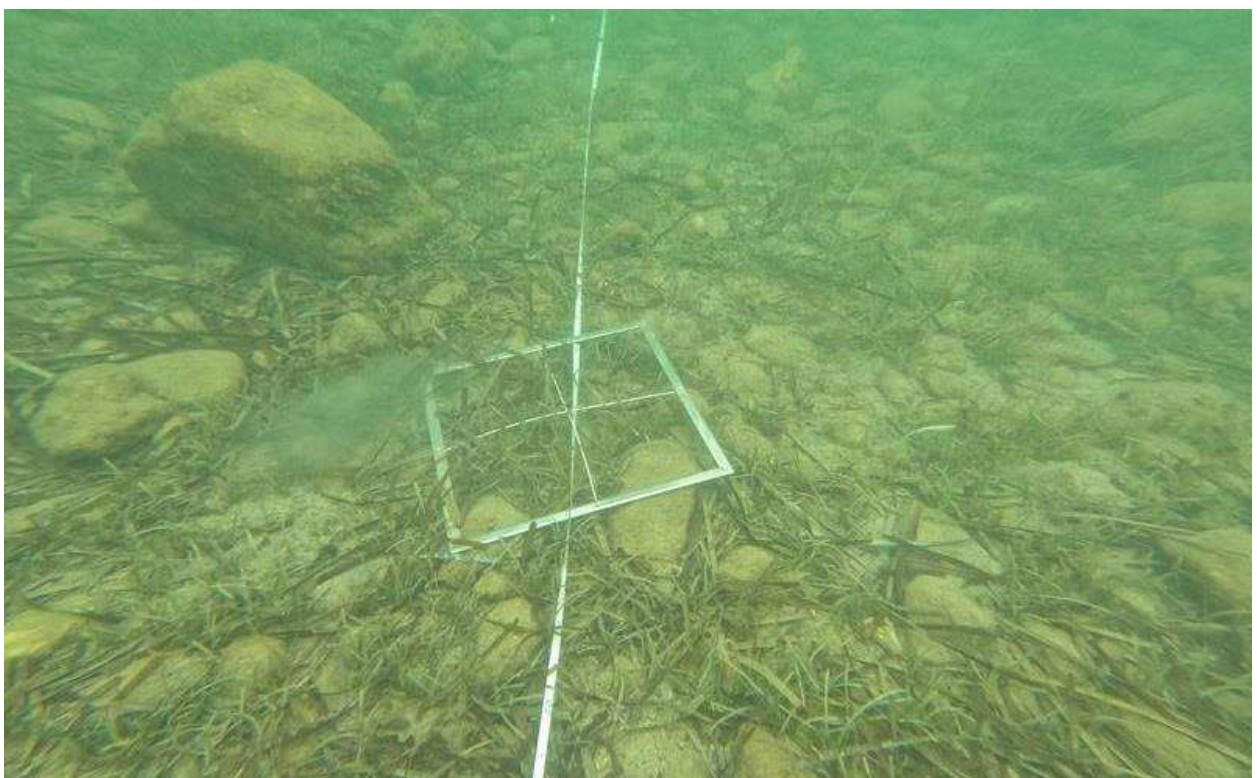
Tabla 3-14. Longitudes de hojas medidas en cada una de las estaciones, con sus respectivos promedios y desviaciones estándar.

ESTACIÓN	Nº HACES									PROMEDIO	DES. EST.
	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
1	8,5	6,6	8,3	6,1	5,1	2	4,5	8,4	8,3	6,42	2,25
2	2,4	13,1	11,2	4,6	2,4	2,8	1,6	1,8	8,6	5,39	4,42
3	7,3	15,5	11,3	12,2	6	15	9,9	4	7,2	9,82	4,01
4	4	4,8	12,9	9,9	4,3	18,9	18	6,8	12,4	10,22	5,73
5	14	8,3	14,5	9,3	2,4	6,8	11,5	8,5	4,1	8,82	4,10
6	4,8	4,9	7,2	17,7	8	14	6,1	3,9	10,7	8,59	4,68
7	3,3	6,9	15	6,9	17,7	13,4	18,7	10,9	12,8	11,73	5,21
TOTAL										8,71	4,69
Total estaciones 1 y 2										5,91	3,34
Total estaciones 3 a 7										9,84	4,66

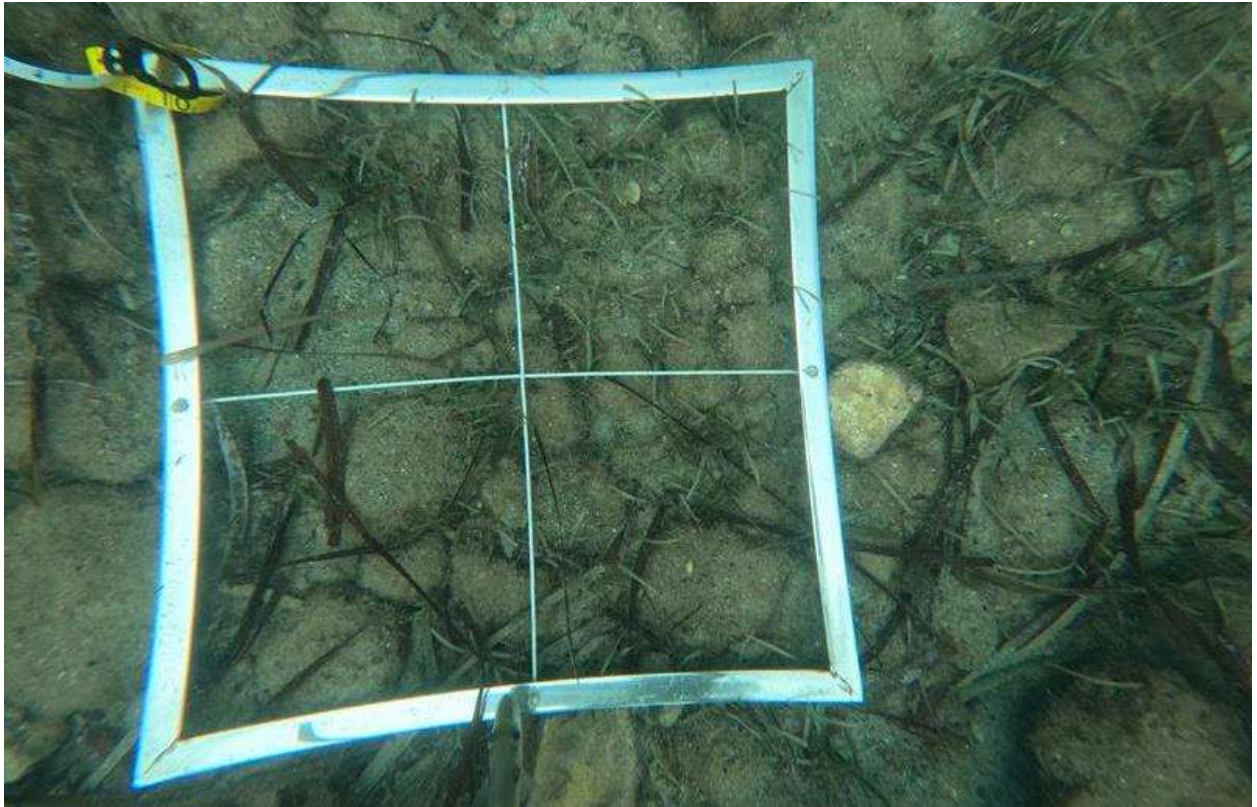
3.2.3. Fotografías de medición de cobertura en las estaciones seleccionadas



Fotografía 3-5. Ubicación de la estación 1 en el interior del puerto de Tabarca.



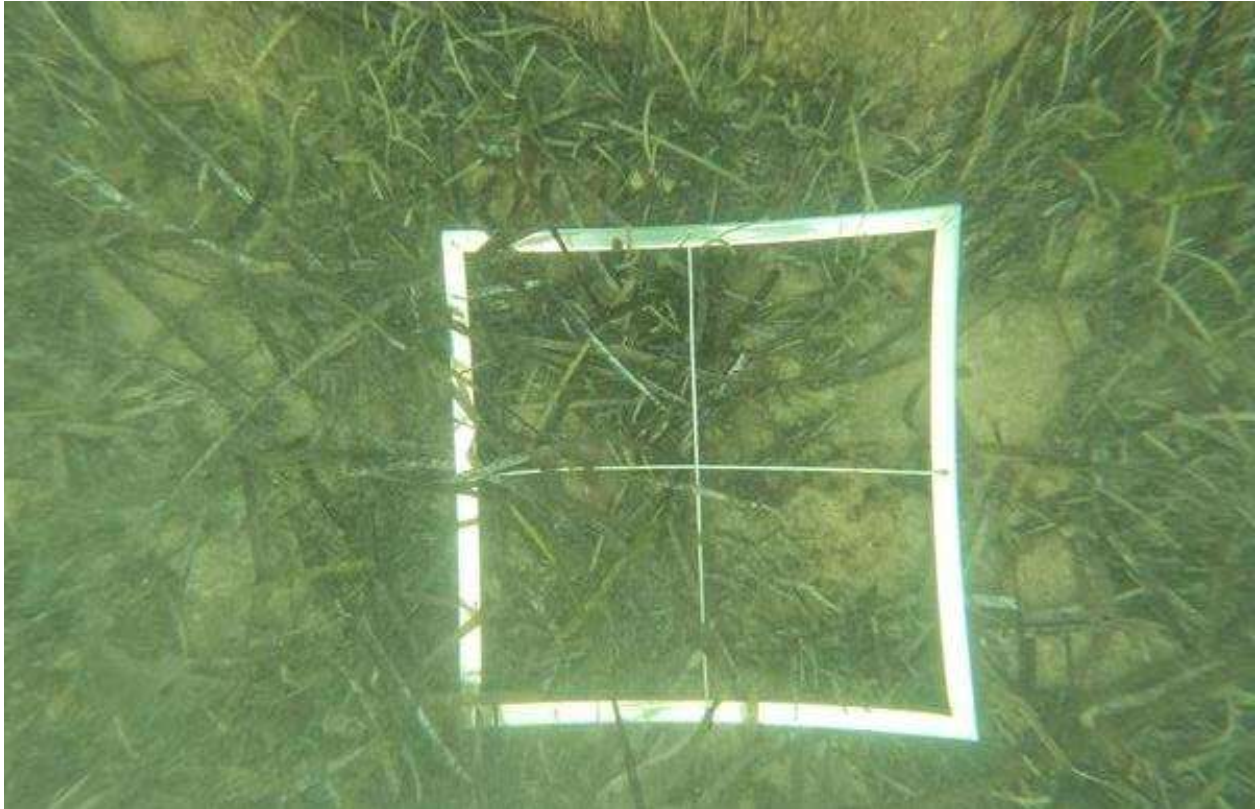
Fotografía 3-6. Detalle de un transecto con el cuadrado de medición en la posición 15 m en el interior del puerto de Tabarca (estación 1).



Fotografía 3-7. Cuadrado de medición en la estación 1.



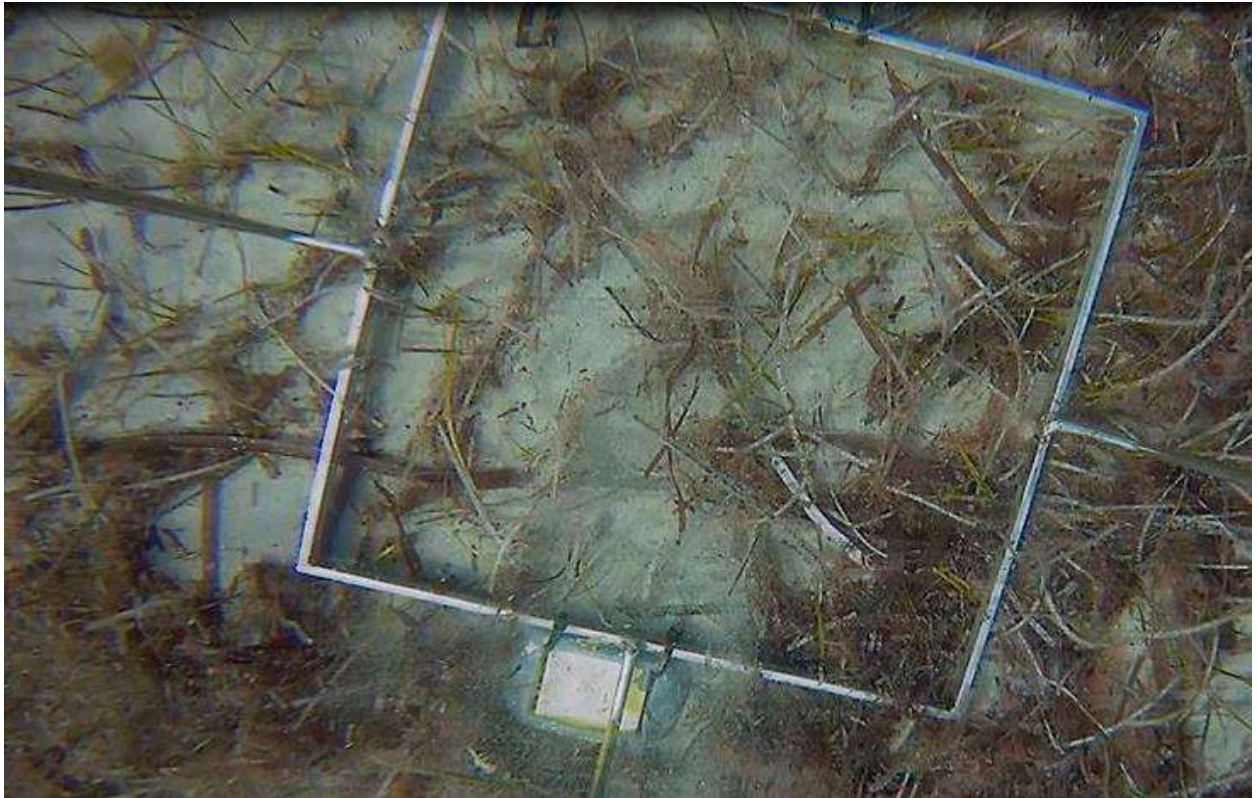
Fotografía 3-8. Detalle del transecto en la estación 2 en el interior del puerto de Tabarca.



Fotografía 3-9. Cuadrado de medición en la estación 2.



Fotografía 3-10. Detalle de lastres, cadenas y cabos, alrededor de matas de *P. oceanica* y praderas de *C. nodosa*, en el interior del puerto de Tabarca.



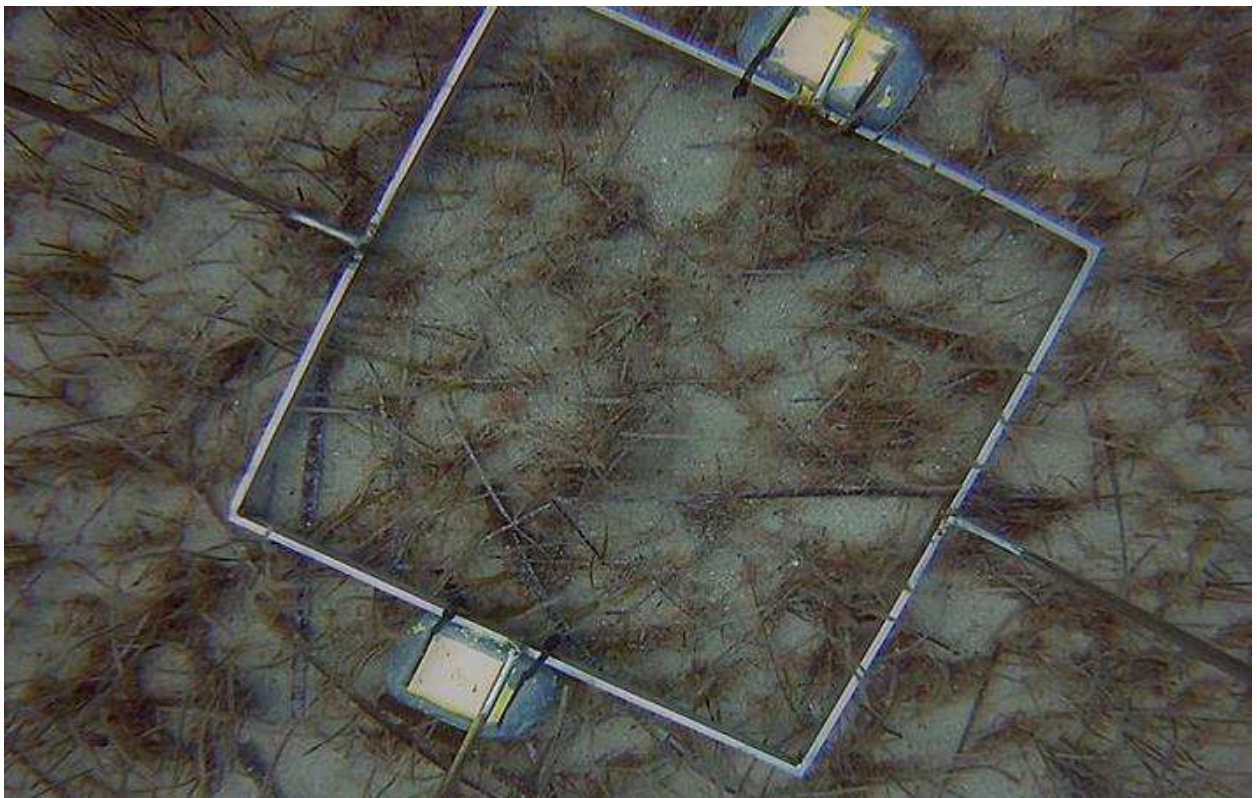
Fotografía 3-11. Cuadrado de medición en la estación 3.



Fotografía 3-12. Cuadrado de medición en la estación 4.



Fotografía 3-13. Cuadrado de medición en la estación 5.



Fotografía 3-14. Cuadrado de medición en la estación 6.



Fotografía 3-15. Cuadrado de medición en la estación 7.

3.3. Formaciones organógenas (*Drendropoma lebeche*); “bosques” de *Cystoseira spp.* e impactos sobre ellas

3.3.1. Metodología

Se empleó el método CARLIT (CARrtography LIToral) para el seguimiento de las poblaciones de macroalgas de la franja litoral, con el fin de determinar tanto la calidad del agua como el impacto que sufren por el pisoteo. También lo aplica la Directiva Marco del Agua en la Comunitat Valenciana (DMA). Se trata de un índice que evalúa el estado ecológico de las masas de agua costeras a partir de la cartografía de las comunidades de macroalgas existentes en el intermareal y submareal cercano a un determinado tramo de litoral rocoso. Así pues, el CARLIT usa las macroalgas como elemento biológico clave para evaluar el estado ecológico de las aguas costeras en el ámbito de la Directiva Marco del Agua europea.

Esta metodología combina la cartografía de las comunidades con su capacidad indicadora de la calidad del agua, usando tecnología SIG (Sistema de Información Geográfica). Proporciona un índice que cumple con los requerimientos de la DMA: considera estaciones con condiciones de referencia y se expresa como un valor numérico que varía entre cero y uno. Es un método descrito por Ballesteros *et al.* (2007) como una herramienta de monitoreo cartográfico que permite calcular el índice de calidad ecológica (EQR: Ecological Quality Ratio) usando macroalgas (Asnaghi *et al.*, 2009).

El muestreo se efectúa en todo el borde litoral del LIC, descartando los tramos de arenas o guijarros. Para establecer adecuadamente las estaciones de seguimiento, se realizó una caracterización y

distribución de los hábitats bentónicos de las formaciones organógenas y de los bosques de *Cystoseira* spp. mediante la consulta de cartografías bionómicas disponibles de la zona y la propia inspección del borde litoral, esta última llevada a cabo tanto a pie de costa como desde embarcación. A cada tramo muestreado del litoral se le atribuye un estado de calidad ambiental. El índice EQR se calcula comparando los valores del área estudiada con los de la zona de referencia.

Las ventajas de utilizar el índice CARLIT son las siguientes:

- Su aplicación permite elaborar una cartografía de las comunidades intermareales rocosas, prestando especial atención a especies de interés conservacionista (Bermejo *et al.*, 2012).
- Es una metodología no destructiva al basarse en un muestreo visual, por lo que su aplicación no representa una amenaza para determinadas especies sensibles de crecimiento lento, como es el caso de *Cystoseira* spp.
- El tratamiento de los datos es rápido al no requerir el ulterior procesado de muestras en el laboratorio, lo cual reduce el coste total del seguimiento.
- Es de aplicación sencilla, puesto que no requiere de unos conocimientos taxonómicos exhaustivos.

En la Tabla 3-15 se enumeran los distintos tipos de comunidades valorados por el estudio de Ballesteros *et al.* (2007), con sus respectivos niveles de sensibilidad. En la Comunitat Valenciana, las formaciones de nivel 20, definidas como “Trottoir” o cornisas de *Lithophyllum byssoides*, solo están presentes en algunas zonas del litoral norte de Castellón. Es por ello que, en el caso que interesa, se ha considerado apropiado incluir en su lugar a las formaciones del vermético *Dendropoma lebeche*, puesto que poseen el mismo nivel y significan el equivalente ecológico en el Mediterráneo meridional. Entre estas formaciones, se seleccionan aquellas que desarrollan cornisa, descartando las de crecimiento monoestratificado o en mamelones aislados. Dado que estas formaciones suelen darse de forma combinada con los poblamientos de *Cystoseira*, se ha promediado según el nivel de sensibilidad de las formaciones de *Cystoseira* y la longitud de costa ocupada.

Tabla 3-15. Descripción y niveles de sensibilidad de las principales comunidades, según Ballesteros *et al.* 2007.

CATEGORÍA	DESCRIPCIÓN	NIVEL DE SENSIBILIDAD
<i>Cystoseira mediterranea</i> 5	Cinturón continuo de <i>C. mediterranea</i> / <i>stricta</i>	20
<i>Cystoseira crinita</i>	Poblamientos de <i>C. crinita</i>	20
<i>Cystoseira balearica</i>	Poblamientos de <i>C. balearica</i>	20
<i>Cystoseira</i> protegida	Poblaciones de <i>C. foeniculata</i> / <i>barbata</i> / <i>spinosa</i> v. <i>tenuior</i> / <i>compressa</i> v. <i>pustulata</i>	20
Arrecife de <i>Posidonia</i>	Arrecife barrera de <i>P. oceanica</i>	20
<i>Cymodocea nodosa</i>	Praderas de <i>Cymodocea nodosa</i>	20
<i>Zostera noltii</i>	Praderas de <i>Zostera noltii</i>	20
Trottoir	Cornisas de <i>Lithophyllum byssoides</i>	20
<i>Cystoseira mediterranea</i> 4	Cinturón casi continuo de <i>C. mediterranea</i> / <i>stricta</i>	19
<i>Cystoseira mediterranea</i> 3	Abundantes manchas densas de <i>C. mediterranea</i> / <i>stricta</i>	15

CATEGORÍA	DESCRIPCIÓN	NIVEL DE SENSIBILIDAD
<i>Laurencia obtusa</i>	Manchas dispersas o cinturón de <i>Laurencia spp.</i>	12
<i>Cystoseira mediterranea 2</i>	Manchas dispersas de <i>C. mediterranea / stricta</i>	12
<i>Cystoseira compressa</i>	Poblaciones de <i>C. compressa v. compressa</i>	12
<i>Algas fotófilas</i>	Poblaciones de distintas algas fotófilas sin presencia de especies nitrófilas	12
<i>Cystoseira mediterranea 1</i>	Manchas raras y dispersas de <i>C. mediterranea / stricta</i>	10
<i>Corallina</i>	Cinturón de <i>Corallina elongata</i> sin <i>Cystoseira</i>	8
<i>Haliptilon</i>	Cinturón de <i>Haliptilon virgatum</i> sin <i>Cystoseira</i>	8
<i>Mytilus</i>	Lechos de mejillones (<i>Mytilus galloprovincialis</i>) sin <i>Cystoseira</i>	6
Corallinas incrustantes	Cinturón superficial sublitoral de <i>Lithophyllum incrustans</i> , <i>Neogonolithon brassica-florida</i> y otras coralináceas incrustantes	6
Algas verdes	Cinturón superficial sublitoral de <i>Ulva</i> y <i>Cladophora</i>	3
Verde azuladas	Comunidades Dominadas Por Cianobacterias y <i>Derbesia tenuissima</i>	1

En algunas zonas se han observado dos comunidades dominantes de la clasificación de Ballesteros *et al.* (2007). En esos casos, se han cuantificado y se ha realizado la media prorrateada según las longitudes de ocupación y el valor de sensibilidad establecido.

A cada tramo de costa asignado a una comunidad, se le añade una información complementaria sobre dos parámetros morfológicos que se cree que afectan, en mayor o menor grado, a la presencia/ausencia y al estado de las comunidades:

- el tipo de costa (rocosa alta, rocosa baja, presencia de bloques de diámetro menor de 1m, etc.);
- la naturaleza natural o artificial del sustrato.

Es el valor EQrsi, el cual está establecido en el propio método. Sus valores se exponen en la Tabla 3-16, e indican la calidad ecológica de las zonas de referencia para las diferentes situaciones *i*. Ello permite comparar las comunidades de los tramos de costa de la zona a evaluar y los de las zonas de referencia, igualando estos factores y suponiendo, por tanto, que básicamente las diferencias detectadas en el tipo o el estado de las comunidades se deben a la calidad del agua. El cálculo del EQRSI siempre se realiza comparando tramos de costa con una combinación semejante de parámetros.

Tabla 3-16. Calidad ecológica de las zonas de referencia para la situación *i*, EQrsi de las zonas de referencia para los diferentes tipos de paisaje posible.

SITUACIÓN	TIPO DE COSTA	N/A	EQRSI
1	Bloques decimétricos	Artificial	12,06
2	Costa Baja	Artificial	11,88
3	Costa Alta	Artificial	8,00
4	Bloques decimétricos	Natural	12,20
5	Costa Baja	Natural	16,61
6	Costa Alta	Natural	15,25

La información obtenida en el litoral se trasladaba a un Sistema de Información Geográfica (SIG), mediante el programa QGIS. De todos los datos obtenidos, podemos extraer:

- la distribución y estado de las diferentes comunidades litorales, y
- un índice de calidad ambiental (EQR: Ecological Quality Ratio), asociado al tramo de costa analizado

El cálculo del EQR se realiza siguiendo los siguientes pasos:

- a. Ecological Quality (EQ): Se calcula el valor de calidad ambiental (EQ_{ssi}) para cada situación definida por los parámetros morfológicos:

$$EQ_{ssi} = \frac{\sum(li \times SLi)}{\sum li}$$

donde (**EQ_{ssi}**) es la calidad ambiental de un determinado tramo de costa, (**li**) la longitud de costa ocupada por la comunidad *i* y (**SL_i**) el nivel de sensibilidad de la comunidad *i*. Los valores asignados a cada comunidad han sido establecidos de forma empírica en función de los conocimientos ya adquiridos y de la bibliografía.

- b. Ecological Quality Ratio (EQR): Se calcula el valor del EQR en base al cálculo del EQ, siendo el cociente entre el valor EQ de la zona a valorar respecto al valor EQ de referencia para cada situación y a su extensión en la zona. El valor del EQR oscila entre 0 y 1 (el denominador siempre es mayor o igual al numerador); indicando un buen estado ecológico cuando los valores son próximos a 1 y un mal estado ecológico cuando están próximos a 0.

$$EQR = \frac{\sum_{EQrsi} EQ_{SSi} \times li}{\sum li}$$

donde, (**EQ_{ssi}**) es la calidad ecológica (EQ) de la zona estudiada para la situación *i*, (**EQ_{rsi}**) es la calidad ecológica de las zonas de referencia para la situación *i*, y (**li**) es la longitud del tramo de costa para la situación *i* en la zona de estudio. Las diferentes categorías de calidad ambiental según el EQR se muestran en la Tabla 3-17.

Tabla 3-17. Categorías del estado ecológico en función del EQR.

EQR	NIVEL DE CALIDAD	NIVEL DE ALTERACIÓN
0,75 – 1	Muy bueno	Inexistente o muy pequeña
0,60 – 0,75	Bueno	Ligera
0,40 – 0,60	Medio	Moderada
0,25 – 0,40	Deficiente	Grande
0 – 0,25	Malo	Aguda

3.3.2. Resultados

3.3.2.1. Descripción de sectores

Los sectores considerados son los siguientes:

1. Islote de la cantera.
2. Muralla norte.
3. Muralla sur.
4. Escollera del puerto.
5. Litoral norte del campo
6. Litoral sur del campo.
7. Islotes.

En los Mapas 3-3 y 3-4 se muestra la ubicación de tales sectores, junto con la representación de los cinturones litorales de las comunidades expresadas en la Tabla 3-15.

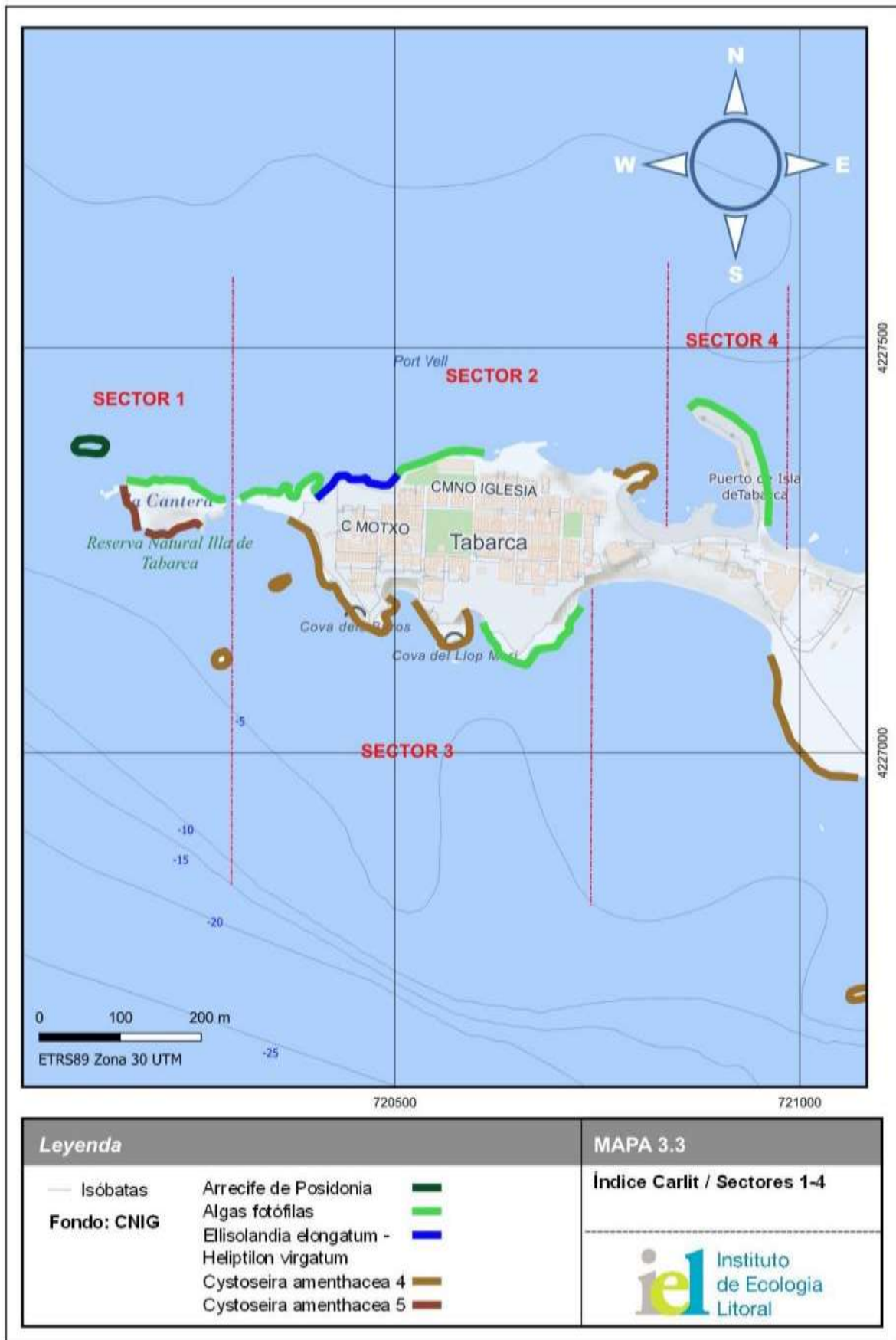
La inspección se llevó a cabo el día 20 de septiembre con condiciones de buena mar y presión atmosférica de 1.017 mb, lo que equivale aproximadamente entre 3 y 5 cm por debajo del nivel del cero biológico.

1. Islote de la cantera.

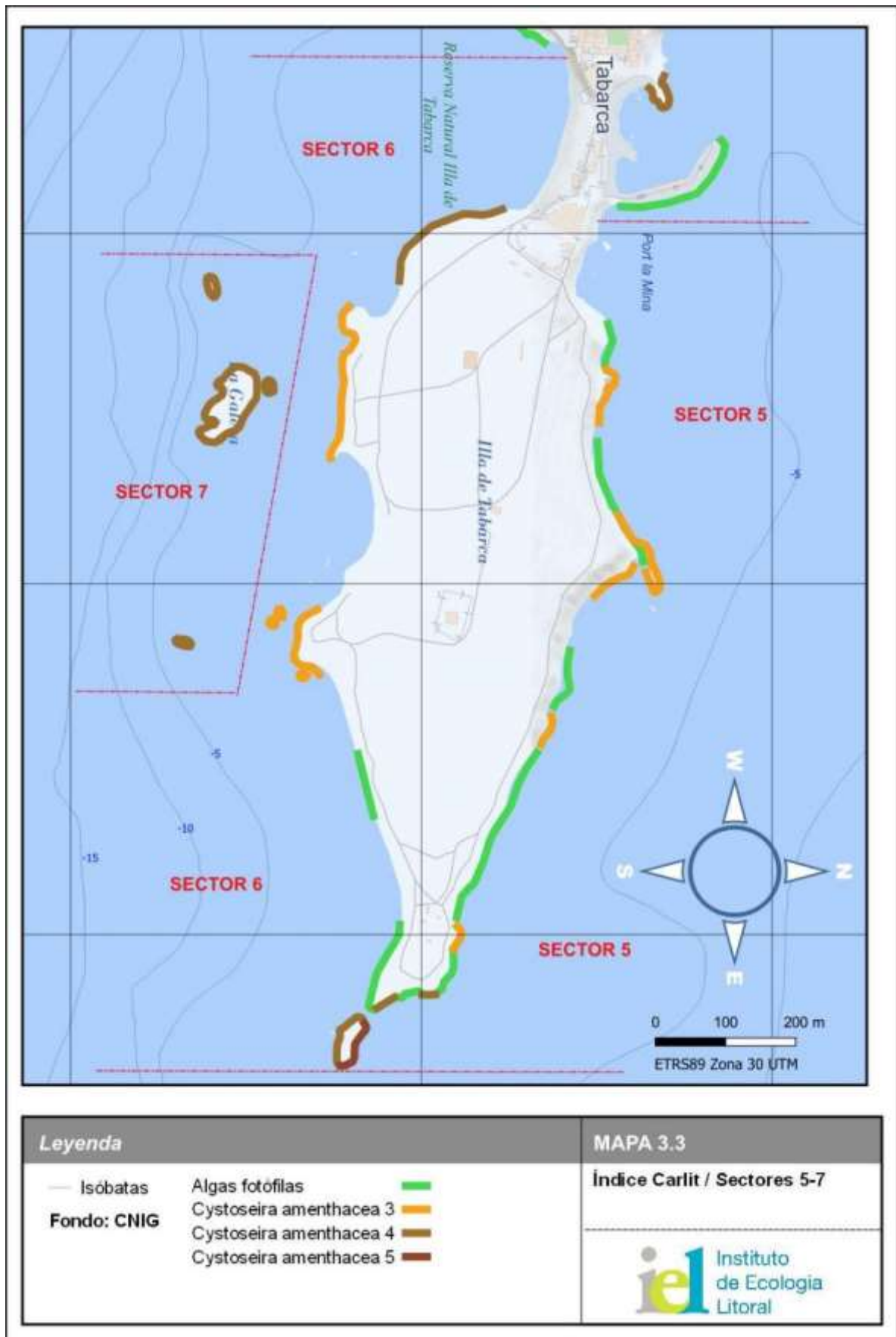
Corresponde a un enclave de naturaleza arenisca que constituyó un montículo elevado, pero que antaño sufrió la extracción de piedras para la construcción de la muralla y de las edificaciones prominentes del poblado: iglesia, Casa del Gobernador, torre San José y la casa de “La Marquesa”, entre otras. El resultado final es el de un islote casi plano (Fotografía 3-16), separado de la isla principal por un paso angosto que los visitantes atraviesan con el agua a la altura de la cintura. La extracción de los bloques de arenisca modeló este espacio, favoreciendo la existencia de plataformas rocosas planas a la misma altura de la orilla del mar, las cuales facilitaron la carga de tales bloques. Es en estas plataformas, y más concretamente en los bordes de sus caras sur y este, donde se desarrolla un continuo de formaciones de *Dendropoma lebeche* y *Cystoseira stricta* (Fotografía 3-17), jalonado por abundante recubrimiento algal en el que destaca, en la parte interior de la plataforma, una densa cobertura de especies fotófilas, tales como *Padina pavonica*, *Acetabularia acetabulum* y *Halopteris scoparia*.

En la cara norte predominan los bloques cercanos a la costa, donde se advierte un cinturón en el horizonte mediolitoral de algas verdes muertas. Su muerte es causada por su exposición prolongada a la desecación, tras episodios continuados de calmas provocados por la elevada presión atmosférica (Fotografía 3-18).

Cabe resaltar el arrecife-barrera de *Posidonia oceanica* que se extiende al norte del islote de la Cantera, puesto que representa una de las escasas formaciones de este tipo en la Comunidad Valenciana.



Mapa 3-3. Sectores 1 a 4. Formaciones organógenas y “bosques” de *Cystoseira*.



Mapa 3-4. Sectores 5 a 7. Formaciones organógenas y “bosques” de *Cystoseira*.



Fotografía 3-16. Aspecto del islote de La Cantera.



Fotografía 3-17. Formación en cornisa de *Dendropoma lebeche*, con abundante cobertura algal de *Cystoseira stricta*.



Fotografía 3-18. Horizonte del mediolitoral en la cara norte del islote de La cantera, con encostramiento de algas verdes, muertas por el efecto prolongado de las "calmas".

2. Muralla norte.

En este sector predominan los sustratos de bloques de escollera (Fotografía 3-19 y 3-20). Aquí existen numerosas paredes verticales, por lo que se trata de un tramo con el protagonismo del cinturón de *Ellisolandia elongata* y *Haloptilon virgatum* (Fotografía 3-21), junto a especies de carácter esciáfilo.



Fotografía 3-19. Aspecto de la muralla en la cara norte, con grandes bloques de escollera.



Fotografía 3-20. Aspecto de la muralla en la cara norte, con grandes bloques de escollera.



Fotografía 3-21. Desarrollo de *Ellisolandia elongata* en los bloques de la escollera.

3. Muralla sur.

Al igual que en el sector anterior, dominan los sustratos de bloques de escollera y, en consecuencia, las paredes verticales. No obstante, a diferencia de la cara norte, en vez del predominio del cinturón de *Ellisolandia elongata* y *Haloptilon virgatum*, hay una mayor presencia de algas fotófilas (*Laurencia spp.*, *Padina pavonica*, *Halopteris spp.*), así como pequeñas formaciones de vermétidos (Fotografía 3-22).



Fotografía 3-22. Formaciones del piso mediolitoral e infralitoral superior dominadas por *Jania rubens*, *Laurencia obtusa* y diversas fucas, con formaciones de cornisa de *Dendropoma lebeche*.

4. Escollera del puerto.

Asimismo, en este sector dominan los bloques de escollera (Fotografía 3-23) y las paredes verticales, por lo que el protagonista es el cinturón de *Ellisolandia elongata* y *Haloptilon virgatum*. La presencia de especies nitrófilas, común en este tipo de sustratos, está limitada a las zonas de esorrentía. En las partes internas de los bloques predominan especies de carácter esciáfilo.



Fotografía 3-23. Aspecto exterior de la escollera del puerto, con grandes bloques colonizados por diversas especies de algas.

5. Litoral norte del campo

El campo de la isla es la zona donde antiguamente los habitantes tenían pequeños cultivos de subsistencia, principalmente cereales e higo chumbo. Estos cultivos apenas disponían de tierra y se asentaban sobre un sustrato rocoso de naturaleza volcánica. El sustrato volcánico aflora en el perímetro litoral de todo el campo, formando una serie de farallones aislados (Fotografía 3-24) donde hay presencia de especies como *Jania rubens* y cinturones o manchas aisladas de *Cystoseira stricta* (Fotografía 3-25), así como otras especies del género *Cystoseira*. En estos afloramientos rocosos, las formaciones de verméticos alcanzan un desarrollo notable (Fotografía 3-26).



Fotografía 3-24. Arrecifes rocosos a lo largo de la costa norte del campo de la isla.



Fotografía 3-25. Recubrimiento algal con dominancia de *Jania rubens* y enclaves de *Dendropoma lebeche* y *Cystoseira* spp.



Fotografía 3-26. Detalle del recubrimiento algal y de *Dendropoma lebeche* en los farallones del litoral norte del campo.

6. Litoral sur del campo.

Al igual que en el tramo anterior, hay diversos afloramientos rocosos entre el islote de La Galera y la Punta Falcó (Fotografía 3-27), donde se desarrolla *Dendropoma lebeche* aunque en menor medida que en el caso de las formaciones de la vertiente norte. También se detectan diversas manchas aisladas de *Cystoseira stricta* (Fotografía 3-28 y Fotografía 3-29).



Fotografía 3-27. Farallones dispersos en el litoral sur de la isla.



Fotografía 3-28. Aspecto de los afloramientos rocosos en el litoral sur del campo de la isla, con importantes recubrimientos de algas verdes no nitrófilas.



Fotografía 3-29. Formaciones de cornisa de *Dendropoma lebeche* y manchas de *Cystoseira* spp.

7. Islotes.

Poseen una morfología similar a la observada en los farallones de la cara sur de la isla, pero con un desarrollo algal mayor y con cinturones casi continuos de *Cystoseira* spp. Debido al embate del oleaje, las formaciones de verméticos están reducidas, quedando limitadas a estados monoestratificados o a pequeñas cornisas, a menudo recubiertas completamente por estrato fital (Fotografías 3-30 y 3-31).



Fotografía 3-30. Recubrimiento en las plataformas de los islotes con recubrimiento algal de *Jania rubens*, y pequeñas formaciones de *Dendropoma lebeche* y, manchas aisladas de *Cystoseira stricta*.



Fotografía 3-31. Detalle de las formaciones de *Cystoseira*.

3.3.2.2. Cálculo del Índice CARLIT

El cálculo del EQR se realiza en relación a los valores óptimos de referencia que, según Ballesteros *et al.* (2007), es de 16,6 para las costas naturales bajas y de 12,2 para las costas naturales bajas formadas por bloques decimétricos, situación esta última que se da a lo largo de la costa norte y sur del campo de la isla (sectores 5 y 6). La escollera del puerto se considera costa artificial, por lo que se le asigna un valor EQ de 11,88.

En la Tabla 3-18 se representan los valores calculados tanto para cada tramo como para el conjunto del Parque Natural. Todos los casos alcanzan la máxima calificación de “Muy Buen Estado” ecológico. Los mayores EQR se obtienen en la costa sur del campo (sector 6), con un valor de 1,31, seguido del sector norte del campo y los islotes (sectores 5 y 7), con valores respectivos de 1,25 y 1,14. El valor más bajo se da en la muralla norte (sector 2), con un 0,77, que, aun estando dentro de la calificación de “Muy Bueno”, se halla próximo al límite inferior de 0,75, el cual marca la diferencia entre “Bueno” y “Muy Bueno”. La limitación de plataforma, junto al predominio del cinturón de *Ellisolandia elongata*, son la causa de la menor calificación en este sector.

Tabla 3-18. Valores obtenidos por zonas y subsectores de dominancia de las comunidades bentónicas, con el cálculo del EQ, EQR, y significación ecológica.

Valor de sensibilidad RMIPCSA	Arr. Posid.	Ver. + Cyst5	Cyst5	Ver. + Cyst4	Cyst4	Ver. + Cyst3	Cyst3	Ver. + Algas f.	Algas f.	Ellisol. & Halip.	Longitud total (m)	% Long. total	EQ	Tipo de costa	Coef. Costa	EQR	Estado ecológico	
	20	20	20	19,5	18	17,5	15	16	12	8								
Sector	1	98	117	117	-	55	-	-	29	121	-	537	8%	17,88	BAJA	16,60	1,08	Muy bueno
	2	-	-	-	-	95	-	-	55	271	117	538	8%	12,78	BAJA	16,60	0,77	Muy bueno
	3	-	-	-	-	439	-	-	-	181	-	620	10%	16,96	BAJA	16,60	1,02	Muy bueno
	4	-	-	-	-	-	-	-	-	202	-	202	3%	12,00	ARTIFICIAL	11,88	1,01	Muy bueno
	5	-	81	81	19	19	423	423	739	739	-	2524	39%	15,22	BLOQUE NAT.	12,20	1,25	Muy bueno
	6	-	-	-	128	330	127	466	150	287	-	1488	23%	16,01	BLOQUE NAT.	12,20	1,31	Muy bueno
	7	-	-	-	-	524	-	-	-	-	-	524	8%	19,00	BAJA	16,60	1,14	Muy bueno
TOTAL	98	198	198	147	1462	550	889	973	1801	117	6433	100%	15,79		13,71	1,15	Muy bueno	

3.4. Seguimiento de invertebrados de interés.

3.4.1. Metodología.

Conforme a lo indicado en el pliego de prescripciones técnicas, el seguimiento de las poblaciones litorales de lapas e infralitorales de erizos se ha efectuado mediante los parámetros densidad (m^2) y tamaño de los individuos. El diseño muestral para el caso de las lapas (*Patella* spp.) fue el siguiente:

- 4 zonas, 2 de frecuentación alta (AF) y 2 de frecuentación baja (BF).
- 3 sitios dentro de cada zona (S1, S2 y S3).
- 10 réplicas para lapas (*Patella* spp.) y 10 réplicas para erizos (*Paracentrotus, Arbacia*).

De este modo, el número total de réplicas fue de 120 réplicas:

$$4 \text{ zonas} \times 3 \text{ sitios/zona} \times 10 \text{ réplicas/sitio} = 120 \text{ réplicas}$$

Cada réplica implica la medición en una superficie de 40 x 40 cm, delimitada por un cuadrado metálico. Las réplicas o cuadrados se distribuyeron de forma aleatoria a partir del 0 biológico. El tamaño se tomó midiendo el diámetro longitudinal de la concha, gracias a un calibre (precisión 0,1 mm) (Fotografía 3-32).



Fotografía 3-32. Conteo de ejemplares de lapas en el horizonte mediolitoral inferior con cuadrado de 40 x 40 cm.



Fotografía 3-33. Realización de un censo de erizos a lo largo de un transecto de 50 m de longitud.

El muestreo de erizos (*Paracentrotus, Arbacia*) fue similar, pero la unidad muestral en este caso consistió en recorridos a lo largo de un transecto lineal de 50 m de longitud y un metro de ancho (Fotografía 3-33). Los erizos registrados en tales superficies se identificaron por especie, anotando su número y midiendo su diámetro por medio de un calibre. La ubicación de los transectos se llevó a cabo a profundidades de entre 2 y 5 metros, en las biocenosis o comunidades predominantemente fotófilas y cercanas a la pradera de *Posidonia oceanica* (fo). La superficie muestreada en total ascendió a 2.000 m²:

$$4 \text{ zonas} \times 10 \text{ transectos} = 40 \text{ transectos de } 50 \text{ m} \times 2 \text{ m} = 2.000 \text{ m}^2$$

El muestreo de nacras (*Pinna nobilis*) se efectuó en las estaciones consideradas para el seguimiento de las praderas de *Posidonia oceanica*. Se estimó la densidad de *Pinna* spp. en 4 transectos de 20 x 2 metros. Dada la ausencia de ejemplares de *P. nobilis*, a causa de la pandemia acaecida en 2017, se sumaron posibles avistamientos en los transectos realizados para los censos visuales de peces, anotándose asimismo los ejemplares de la nacra de roca o *P. rudis*.

Para el estudio del impacto del buceo sobre invertebrados sensibles, se han realizado mediciones de colonias del briozoo *Myriapora truncata* antes (junio de 2023) y después (noviembre de 2023) de la temporada de buceo. Se colocaron dos marcas en el islote del Escull Negre y otras dos en el del Escull Roig (Fotografía 3-34). Se escogieron ambos enclaves por su idoneidad para albergar colonias de *M. truncata* en lo que son las aguas interiores de la reserva. Se fotografiaron 5 colonias aleatoriamente del alrededor de cada marca; dichas colonias se plasman en un esquema para poder ubicarlas, reconocerlas y repetir el proceso en la visita posterior una vez terminada la temporada de buceo. Mediante el programa ImageJ, se ha medido el área y perímetro de cada colonia. La necrosis o área epifitada de la colonia se ha cuantificado y clasificado del siguiente modo: 1 (entre 0 y 25%), 2 (25-50%), 3 (50-75%) o 4 (75-100%).



Fotografía 3-34. Toma de imágenes de colonias (izquierda) y conteo de trozos desprendidos (derecha).

Además, se ha contado el número de trozos de colonias desprendidos que se encontraban en el fondo; en cada marca, tales trozos se contabilizan en 3 cuadrados de 250 cm², es decir un total de 6 cuadrados para cada islote. Los trozos se han clasificado en 3 categorías: pequeños (1 o 2 ramificaciones), medianos (de 3 a 5 ramificaciones) o grandes (más de 5 ramificaciones).

El Escull Negre es un enclave popular para el buceo, por lo que se trata de una zona con alta afluencia de buceadores. En cuanto al Escull Roig, representa una zona de baja frecuencia. El modelo experimental, tanto para las medidas de las colonias como para el número de trozos, incluye el factor fijo y ortogonal temporada de buceo (*E*), con dos niveles (antes y después), y el factor fijo frecuentación (*Z*), con dos

niveles (alta y baja). Finalmente, un factor aleatorio de marca (M) anidado en la interacción entre temporada y frecuentación. Se ha realizado un análisis de varianzas (ANOVA) con el programa RStudio para el siguiente modelo:

$$y = E + Z + ExZ + M(ExZ) + e$$

En los casos de lapas y erizos, los datos obtenidos se analizaron empleando métodos univariantes de análisis de la varianza (ANOVAs), comparando si existían diferencias significativas entre las zonas de alta y baja frecuentación. En tales casos se consideró tomar como límite de confianza en el 0,05.

3.4.2. Resultados.

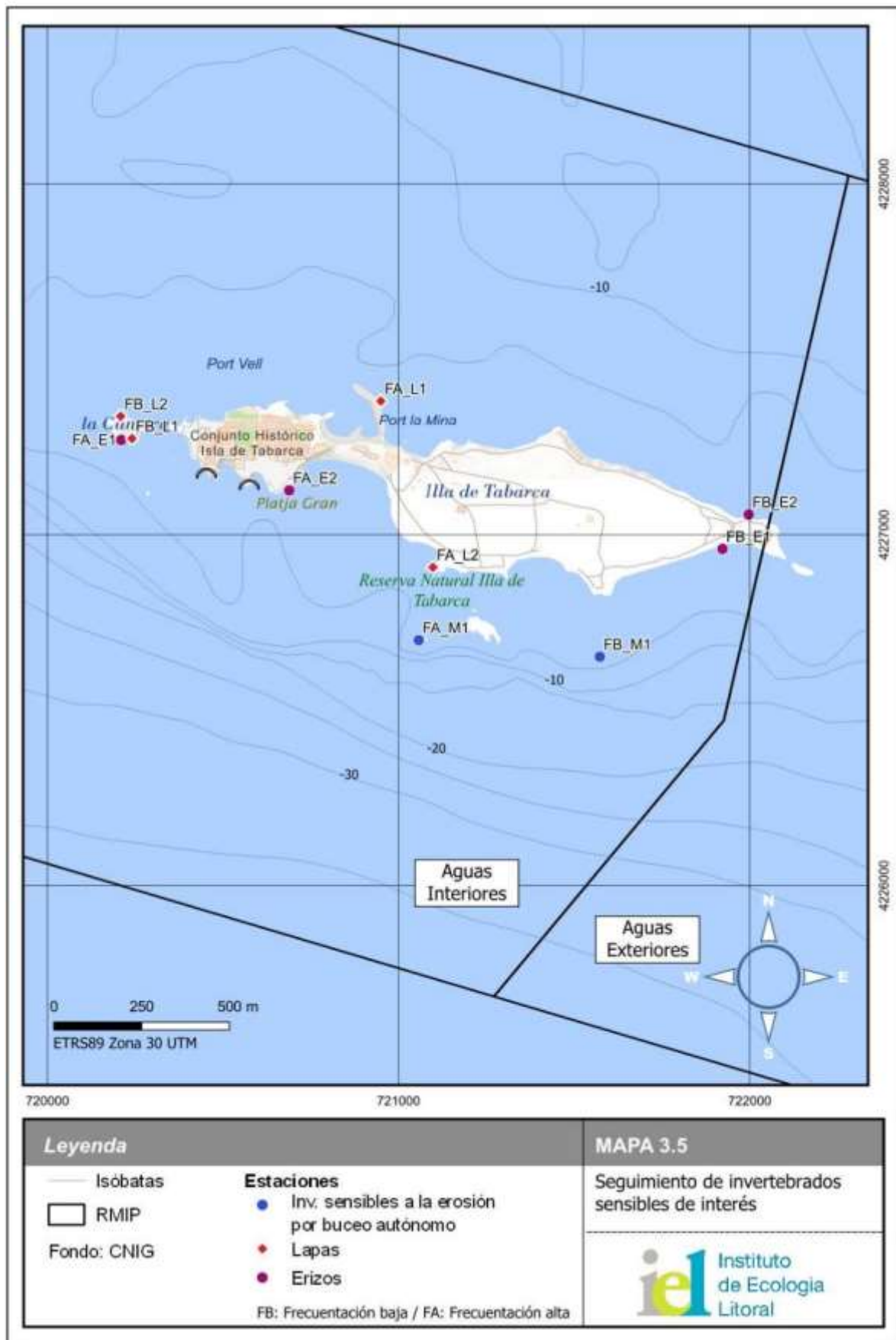
3.4.2.1. Poblaciones de lapas (*Patella spp.*).

Las especies observadas correspondieron a *Patella rustica* (Fotografía 3-35), *P. ulyssiponensis* y *P. caerulea*, las cuales se agrupan en *Patella spp.* para su estudio o análisis.



Fotografía 3-35. Ejemplares de *Patella rustica* en el horizonte inferior del piso mediolitoral.

Las dos zonas seleccionadas como de alta frecuentación son las franjas litorales situadas al Este de la playa de la Isla (AF1) y en la escollera del puerto (AF2). Las dos zonas escogidas de baja frecuentación se emplazan en el islote de La Cantera, en sus sectores sur (BF1) y norte (BF2) (Mapa 3-5). Sus coordenadas geográficas se especifican en la Tabla 3-19.



Mapa 3-5. Localización de las estaciones de muestreo.

Tabla 3-19. Coordenadas geográficas en UTM de las estaciones de seguimiento para las poblaciones de lapas.

Zona	Localidad	Coordenadas UTM	
		X	Y
Alta frecuentación AF	L1 (AF1)	721098	4226907
	L2 (AF2)	720950	4227381
Baja Frecuentación BF	L1 (BF1)	720241	4227274
	L2 (BF2)	720209	4227337

Los datos obtenidos de tallas y abundancia, homogeneizada a m^2 , se acompañan en el *Anejo IV: Invertebrados de interés: abundancia y tallas de lapas*. El resultado obtenido en el muestreo de 2023 se resume en la Tabla 3-20, registrándose un total de 761 ejemplares: 438 en zonas de baja frecuentación y 323 en las de alta.

Tabla 3-20. Número, abundancia y tallas de las lapas contabilizadas en las zonas de baja y alta frecuentación en la RMIP Isla de Tabarca en 2023.

Frecuentación	Zona	Sitio	Tallas (longitudes cm)				Abundancia (ind./m ²)		
			Lmáx.	Lmín.	Promedio	Desv.	Promedio	Desv.	
Baja	1	1	4,47	0,54	2,12	1,14	52,50	8,94	
		2	4,64	0,43	2,13	0,92	57,50	20,79	
		3	5,14	0,45	2,32	1,03	31,25	14,13	
	2	1	3,82	0,44	1,85	0,83	45,63	11,43	
		2	3,39	0,31	1,81	0,70	41,25	12,91	
		3	3,09	0,32	2,09	0,67	45,63	7,25	
	Total			5,14	0,31	2,05	0,91	45,63	15,24
	Alta	1	1	3,42	0,74	1,71	0,72	22,50	7,34
			2	3,37	0,53	1,42	0,68	39,38	22,45
3			3,08	0,48	1,67	0,60	49,38	17,29	
2		1	3,75	0,97	1,68	0,62	20,63	13,52	
		2	4,84	0,25	1,66	1,01	31,25	9,772	
		3	4,69	0,59	2,32	1,03	38,75	12,08	
Total			4,84	0,25	1,75	0,846	33,65	17,26	

Los resultados reflejan una menor densidad de lapas en las zonas de alta frecuentación (33,65 especímenes/m²), frente al promedio registrado en las zonas de baja frecuentación (45,63 especímenes/m²). En el Gráfico 3-14 se muestran los promedios por localidades y zonas en relación a la abundancia registrada.

El análisis de la varianza revela diferencias con una significación estadística media (Tabla 3-21), ya que la única localidad que muestra diferencias con mayor significación respecto al resto es AF2.

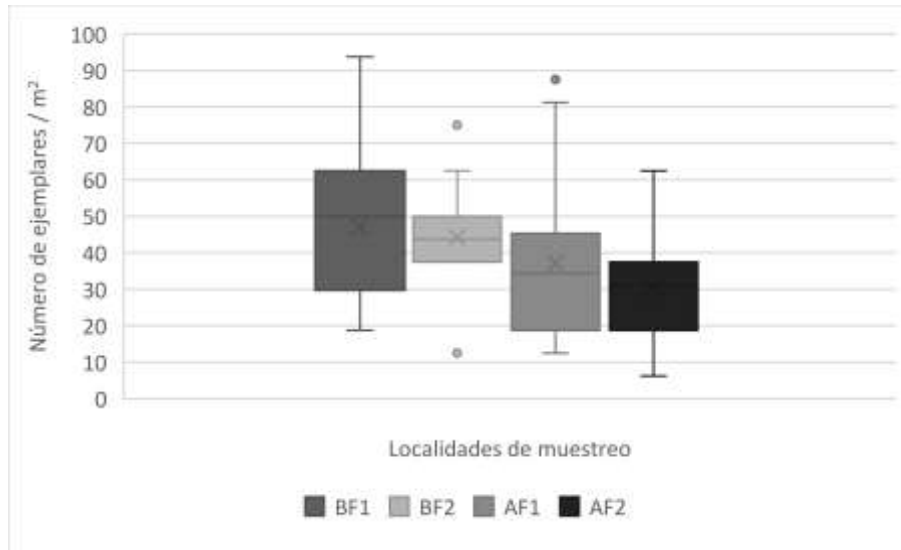


Gráfico 3-14. Diagrama de cajas de la abundancia de lapas registrada en las localidades de baja y alta frecuentación.

Tabla 3-21. Análisis de varianza de un sólo factor entre abundancias obtenidas en zonas de baja y alta frecuentación.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	5141,60156	3	1713,86719	6,53030238	0,00040404	2,68280941
Dentro de los grupos	30444,0104	116	262,448366			
Total	35585,612	119				

En cuanto a las tallas, aparentemente apenas se aprecian diferencias entre las zonas, estando entre 0,25 y 5,14 cm (Tabla 3-22) (Gráfico 3-15).

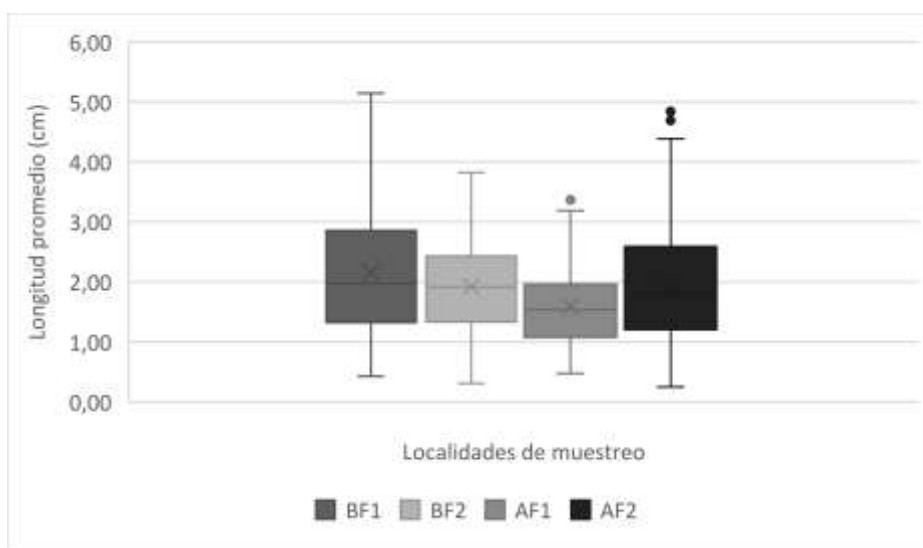


Gráfico 3-15. Diagrama de cajas de tallas, expresadas en la longitud promedio obtenida en los conteos de lapas en las localidades de baja y alta frecuentación.

Tabla 3-22. Análisis de varianza de un factor entre las zonas de alta y baja frecuentación, en relación a las tallas promedio observadas.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	19,1278067	1	19,1278067	20,2195735	7,9834E-06	3,85373967
Dentro de los grupos	718,017384	759	0,94600446			
Total	737,14519	760				

Sin embargo, el análisis de la varianza aplicado a los valores de tallas sí que reveló diferencias con elevada significación estadística, diferencias que se mantienen al valorar las zonas de alta y baja frecuentación en su conjunto, pero con menor nivel de significación (Tabla 3-22).

Comparación 2016- 2017- 2018, respecto a los resultados de 2023.

La comparación entre los resultados obtenidos en las campañas de 2016, 2017 y 2018 no mostró una incidencia del factor frecuentación en las poblaciones de lapas a lo largo de los años. Por el contrario, se hallaron diferencias entre las localidades de muestreo debidas, muy probablemente, a la tipología del sustrato o incluso a variaciones naturales de las poblaciones. Sí se apreció una talla algo inferior en algunas localidades pero, en tales casos, la densidad fue mayor, lo cual puede justificarse en la propia competencia intraespecífica.

Por estos motivos, la comparación entre los resultados de años precedentes y de la presente campaña se ha llevado a cabo entre 2018 y 2023, en el conjunto de zonas y localidades, dado que además, las localidades han ido variando entre los diferentes estudios. En el Gráfico 3-16 se muestra la distribución de tallas entre tales años, evidenciando su similitud, que es corroborada con el análisis de varianza al no encontrarse diferencias significativas (Tabla 3-23).

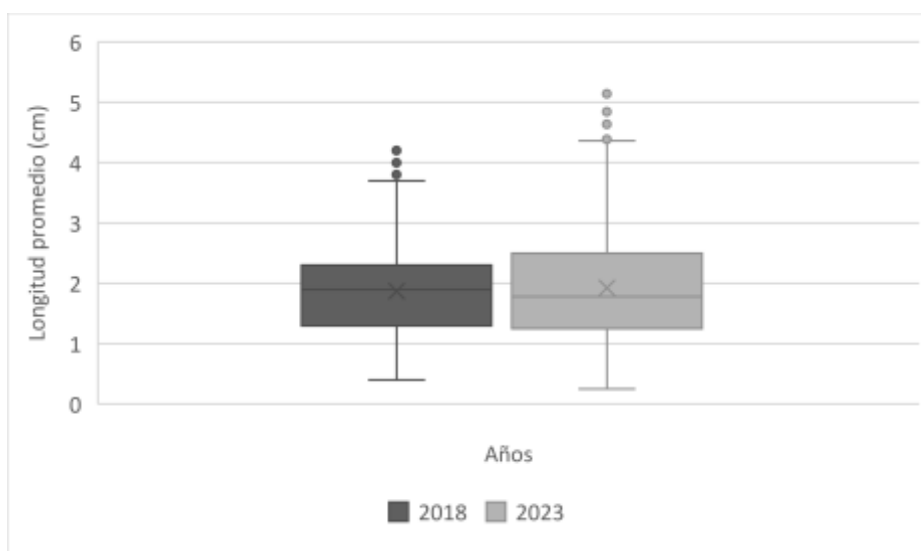


Gráfico 3-16. Distribución de tallas en todas las zonas para los años 2018 y 2023.

Tabla 3-23. Análisis de varianza de un factor entre las longitudes del total de lapas en los años 2018 y 2023.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0,91937076	1	0,91937076	1,35225511	0,24507896	3,84799276
Dentro de los grupos	968,828529	1425	0,67987967			
Total	969,7479	1426				

Del mismo modo, la comparación entre 2018 y 2023 en relación a la abundancia de ejemplares muestra datos similares al considerar el total de zonas (Gráfico 3-17), observación que es igualmente corroborada con el resultado del correspondiente análisis de varianza (Tabla 3-24).

El principal impacto que pueden sufrir las lapas (recolección para comida o por pesca) seguramente esté muy limitado en la Reserva Marina de Tabarca.

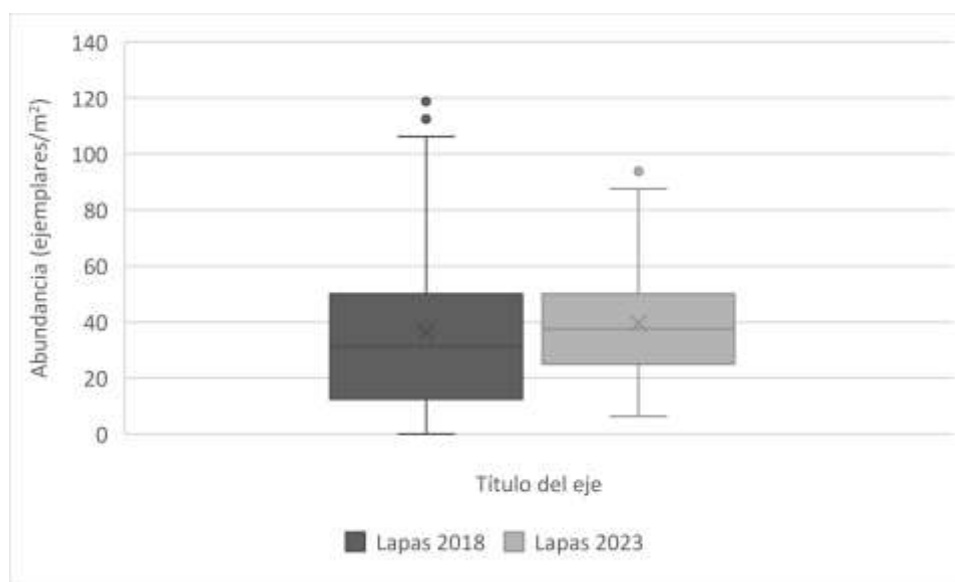


Gráfico 3-17. Distribución de la abundancia de lapas para el total de zonas en los años 2018 y 2023.

Tabla 3-24. Análisis de varianza de un factor entre las abundancias del total de lapas en los años 2018 y 2023.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	585,9375	1	585,9375	0,9783547	0,32360985	3,88082723
Dentro de los grupos	142538,411	238	598,900888			
Total	143124,349	239				

3.4.2.2. Poblaciones de erizos.

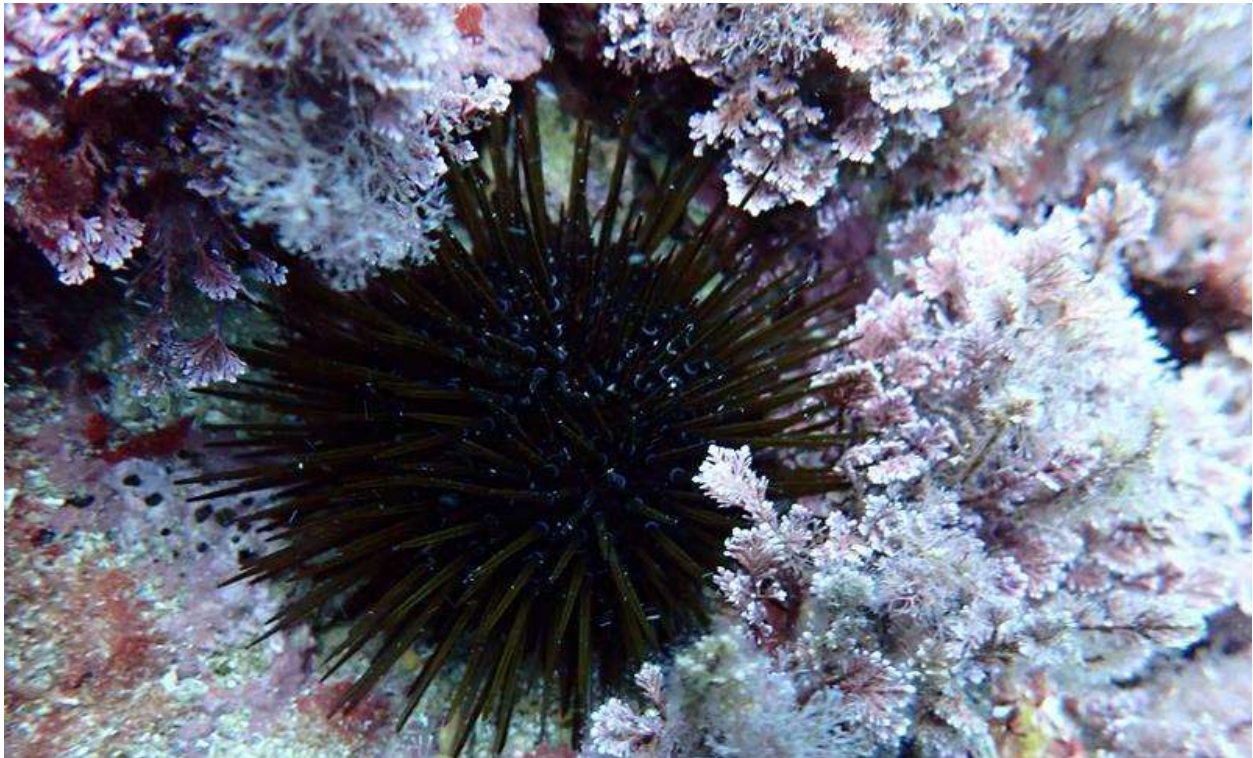
Los erizos son especies bioturbadoras y, a la vez, constructoras de ecosistemas, teniendo un papel importante en la cadena alimentaria (Brusca & Brusca, 2003). Han sido utilizados como bioindicadores, debido a su abundancia, amplia distribución, relevancia ecológica, hábitos bentónicos y su característica respuesta rápida frente a fenómenos de contaminación (Sugni *et al.*, 2007). La pesca o extracción de erizos existe en muchas culturas, por el consumo de gónadas de erizo de mar, particularmente en Asia, Polinesia, el Mediterráneo y Chile (Andrew *et al.*, 2002). La extracción mundial de erizo se incrementó de forma paulatina desde 1960, hasta alcanzar en 1995 un pico de aproximadamente 120.000 toneladas (Andrew *et al.*, 2002, Williams, 2002), siendo Chile, Japón, Estados Unidos, Rusia, China (debido principalmente a su cultivo) y Canadá los máximos productores (FAO, 2006). España también es un productor importante de erizo de mar en Europa (más de 740 toneladas-año⁻¹ sólo en la Comunidad Autónoma de Galicia (González-Irusta *et al.*, 2009). En otros lugares como Cádiz y Málaga, Daza *et al.* (2002) describen la extracción de erizo como una actividad de economía sumergida, siendo una ocupación compartida con otras actividades profesionales durante ciertas épocas del año. Así, la principal salida del erizo es actualmente el mercado local, entendiéndose como tal el mercado de poblaciones litorales y provincias cercanas a las de explotación (Riquelme *et al.*, 2013).



Fotografía 3-36. Ejemplar de *Paracentrotus lividus*, con su coloración violácea y encajado entre hendiduras de rocas

En la presente campaña, las especies de erizos observadas en los transectos fueron *Paracentrotus lividus* y, en menor medida, *Arbacia lixula*. *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) (Fotografía 3-36), o erizo violáceo, es una especie de amplia distribución tanto en el Mediterráneo como en el noreste Atlántico, refiriéndose en este último a toda la costa que vadesde Escocia e Irlanda hasta el sur de Marruecos y las

islas Canarias (Bouderesque & Verlaque, 2001). Se distribuye, principalmente, sobre fondos someros de sustrato duro (Besteiro & Ugorri, 1988) y, a menos de 5 m de profundidad, es donde se agregan formando “manchas” de alta densidad (Tuya *et al.*, 2007). Habita preferentemente sustratos de baja inclinación, situados en zonas expuestas o semiexpuestas (Bulleri *et al.*, 1999) y, según Vega & Romero (2011), tiende a permanecer en zonas con alta acción del oleaje donde ocupa grietas y oquedades excavadas por ellos mismos. En las zonas próximas a los erizos y debajo de los mismos se suelen encontrar varias especies de algas entre las que destacan las rodófitas, después las feófitas y, con menos importancia, las clorofitas.



Fotografía 3-37. Ejemplar de *Arbacia lixula*.

Arbacia lixula (Linnaeus, 1758) o erizo negro (Fotografía 3-37) se distribuye por el Atlántico Este y Oeste. En el Oeste vive en las costas e islas de Brasil, y en el Este se registra en la costa africana, desde Marruecos hasta Angola, así como en los archipiélagos de Cabo Verde, Canarias, Madeira y Azores. También se distribuye por el Mediterráneo, por la totalidad de su cuenca, estando ausente en el Mar Negro (Wangesteen *et al.* 2012). Habita en las zonas costeras, desde los 0 a los 30 metros de profundidad. A diferencia de otros erizos, no necesita vivir en oquedades; puede hacerlo sobre las superficies de las rocas, más comúnmente en sustratos verticales donde se alimenta de algas coralinas calcáreas e invertebrados sésiles. Se sujeta fuertemente al sustrato, resistiendo el embate de las olas, gracias a dos características particulares: a la posesión de unas uniones especiales que conectan las placas calcáreas de su cuerpo, y a que los individuos forman aglomeraciones de entre 4 y 5 individuos cuyas púas se entremezclan consiguiendo así formar una barrera (García Martín, 2010). Sus púas son todas de tamaño similar y de color negro, al igual que la membrana que recubre su cavidad oral, de ahí su nombre vulgar. *A. lixula* juega un papel ecológico importante, puesto que determina la distribución y la abundancia de algas y de lapas (Bulleri *et al.* 1999). Sin embargo, este erizo de mar tiene una considerable plasticidad trófica, ya que puede actuar como omnívoro o carnívoro estricto en algunos lugares del Mar Mediterráneo. Su dieta está

basada principalmente en cirrípedos, hidrozoos y briozoos, así como algas erectas e incrustantes. Por esto se cree que podría jugar un papel importante en la formación de blanquiales, lo que podría ocasionar un problema grave en el futuro. Es por tanto una especie de interés para valorar los efectos del calentamiento global, ya que se trata de una especie termófila (Wangensteen, 2013).

Las estaciones seleccionadas se muestran en el Mapa 3-5 y sus coordenadas geográficas se exponen en la Tabla 3-25. Los datos obtenidos en las inmersiones se acompañan en el *Anexo V: Invertebrados de interés: abundancia y tallas de erizos*.

Tabla 3-25. Coordenadas geográficas en UTM de las estaciones de seguimiento para las poblaciones de erizos.

Zona	Localidad	Coordenadas UTM	
		X	Y
Alta frecuentación AF	L1 (AF1)	720210	4227270
	L2 (AF2)	720689	4227126
Baja Frecuentación BF	L1 (BF1)	721924	4226959
	L2 (BF2)	721998	4227057

Resultados.

A. Erizos totales.

Se contabilizaron un total de 707 erizos, 275 en las zonas de alta frecuentación y 432 en las de baja afluencia. En la Tabla 3-26 se exponen los promedios de longitudes de caparazón, su longitud máxima y mínima, así como la abundancia para el total de erizos en las diferentes zonas y localidades. El tamaño medio oscila entre los 4,51 cm de longitud en AF1 y los aproximadamente 4,7 cm que se registran en el resto de localidades. La talla máxima, 6,69 cm de longitud, se dio en BF1; mientras que la mínima, 2,7 cm, se observó en AF1 y AF2. La abundancia en los transectos de 50 m² varió entre promedios de 13,2 individuos en AF2 y 25,6 en BF1.

Tabla 3-26. Número total de erizos encontrados en las localidades muestreadas.

Localidades	Longitud (cm)				Abundancia / 50m ²
	Promedio	Desves	Lmáx	Lmín	
AF1	4,51	1,11	6,5	2,7	14,3
AF2	4,71	1,12	6,5	2,7	13,2
BF1	4,72	1,15	6,69	2,76	25,6
BF2	4,69	1,01	6,29	2,91	17,6
TOTAL	4,67	1,10	6,69	2,7	17,7

La distribución de tallas entre localidades se representa en el Gráfico 3-18, donde se puede advertir una distribución similar independientemente del factor frecuentación, especialmente en BF2. La comparación entre zonas de alta y baja frecuentación (Gráfico 3-19) revela, en el mismo sentido, la igualdad en la distribución de tallas entre ambas zonas. La comparación estadística por ANOVAs, en concordancia con lo observado, no revela diferencias significativas entre localidades (Tabla 3-27).

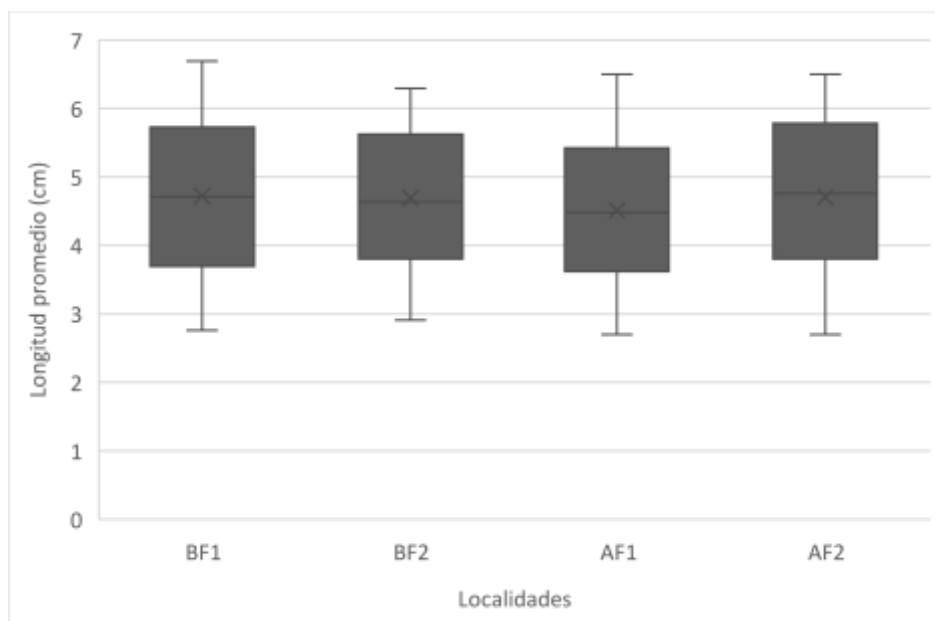


Gráfico 3-18. Diagrama de cajas sobre la distribución de promedios de longitudes de caparazón en el total de erizos por localidades de alta y baja frecuentación.

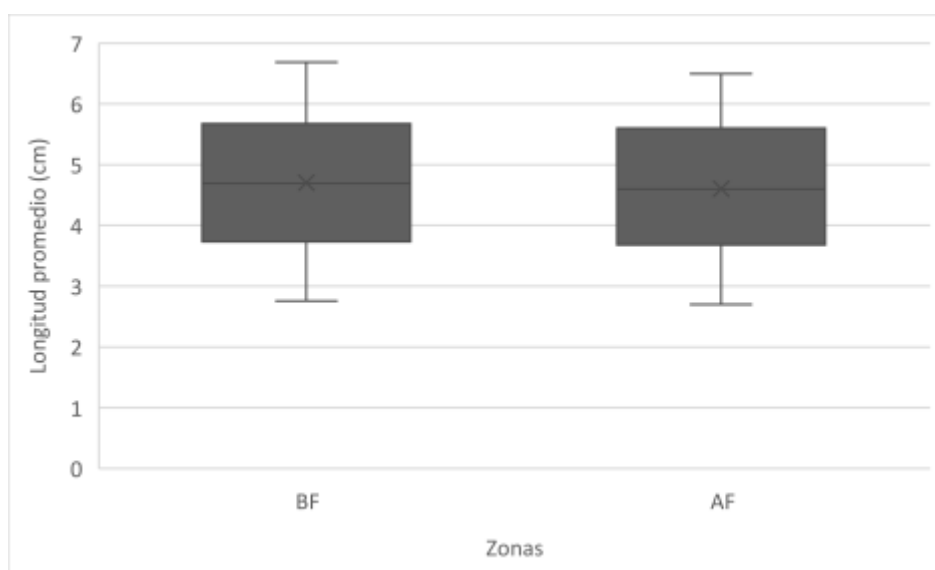


Gráfico 3-19. Diagrama de cajas sobre la distribución de promedios de longitudes de caparazón en el total de erizos por zonas de alta y baja frecuentación.

Tabla 3-27. Análisis de varianza entre zonas respecto a la talla (longitud del caparazón) en el total de erizos.

<i>Origen de las variaciones</i>	<i>Suma de cuadrados</i>	<i>Grados de libertad</i>	<i>Promedio de los cuadrados</i>	<i>F</i>	<i>Probabilidad</i>	<i>Valor crítico para F</i>
Entre grupos	1,00068024	3	0,33356008	0,27303935	0,84486382	2,61757228
Dentro de los grupos	858,82395	703	1,22165569			
Total	859,824631	706				

La comparación entre abundancias por localidades mostró, por el contrario, diferencias más evidentes (Gráfico 3-20), especialmente en la localidad BF1, donde se registraron las mayores abundancias. Al representar los datos obtenidos por zonas, esta diferencia es igualmente patente (Gráfico 3-21). El análisis de varianza evidencia esta diferencia con valores de alta significación estadística (Tabla 3-28).

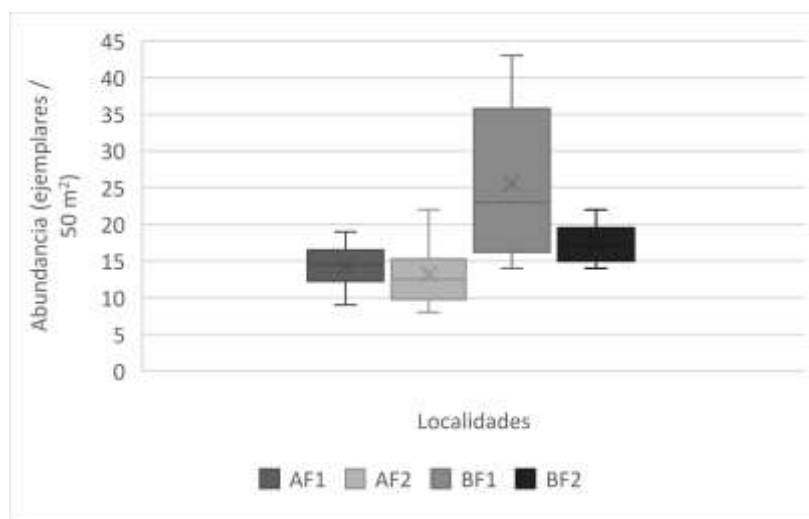


Gráfico 3-20. Diagrama de cajas representando la abundancia de erizos en las diferentes localidades.

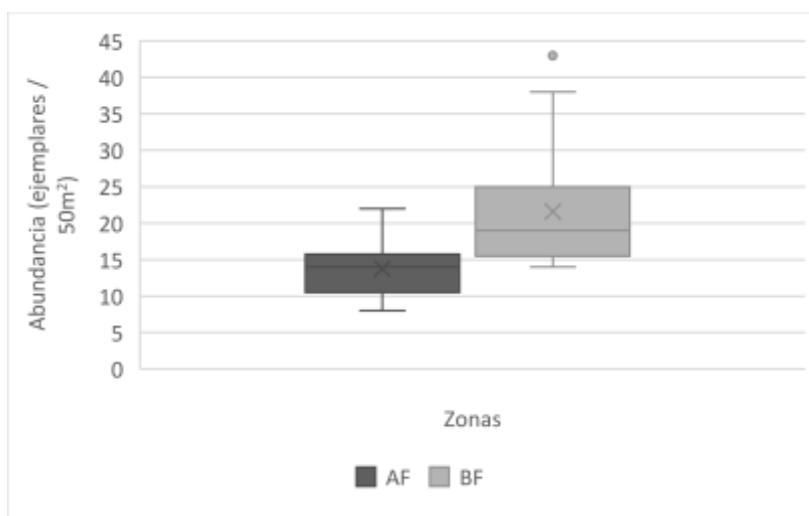


Gráfico 3-21. Diagrama de cajas representando la abundancia de erizos en las zonas de alta y baja frecuentación.

Tabla 3-28. ANOVA de un factor entre zonas de alta y baja frecuentación respecto a la abundancia registrada en tales zonas.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	616,225	1	616,225	14,7408328	0,00045339	4,09817173
Dentro de los grupos	1588,55	38	41,8039474			
Total	2204,775	39				

B. *Paracentrotus lividus*.

La mayoría de erizos contabilizados correspondieron a esta especie, con un total de 538 ejemplares, 326 de los cuales se registraron en las localidades de baja frecuentación. En la Tabla 3-29 se muestran los promedios de abundancia y tallas registrados por localidades para esta especie, variando entre los 4,53 cm de la localidad AF1 y los 4,74 cm de BF2. Las tallas máximas oscilaron entre 6,69 cm (en BF1) y 6,29 cm (en BF2); las mínimas se registraron entre 2,7 cm (en AF2) y 2,92 cm (en BF2). La abundancia también reflejó diferencias entre ambas zonas, con mayores números en las localidades de baja frecuentación, con promedios de 13 a 19,6 ejemplares por transecto de 50m², frente a las menores abundancias obtenidas en las zonas de alta frecuentación (en torno a valores de 10 ejemplares por transecto).

Tabla 3-29. Valores de número de ejemplares de *Paracentrotus lividus* por estación, y promedios y desviaciones estándar registradas por estaciones, para las variables tallas y abundancia de individuos por metro cuadrado.

Localidades	Longitud (cm)				Abundancia / 50m ²
	Promedio	Desves	Lmáx	Lmín	
AF1	4,53	1,11	6,5	2,72	10,8
AF2	4,73	0,78	6,45	2,7	10,4
BF1	4,71	1,18	6,69	2,76	19,6
BF2	4,74	1,02	6,29	2,92	13

En los Gráficos 3-22 y 3-23 se representa la distribución de tallas por localidades y zonas de alta y baja frecuentación, observándose la gran similitud en los resultados. Así, la Tabla 3-30 refleja el resultado del ANOVA para tallas entre localidades, donde se confirma estadísticamente que no hay diferencias significativas.

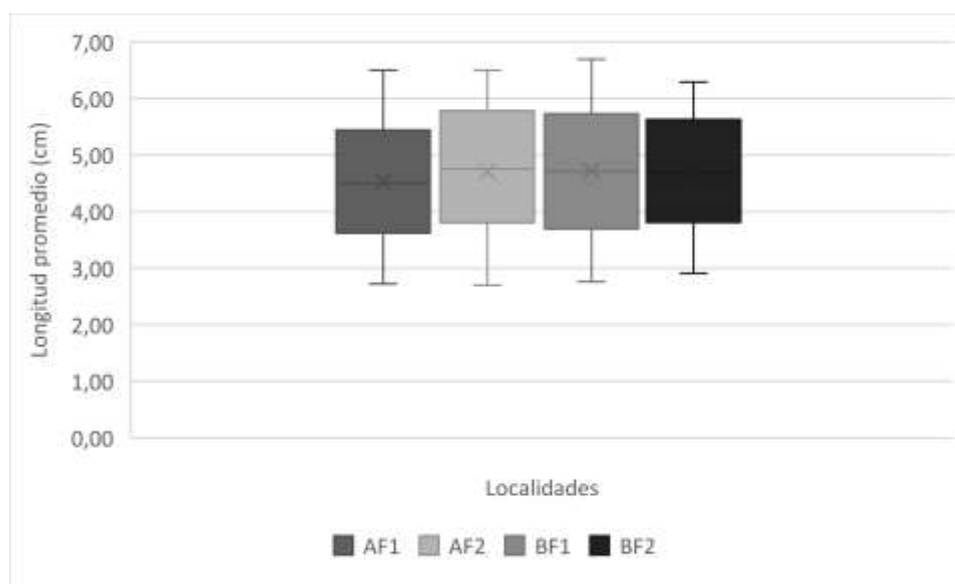


Gráfico 3-22. Diagrama de cajas para los promedios de tallas de *P. lividus* por localidades.



Gráfico 3-23. Diagrama de cajas para los promedios de tallas de *P. lividus* por zonas de alta y baja frecuentación.

Tabla 3-30. Análisis de varianza entre zonas respecto a la talla (longitud del caparazón) de *P. lividus* respecto a las zonas de alta y baja frecuentación.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	2,91297671	3	0,97099224	0,80072549	0,49369848	2,61825786
Dentro de los grupos	808,831278	667	1,2126406			
Total	811,744255	670				

Al valorar los resultados de abundancias de *P. lividus*, se observaron mayores abundancias en las localidades y zonas de baja frecuentación, en concordancia con lo apuntado para el total de erizos, al ser ésta la especie mayoritaria (Gráficos 3-24 y 3-25). Tales diferencias son corroboradas en el correspondiente análisis de varianza, revelando diferencias estadísticamente significativas (Tabla 3-31).

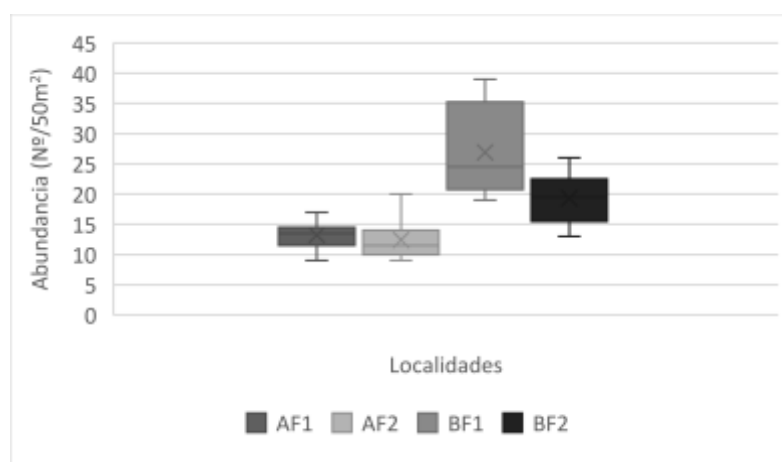
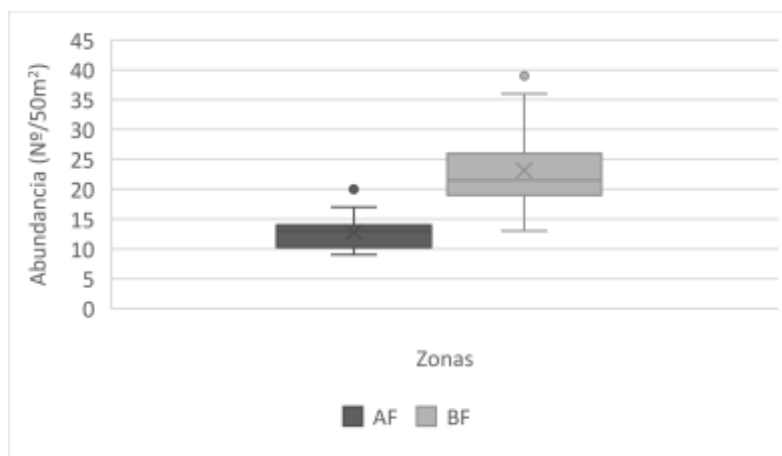


Gráfico 3-24. Diagrama de cajas representando la abundancia de *P. lividus* en las diferentes localidades.

Gráfico 3-25. Diagrama de cajas representando la abundancia de *P. lividus* en las zonas de alta y baja frecuentación.Tabla 3-31. ANOVA de un factor entre zonas de alta y baja frecuentación para la abundancia de *P. lividus*.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	324,9	1	324,9	11,5062442	0,00163225	4,09817173
Dentro de los grupos	1073	38	28,2368421			
Total	1397,9	39				

C. *Arbacia lixula*.

Se observaron un total de 169 ejemplares, con una localización preferente en las zonas de baja frecuentación donde se contabilizaron 106 individuos. Al analizar las tallas se obtuvieron promedios de 4,45 a 4,62 cm en las zonas de mayor frecuentación; mientras que fueron algo superiores, en torno a 4,75 cm, en las de baja afluencia. Las tallas máximas presentaron rangos similares, de entre 6,3 y 6,6 cm. Los valores mínimos también se manifestaron similares, con una variación de sus promedios por localidades que osciló entre 2,7 y 2,9 cm (Tabla 3-32).

Tabla 3-32. Valores de número de ejemplares de *Arbacia lixula* por estación, y promedios y desviaciones estándar registradas por estaciones, para las variables tallas y abundancia por metro cuadrado.

Localidades	Longitud (cm)				Abundancia / 50m ²
	Promedio	Desves	Lmáx	Lmín	
AF1	4,45	1,14	6,48	2,7	3,5
AF2	4,62	1,09	6,5	2,82	2,8
BF1	4,75	1,07	6,63	2,86	6
BF2	4,74	1,02	6,29	2,92	13

La representación gráfica de tallas por localidades y zonas se muestra en los Gráficos 3-26 y 3-27. Al igual que en el caso de *P. lividus*, los valores son muy similares, por lo que el análisis ANOVA no aprecia diferencias significativas entre las tallas de las localidades (Tabla 3-33).

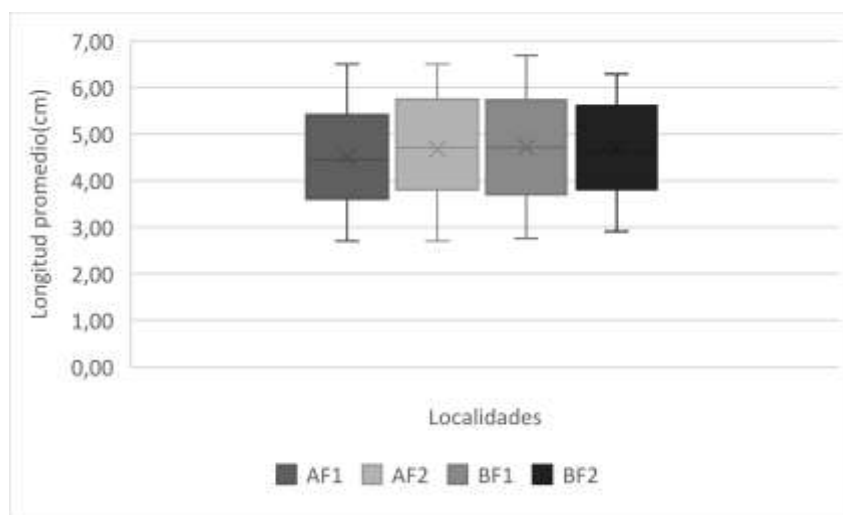


Gráfico 3-26. Diagrama de cajas para los promedios de tallas de *A. lixula* por localidades.

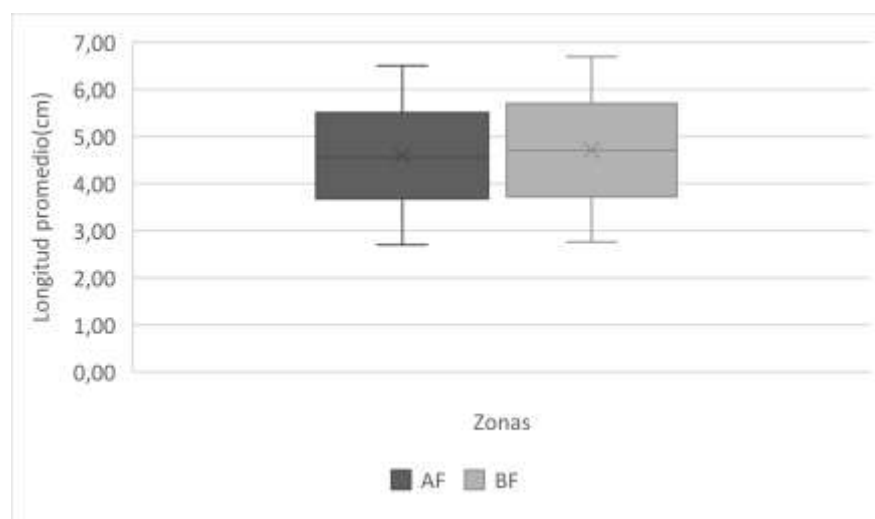


Gráfico 3-27. Diagrama de cajas para los promedios de tallas de *A. lixula* por zonas de alta y baja frecuentación.

Tabla 3-33. Análisis de varianza entre zonas respecto a la talla (longitud del caparazón) de *A. lixula* respecto a las zonas de alta y baja frecuentación.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	4,77010792	3	1,59003597	1,31636728	0,26793438	2,61773699
Dentro de los grupos	838,280459	694	1,20789691			
Total	843,050567	697				

Los Gráficos 3-28 y 3-29 representan la distribución de abundancias por localidades y zonas en su conjunto, de forma respectiva. La comparación estadística mediante análisis de varianza (Tabla 3-34) evidencia las diferencias observadas, resultando mayores abundancias en las zonas de baja frecuentación.

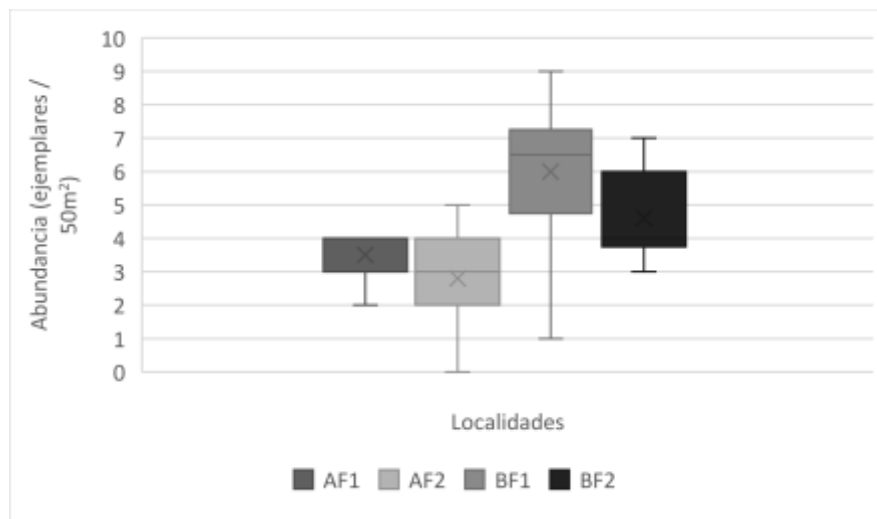


Gráfico 3-28. Diagrama de cajas representando la abundancia de *A. lixula* en las diferentes localidades.

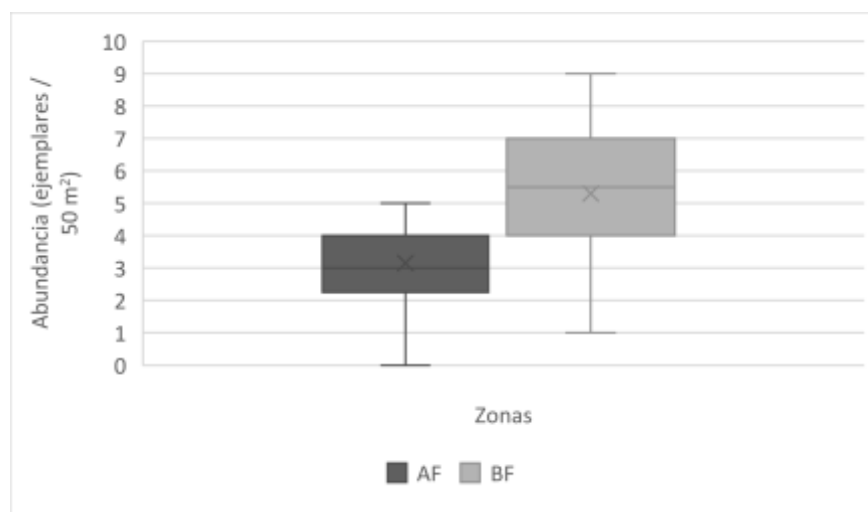


Gráfico 3-29. Diagrama de cajas representando la abundancia de *A. lixula* en las zonas de alta y baja frecuentación

Tabla 3-34. Análisis de varianza entre zonas respecto a la abundancia de *A. lixula* respecto a las zonas de alta y baja frecuentación.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	46,225	1	46,225	18,1555556	0,00012924	4,09817173
Dentro de los grupos	96,75	38	2,54605263			
Total	142,975	39				

Comparación 2016-2018 respecto a situación actual.

La comparación de tallas se ha realizado con respecto al último informe de 2018. Se observan diferencias de los promedios entre localidades, sobre todo en los relativos a la localidad de baja frecuentación BF de 2018, puesto que sus tallas fueron mayores. El resto de valores por localidades resulto similar (Gráfico 3-30), observación que es corroborada tras aplicar el correspondiente análisis de varianza (Tabla 3-35).

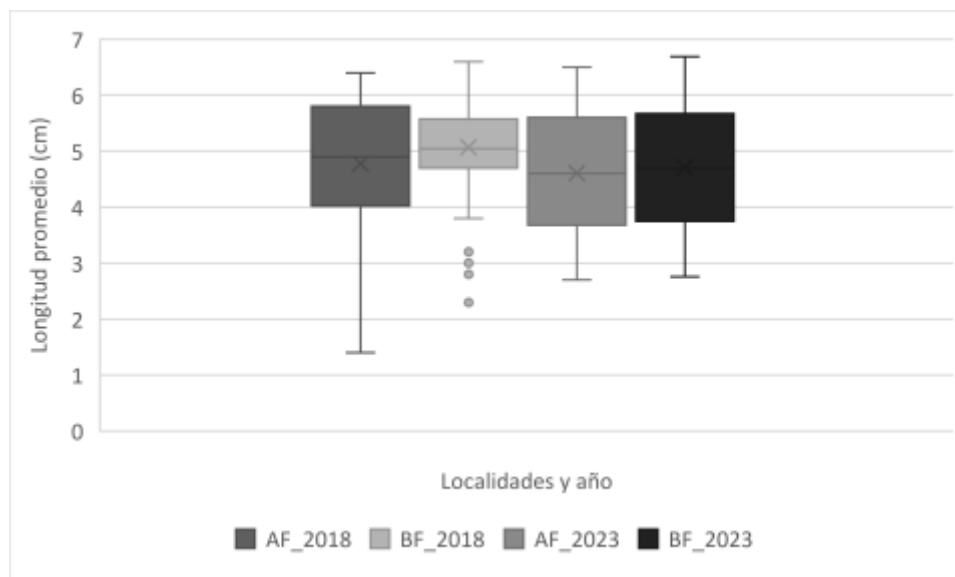


Gráfico 3-30. Distribución de valores promedio de tallas por zonas de frecuentación y localidades.

Tabla 3-35. de varianza entre localidades y años respecto a las longitudes promedio del total de erizos.

Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	22,5408833	3	7,51362776	6,74190307	0,000168	2,61438265
Dentro de los grupos	1046,48441	939	1,11446689			
Total	1069,0253	942				

Con respecto a la abundancia, los muestreos de 2016 a 2018 se realizaron por medio de cuadrados de 1 m² que se ubicaban a sabiendas en zonas con erizos. En 2023, la metodología requerida para este estudio cambió a transectos de 50 m² distribuidos al azar. En consecuencia, la abundancia registrada en 2023 es lógicamente menor, porque se ha optado por un muestreo al azar en zonas donde puede haber erizos, y no en zonas donde seguro que los hay. Dada la distribución contagiosa de sus especies, se revelan zonas de acumulación de especímenes frente a espacios donde no se registran. En cualquier caso, las abundancias observadas en 2023 están en concordancia con las observadas en las campañas del periodo 2016-2018, con un predominio de *P. lividus* y mayores poblaciones de erizos, tanto en su conjunto como de cada especie por separado, en las zonas de baja frecuentación.

3.4.2.3. Poblaciones de nacras (*Pinna spp.*)

La especie endémica del mar Mediterráneo, *Pinna nobilis* (Linneo, 1758), también conocida como nacra, es la especie de bivalvo de mayor tamaño de este mar, pudiendo alcanzar una talla de hasta 1 m (Richardson *et al.*, 1999; García-March *et al.*, 2007). Las nacras viven con la porción anterior de la concha parcialmente enterrada y están fijadas al sustrato mediante el biso (Katsanevakis, 2007). Su distribución parece que es contagiosa (Combelles *et al.*, 1986), formando metapoblaciones (García March, 2005) generalmente de 1 individuo/100 m², e intercalándose otras de mayor densidad que pueden llegar a 16 ejemplares / 100 m² (Vicente, 1990, Butler *et al.*, 1993; Ramos, 1998). Según Combelles *et al.* (1986), la distribución de la especie está principalmente relacionada con la disponibilidad de hábitat, como es la presencia de praderas de *Posidonia oceanica*.

Su reproducción acontece entre los meses de marzo y septiembre, siguiendo un patrón de hermafroditismo secuencial. *P. nobilis* se asocia a praderas de las fanerógamas marinas *P. oceanica* y *Cymodocea nodosa*, aunquetambién está presente en otro tipo de biocenosis, como el detrítico costero con *maërl*, o incluso en arenas fangosas.

Durante las últimas décadas, las poblaciones de *P. nobilis* han decrecido bruscamente debido al abuso en su extracción por buceadores, pérdida de su biotopo natural (praderas defanerógamas marinas), anclaje de embarcaciones y el efecto negativo que la polución tiene sobre las larvas (Katsanevakis & Tesselou, 2009). Debido a ello, *P. nobilis* ha sido incluidaen el anexo II (lista de especies en peligro o amenazadas) del Convenio de Barcelona (Protocolo ASPIM) y también está estrictamente protegida por la Directiva *Habitats* 92/43/EEC.



Fotografía 3-38. Ejemplar de *Pinna nobilis* afectado por la pandemia, mostrando el síntoma de escasa capacidad para el cierre de las valvas.

En los muestreos realizados durante el año 2016 en aguas de la reserva marina de Tabarca, el presente equipo de trabajo observó, en algunos de los ejemplares de *P. nobilis*, ciertos síntomas de comportamiento inusuales, como retraimiento del manto y una velocidad de respuesta lenta ante perturbaciones exteriores (Fotografía 3-38). Posteriormente, se comprobó que tal comportamiento era una de las primeras señales externas para detectar que un ejemplar de *P. nobilis* está afectado por la pandemia que aniquiló estas poblaciones.

La causa de la mortalidad masiva de *P. nobilis* es un protozoo parásito del género *Haplosporidium* (Darriba, 2017), que posteriormente Catanese *et al.* (2018) ha identificado como una nueva especie, en concreto como *H. pinnae*, que afecta de forma específica a *P. nobilis*, ya que *P. rudis* no está siendo afectada por la mortalidad masiva (Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2018).

La presencia de este protozoo en *P. nobilis* produce una fuerte respuesta inflamatoria del huésped una vez producida la infección, con una grave infiltración del tejido conectivo de la glándula digestiva por los hemocitos hialinos del huésped que, finalmente, conduce a la inanición y muerte del huésped (Vázquez-Luis *et al.*, 2017).

Debido a la rapidez en la que se produjo la mortalidad masiva, todavía se desconocen algunos aspectos importantes de este protozoo parásito, como son la causa, o causas, que han disparado su proliferación y su forma de propagación, aunque probablemente esto último lo haga a través de las corrientes marinas, como se ha comprobado mediante la modelización de la dispersión del parásito (Cabanellas-Reboredo *et al.*, 2018).

La alta mortandad de individuos que viene sufriendo esta especie ha tenido como consecuencia su práctica desaparición en numerosas zonas mediterráneas. Así, en Andalucía e Islas Baleares se supera hasta el 90% de mortalidad (Vázquez, *et al.*, 2017), y en la reserva marina de la isla de Tabarca el 100%. Otras zonas del Mediterráneo español, a día de hoy, no están tan afectadas, casos del delta del Ebro (Tarragona) y del Mar Menor (Murcia). Ello ha provocado que el Ministerio para la Transición Ecológica considere su situación como crítica (Orden TEC/1078/2018, de 28 de septiembre de 2018), entre otras especies en España, y declare de interés general aquellas obras y proyectos encaminados a su recuperación.

Tras la pandemia, se han puesto en marcha numerosos proyectos para la búsqueda y conservación de los ejemplares supervivientes. De este modo, se han localizado varios individuos híbridos de *P. nobilis* y su especie próxima *Pinna rudis* o nacra de roca. Antes, esta última no se diferenciaba y, por lo tanto no se contabilizaba como tal, porque se suponía que todos los ejemplares pertenecían a la especie *P. nobilis*.

Por ello, en esta campaña, y dada la ausencia de *P. nobilis* en el área del estudio, se ha incluido a la especie *P. rudis* en el seguimiento de nacras, incorporando sus censos tanto a la metodología de seguimiento de cobertura en *P. oceanica* como a la de los censos visuales de peces.

Pinna rudis es un molusco no tan grande como *P. nobilis*, pero que puede alcanzar los 50 cm de longitud. Su distribución es mediterránea y atlántica. Está catalogada como vulnerable (Lista roja de invertebrados marinos del mar Balear) y en peligro crítico (Lista roja de la IUCN). Por su tamaño, al igual que *P. nobilis*, proporciona beneficios ecosistémicos debido a su capacidad filtradora del agua y al hecho de que genera un aumento de biodiversidad por la riqueza de especies que viven incrustadas en su caparazón. Se distribuye desde los 4 hasta los 36 m de profundidad. Su densidad es baja en comparación con la que existía para *P. nobilis* antes de la pandemia, alcanzando un promedio 0,08 ind./100m² en aguas de las Islas Baleares, indicándose que su presencia es mayor cerca de cuevas submarinas (Nebot Colomer *et al.*, 2016). El predominio de los fondos con praderas de *P. oceanica* frente a los sustratos rocosos puede justificar la escasez de ejemplares de *P. rudis* en Tabarca.

En la Reserva Marina de Tabarca, los transectos de cobertura de *P. oceanica* no observaron ningún ejemplar, ni de *P. nobilis* ni de *P. rudis*. En los transectos de censos visuales se registraron 4 de *P. rudis* (Fotografías 3 a 6), 2 de los cuales tenían caracteres híbridos con *P. nobilis*. La densidad de *P. rudis* ha resultado, por lo tanto, de 0,005 ejemplares/100 m². La ubicación y tallas de los ejemplares localizados se detallan en la Tabla 3-36.

Tabla 3-36. Ubicación y tamaño de los ejemplares de *Pinna rudis* y ejemplares híbridos censados.

Localidad	Sitio	Transecto	Tipología	Longitud máxima de valvas (cm)
2	2	1	Normal	12,0
4	2	1	Normal	14,5
4	2	4	Híbrida	17,0
Islote de la Cantera			Híbrida	18,5

3.4.2.4. Poblaciones de invertebrados sensibles al buceo.

En la última década las actividades humanas unidas al llamado “turismo acuático” han experimentado un gran auge; estas actividades son principalmente, el buceo, la pesca deportiva y las embarcaciones deportivas (Jenner & Smith, 1992). En el litoral alicantino hay algo más de 50 clubs de buceo. El buceo recreativo se ha erigido en los últimos tiempos como una importante actividad turística complementaria a la habitual de sol y playa, e incluso es capaz de generar un turismo especializado que se mantiene más o menos constante a lo largo del año. Por otro lado, el desarrollo de esta actividad ha traído como consecuencia un aumento de la densidad de buceadores en ciertas zonas y épocas del año, lo que puede provocar diversos efectos sobre las distintas comunidades biológicas.

El buceo deportivo no es una actividad que se realiza regularmente a lo largo del año, si no que se concentra en gran medida en los meses de verano, aproximadamente el 70% de las inmersiones se efectúan en esa estación (García-Charton *et al.*, 2007).

Las zonas con más atractivo para esta actividad son las zonas rocosas, que suelen presentar cavidades, recovecos y cuevas donde se desarrolla gran cantidad de flora y fauna; fundamentalmente lo que valora el turista subacuático es la riqueza y variedad del paisaje, esto es, la heterogeneidad espacial, o lo que algunos autores han denominado “diversidad geológica”, algo que puede verse alterado por la presencia de un exceso de practicantes de este deporte, disminuyendo tanto la calidad del medio ambiente como el atractivo de la inmersión.

En el Mediterráneo se han utilizado en algunas ocasiones especies frágiles para cuantificar el impacto del buceo, tales como briozoos (Sala *et al.*, 1996; Garrabou *et al.*, 1998) y cnidarios (Coma *et al.*, 2004). El uso de *Myriapora truncata* como indicador del impacto de submarinismo recreativo tiene su antecedente en el trabajo de Calvisi *et al.* (2003) para el caso de las cuevas submarinas, y, más recientemente, Guarnieri *et al.* (2012) citan a esta especie como especialmente sensible y frágil al paso de buceadores en cuevas submarinas. Ya en 1991, Pérez-Ruzafa *et al.* destacaban la gran abundancia de esta especie en el área de Cabo de Palos, lo que, junto a su carácter quebradizo y frágil ante la presencia de buceadores la hace

especialmente adecuada para su uso como indicador del impacto del buceo recreativo en la reserva marina.

En total, se fotografiaron 20 colonias de *Myriapora truncata*, y se muestrearon aleatoriamente 12 cuadrados antes y después de la temporada de buceo.

Antes de la temporada de buceo, en la zona de alta frecuentación (Escull Negre), las colonias de *M. truncata* abarcaban una superficie media de 20,62 cm² y un perímetro medio de 38,0 cm. Por su parte, en la zona de baja frecuentación (Escull Roig), los promedios fueron de 37,4 cm² y 56,7 cm respectivamente. Pasada la temporada de buceo, las colonias en ambas zonas han sufrido entre un 22 y un 30% de disminución, tanto en lo relativo a su área como a su perímetro (Gráfico 3-31). Los análisis estadísticos revelan que estas diferencias solo son estadísticamente significativas para el perímetro de las colonias (Tablas 3-37 y 3-38), el cual es más susceptible a variación por la rotura de ramificaciones exteriores (Fotografías 3-55 y 3-56). La epifitación y necrosis de las colonias era mayor pasada la temporada de buceo. En Escull Negre, antes del verano, había 0 colonias con más de un 75% de necrosis, frente a después del verano. En Escull Roig se pasó de 0 a 1 colonia con este nivel de necrosis.

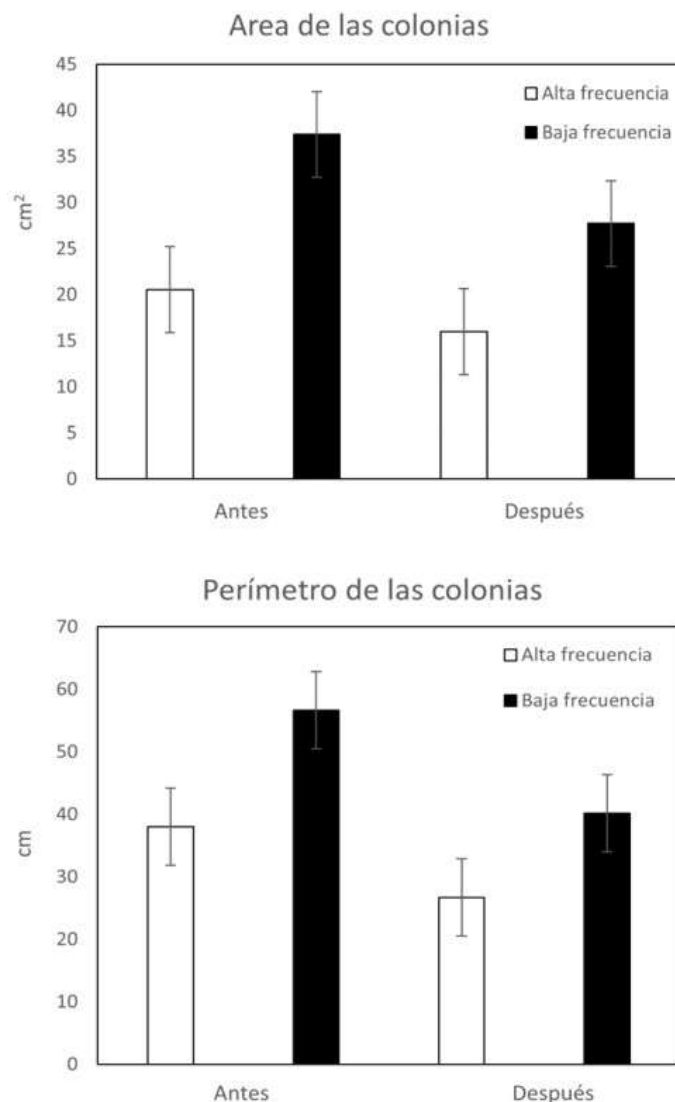


Gráfico 3-31. Comparación de las medidas de área (arriba) y perímetro (abajo) de las colonias en ambas zonas antes y después de la temporada de buceo.

Tabla 3-37. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores (Zona, Época) para el área de las colonias (cm²). Gl: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F.: F real; P.: nivel de significación (*=P<0.05, **=P<0.01, ***=P<0.001).

Fuentes variación	g.l.	S.C.	C.M.	F	P
Zona	1	2036.6	2036.61	61.813	0.06776
Epoca	1	506.4	506.37	15.369	0.28284
Zona:Epoca	1	64.9	64.92	0.1970	0.68007
Zona:Epoca:Marca	4	1317.9	329.48	0.6715	0.61657
Residual	32	15701.1	490.66		
Transformación					-

Tabla 3-38. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores (Zona, Época) para el perímetro de las colonias (cm). Gl: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F.: F real; P.: nivel de significación (*=P<0.05, **=P<0.01, ***=P<0.001).

Fuentes variación	g.l.	S.C.	C.M.	F	P
Zona	1	17.161	171.614	412.464	0.003022**
Epoca	1	10.530	105.297	253.075	0.007330**
Zona:Epoca	1	0.0604	0.06042	14.521	0.294600
Zona:Epoca:Marca	4	0.1664	0.04161	0.1690	0.952634
Residual	32	78.800	0.24625		
Transformación					log(x+1)

En cuanto a los trozos de colonia desprendidos, antes de la temporada de buceo se contabilizaron de media 28,0 trozos/m² en el caso del Escull Negre y 28,6 trozos/m² en el Escull Roig (Fotografías 3-57 y 3-58). Pasada la temporada, se registraron aumentos de un 14,3% y un 20,9% respectivamente (Gráfico 3-32). Se puede observar que, al final de la temporada, aumentan los trozos medianos en la zona de alta frecuencia, mientras que en la zona de baja frecuencia son más abundantes tanto los trozos medianos como los grandes (Gráfico 3-33), aunque tales diferencias no son estadísticamente significativas (Tabla 3-39).

Tabla 3-39. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con dos factores (Zona, Época) para el número de trozos/m². Gl: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F.: F real; P.: nivel de significación (*=P<0.05, **=P<0.01, ***=P<0.001).

Fuentes variación	g.l.	S.C.	C.M.	F	P
Zona	1	0.347	0.3472	0.0992	0.7538
Epoca	1	3.125	31.250	0.8926	0.3481
Zona:Epoca	1	0.125	0.1250	0.0357	0.8507
Residual	68	238.056	35.008		
Transformación					-

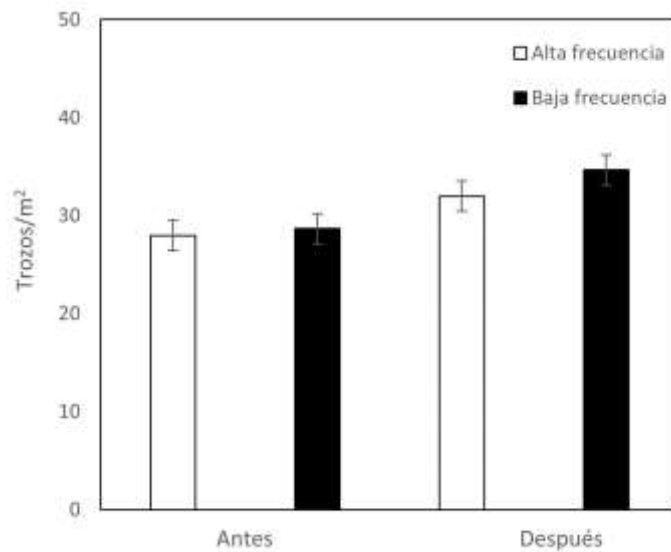


Gráfico 3-32. Trozos/m² encontrados en ambas zonas antes y después de la temporada de buceo.

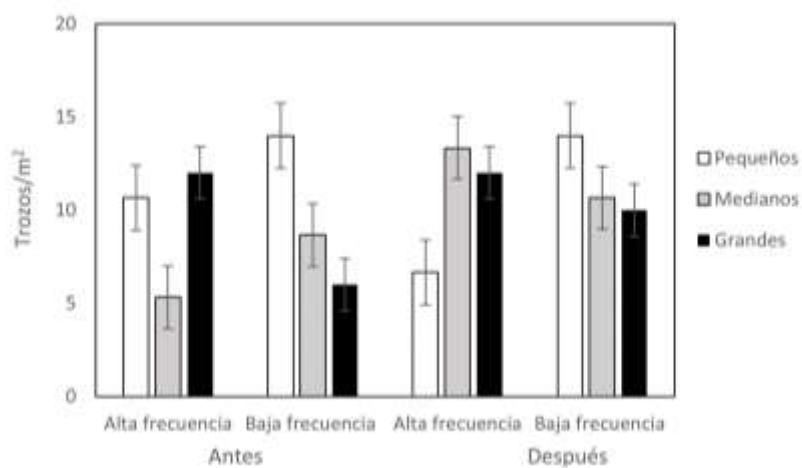


Gráfico 3-33. Trozos/m² encontrados en ambas zonas antes y después de la temporada de buceo clasificados por tamaños.

3.4.3. Fotografías de invertebrados de interés



Fotografía 3-39. Cuadro de conteo y medición de lapas (*Patella* spp.) en la localidad AF1.



Fotografía 3-40. Cuadro de conteo y medición de lapas (*Patella* spp.) en la localidad AF1.



Fotografía 3-41. Cuadro de conteo y medición de lapas (*Patella* spp.) en la localidad AF2.



Fotografía 3-42. Cuadro de conteo y medición de lapas (*Patella* spp.) en la localidad BF1.



Fotografía 3-43. Cuadro de conteo y medición de lapas (*Patella* spp.) en la localidad BF1.



Fotografía 3-44. Cuadro de conteo y medición de lapas (*Patella* spp.) en la localidad BF2.



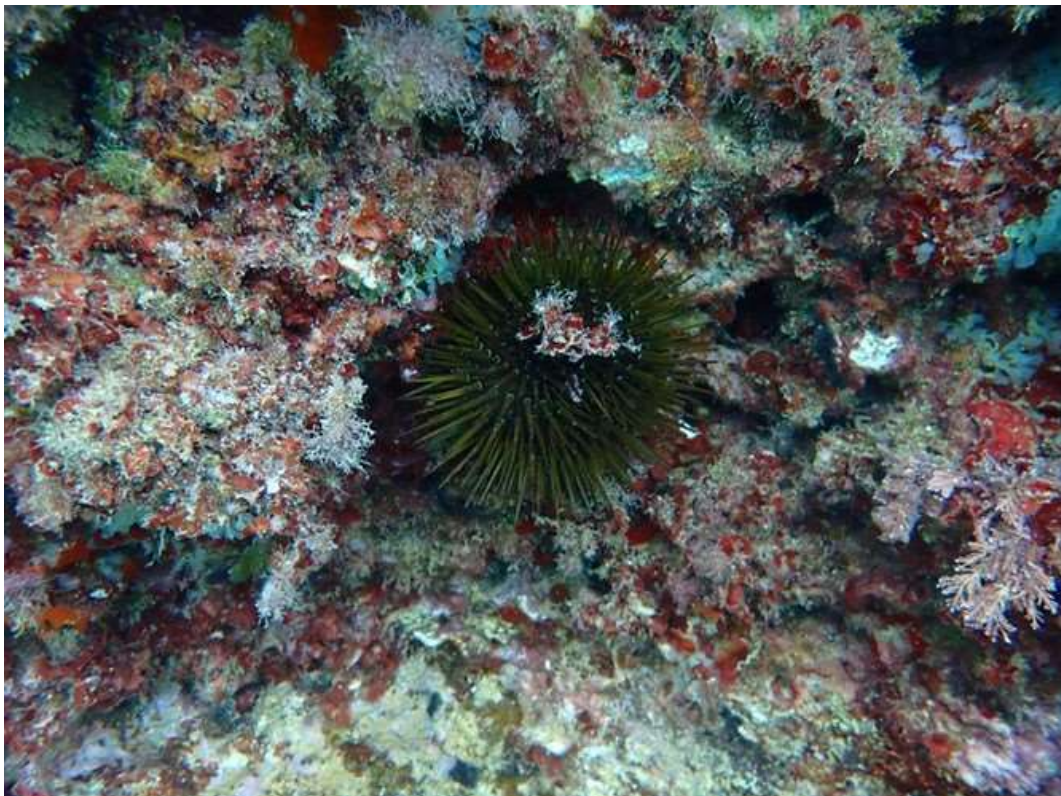
Fotografía 3-45. Ejemplar de *Paracentrotus lividus* en la estación AF1.



Fotografía 3-46. *Arbacia lixula* en la estación AF2.



Fotografía 3-47. Ejemplares de *Paracentrotus lividus* en BF1.



Fotografía 3-48. Ejemplar de *P. lividus* en BF2.



Fotografía 3-49. Ejemplar aislado de *A. lixula* en BF2.



Fotografía 3-50. Agregado de *P. lividus* en BF2.



Fotografía 3-51. Ejemplar joven de *Pinna rudis*.



Fotografía 3-52. Ejemplar joven de *Pinna rudis* próximo a la pradera de *P. oceanica*.



Fotografía 3-53. Ejemplar híbrido de *Pinna rudis / nobilis* próximo al islote de la Cantera.



Fotografía 3-54. Ejemplar híbrido de *Pinna rudis / nobilis* en un transecto en la pradera de *P. oceanica*.



Fotografía 3-55. Colonia de *Myriapora truncata* previo a la temporada de buceo.



Fotografía 3-56. Colonia de *Myriapora truncata* después de la temporada de buceo



Fotografía 3-57. Trozos desprendidos de la colonia de *M. truncata* en el Escull Negre.



Fotografía 3-58. Trozo de gran tamaño desprendido de la colonia de *M. truncata* en el Escull Roig.

Capítulo 4. Seguimiento del calentamiento global y especies alóctonas

4.1. Efectos del calentamiento en corales: blanqueamiento y necrosis

4.1.1. Metodología

Las colonias de los hexacorarios *Oculina patagonica* y *Cladocora caespitosa* distribuidas en el interior de la reserva marina de interés pesquero de la isla de Tabarca son excelentes indicadores de posibles eventos de calentamiento anómalo de las aguas de este enclave protegido.

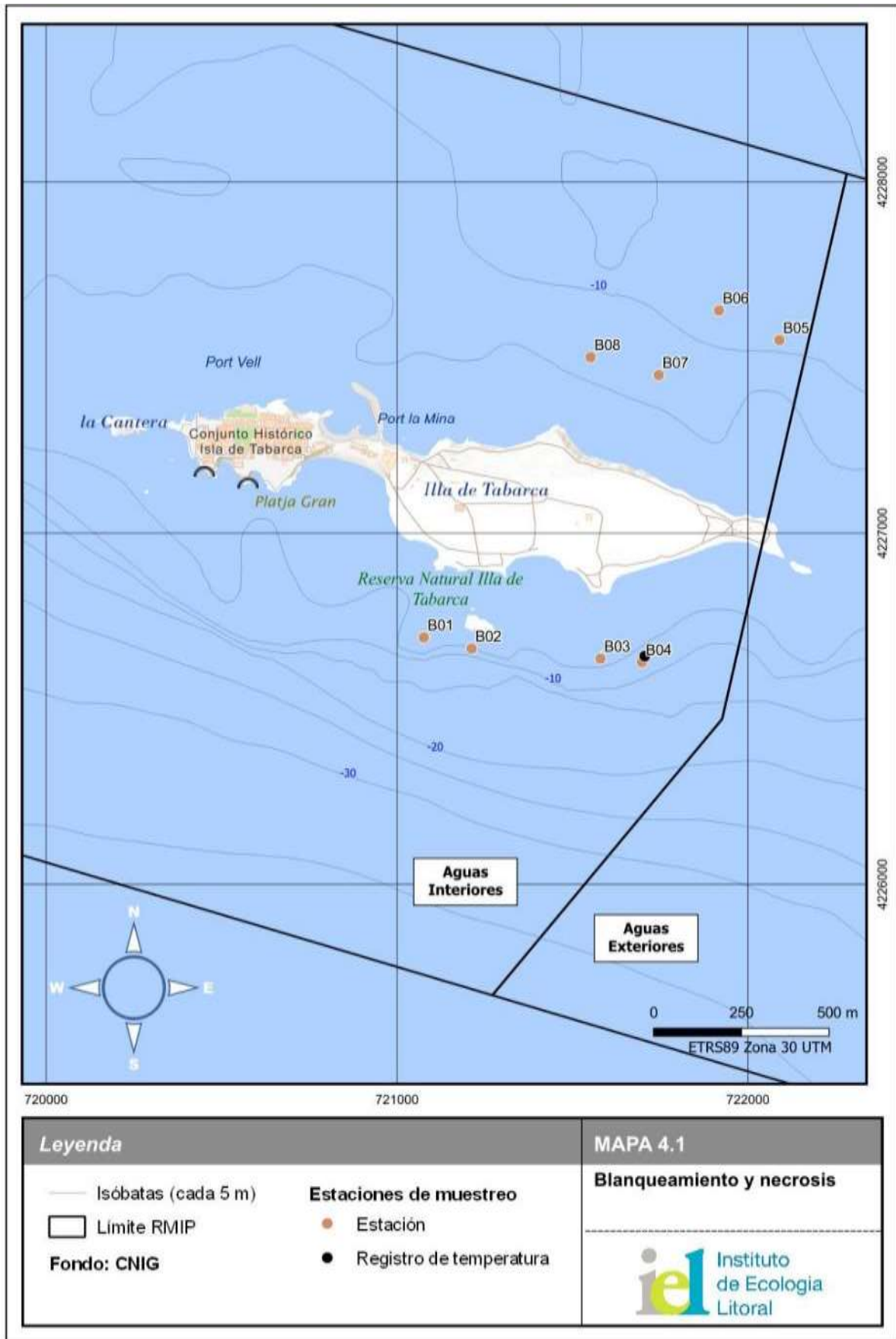
Para determinar si se han producido estos eventos de calentamiento, u otras alteraciones que hayan podido alterar las condiciones medio ambientales del ecosistema marino, se procedió a realizar un muestreo para buscar y fotografiar las colonias de *O. patagonica* y *C. caespitosa* ubicadas en el interior de la zona protegida.

Se establecieron ocho localidades de muestreo distribuidas de manera equitativa dentro del área de la reserva marina, tal y como se muestra en el Mapa 4-1. Los muestreos se realizaron los días 28 de septiembre y 6 de octubre, en las coordenadas que se muestran en la Tabla 4-1, realizando cuatro localidades por día.

Tabla 4-1. Coordenadas de las estaciones de muestreo para detectar cambios producidos por el calentamiento global (Datum ETRS89).

ESTACIONES DE MUESTREO	COORDENADAS UTM
B01	30 S 721077 4226703
B02	30 S 721213 4226671
B03	30 S 721580 4226642
B04	30 S 721699 4226632
B05	30 S 722091 4227550
B06	30 S 721918 4227634
B07	30 S 721747 4227450
B08	30 S 721552 4227501

Las colonias de las especies objetivo localizadas fueron fotografiadas con una referencia métrica, y posteriormente analizadas con el programa de análisis de imagen Image J® (Schneider et al., 2012b), y se cuantificó el porcentaje de blanqueamiento y grado de recubrimiento por epizoontes, así como el promedio de necrosis en las colonias.



Mapa 4-1. Ubicación de las estaciones de muestreo en la reserva marina de Tabarca.

4.1.2. Resultados

De las 44 colonias observadas durante los muestreos, llama la atención que se encontrara una única colonia de *O. patagonica*. Esta colonia presentó un 26,22% de su superficie recubierta por epizoontes y un 1,24% blanqueada, sin ningún rastro de signos de necrosis (Tabla 4-2). Al haber localizado una única colonia de *O. patagonica* en todos los muestreos, no hay suficientes datos como para tener una imagen completa de la afección de esta especie a los cambios de temperatura experimentados en el agua de la isla de Tabarca, por lo que la información aportada por esta única colonia no se puede considerar representativa del estado actual de la especie en cuestión.

No obstante, sí que se encontraron suficientes colonias de *C. caespitosa* para realizar un análisis más complejo y representativo. De las 43 colonias fotografiadas, 9 tenían zonas blanqueadas, 35 sufrían recubrimiento de epizoontes y ninguna presentó signos de necrosis. En cuanto al blanqueamiento, un 20,93% de las colonias encontradas sufrían de este fenómeno, con una afección media del 7,67%. Por otro lado, el recubrimiento de epizoontes afectó a un 81,40% de las colonias observadas, afectando a un 18,05% de la superficie de éstas de media.

Tabla 4-2. Valores de colonias de *Oculina patagonica* y *Cladocora caespitosa* afectadas por fenómenos de blanqueo y/o recubrimiento por epizoontes para la zona de estudio.

ZONA	PARÁMETROS	<i>O. patagonica</i>	<i>C. caespitosa</i>
Isla de Tabarca	Nº total de colonias encontradas	1	43
	Nº afectadas blanqueo	1	9
	% colonias blanqueo	100%	20,93%
	Promedio afección blanqueo	1,24%	7,67%
	Nº afectadas epizoontes	1	35
	% colonias con epizoontes	100%	81,40%
	Promedio afección epizoontes	26,22%	18,05%
	Nº afectadas necrosis	0	0
	% colonias con necrosis	0%	0%
	Promedio afección necrosis	0%	0%

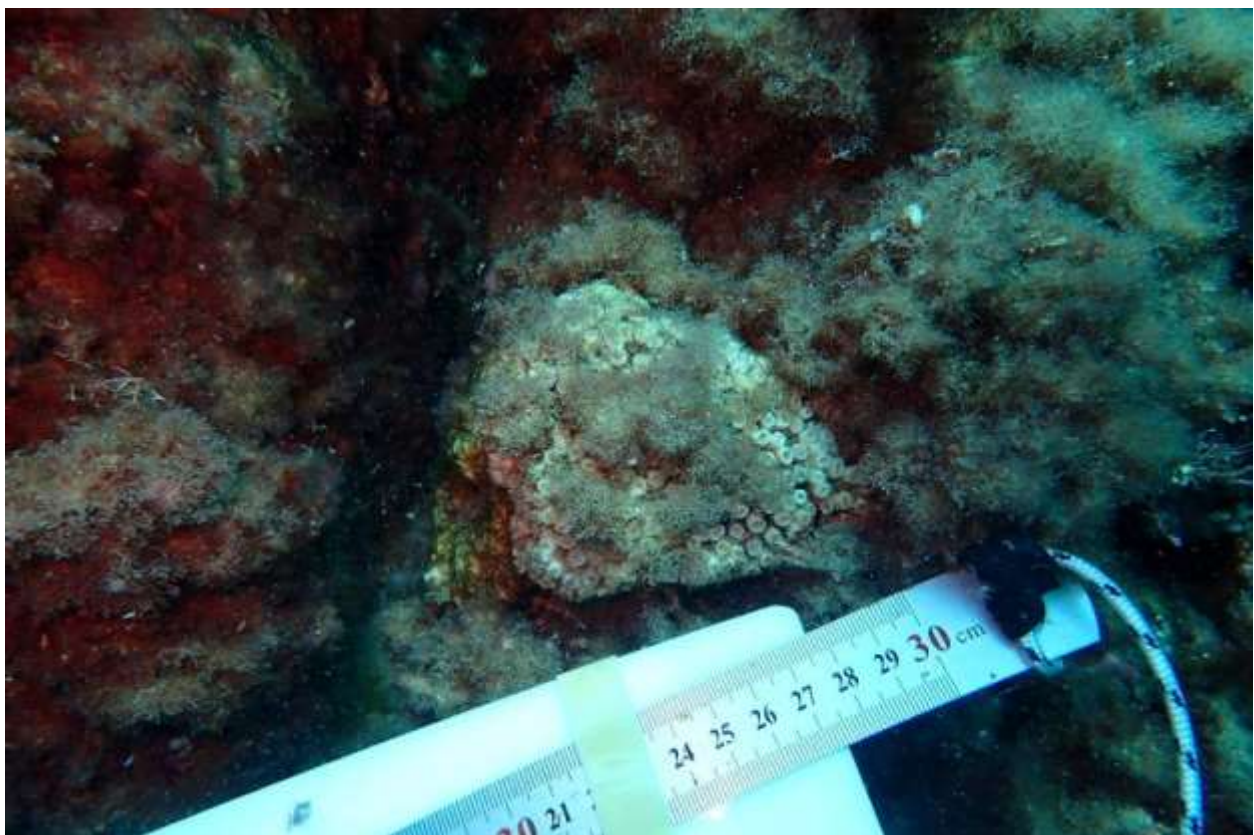
Comparando con los resultados obtenidos en la campaña de 2018, se observa que las colonias de *C. caespitosa* con blanqueamiento ascendían a un 92,31% con una afección del 34,80% frente a las 20,93% colonias con afección del 7,67% de este año. Respecto al recubrimiento de epizoontes, mientras que en el 2023 se han encontrado un 81,40% de colonias afectadas en un 18,05%, los últimos datos tomados en el 2018 elevan estos datos a un 100% de colonias de *C. caespitosa* afectadas en un 26,06% de su superficie de media. En cuanto a necrosis, en el 2018 sí que se encontraron colonias de *C. caespitosa* afectadas, concretamente un 15,29% de las colonias observadas presentaron signos de necrosis con una afección media del 7,79%.

En lo que respecta a *O. patagonica*, mientras que este año solo se encontró una única colonia, en el estudio llevado a cabo en 2018 se observaron un total de 71 colonias. Esta especie presentó entonces el fenómeno de blanqueamiento en un 83,09% de las colonias, con una afección del 19,7%, recubrimiento de epizoontes en un 54,93% de las colonias, con afección del 11,41%, y necrosis en el 23,95% de las colonias observadas y con un porcentaje de afección del 10,20%.

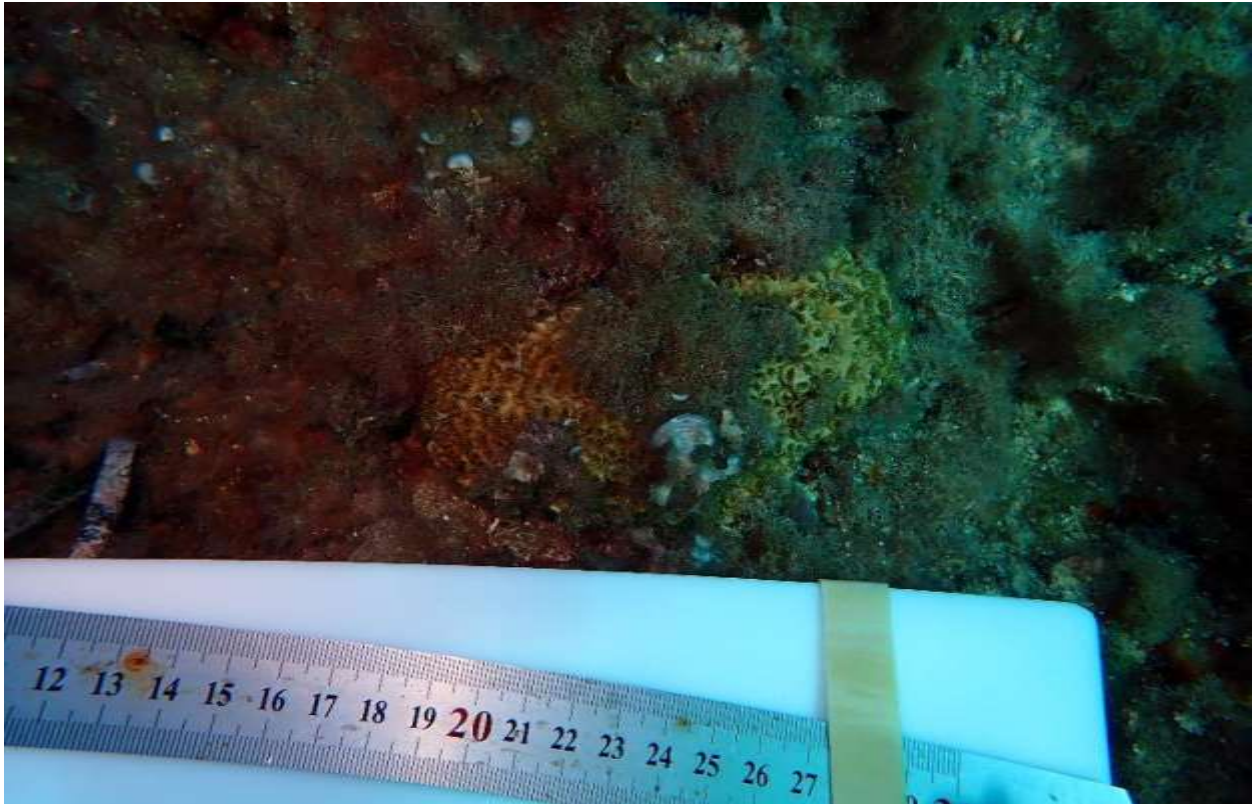
Los resultados obtenidos permiten establecer una base de datos que sirvan de comparación para futuros seguimientos, y poder evaluar la tendencia sobre porcentajes de afección de estas colonias, tanto por blanqueo -que pueda servir como indicador de fenómenos de calentamiento global-, como por recubrimiento por epizoontes y presencia de necrosis, que también sirven como indicadores de este fenómeno o incluso de acidificación del agua.

En el apartado siguiente, se muestran algunas de las colonias de *Oculina patagonica* y *Cladocora caespitosa* fotografías en los muestreos realizados en el interior de la reserva marina. En el Anexo VI: *Efectos del calentamiento en corales: datos blanqueamiento y necrosis* se adjuntan todos los datos obtenidos.

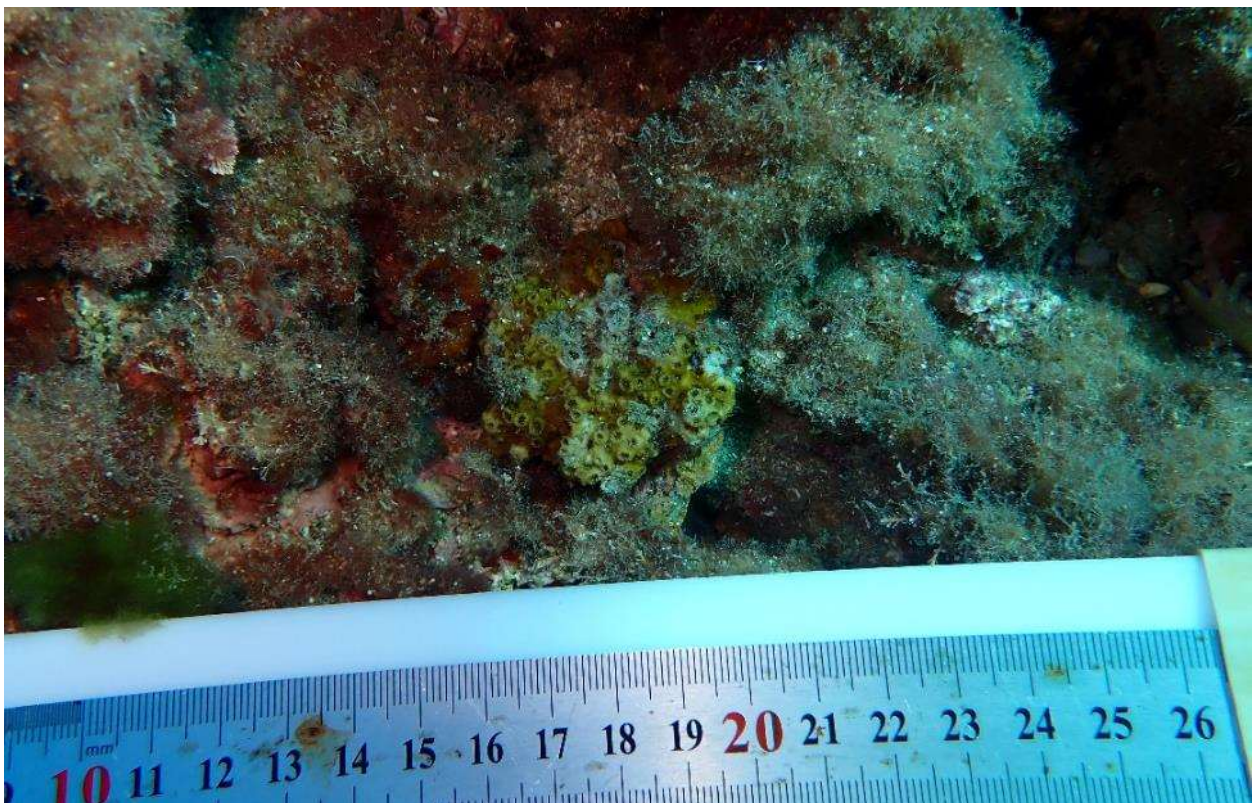
4.1.3. Fotografías de las especies objetivo: *Cladocora caespitosa* y *Oculina patagonica*



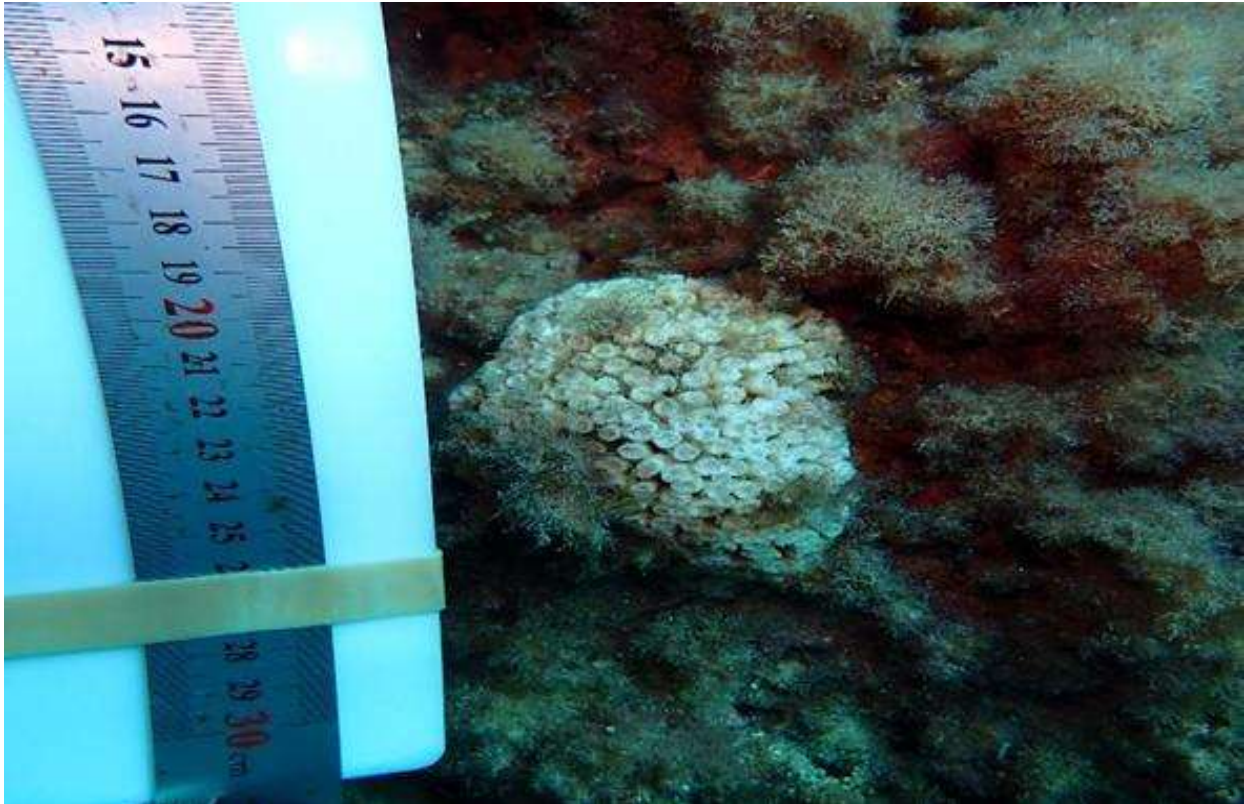
Fotografía 4-1. Colonia de *Cladocora caespitosa* completamente blanqueada y con recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 4-2. Colonia de *Cladocora caespitosa* con recubrimiento de epizoontes.



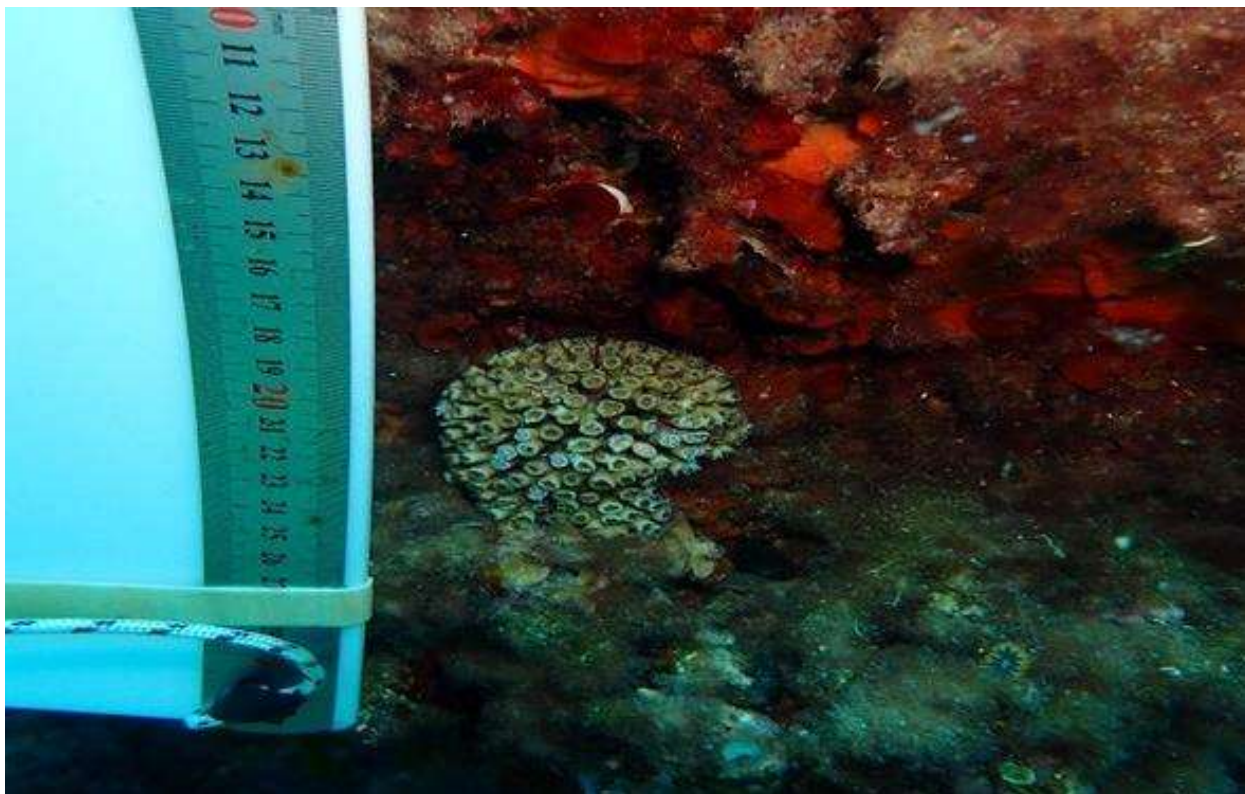
Fotografía 4-3. Colonia de *Oculina patagonica* con ligero blanqueamiento y recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 4-4. Colonia de *Cladocora caespitosa* con un 100% de blanqueamiento y recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 4-5. Colonia de *Cladocora caespitosa* con recubrimiento de epizoontes.



Fotografía 4-6. Colonia de *Cladocora caespitosa* con blanqueamiento.



Fotografía 4-7. Colonia de *Cladocora caespitosa* con recubrimiento de epizootes.

4.2. Registro de temperaturas

4.2.1. Metodología

Es necesario disponer de una serie temporal de registros en continuo de la temperatura del agua de mar para poder establecer relación entre su evolución anual y los fenómenos de blanqueamiento y necrosis.

En este caso, tales registros los proporciona un medidor sumergible con data logger (marca HOBO MX2501), el cual se colocó a 5 m de profundidad (Fotografías 4-8 y 4-9). Este registrador térmico se acompaña además de un sensor de pH. Se instaló en diciembre de 2022, en la zona sur de la Reserva Marina, en las coordenadas geográficas (Datum ETRS 89 Zona 30): 721.707 4.226.649 (Mapa 4-1). Se va extrayendo del mar tras varios meses de inmersión para descargar los datos, vía bluetooth, a un teléfono móvil. Es importante que el sensor no permanezca sumergido muchos meses seguidos, con el fin de evitar una excesiva incrustación de organismos marinos que pueda interferir en una correcta medición. Una vez descargados los datos, el medidor se calibraba y un buceador lo volvía a instalar. La serie registrada de temperaturas abarca desde finales del mes de diciembre de 2022 hasta el 15 de noviembre de 2023 (*Anexo VII. Registro de temperaturas*).



Fotografía 4-8. Instalación del registrador de temperatura en un soporte fijado al sustrato marino.

El modelo de registrador térmico empleado resiste hasta los 40 m de profundidad y tiene una duración de años, incluso en condiciones de fuerte corriente. Posee memoria suficiente para grabar más de 43.000 mediciones de temperatura de 12 bits.

Sus características técnicas, son:

- Sensor de temperatura: rango de operaciones de -2 a 50 °C, con una precisión de $\pm 0,21$ °C de 0° a 50°C, y una resolución de 0,024°C a 25°C. Tiempo de respuesta (90%) 7 minutos en agua.
- Sensor de pH: rango de 2.00 a 12.00, con una precisión de $\pm 0,1$ Ph, una resolución de 0,01 pH y un tiempo de respuesta (90%) 1 minuto a temperatura constante en agua.



Fotografía 4-9. Sensor de temperatura y Ph, una vez fijado en el soporte fondeado en la Reserva Marina de Tabarca.

En el Gráfico 4-1 se expone un registro de los datos en bruto, tal y como se extrae del software de HOBO, sin filtrar los periodos de tiempo de manipulación y calibrado.

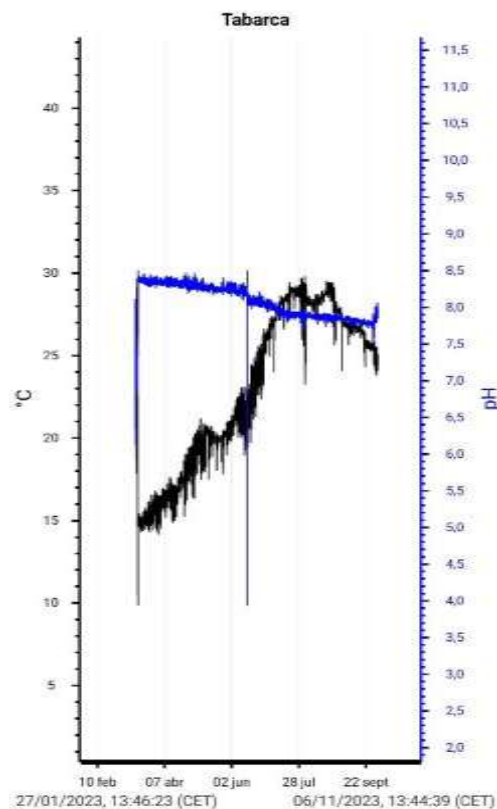


Gráfico 4-1. Registro de temperaturas y pH en bruto, sin eliminar los periodos de tiempo en los que se procede a su mantenimiento.

4.2.2. Resultados

El sensor se programó para tomar datos de temperatura y pH cada 60 minutos. La temperatura máxima registrada fue de 29,78°C, que corresponde al 2 de agosto de 2023. La mínima marcó 13,34°C, la cual se dio el 13 de enero de 2023. A lo largo de toda la serie de datos (7.698 en total), el promedio fue de 20.52°C (desv. 5,23). Analizando los distintos periodos estacionales por separado, la temperatura media fue: en invierno (diciembre 2022-marzo 2023) 16,03°C (desv 2,24), en primavera (abril-junio de 2023) 19,72°C (desv 2,6), en verano (julio-septiembre de 2023) 27,54°C (desv 1,18) y en el principio de otoño (octubre-mitad de noviembre de 2023) 20,16°C (desv 1,10).

A continuación se exponen los registros en su totalidad (Gráfico 4-2), así como diferenciados por estaciones del año (Gráficos 4-3 y 4-6).

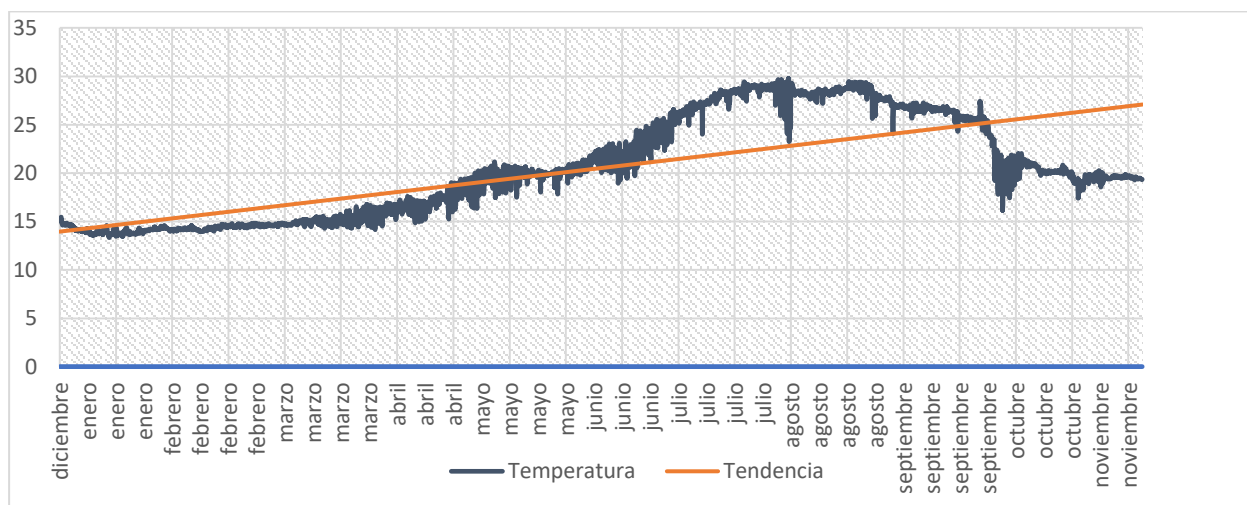


Gráfico 4-2. Registro de temperaturas (24,24°C) entre finales de diciembre de 2022 y el 15 de noviembre de 2023.

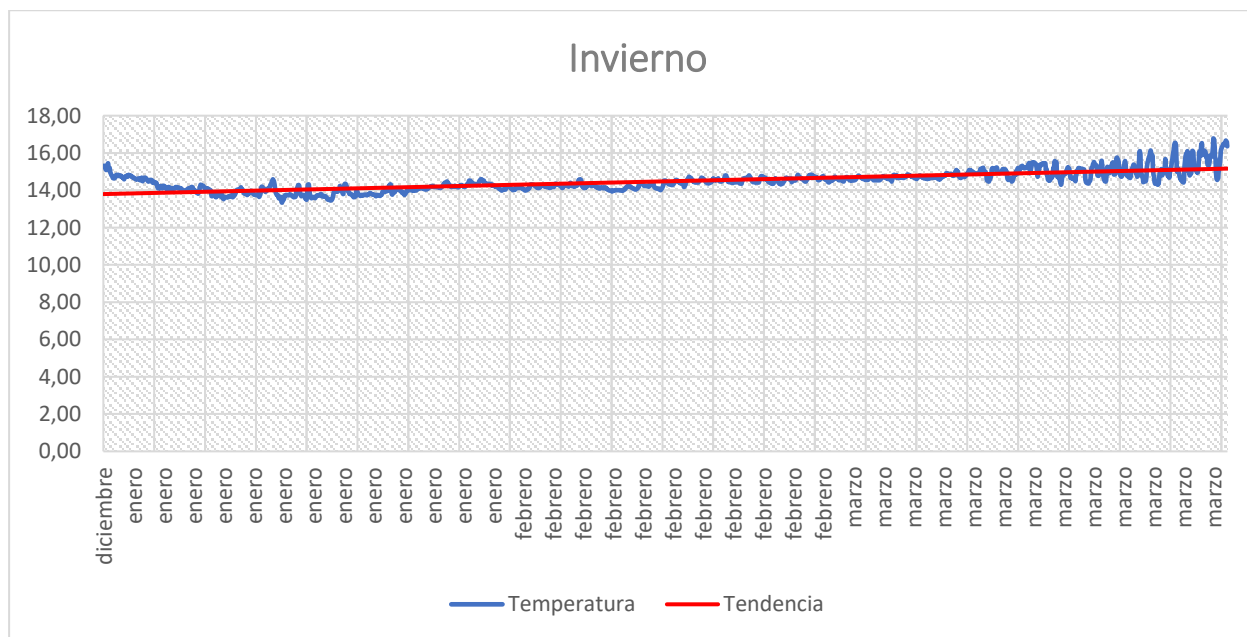


Gráfico 4-3. En invierno la temperatura media fue de 16,03°C (desv 2,24).

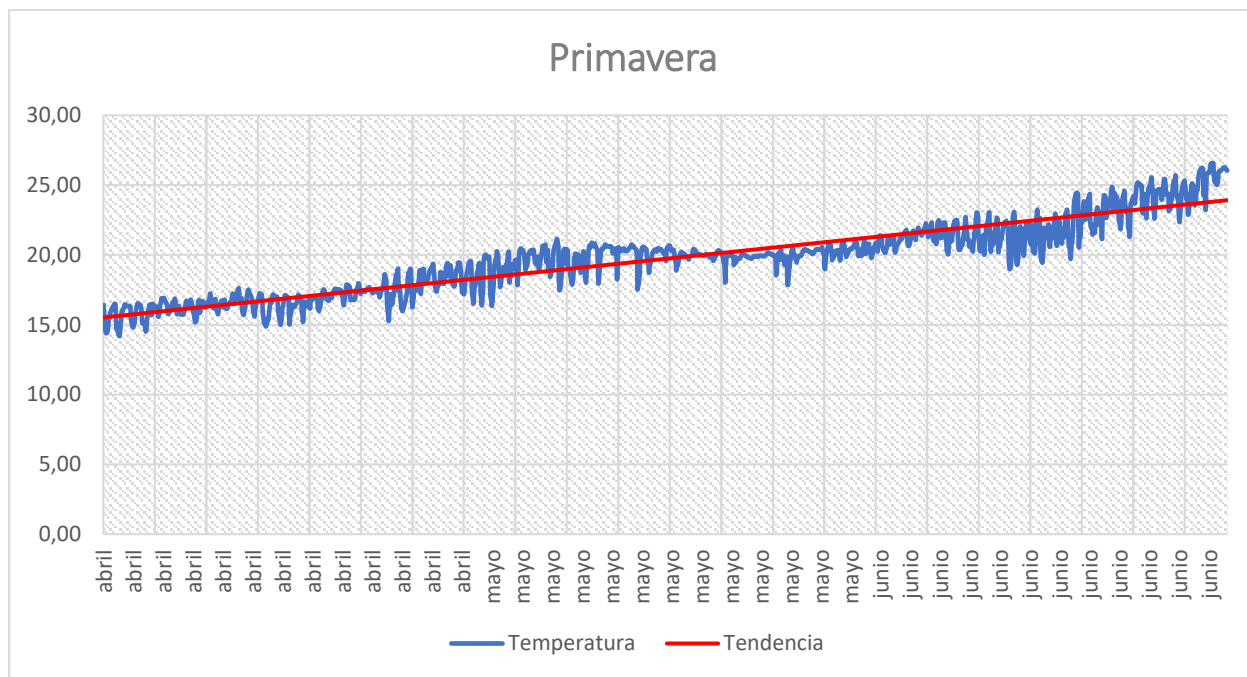


Gráfico 4-4. En primavera (abril-junio) la temperatura media fue de 19,72°C (desv 2,6).

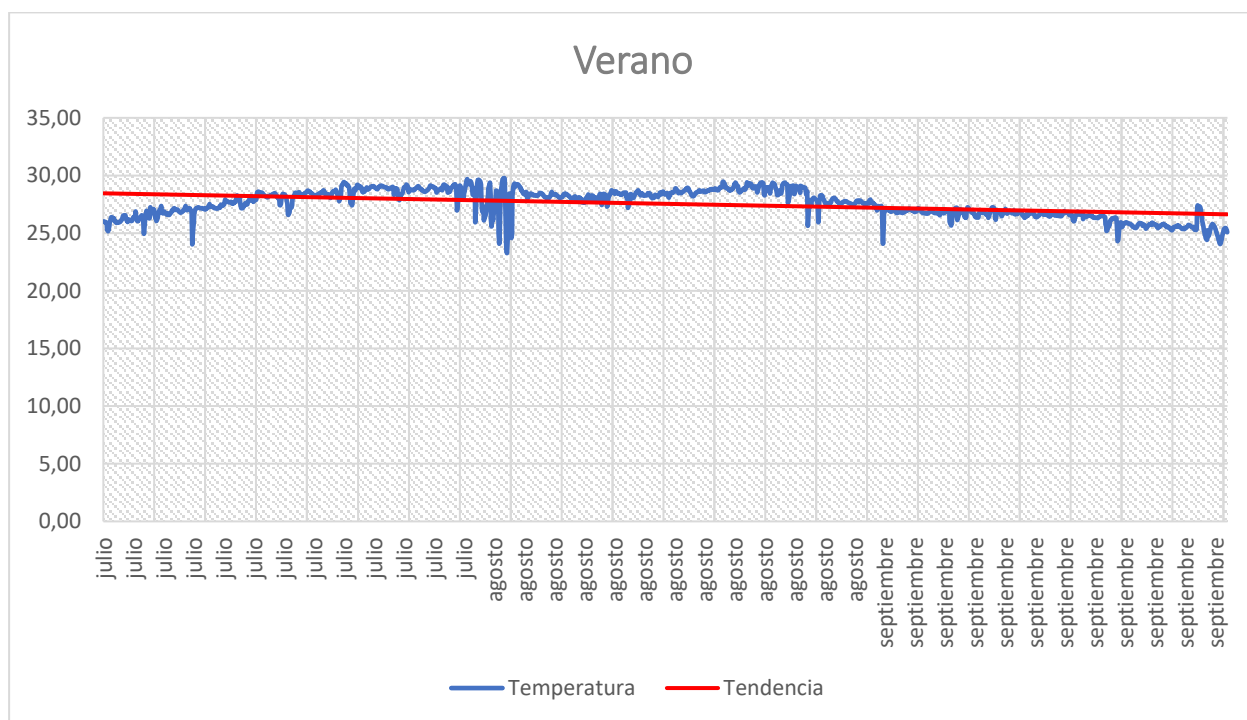


Gráfico 4-5. En verano (julio-septiembre) la temperatura media fue de 27,54°C (desv 1,18).

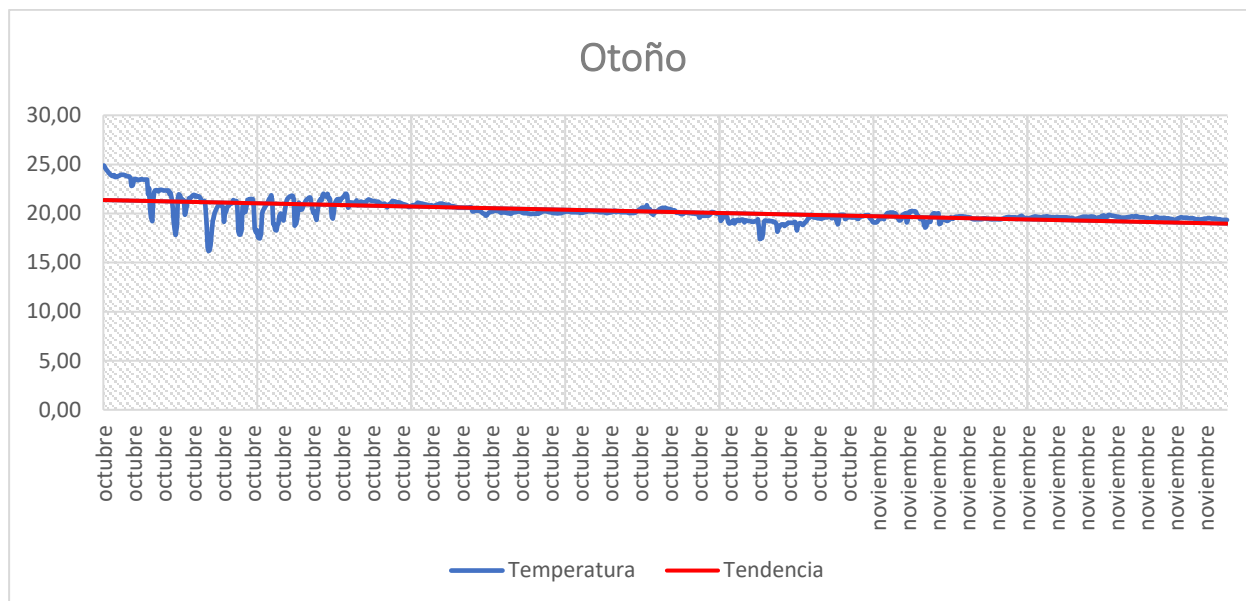


Gráfico 4-6. A principios de otoño (octubre-mitad de noviembre) la temperatura media fue de 20,16° C (desv 1,10).

Se puede observar que, durante la época invernal-primaveral, la temperatura media experimenta menos variación, puesto que alcanza unos 3°C. Sin embargo, entre mayo y septiembre, estas variaciones llegan hasta los 7,8°C. En plena época estival, en concreto a medida que avanza el mes de agosto, se advierten variaciones diarias de varios grados. Esto es debido a que la ubicación del sensor (5 m de profundidad) coincide con la cota donde suele producirse la termoclina estival (fuerte gradiente de temperatura con la profundidad). El movimiento de esta termoclina en la columna de agua, favorecido por las intensas corrientes que se dan en esta ubicación de rompiente del oleaje, justifican la mayor variabilidad de los registros.

4.3. Especies alóctonas

4.3.1. Metodología

Se hizo un seguimiento de especies alóctonas (macroalgas, invertebrados y peces), algunas de ellas consideradas invasoras de los pisos litoral e infralitoral. Las especies objeto de seguimiento fueron:

- Macroalgas: Clorofitas (*Caulerpa cylindracea*), rodofitas (*Asparagopsis taxiformis*, *Lophocladia lallemandii*, *Rugulopteryx okamurae*, *Wormersleyella setacea*).
- Invertebrados: moluscos bivalvos (*Pinctada radiata*), gasterópodos (*Bursatella leachii*), crustáceos decápodos (*Percnon gibbesi*, *Callinectes sapidus*).
- Peces: *Fistularia commersonii*, *Lagocephalus sceleratus*.

Los muestreos se llevaron a cabo simultáneamente al resto de inspecciones submarinas: transectos de cobertura de praderas de angiospermas marinas, censos de peces, censos de erizos y estado de las formaciones organógenas. Se anotó la presencia de las especies exóticas a medida que se ejecutaban

dichos trabajos. Además de las observaciones propias de este proyecto, se utilizaron otras fuentes de información, tales como la bibliografía científica, el banco de datos de biodiversidad de la Comunidad Valenciana, así como entrevistas con pescadores y con el servicio de vigilancia de la Reserva Marina.

4.3.2. Resultados

4.3.2.1. Detección de especies invasoras.

A. *Caulerpa cylindracea*.

Las variedades que se extendieron por el Mediterráneo oriental durante el siglo XX fueron *C. racemosa* var. *turbinata-uvifera* y var. *lamourouxii* f. *requienii*, pero fue la variedad *C. racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman & Boudouresque, 2003 la especie invasora que se introdujo posteriormente (a finales del siglo XX) desde Australia. Esta última ha sido renombrada como *C. cylindracea* Sonder, 1845.



Fotografía 4-10. Estolones de *Caulerpa cylindracea*.

Ha alcanzado una importante expansión por el mar Mediterráneo, lo que puede poner en peligro las praderas de fanerógamas protegidas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*. Por ello, está incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, BOE nº 185). También es recogida por la normativa autonómica valenciana, mediante el Decreto 213/2009, de 20

de noviembre, del Consell, por el que se aprueban medidas para el control de especies exóticas invasoras en la Comunitat Valenciana. Asimismo, forma parte de distintos listados internacionales, entre los cuales destaca el SEBI, como un indicador europeo de la biodiversidad para 2010.

La especie es de origen tropical. La mayor parte de las variedades proceden del Mar Rojo. La variedad invasora es nativa del suroeste de Australia (Verlaque *et al.* 2003). Fue observada por primera vez en 1926, quedando confinada su expansión a la cuenca oriental durante más de 60 años. Durante este periodo coexisten en el Mediterráneo oriental dos especies: *C. racemosa* var. *turbinata-uvifera* y var. *Lamourouxii* f. *requienii*. La variedad invasora fue introducida más recientemente y corresponde a otra especie endémica de la localidad australiana de Perth (Verlaque *et al.* 2003). La colonización del Mediterráneo occidental no se inicia hasta 1991 (Trípoli, Libia), mostrando un comportamiento invasor más agresivo e imparable, llegando a las costas españolas, francesa e italianas años más tarde. En España se registra por primera vez en 1998 en Baleares, posteriormente en 1999 en Castellón (Aranda *et al.*, 1999), y en 2001 llega a las costas de Alicante (Aranda *et al.*, 2003).

Se considera que su vía de entrada y expansión ha sido el Mar Rojo, a través del Canal de Suez, mediante el transporte marítimo, bien por las aguas de lastre o por fragmentos enganchados en las anclas de las embarcaciones o en las redes de pesca (Verlaque *et al.* 2003).

Es una especie anual y pseudoperenne, que conserva una parte del talo cada nueva temporada. Se reproduce mediante holocarpia, dado que todo el talo participa en la formación de los gametos (Panayotidis & Zuljevic 2001). También se reproduce asexualmente, por propágulos y por fragmentación. Presenta una dinámica estacional con un máximo de crecimiento en octubre y un mínimo en abril (Piazzi & Cinelli, 1999).

Es una especie cenocítica, constituida por una serie de estolones de 1-2 mm de diámetro de los que surgen múltiples y delgados rizoides y frondes de tamaño pequeño (<10 cm) divididos en pinnas de aspecto vesicular. La tasa de crecimiento vegetativo de *C. cylindracea* es cuatro veces superior a la de *C. taxifolia* y, a diferencia de ésta, produce propágulos sexuales viables que multiplican la probabilidad y la velocidad de dispersión. Se desarrolla sobre un amplio rango de profundidades (hasta los 60 metros) y es capaz de colonizar todo tipo de biocenosis fotófilas infralitorales y circalitorales, así como de sustratos (rocoso, arenoso, etc.) (Verlaque *et al.*, 2003).

En la Comunidad Valenciana ha sido encontrada desde fondos someros, a escasos centímetros de profundidad, en la biocenosis de la roca superior infralitoral, hasta los 50 m de profundidad en comunidades circalitorales. Se registra sobre sustratos rocosos, también sobre mata muerta de *Posidonia oceanica*, próxima o intercalada entre la pradera; en este último caso, se observa cuando la densidad de haces es baja o la pradera se halla muy fragmentada, bien de forma natural o bien por causa de un impacto antrópico (Ceccherelli *et al.*, 2000). Las mayores extensiones y densidades se dan sobre sustratos arenoso – detríticos a partir de 25 m de profundidad.

En poco tiempo forma un denso tapiz sobre el fondo, el cual impide la difusión de oxígeno al sedimento transformando el medio en un ambiente tóxico para multitud de especies epibentónicas e infaunales de la biocenosis original.

El ritmo de su expansión en el litoral valenciano, desde 1999, puede estimarse en una tasa anual de 17 Km²/año (Guillén *et al.*, 2010).

Se ha observado en el entorno de la Reserva Marina de Tabarca, aunque no de forma masiva, en enclaves de la roca infralitoral, sobre todo en entornos calmados, desde el horizonte superior del piso infralitoral hasta los 6 m de profundidad.

B. *Asparagopsis taxiformis*.

Esta especie está considerada como invasora en las costas de Andalucía, Comunidad Valenciana, Región de Murcia e Islas Baleares. En algunas zonas de la región de Murcia es la especie dominante del hábitat rocoso fotófilo, mostrando comportamiento propio de una especie invasora. Está incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, BOE nº 185) y en el SEBI 2010 («Integrando los indicadores europeos de la biodiversidad para 2010»).

El área de distribución natural es el océano indo – pacífico. Presente en el Mediterráneo. La invasión reciente es muy activa, y está en pleno proceso de expansión. La vía de entrada más plausible es a través del Canal de Suez. Se instala sobre sustratos rocosos y/o praderas de *Posidonia oceanica*, compitiendo de forma eficaz con *Asparagopsis armata*, a la que relega a los primeros metros de la columna de agua. Presenta reproducción sexual y asexual con una fase gametofítica (= *Asparagopsis*) y una fase esporofítica (= *Falkenbergia*). La fase gametofítica se encuentra en la zona eulitoral inferior y, ocasionalmente, en charcos del eulitoral medio. La fase tetrasporofítica puede encontrarse epífita.



Fotografía 4-11. Aspecto típico de *Asparagopsis taxiformis*.

Al igual que otras especies invasivas presenta ciclos de vida cortos, en los que los individuos transportados alcanzan la madurez sexual en poco tiempo. Presentan altas tasas de fecundidad, de crecimiento y capacidad de dispersión.

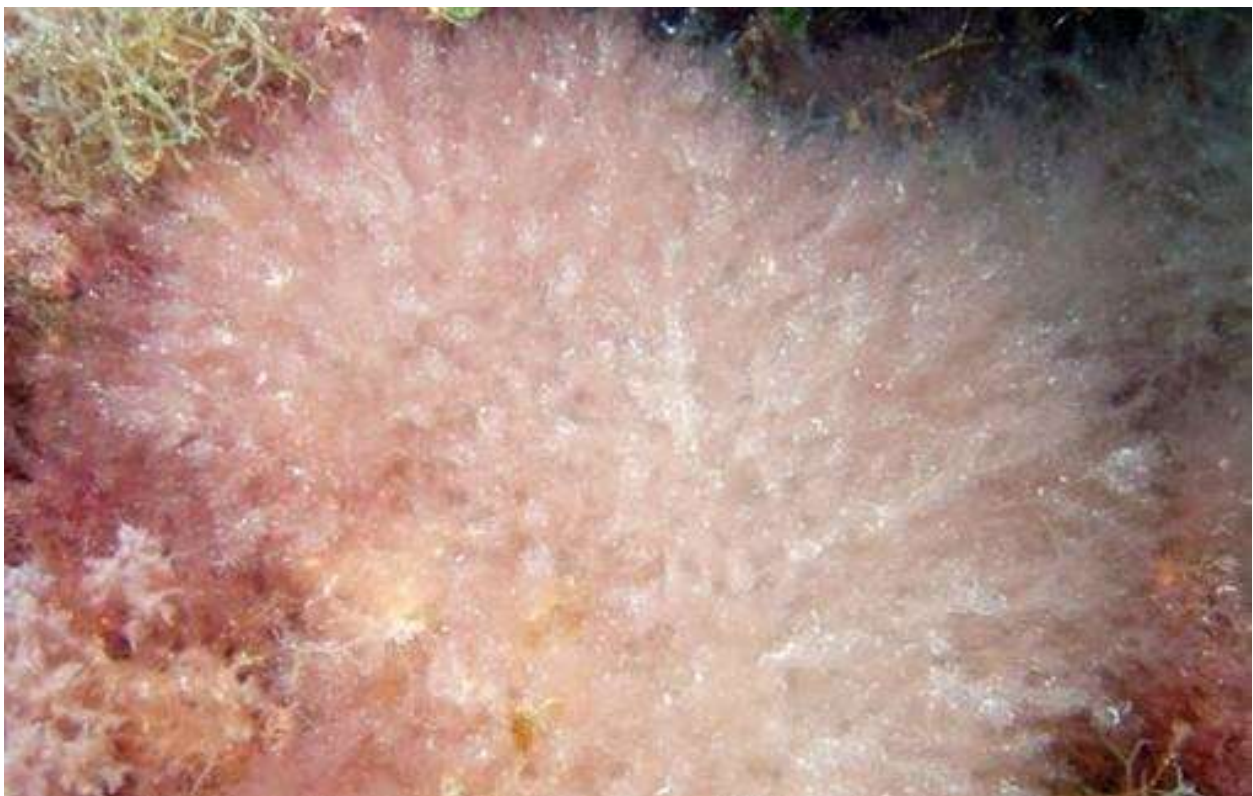
El principal impacto se produce por modificación del hábitat, al constituir auténticas alfombras con poblaciones reproductivas densas bien establecidas. Como consecuencia, se ocasiona la contaminación genética y la consiguiente pérdida de diversidad biológica marina. Además, esta especie puede

representar una seria amenaza real para importantes comunidades marinas, caso de las praderas de *P. oceanica* o los bosques de *Cystoseira*.

En el litoral de la Comunidad Valenciana se encuentra en las Islas Columbretes, el litoral de la Sierra de Irta y frente al puerto de Denia. El presente trabajo no se detectó en la Reserva Marina de Tabarca.

C. *Lophocladia lallemandii*.

Se trata de una especie de talos filamentosos que puede confundirse fácilmente con otras especies que poseen la misma estructura. Actualmente se encuentra bien asentada y mostrando un fuerte carácter invasor en las costas de Baleares (Formentera, Cabrera, Mallorca y Menorca), donde puede observarse desde aguas someras hasta los 65 m de profundidad (Patzner, 1998; Ballesteros, 2006). También se ha localizado en las Islas Columbretes y en el litoral de Murcia. No se descarta su presencia en otras localidades más meridionales y septentrionales de las costas españolas. Está incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, BOE nº 185), así como en numerosos listados internacionales, como el SEBI 2010 (“Integrando los indicadores europeos de la biodiversidad para 2010”).



Fotografía 4-12. Desarrollo de *Lophocladia lallemandii*.

Natural del Mar Rojo, su distribución nativa es indo-pacífica, encontrándose en países como Australia y Nueva Zelanda, Japón, India, Irán, Israel, Omán, Maldivas, Kenia, Tanzania. Se introdujo en el Mediterráneo probablemente a través del Canal de Suez (Boudouresque & Verlaque, 2002; Verlaque, 1994, Strefaris & Zenetos, 2006). Actualmente se encuentra presente en la mayoría de los países mediterráneos, con la excepción de Marruecos y la costa noroccidental del Mediterráneo (Gómez

Garreta *et al.*, 2001). En España se ha extendido de manera muy alarmante. En las Islas Baleares presenta un fuerte carácter invasor (Patzner, 1998; Ballesteros, 2006).

Las vías de entrada y expansión se desconocen con certeza, pero se sospecha de una expansión mediada por actividades relacionadas con el tráfico marítimo desde el Mar Rojo a través del Canal de Suez. En un principio manifestó un agresivo proceso de invasión en las costas españolas mediterráneas. En menos de un año colonizó una superficie de más de 450 ha en las costas de Baleares (Cebrián & Ballesteros, 2007); su presencia es menos agresiva en la actualidad.

Esta especie es capaz de colonizar todo tipo de comunidades, prefiriendo los fondos desde los 5 a los 30m de profundidad (Cebrián & Ballesteros 2007). Puede invadir superficies rocosas desnudas, fondos rocosos colonizados por comunidades de algas, praderas de *P. oceanica* y comunidades de *maërl* (Ballesteros, 2006). En la isla de Cabrera, el periodo reproductivo de la especie comprende desde abril a octubre, mientras que el vegetativo tiene lugar a lo largo de todo el año, con un mínimo durante los meses de otoño e invierno. Presenta una notable capacidad de dispersión y colonización debido a su elevada tasa reproductiva, estimada en aproximadamente un millón de esporas por metro cuadrado y unos 350 individuos por metro cuadrado (Cebrián & Ballesteros, 2010). A esto hay que añadirle su capacidad de propagación por mecanismos vegetativos, principalmente por fragmentación de los talos, que son capaces de generar un disco de fijación tras su ruptura (Cebrián & Ballesteros, 2010). Esta especie no muestra diferencias en cuanto a su carácter invasor en relación a la profundidad, siendo igual de agresiva independientemente de la batimetría, pero prefiriendo temperaturas estivales, tanto en reproducción como en crecimiento (Cebrián & Ballesteros, 2010). Produce sustancias alelopáticas denominadas lofocladinas (Sureda *et al.* 2006, 2008).

En la Comunidad Valenciana, está en las Islas Columbretes y en el sector costero sur: Cabo de La Nao, Serra Gelada, El Campello, Cabo de Santa Pola, Tabarca y frente al Pilar de la Horadada (Banco de datos de la biodiversidad de la Comunidad Valenciana). No ha sido localizada en los fondos de Tabarca.

D. *Rugulopteryx okamurae*.

Es un alga parda originaria de Asia-Pacífico, que abarca desde regiones tropicales hasta regiones templadas (Ruitton *et al.*, 2021). Se detectó inicialmente en la costa mediterránea en 2002, en la laguna de Thau, posiblemente introducida a través de la acuicultura de ostras. Las introducciones posteriores de *R. okamurae* en las costas de Marsella, el mar de Alborán y la región macaronésica han mostrado un comportamiento invasivo (Ruitton *et al.*, 2021, Sempere-Valverde *et al.*, 2021, Faria *et al.*, 2022). *R. okamurae* impacta la estructura de las comunidades bentónicas, superando a otras especies y comunidades nativas (Ruitton *et al.*, 2021). Además, la capacidad de las algas para propagarse vegetativamente y sobrevivir después de desprenderse del sustrato conduce a que los talos a la deriva se acumulen en el fondo marino o lleguen a las playas, lo que afecta el turismo, la salud pública y la pesca artesanal (Faria *et al.*, 2022; Mateo Ramírez *et al.*, 2023).

Recientemente ha sido descrita su presencia al sur de Alicante (Terradas *et al.*, 2023), y cuantificada en un informe del Instituto de Ecología Litoral para la Dirección General del Medio Natural.

Por el momento no se ha registrado su presencia en aguas de Tabarca. No obstante, dada la cercanía de los poblamientos asentados al sur del puerto de Alicante, así como la capacidad de resistencia que tienen sus talos suspendidos en la columna de agua, es muy posible su llegada a los fondos de la reserva.



Fotografía 4-13. *Rugulopteryx okamurae*.

E. *Wormersleyella setacea*.

Sinónimo de *Polysiphonia setacea*. Se trata de una especie de talo filamentoso que puede confundirse fácilmente con otras especies de la misma estructura. La primera cita de especie en el Mediterráneo data de los años ochenta del siglo XX. Actualmente se encuentra muy extendida en las Islas Baleares y en creciente expansión en la costa de Cataluña. Está incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, BOE nº 185) y en distintos listados internacionales, como el SEBI 2010 («Integrando los indicadores europeos de la biodiversidad para 2010»). El área de distribución naturales el archipiélago de Hawai. En la actualidad, en el caso del Mediterráneo, se halla muy extendida por las costas de Italia, Francia, Grecia y Malta, así como por el Mar Adriático.

Se desconocen las vías de entrada con certeza, pero se sospecha de una expansión mediada por actividades relacionadas con el tráfico marítimo. Desde la primera referencia de esta especie en las costas francesas (Verlaque, 1989), la especie se ha expandido rápidamente por el resto del Mediterráneo (Airoldi *et al.*, 1995; Athanasiadis, 1997; Ballesteros *et al.*, 1997; Furnari *et al.*, 1999). En menos de quince años ha colonizado la mayoría de los fondos rocosos de Baleares situados por debajo de 10-15m de profundidad y hasta los 60 m aproximadamente.

Invade principalmente las comunidades coralígenas (Ballesteros, 2006; Cebrián & Rodríguez 2012), aunque también se localiza sobre rizomas de *Posidonia oceanica* y otros fondos rocosos, siempre constituyendo agregados densos y persistentes (Ballesteros, 2004). Estos agregados se ven favorecidos en aquellos sitios con perturbaciones relacionadas con el movimiento y deposición de sedimentos (Airoldi *et al.*, 1995; Airoldi & Cinelli, 1997; Airoldi, 1998; Piazzini & Cinelli, 2001). Se puede encontrar

intercalada con *Acrothamnion preissii*, otra especie de alga roja invasora en el Mediterráneo. Su rápida expansión y agresiva invasión son debidas principalmente a la capacidad de un rápido crecimiento vegetativo, con el cual no pueden competir las especies nativas que se reproducen por esporas.

En la Comunidad Valenciana se ha descrito en las Islas Columbretes, pero no en su costa peninsular. No se ha registrado en aguas de la reserva de Tabarca durante la presente campaña.



Fotografía 4-14. Céspedes de *Wormersleyella setacea* en el litoral francés.

F. *Branchiomma luctuosum*.

Es un anélido poliqueto de la familia *Sabellidae*. Proviene de los mares circundantes de la Península Arábiga, originalmente descrita a partir de materiales del Mar Rojo (Grube, 1869). La primera localización en el Mediterráneo se produjo en 1979, en el lago Lucrino de Nápoles (Giangrande, 1989). Su distribución es amplia por el Mar Rojo, Golfo de Adén y Golfo Pérsico (Wehe & Fiege 2002). Recientemente ha sido localizada en Sao Paulo (Brasil) (Rossi & Nogueira, 2004). En el Mediterráneo se ha citado de Grecia (Arvanitidis, 2000; Simboura & Nicolaidou, 2001), Turquía (Çinar *et al.*, 2006), Chipre (Çinar, 2005) y de la costa italiana (Mares Tirreno, Jónico y de Liguria) (Castelli *et al.*, 1995). En la Comunidad Valenciana, se detectó en el Puerto de Valencia y en Cullera (El Haddad *et al.* 2007), donde se han localizado importantes poblaciones en las paredes de los muelles interiores y escolleras exteriores del puerto. En Cullera, se hallaron en costa rocosa más próxima (20 km) al sur del Puerto de Valencia. Constituye la primera cita de esta especie para la fauna Ibérica. Se le considera un potencial componente del "fouling" que todavía no se ha localizado sobre cascos de embarcaciones, aunque sí sobre otras estructuras

artificiales sumergidas. El potencial invasivo considerado por El Haddad *et al.* (2007) es alto, por su capacidad reproductora (hermafroditismo simultáneo sin autofecundación y larvas pelágicas de vida libre muy corta -3 días-) y por su tolerancia a ambientes antropizados (elevado enriquecimiento orgánico, alta turbidez y salinidades variables), por lo que se le prevé un éxito importante en la colonización de medios portuarios. Los vectores de introducción estimados son las aguas de lastre.

No se ha encontrado en el ámbito de la Reserva Marina de Tabarca.



Fotografía 4-15. Detalle de las branquias y tubo de *Branchiomma luctuosum*.

G. *Pinctada radiata*.

Es un molusco bivalvo invasor lessepsiano, de origen indo-pacífico. Se vio por primera vez en Egipto, en 1874. Su introducción y dispersión por el Mediterráneo se debe a las aguas de lastre, en las cuales viajan las larvas, a las actividades de acuicultura o como epibionte sobre embarcaciones e incluso sobre la tortuga boba. Está considerada como una de las 100 especies con mayor potencial invasor en el Mediterráneo. Puede sobrevivir varios días fuera del agua. En la actualidad, está bien establecida por el Mediterráneo oriental y ha sido citada puntualmente de aguas del Mediterráneo central de Albania, Croacia, Italia y Montenegro. En el Mediterráneo occidental se está expandiendo y, recientemente, se ha registrado en el Delta del Ebro. Puede causar efectos negativos sobre el ecosistema, afectando a su biodiversidad autóctona. Sus numerosos hallazgos en diversas playas al norte y sur del Puerto de Valencia, así como la observación de ejemplares juveniles en las muestras, sugieren que la población está bien establecida en el Golfo de Valencia y en el litoral alicantino. Se consideran posibles vías de propagación

tanto la importación de semilla de mejillón de otras zonas del mediterráneo, donde *P. radiata* ya está establecida, como el tráfico marítimo.

La primera muestra recogida en la Comunidad Valenciana fue en la Playa de El Saler, en 2019. Posteriormente se capturó en las playas de Meliana, Massamagrell y Denia. Hoy en día, es una especie común en los colectores de larvas que se instalan para detectar juveniles de *Pinna nobilis*. De hecho, es recolectada por los colectores que el Instituto de Ecología Litoral ubica en el Escull Roig y en el entorno de La Nao.



Fotografía 4-16. *Pinctada radiata* instalada en fondos de roca.

H. *Bursatella leachii*

Especie originaria del Indo – Pacífico, su área de distribución actual es circuntropical (Lowe & Turner, 1976). La primera cita del Mediterráneo fue de Israel (O'Donoghe & White, 1940) y, desde entonces, se ha registrado en Turquía, Grecia, Italia, Francia y España. En España, está presente en Baleares, Alicante, Águilas, Mar Menor y en Cataluña (Oliver & Terrasa, 2004; Weitzmann *et al.*, 2007). Los hábitats sobre los que se asienta son las praderas de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*.

El tamaño máximo que alcanza es de unos 15 cm, aunque lo más frecuente es encontrar individuos de entre 8 y 10 cm. El color es variable entre marrón verdoso, verde grisáceo o marrón claro, con manchas oscuras, y generalmente una mancha en el centro de color azul brillante. La superficie del cuerpo está recubierta de vellosidades alargadas y desiguales, que le confieren su aspecto típico. El pie es ancho con

el bordefrontal separado en dos y la parte trasera redondeada. Los parápodos no le permiten nadar como a otras liebres de mar, pues están soldados entre sí, dejando únicamente una ranura abierta en el centro del dorso que da acceso a la cavidad paleal. Los adultos carecen de concha interna. En la cabeza tienen dos rinóforos largos y retráctiles, así como tentáculos orales a ambos lados de la boca.

Se distribuye por aguas someras y de baja hidrodinámica, por lo que es común en lagunas y puertos. Se alimenta de algas cianofíceas, diatomeas y macrófitos como *Ectocarpus* y *Enteromorpha* (Paige, 1988). Después de eclosionar y tras una breve fase planctónica, las larvas se asientan sobre sustratos recubiertos por algas cianofíceas. Alcanzan la madurez sexual a los 2 – 3 meses de edad. El desarrollo embrionario es normal entre 20 y 30 °C, pero se detiene a menos de 15 °C (Paige, 1988). Su presencia en estuarios y lagunas costeras evidencia su tolerancia hacia las variaciones de la salinidad. Resiste condiciones de contaminación. En el Mar Menor se han reportado densidades de hasta 660 individuos / m² (Paige, 1988).

No ha sido localizada en los fondos de la Reserva Marina de Tabarca.



Fotografía 4-17. Aspecto de *Bursatella leachii*.

I. *Percnon gibbesi*.

Su origen es del Atlántico tropical o del Océano Pacífico Oriental (Galil *et al.* 2002). Las primeras observaciones ocurrieron en 1999, en Italia y España (Relini *et al.*, 2000; García & Reviriego, 2000). Su hábitat mediterráneo preferente es la orilla rocosa de infralitoral poco profundo, con más frecuencia alrededor de 1-2 m de profundidad, caracterizado por la presencia de cantos rodados o rocas con abundantes grietas (Müller, 2001; Deudero *et al.*, 2005; Thessaou-Legaki *et al.*, 2006). Se ha observado

en todos los países de la cuenca oriental del Mediterráneo. Sin embargo, las únicas áreas donde no se ha registrado son los mares Ligur y Adriático, probablemente porque sus aguas marcan temperaturas más bajas (Katsanevakis *et al.*, 2011). Debido a su rápida propagación, se propuso para su inclusión entre las 100 especies marinas invasoras peores en el ámbito europeo (Streftaris & Zenetos, 2006). Sin embargo, otros estudios han indicado que su fuerte carácter herbívoro los convierte en uno de los pocos representantes de los decápodos en los niveles superiores del infralitoral. La morfología de las quelas, las adaptaciones de alimentación del molino gástrico y los resultados del análisis del contenido del estómago confirman que se trata de una especie estrictamente herbívora, capaz de tomar las comidas blandas y duras de algas, que otros decápodos no explotan (Puccio *et al.*, 2006). Estudios llevados a cabo por Guillén *et al.* (2016) han demostrado que, en las zonas donde se ha implantado esta especie, la diversidad de crustáceos decápodos no ha variado.

Sus registros en el Banco de Datos de la Comunidad Valenciana corroboran su existencia en casi todo el litoral rocoso de la Comunidad Valenciana. Durante la realización de este trabajo se localizó a lo largo de amplios sectores de la costa de la isla de Tabarca.



Fotografía 4-18. Cangrejo araña *Percnon gibbesi*.

J. *Callinectes sapidus*.

Conocida por el nombre común de cangrejo azul. Posee un área amplia de distribución nativa, que abarca la costa este de América, desde Nueva Escocia y Canadá hasta Argentina. Las mayores poblaciones se localizan entre Massachusetts y Texas. Su primer registro en aguas europeas se remonta a 1900, cuando se capturó en la costa atlántica de Francia. En el mar Mediterráneo se registró en 1949 (Adriático) y, con posterioridad, se ha expandido ampliamente por su cuenca oriental. Se dispone de registros para la

laguna de Venecia, en el sur de Italia y regularmente del mar Adriático. También se ha establecido en Albania, Turquía e Israel. En España está bien asentado en el estuario del Guadalquivir. Asimismo, existen referencias para Gijón (una hembra inmadura capturada en 2004). En 2012 se capturó una única hembra adulta en el Delta del Ebro y, en 2013, un macho en esta misma localidad. Estas citas constituyen la primera referencia para esta especie del Mediterráneo español. También se conoce su presencia en Japón.



Fotografía 4-19. Aspecto del cangrejo azul, *Callinectes sapidus*.

Hay poca información acerca de los impactos producidos por esta especie. Inicialmente fue incluido en la lista de los 100 organismos más invasores del Mediterráneo pero, tras más de medio siglo de residencia en esta zona geográfica, los impactos reales no sustentan tal clasificación. Puede competir con otras especies de cangrejo en el Mediterráneo. También consume el pescado atrapado en las redes y daña las artes de pesca. Se trata de una especie de importancia comercial en su área de origen y en algunas zonas en las que ha sido introducido, como por ejemplo en Turquía, donde se ha establecido un tamaño mínimo para su captura.

Es un cangrejo nadador, con caparazón gris o verde grisáceo de unos 17 cm de longitud (con un máximo de 24), mucho más ancho que largo. En el extremo lateral del caparazón posee dos espinas largas y puntiagudas, así como 8 espinas pequeñas delante de éstas. El quinto par de patas está aplanado y adaptado al nado. Los machos son en general más grandes que las hembras y exhiben una coloración azulada en sus pinzas, mientras que las hembras muestran también dicha coloración con manchas de color rojo anaranjado.

Tolera un amplio rango de temperatura y salinidad, pero es sensible a las aguas pobres en oxígeno. Es una especie poco longeva, habitualmente vive menos de 4 años. Los juveniles emplean las praderas marinas como viveros y su mortalidad es mayor en zonas donde estas praderas están fragmentadas o son de

pequeña extensión. Es sensible a la depredación, especialmente tras la muda. Alcanza su madurez sexual cuando el caparazón mide alrededor de 10 cm. Para llegar a este estado habrá experimentado entre 18-20 mudas. La reproducción tiene lugar en enclaves de baja salinidad de los estuarios. El desarrollo larval tiene lugar en aguas costeras y las larvas son transportadas por las corrientes dominantes.

Se alimenta de moluscos y crustáceos, incluidos aquellos de importancia comercial como mejillones, ostras o almejas, así como de todo tipo de invertebrados. La selección de la presa depende de su abundancia y de la complejidad del hábitat. El canibalismo es frecuente en esta especie y una causa importante de su mortalidad. Otros factores que inciden en su muerte son las bajas salinidades y temperaturas (< 3°C).

K. *Fistularia commersonii*.

También conocido como pez trompeta. Su hábitat natural está en el Indo-Pacífico, desde el Mar Rojo y África Oriental hasta Rapa y la Isla de Pascua, y desde el sur de Japón hasta Australia y Nueva Zelanda; también desde México hasta Panamá, incluyendo las islas distantes de la costa. Su vía de entrada más probable al Mediterráneo es a través del canal de Suez, dado que el primer avistamiento fue en enero de 2000 en Israel. En España, se empezaron a observar en septiembre de 2007 en Benicarló (Castellón, España). Posteriormente se ha encontrado en Palamós, Granada y en la Isla de Benidorm. Los daños que puede provocar, además de los ecosistémicos, son de competencia con otras especies de interés pesquero.

La información facilitada por la guardería de la Reserva Marina confirmó la presencia ocasional de esta especie en la misma. Los censos efectuados por este estudio no localizaron ningún ejemplar.



Fotografía 4-20. Pez trompeta, *Fistularia commersonii*.

L. *Lagocephalus sceleratus*.

Según la ficha de la UICN, esta especie vive en el Mar Rojo, Golfo Pérsico, Indo-Pacífico occidental, este de las Filipinas, norte de las costas del Mar del Sur de China y Taiwán (Su y Li 2002), sur de Japón y sur de Australia (Shao *et al.*, 2014). Está considerada como una de las especies más invasivas para el Mar Mediterráneo. Fue citada por primera vez en 2003 (Feliz & Er, 2004; Akyol *et al.*, 2005). Desde entonces se ha expandido rápidamente por todo el Mediterráneo oriental, hasta llegar a las partes más septentrionales del Mar Egeo y al sudoeste de Túnez, pero aún no se ha citado del oeste de Italia (Kalogirou 2013). Se encuentra a profundidades que van desde 8 a 180 metros.



Fotografía 4-21. Aspecto de *Lagocephalus sceleratus*.

Sus características ecológicas se estudiaron en el Mediterráneo oriental. Se determinó que habita fondos arenosos durante las etapas tempranas de su vida. Se alimenta de diversos invertebrados. Experimenta cambios ontogenéticos en la dieta. Los moluscos representan el 75% de la dieta de los adultos (> 20 cm), mientras que los crustáceos y peces representan el 20% y 5% respectivamente. Entre sus presas hay especies de importancia económica, caso del pulpo (*Octopus vulgaris*) y la sepia (*Sepia officinalis*). Con el aumento de tamaño, se desplaza a hábitats con lechos de algas marinas, que son propensos a ser sus lugares de desove. Los individuos más grandes (> 75 cm) han sido capturados sobre fondos rocosos y profundos (Kalogirou, 2013). Se considera invasora en la cuenca mediterránea debido a su crecimiento isométrico, temprana edad de la primera reproducción (dos años), comportamiento de alimentación altamente adaptable, la inteligencia, y la ausencia de competidores (EastMed, 2010).

Su longitud estándar máxima (SL) es de 110 cm macho/asexuado (Masuda *et al.*, 1984), aunque es más común la de 40,0 cm macho/asexuado (Bouhlef 1988). El peso máximo publicado es 7,0 kg (Smith & Heemstra, 1986). El tamaño, a la mitad de su madurez, es de 36 cm en el Mediterráneo (Kalogirou 2013).

Afecta a la pesca local, al reducir las poblaciones de calamar y pulpo, ambas de gran relevancia económica (Kalogirou, 2013; Streftaris & Zenetos, 2006).

En los censos visuales de peces efectuados en la Reserva Marina no se localizó ningún ejemplar.

4.3.2.2. Abundancia de especies invasoras.

Se siguió la escala ACFOR para cuantificar las especies invasoras. Es un método subjetivo, pero es el que se usa para describir la abundancia de especies en un área determinada. La escala ACFOR establece las categorías siguientes (Crisp & Southward, 1958):

A - "Abundante" en la zona considerada.

C - "Común" dentro del área determinada.

F - "Frecuente" en la zona considerada.

O - "Ocasional" en la zona considerada

R - "Rara" en la zona considerada.

Se trata de una metodología de muestreo simple y fácil de implementar, pero susceptible de subjetividad. Se basa en la frecuencia de especies o número de veces que la especie en cuestión está presente en un número dado de cuadrantes de un tamaño particular o de puntos de muestra. La frecuencia se expresa generalmente como un porcentaje, a veces llamado índice de frecuencia. En el presente trabajo se han seguido los criterios expresados en la Tabla 4-3.

Tabla 4-3. Criterio seguido para la cuantificación de las especies invasoras, según método ACFOR.

ACFOR Letras de escala	Abundancia	Porcentaje de cobertura aproximado
A	Abundante	90 – 100
C	Común	50 – 90
F	Frecuente	20 – 50
O	Ocasional	5 – 20
R	Raro	< 5
X	Ausente	0

Los resultados se muestran en la Tabla 4-4, con la presencia común de *Caulerpa cylindracea* y *Percnon gibbesi*. *Pinctada radiata* es dada como frecuente. *Asparagopsis taxiformis* y *Callinectes sapidus* se consideran ocasionales en el entorno de la Reserva Marina de Tabarca. Por último, *Rugulopteryx okamurae* no ha sido detectada pero, dada la cercanía del sur del Puerto de Alicante, donde sí está presente, se considera como probable.

Tabla 4-4. Cuantificación por categorías ACFOR de las especies invasoras en los fondos de la RMIPCSA.

RMIPCSA	Categoría ACFOR
<i>C. cylindracea</i>	C
<i>A. taxiformis</i>	O
<i>L. lallemandii</i>	X
<i>R. okamurae</i>	X?
<i>W. setacea</i>	X
<i>B. luctuosum</i>	X
<i>P. radiata</i>	F
<i>B. leachii</i>	X
<i>P. gibbesi</i>	C
<i>C. sapidus</i>	O
<i>F. commersonii</i>	X
<i>L. sceleratus</i>	X

Capítulo 5. Conclusiones

5.1. Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial

5.1.1. Seguimiento de las poblaciones de peces mediante censos visuales en inmersión

Se identificaron un total de 44 especies, valor superior a las 35 especies observadas en la campaña de 2018 y a las 42 del año 2016. Del total de especies, 43 se identificaron en la reserva marina de la isla de Tabarca y 19 en los controles ubicados fuera de la reserva, encontrando 18 especies comunes. La familia mejor representada fue la de los espáridos, con 13 especies, seguida de los lábridos, con 10 especies.

Las especies que presentaron una mayor abundancia numérica en la reserva marina de la isla de Tabarca fueron: *Chromis chromis*, *Boops boops*, *Atherina hepsetus* y *Oblada melanura*. Todas ellas especies gregarias. Si se excluye este grupo de especies, las siguientes más abundantes serían, *Diplodus vulgaris*, *Sarpa salpa* y *D. sargus*.

La distribución de la riqueza de especies fue superior en la zona de reserva marina de la isla de Tabarca, respecto a las zonas control.

Se detectaron diferencias estadísticas significativas respecto a la abundancia entre la reserva marina de la isla de Tabarca y la zona control, debido a la mayor abundancia de peces en la zona protegida.

Del mismo modo, la biomasa promedio tuvo valores mucho más elevados en la zona protegida que en los controles exteriores a la reserva.

Al comparar entre especies, se detectaron diferencias estadísticamente significativas de abundancia para las especies *Apogon imberbis*, *Epinephelus marginatus* y *Sparus aurata*. Por otro lado, también se detectaron diferencias estadísticamente significativas para la biomasa en las especies *B. boops*, *E. marginatus* y *S. salpa*. Corroborando, en ambos casos, los mayores valores de abundancia y biomasa presentes en la reserva marina, frente a los obtenidos en la zona control, fuera de la reserva.

La comparación de datos de las campañas 2016, 2018 y 2023, reveló diferencias significativas entre los tres años de muestreo para la riqueza de especies, siendo el año 2023 en la zona control, con menor riqueza de especies promedio, el que marcó estas diferencias. La abundancia, mostró para todos los años diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de reserva y la zona control. Por el contrario, en el cómputo global de la abundancia, ésta no experimentó variación desde el punto de vista estadístico a lo largo de los años muestreados. Por último, para la biomasa, se detectaron diferencias significativas entre la reserva y la zona control, así como para los años muestreados y la interacción de ambos factores, lo que indicaría la variación de la biomasa total a lo largo de los años, tanto dentro de la reserva como en la zona control.

5.1.2. Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIPCSA

Los resultados extraídos de los datos de estadística pesquera para el período 2018–2022 facilitados por el Servicio de Pesca de la Generalitat Valenciana, han permitido trabajar con el conjunto de datos de capturas y valores económicos de artes menores en el puerto más cercano a la RMIP Isla de Tabarca, concretamente el de Santa Pola, así como su comparación respecto los mismos parámetros del total de la Comunidad Valenciana.

Las capturas totales de artes menores del puerto de Santa Pola en el periodo 2018-2022 fueron 154,7 toneladas al año, con un valor económico de alrededor de 2,2 millones de € al año. Las capturas por unidad de esfuerzo o CPUE (kg/barco), comenzaron a disminuir a partir de 2020, mientras que los ingresos de cada barco aumentaron (€PUE). Como la CPUE se midió con barcos, y no con horas de trabajo de cada barco, no es posible valorar si tal reducción de capturas se debió a un menor número de días de faena.

Más del 40% de la biomasa capturada, y alrededor de un 50% del valor económico, correspondieron a las 7 especies seleccionadas como indicadoras: *Mullus spp.*, *Seriola dumerili*, *Sepia officinalis*, *Octopus vulgaris*, *Spaurs aurata*, *Scorpaena scrofa* y *Dentex dentex*. De estas especies, sólo el pulpo presenta una tendencia decreciente en cuanto a capturas, tanto en el puerto de Santa Pola como el total autonómico. La comparación de capturas para el resto de especies respecto al cómputo global de la Comunidad Valenciana fue similar.

Es importante, a la hora de interpretar estos datos, tener en cuenta el tamaño de la flota de artes menores en la zona de Santa Pola, que agrupa la cofradía de Tabarca y la de Santa Pola, el cual a pesar de haberse reducido el número de barcos de 47 en 2018 a 43 en 2022, sus capturas se mantienen estables a lo largo del periodo 2018-2022, con la excepción del aumento en las capturas y valor económico de varias especies experimentado en el año 2020.

5.2. Seguimiento de comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico

5.2.1. Praderas de angiospermas marinas

5.2.1.1. *Posidonia oceanica*

Las características morfométricas se ajustaron a la época del año en que se realizó el muestreo: julio, período en el cual todavía no se había alcanzado el final de ciclo foliar, cuando sus hojas presentan su mayor longitud. Para las 2 localidades, la longitud media de las hojas fue elevada (59,98 cm), teniendo en cuenta que, en condiciones óptimas, las hojas de *P. oceanica* pueden superar el metro de longitud al final del verano. El número de hojas por haz fue de 4,7, para las dos localidades, encontrándose también dentro de su rango habitual (de 3 a 7 hojas por haz).

El valor del índice ecológico EQR, en su cómputo global por estaciones tuvo la catalogación de “bueno”. Únicamente uno de los sitios (S2) de la localidad 1 presentó peores resultados, diferenciándose del resto de sitios. Las variables que afectan negativamente a la calidad de la pradera, como la biomasa de epifitos, la presión de herbivoría y la necrosis, no presentaron valores elevados (con la excepción mencionada de la estación Po1S2).

La comparación interanual entre el período comprendido entre 2016 y 2018, y la presente campaña, se simplificó a la comparación entre los resultados de 2016 y 2023. Esta comparación reveló un aumento del porcentaje de mata muerta entre los años 2016 y el 2023, la causa del cual, dada la ausencia de impactos de origen antrópico en estas estaciones, se achaca a los efectos del temporal más intenso registrado en esta parte del levante español desde que se disponen de seguimientos oceanográficos modernos, la borrasca Gloria (enero 2020), con alturas de ola significativa cercanas a 7 m, cuyos efectos a pesar de haber transcurrido 3 años aún perduran en muchas praderas del levante español. Tal situación fue

comprobada, en febrero y marzo de 2020, por el personal técnico del IEL, con un significativo aumento de su descalzamiento.

5.2.1.2. *Cymodocea nodosa*.

Las praderas de *Cymodocea nodosa* en la reserva marina de Tabarca corresponden a dos tipologías: praderas discontinuas y, praderas distribuidas a manchas. Por su distribución, cabe diferenciar dos zonas una, dentro del puerto, a escasa profundidad entre 0,5 y 2 m, donde hay presencia de praderas con una hoja muy corta y cobertura inferior al 25%; y, frente a la playa de Tabarca, entre 5 y 9 m de profundidad, con superficies mayores, y donde se alcanzan las mayores coberturas (entre el 40 y el 75%). A nivel de cobertura a microescala, las praderas del interior del puerto alcanzan un 37%, y las ubicadas frente a la playa, se encuentran entre un 28 y un 46%.

Las densidades observadas tuvieron un valor promedio de 160,6 haces/m². La estación 1 ubicada en el interior del puerto, y por tanto a muy escasa profundidad, registró el máximo, con 272,9 haces/m² y, la estación 4, frente a la playa, el mínimo con 75,3 haces/m². Estos valores representan la mayor densidad detectada en los diferentes seguimientos de reservas marinas del litoral alicantino.

El promedio del número de hojas por haz fue de 2,35 hojas/haz, algo ligeramente inferior al valor de referencia de 2,4 a 3,4 hojas/haz, que marcaría una pradera en buen estado.

5.2.2. Formaciones organógenas

Con relación a las formaciones organógenas, el seguimiento se ha centrado en evaluar el estado de estas formaciones, con arreglo a la aplicación del índice CARLIT, en el litoral costero de la isla de Tabarca, el cual, debido a su gran longitud, se dividió en 7 tramos:

1. Islote de la cantera.
2. Muralla norte.
3. Muralla sur.
4. Escollera del puerto.
5. Litoral norte del campo
6. Litoral sur del campo.
7. Islotes.

En todos ellos se alcanzó la máxima calificación de “Muy Buen Estado” ecológico. Los mayores EQR se obtuvieron en la costa sur del campo, con un valor de 1,31, seguido del sector norte del campo y los islotes, con valores respectivos de 1,25 y 1,14. El valor más bajo se dio en la muralla norte, con un 0,77, el cual a pesar de constituir el valor inferior, continúa estando dentro de la calificación de “Muy Bueno”, pero próximo al límite de 0,75, que marca la diferencia con el siguiente nivel de “Bueno”. La escasa amplitud de la plataforma litoral, junto al predominio del cinturón de *Ellisolandia elongata*, son las causas de los valores obtenidos en este sector.

5.3. Seguimiento de invertebrados de interés

5.3.1. Lapas

Se efectuaron 120 conteos y mediciones de lapas en zonas definidas como de alta y baja frecuentación, en función de la afluencia de bañistas a las mismas. Las ejemplares observados correspondieron a tres especies: *Patella rustica*, *P. ulyssiponensis* y *P. caerulea*. El total de ejemplares medidos fue de 761.

Los resultados mostraron mayores abundancias en las zonas consideradas de baja frecuentación, pero con un escaso nivel de significación estadística. En relación a las tallas, se registraron diferencias estadísticamente significativas en las zonas de baja frecuentación, con mayores tallas, que las observadas en las zonas de alta frecuentación.

La comparación entre los resultados obtenidos en las campañas de 2016, 2017 y 2018, no mostró una incidencia del factor frecuentación en las poblaciones de lapas a lo largo de los años. Encontrándose, por el contrario, diferencias entre las localidades de muestreo, debidas seguramente al sustrato, o incluso a variaciones naturales de las poblaciones. Sí se apreció una talla algo inferior en algunas localidades, pero en tales casos, la densidad fue mayor, lo cual puede ser debido a la propia competencia intraespecífica.

Por estos motivos, la comparación entre los resultados de años precedentes y la presente campaña, se ha llevado a cabo entre 2018 y 2023, en el conjunto de zonas y localidades, revelando datos en cuanto a tallas y abundancia muy similares, sin diferencias significativas en los respectivos análisis de varianza.

5.3.2. Erizos.

Se contabilizaron un total de 707 erizos, 275 en las zonas de alta frecuentación y 432 en las de baja frecuentación. Los valores promedio de tallas variaron entre 4,51 y 4,72 cm, con un valor máximo de 6,5 cm y un mínimo de 2,7 cm. La abundancia varió entre promedios de 13,2 ejemplares y 25,6 ejemplares por transecto de 50 m².

No se advirtieron diferencias en cuanto a tallas entre zonas de alta o baja frecuentación. Por el contrario, la abundancia sí presentó diferencias entre zonas, con mayores valores en las zonas de baja frecuentación, que alcanzaron en la localidad BF1 valores de 26 ejemplares / 50m², mientras que en las zonas de alta frecuentación estas cifras fueron de aproximadamente 14 ejemplares / 50m².

Por especies, *Paracentrotus lividus*, es la especie mayoritaria en aguas de la reserva, contabilizándose un total de 538 especímenes. Al igual que en el cómputo total de erizos, no hubo diferencias entre tallas, pero sí entre abundancias, con los resultados mayores en las zonas de baja frecuentación, con diferencias estadísticamente significativas. Los promedios de abundancia fueron de 16,3 ejemplares / 50 m² en la zona de baja frecuentación y, de 10,6 ejemplares / 50 m² en las zonas de alta frecuentación. Las tallas, tuvieron promedios muy similares, de 4,6 - 4,7 cm, independientemente de la frecuentación.

En cuanto a la especie *Arbacia lixula*, la abundancia de ésta fue algo más baja. Se midieron en total 169 individuos, 106 en las zonas de baja frecuentación y, 63 en las de alta. Los promedios de abundancia fueron de 9,5 ejemplares. / 50 m² en la zona de baja frecuentación y, de 3,1 ejemplares / 50 m² en las zonas de alta frecuentación. En relación a las tallas, en la zona de baja frecuentación el promedio fue de 4,7 cm, y en las zonas de alta frecuentación fue de 4,5 cm. Resultando en todos los casos significativas estadísticamente tales diferencias.

La comparación con los resultados de los informes de 2016 a 2018 revelaron, en relación a las tallas, en casi todos los casos, valores similares. Con respecto a la abundancia, los muestreos de 2016 a 2018 se realizaron por medio de cuadrados de 1 m² que se ubicaban en zonas con erizos. En 2023, la metodología requerida para este estudio varió a transectos de 50 m² al azar, por lo que la abundancia es, en consecuencia, menor a la registrada en los muestreos anteriores donde se muestreaba en “zonas con erizos”, mientras que en este estudio se ha optado por transectos al azar en zonas donde puede haber erizos. Dada la distribución contagiosa de esta especie, se revelan zonas de acumulación de especímenes, frente a espacios donde no se registran. En cualquier caso, las abundancias observadas en 2023 están en concordancia con las observadas en las campañas de 2016 a 2018, en lo referente a: mayores abundancias de *P. lividus*, y, mayores poblaciones de erizos en general, y de cada especie por separado, en las zonas de baja frecuentación.

5.3.3. Nacras

Al igual que en el trabajo de 2018, no se encontró ningún ejemplar vivo de *Pinna nobilis*, ni siquiera de sus restos (valvas), comprobándose que la especie todavía no ha dado muestras de ningún tipo de recuperación. Los censos efectuados para su especie próxima, la nacra de roca, o *Pinna rudis*, se realizaron paralelamente a la ejecución de los trabajos de censos visuales de peces y, en la estimación de cobertura de pradera de *Posidonia oceanica*. El resultado arrojó 4 ejemplares, todos ellos en sustratos de roca y, que ofrecen una estimación de densidad de 0,005 ejemplares por cada 100 m², cifra inferior a algunas referencias de Baleares, pero es posible que, la especie tenga una distribución natural menor en las costas de la Comunitat Valenciana y, especialmente en la reserva marina de la Isla de Tabarca, donde predominan los fondos con praderas de *P. oceanica* frente a los de roca, donde esta especie es más abundante. El tamaño promedio del ancho máximo de sus valvas fue de 15,5 cm, valor similar a los valores de referencia

Se observaron dos ejemplares de características híbridas entre *Pinna nobilis* y *P. rudis*, que, dado su interés científico, son objeto de seguimiento.

5.3.4. Invertebrados sensibles a la erosión por buceo.

Se tomó al briozoo *Myriapora truncata* como bioindicador del impacto del buceo recreativo en el área de la RMIP Isla de Tabarca, debido a su fragilidad y crecimiento en paredes de roca donde el paso de buceadores puede ser frecuente. Se midió el área y perímetro de 20 colonias en dos zonas, según la frecuencia de buceadores (alta y baja), y dos épocas, antes y después de la temporada de buceo. Complementariamente, se ha medido la abundancia de fragmentos desprendidos de estas colonias.

En primera instancia, las colonias en la zona de baja frecuentación tuvieron de media un área y perímetro mayores que observada en la zona de alta frecuencia de buceadores; es decir, las colonias eran de mayor tamaño. La presencia de fragmentos desprendidos antes de la temporada de buceo puede deberse a la interacción con animales, o el oleaje, aunque tampoco debe descartarse que estos fragmentos se originasen por la interacción con buceadores, ya que esta actividad se practica todo el año en esta zona, solo que con mayor frecuencia en verano.

Las mediciones tomadas después de la temporada alta de buceo mostraron que las colonias, en ambas zonas, sufrieron una disminución tanto de su área, como de su perímetro. Pese a que esta variación sólo es estadísticamente significativa para las medidas de perímetro, muestra que las colonias se vieron afectadas durante el verano. La pérdida de perímetro puede ser un indicador de que la colonia perdió parte de las ramificaciones exteriores y, por tanto, complejidad. El número de fragmentos desprendidos encontrados alrededor de las marcas no varió de forma significativa. Sin embargo, se apreció un aumento de los trozos medianos y grandes en la zona de baja frecuencia, y de forma notoria, una colonia muy grande y entera que se encontró desprendida en esta zona.

Por tanto, las colonias se vieron afectadas durante el verano. Aunque la zona de Escull Roig se haya seleccionado como zona de baja frecuencia, siguiendo la metodología utilizada por la Universidad de Alicante en 2018 y, por la falta de ambientes propicios donde encontrar esta especie, la presencia de buceadores es muy habitual, pero inferior a la registrada alrededor del Escull Negre. Además, estas zonas son accesibles desde la playa por turistas realizando snorkel, lo que aumenta la presión antrópica a esta zona. Esto es importante para entender por qué variaron de forma similar las colonias en las zonas de alta y baja frecuencia. También se registraron niveles de epifitación y necrosis superiores al acabar el verano, causado por las altas temperaturas del agua, que posiblemente hayan debilitado la estructura de las colonias, haciéndolas más susceptibles a las roturas.

Confirmar si el buceo es la causa principal de impacto sobre estas colonias, o sólo un factor más dentro de un ambiente cambiante y hostil, es complicado. Para el modelo experimental, sería óptimo incluir una zona control donde no haya afluencia de buceadores y se pueda medir la variación natural de la especie. Este control podría estar ubicado en la reserva integral de la isla de Tabarca, o en otra reserva marina como Cabo de San Antonio, donde el buceo no es una actividad tan prominente. Complementariamente, sería adecuado estudiar las estadísticas de número de buceadores y el lugar donde se realizan las inmersiones durante el año, para saber cuáles son las zonas más propensas a ser impactadas y, para tener una medida óptima y rigurosa, realizar un estudio del comportamiento de buceadores recreativos y su interacción con el medio. Por esto, viendo que las colonias sufrieron un deterioro durante el verano de 2023, se estudiará cómo evolucionan los datos en el seguimiento que se realizará en 2024, y se considerará implementar nuevas variables a la metodología para saber con certeza cuánto impacto genera el buceo sobre los invertebrados sensibles del área marina protegida Isla de Tabarca.

5.4. Calentamiento global y especies exóticas.

5.4.1. Blanqueamiento y necrosis.

Para determinar si la zona de estudio está sufriendo los estragos del cambio climático se fotografiaron colonias de *Oculina patagonica* y *Cladocora caespitosa*, ya que en ambas especies se aprecia de forma más evidente el fenómeno de blanqueo y necrosis, indicadores de anomalías positivas en la temperatura del agua del entorno.

En total se fotografiaron 44 colonias, 43 de *C. caespitosa* y tan sólo una de *O. patagonica*. El 20,93% de las colonias de *C. caespitosa* presentaron blanqueamiento, el cual les afectó en un 7,67% de media de su superficie y, un 81,40% se observaron con recubrimiento de epizoontes, con una afección del 18,05%; no se observó rastro de necrosis en ninguna de las colonias observadas.

En cuanto a la especie *O. patagonica*, al encontrarse solo una colonia de esta especie, no hay datos suficientes como para obtener una imagen nítida de la afección de blanqueamiento, necrosis y recubrimiento de epizoontes en esta especie, ya que los datos de esta única colonia no se pueden considerar como representativos.

Los resultados obtenidos permiten establecer una base de datos que sirvan de comparación para futuros seguimientos, y poder evaluar la tendencia sobre porcentajes de afección a estas colonias, tanto por blanqueo que pueda servir como indicador de fenómenos de calentamiento global, como por recubrimiento por epizoontes, que también sirvan como indicadores de este fenómeno, o incluso de acidificación del agua.

5.4.2. Registro en continuo de temperaturas.

El registrador térmico fue instalado en la zona sur de la Reserva Marina en diciembre de 2022. La serie de datos abarca desde diciembre de 2022 hasta noviembre de 2023.

El sensor se programó para tomar datos de temperatura cada 60 minutos. La máxima temperatura registrada fue de 29,78 ° C el 2 de agosto de 2023, mientras que la mínima quedó registrada el 13 de enero de 2023, con una temperatura de 13,34 ° C. El promedio de toda la serie fue de 20,52 ° C (desv. 5,23) para un total de 7.698 datos. Al analizar los distintos periodos estacionales se obtiene que; en invierno (diciembre 2022-marzo 2023) la temperatura media fue de 16,03° C (desv. 2,24), en primavera (abril-junio) fue de 19,72 ° C (desv. 2,6), en verano (julio-septiembre) fue de 27,54 ° C (desv. 1,18) y, en el principio de otoño (octubre-mitad de noviembre) fue de 20,16 ° C (desv. 1,10).

Son especialmente destacables los valores máximos de temperatura obtenidos en agosto, así como la elevada temperatura media en la época estival. También es destacable el adelanto de estas cifras elevadas, respecto a lo que viene siendo habitual. Ya en primavera se registraron temperaturas medias cercanas a 20° C en dicha estación climática. Así mismo, las temperaturas mínimas también fueron algo superiores a lo habitual. Si se comparan estos resultados con registros propios del Instituto de Ecología Litoral, por ejemplo, para el año 2018, se obtuvieron mayores valores (incremento superior a 2° C) tanto en temperaturas máximas (27,25 ° C septiembre de 2018), como en las mínimas (incremento superior a 1° C, respecto a los 12,09 ° C de febrero 2018). Igualmente, el promedio anual de temperaturas en 2023 es superior (20,52 ° C), al obtenido en 2018, con 17.74 ° C.

5.4.3. Especies alóctonas.

Se considera la presencia de *Caulerpa cylindracea* y *Percnon gibbesi* como especies alóctonas, de carácter invasor, comunes en la reserva de Tabarca. *Pinctada radiata* es otra especie alóctona frecuente; y, *Asparagopsis taxiformis* y *Callinectes sapidus* se catalogan como ocasionales en aguas de la reserva, siguiendo las categorías ACFOR, tanto en las zonas de Alta como de Baja Frecuentación, por lo que su presencia en la reserva no parece estar relacionada con el factor frecuentación. Otras especies no encontradas pero que, su presencia parece probable, son las algas *Lophocladia lallemandii* y *Rugulopteryx okamurae*, esta última, dada la cercanía de las poblaciones detectadas al sur del puerto de Alicante.

5.5. Registros para el banco de datos de la biodiversidad

Como resultado de los diferentes muestreos realizados se han obtenido 439 registros de especies identificadas y georeferenciadas en el litoral de la reserva marina de la Isla de Tabarca, que corresponden a 128 especies, y se acompañan en el correspondiente fichero de datos (*Anejo VIII: Registros Banco de Datos de Biodiversidad*).

Capítulo 6. Referencias bibliográficas

- Airoidi, L. & Cinelli, F. 1997. Effect of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental *Womersleyella setacea* study from a Mediterranean rocky shore. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 215: 271-290.
- Airoidi, L. 1998. Roles of disturbance, sediment stress and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology* 79: 2759-2770.
- Airoidi, L. Rindi, F., Cineli, F. 1995. Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Bot. Mar.* 38: 227-237.
- Akyol, O., Unal, V., Ceyhan, T., and Bilecenoglu, M., 2005. First confirmed record of *Lagocephalus sceleratus* Gmelin, 1789 in the Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology* 66: 1183-1186.
- Alcoverro, T et al 1997. The influence of herbivores on *Posidonia oceanica* epiphytes. *Aquatic botany*. Volume 56, Issue 2, March 1997, Pages 93-104
- Anderson, M.J. 2000. NPMANOVA: a FORTRAN computer program for non-parametric multivariate analysis of variance (for any two factor ANOVA design) Using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland.
- Andrew, N. L., Y. Agatsuma, E., Ballesteros, A. G., Bazhin, E. P., Creaser, D. K. A., Barnes, L. W., Botsford, A., Bradbury, A., Campbell, J. D., Dixon, S., Einarsson, P. K., Gerring, K., Hebert, M., Hunter, S. B., Hur, C. R., Johnson, M. A., Juinio-Meñez, P., Kalvass, R. J., Miller, C. A., Moreno, J. S., Palleiro, D., Rivas, S. M. L., Robinson, S. C., Schroeter, R. S., Steneck, R. L., Vadas, D. A. & Xiaoqi, W. Z., 2002. Status and management of World sea urchin fisheries. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 40: 343-425.
- Aranda, A., Bueno, M., Solano, I. & Guillén, J.E. 2003. Red de vigilancia del litoral valenciano frente al peligro de invasión de especies exóticas del género *Caulerpa*. *Actas del I Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras*, 160.
- Aranda, A., Mallol, J. & Solano, I. 1999. Presencia del alga *Caulerpa racemosa* Forsskål J. Agardh (Chlorophyta, caulerpales) en el Mediterráneo ibérico. *Actas XIII Congreso Nac. Bot. Criptogámica*, 53.
- Arvanitidis, C. 2000. *Polychaete* fauna of the Aegean Sea: inventory and new information. *Bulletin of Marine Science* 60(1): 73-96.
- Asnaghi, V., Chiantore, M., Bertolotto, R-M., Parravicini, V., Cattaneo-Vietti¹, R., Gaino, F., Moretto, P., Privitera, D. & Mangialajo, L. 2009. Implementation of the European Water Framework Directive: Natural variability associated with the CARLIT method on the rocky shores of the Ligurian Sea (Italy). *Marine Ecology*, 30 (4): 505–513.
- Athanasiadis, A. 1997. North Aegean marine algae. IV. *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris (Rhodophyta, ceramiales). *Bot. Mar.* 40: 473-476.
- Ballesteros, E. 2004. Espècies marines invasores: un problema ambiental emergent a les Illes Balears. In: IV Jornades de Medi Ambient de les illes Balears. Ponències i Resums (G.X. Pons, ed.): 13-15. *Soc. Hist. Nat. Balears*. Palma de Mallorca.
- Ballesteros, E. 2006. Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 44: 123-195.

- Ballesteros, E., Pinedo, S., Rodríguez-Prieto, C. 1997. Contribució al coneixement algològic de la Mediterrània Espanyola, X. *Acta Bot. Barcin.* 44: 29-37.
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L. & Torres, M. 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 172-180.
- Bannerot, S. P., & Bohnsack, J. A. 1986. A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral reef fishes. NOAA Technical Report NMFS 41, 1-15.
- Bayle-Sempere, J.T., Valle, C. & Verdu, A. 2001. ecoCEN: a database for fish counts. FAO – AECI
- Besteiro, C. & Ugorri, V., 1988. Inventario de dos equinodermos de Galicia (Echinodermata). En: O Castro-Sada (Ed.). *Cadernos da Area de Ciencias Biolóxicas*, (Inventarios). *Seminario de Estudos Galegos*, A Coruña: 51.
- Boudouresque, C. F. & Verlaque, M., 2001. Ecology of *Paracentrotus lividus*. In: Lawrence J.M. (ed) Edible sea urchins: biology and ecology. Elsevier Science, Amsterdam, 32.
- Boudouresque, C.F. & Verlaque, M. 2002. Biological Pollution in the mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Mar. Pollut. Bull.* 44: 32-38.
- Bouhlef, M. 1988. *Poissons de Djibouti*. Dubai Printing Press, Dubai.
- Brock, R.E. 1982. A critique of the visual census method for assessing coral reef fish populations. *Bulletin of Marine Science*, 32(1): 269-276.
- Bulleri, F., Beneditti-Cecchi, L. & Cinelli, F., 1999. Grazing by the sea urchins *Arbacia lixula* L. and *Paracentrotus lividus* Lam. in the Northwest Mediterranean. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 241: 81-95.
- Butler, A., Vicente, N., & De Gaulejac, B. (1993). Ecology of the pteroid bivalves *Pinna bicolor* Gmelin and *Pinna nobilis* L. *Marine Life*, 3(1-2), 37-45.
- Cabanellas-Reboredo, M., Vázquez-Luis, M., Mourre, B., Álvarez, E., Deudero, S., Amores, A., Addis, P., Ballesteros, K., Barrajon, A., Coppa, S., García-March, J.R., Giacobbe, S., Giménez Casalduero, F., Hadjoannou, L., Jiménez-Gutiérrez, S.V., Katsanevakis, S., Kersting, D., Mačić, V., Mavrič, B., Paolo Patti, F., Planes, S., Prado, P., Sánchez, J., Tena-Medialdea, J., de Vaugelas, J., Vicente, N., Zohra Belkhamssa, F., Zupan, I., Hendriks, I.E. (2018). Tracking the dispersion of a pathogen causing mass mortality in the pen shell *Pinna nobilis*: a collaborative effort of scientists and citizens. *Scientific Reports* 9 (1), 13355.
- Calvisi, G., Pais, M. & Floris, A. 2003. Un metodo di valutazione dell'impacto dell'attività subacquea in un'area marina protetta sarda. *Biologia Marina Mediterranea* 10: 503-505.
- Catanese, G., Grau, A., Valencia, J. M., Garcia-March, J. R., Vázquez-Luis, M., Alvarez, E., Deudero, S., Darriba, S., Carballal, M.J., Villalba, A. (2018). *Haplosporidium pinnae* sp. nov., a haplosporidan parasite associated with mass mortalities of the fan mussel, *Pinna nobilis*, in the Western Mediterranean Sea. *Journal of invertebrate pathology*, 157, 9-24.
- Cebrián, E. & E. Ballesteros (2010). Invasion of Mediterranean benthic assemblages by red alga *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz: depth related temporal variability in biomass and phenology. *Aquatic Botany* 92:81-85.
- Cebrián, E. & E. Ballesteros. 2007. Invasion of the alien species *Lophocladia lallemandii* in Eivissa Formentera (Balearic Islands). In: *Proceedings of the Third Mediterranean Symposium on Marine*

- Vegetation* (Marseilles, 27-29 Mars 2007) C. Pergent-Martini & S. El Asmi (eds.): 34-41. C. Le Ravallec Ed., RAC/SPA publ., unis.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Cochran, W.G. 1951. Testing a linear relation among variances. *Biometrics*, 7: 17-32.
- Coma, R., Pola, E., Ribes, M., Zabala, M. 2004. Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas. *Ecological Applications* 14: 1466-1478.
- Combelles, S., Moreteau, J. C., & Vicente, N. 1986. Contribution a la connaissance de l'ecologie de *Pinna nobilis* L. (Mollusque eulamelibranche). *Sci. Rep. Port--Cros Nat. Park*, 12, 29-43.
- Crisp, D. J. & A. J. Southward, 1958. The distribution of intertidal organisms along the coasts of the English Channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 37: 157-208.
- Darriba, S. (2017). First haplosporidan parasite reported infecting a member of the Superfamily *Pinnoidea* (*Pinna nobilis*) during a mortality event in Alicante (Spain, Western Mediterranean). *Journal of invertebrate pathology*, 148, 14-19.
- Daza, J. L., Del Castillo y Rey, F. & Márquez, I., 2002. *La pesquería del erizo y anémona de mar en el litoral de Cádiz y Málaga*. JUNTA DE ANDALUCÍA. Consejería de Agricultura y Pesca.
- Delgado, O., Grau, A., Pou, S., Riera, F., Massuti, C., Zabala, M. & Ballesteros, E. 1997. Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay (Menorca, Western Mediterranean). *Oceanol. Act.*, 20(3): 557-563.
- Deudero, S., Frau, A., Cerda, M. & Hampel, H. 2005. Distribution and densities of the decapod crab *Percnon gibbesi*, an invasive *Grapsidae*, in western Mediterranean waters. *Mar Ecol Prog Ser* Vol. 285: 151-156, 2005.
- Díaz, E. & Marbà, N., 2009. 1120 *Posidonium oceanicae*. Praderas de *Posidonia oceanica* (*). En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 129 pp.
- English, S.C. Wilkinson & V. Baker. 1997. Survey manual for tropical marine resources. Australian Institute of Marine resources. Australian Institute of Marine Science, 44(2):881-892.
- EastMed. 2010. Report of the Sub-Regional Technical meeting on the Lessepsian migration and its impact on Eastern Mediterranean fishery. GCP/INT/041/EC – GRE – ITA/TD-04. Scientific and Institutional Cooperation to Support Responsible Fisheries in the Eastern Mediterranean, Athens.
- El Haddad, M., Assadi, C., Tasso, V., Villarroya, I., Gallardo, F. J., Capaccioni Azzati, R., García Carrascosa, M., Sáez, J. & Monforte, F. 2007. Catálogo preliminar de especies no indígenas de la biota marina del Puerto de Valencia (Mediterráneo Occidental) y su potencial invasivo. GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas. Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 3, 202-224. GEIB, Serie Técnica. 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. "EEI 2006".
- FAO, 2006. Fishstat Plus, Dataset-Total Fishery Production (1996-2006).
- Faria J., Prestes A.C.L., Moreu I., Martins G.M., Neto A.I. & Cacabelos E. 2022. Arrival and proliferation of the invasive seaweed *Rugulopteryx okamuræ* in NE Atlantic islands. *Botanica Marina* 65: 45-50. DOI: 10.1515/bot-2021-0060.

- Feliz, H., and Er, M., 2004. "Akdeniz' in Yeni Misafiri" (New guests in the Mediterranean Sea). Deniz Magazin Dergisi: 52-54.
- Fernández -Torquemada et al (2008) Descriptors from *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in coastal waters of Valencia, Spain, in the context of the EU WaterFramework Directive. Ices Journal of Marine Science 65: 1492-1497. DOI: 10.1093/icesjms/fsn146
- Forcada, A., Bayle-Sempere, J. T., 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.
- Furnari, G., Cormaci, M., Serio, D. 1999. Catalogue of benthic marine macroalgae of the Italian coast of the Adriatic Sea. *Boccone* 12: 5-214.
- García, Ll. & Reviriego, B. 2000. Presència del cranc subtropical *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (*Crustacea, Decapoda, Grapsidae*) a les Illes Balears. Primera cita a la Mediterrània occidental. Bol/. Soco Hist. Nat. Balears, 43: 81-89. ISSN 0212-260X. Palma de Mallorca.
- García-Charton, J.A., Herrero-Pérez, A., Esparza-Alaminos, O., Pérez-Ruzafa, A., & Marcos, C. 2007. Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- García-March, J. R. 2005. Aportaciones al conocimiento de la biología de *Pinna nobilis* Linneo, 1758 (Mollusca bivalvia) en el litoral mediterráneo ibérico.
- García-March, J. R., García-Carrascosa, A. M., Cantero, A. P., & Wang, Y. G. 2007. Population structure, mortality and growth of *Pinna nobilis* Linnaeus, 1758 (Mollusca, Bivalvia) at different depths in Moraira bay (Alicante, Western Mediterranean). *Marine Biology*, 150(5), 861-871.
- García Martín, V., 2010. Preferencia de alimento del erizo cachero *Arbacia lixula* (*Echinodermata: Arbaciidae*) ante una dieta basada en dos macroalgas. Anales Universitarios de Etología. 4:71-75.
- Garrabou, J., Sala, E., Arcas, A. & Zabala, M. 1998. The impact of diving on rocky sublittoral communities: A case study of a bryozoan population. *Conservation Biology* 12: 302-312.
- Gladfelter, W. B., Ogden, J. C., & Gladfelter, E. H. 1980. Similarity and diversity among coral reef fish communities: a comparison between tropical western Atlantic (Virgin Islands) and tropical central Pacific (Marshall Islands) patch reefs. *Ecology*, 61(5), 1156-1168.
- Gómez-Garreta, A., Gallardo, T., Ribera, M.A., Cormaci, M., Furnari, G., Giaccone, G. & Boudouresque, C.F. 2001. Check-list of Mediterranean seaweeds. III. Rhodophyceae Rabenh. 1. Ceramiales Oltm. *Bot. Mar.* 44: 425-460.
- González-Irusta, J. M., Goñi de Cerio, F. & Canteras, J. C., 2009. Reproductive cycle of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the Cantabrian Sea (northern Spain): environmental effects. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*: 11.
- Guarnieri, G., Terlizzi, A., Bevilacqua, S. & Fraschetti, S. 2012. Increasing heterogeneity of sensitive assemblages as a consequence of human impact in submarine caves. *Marine Biology* 159: 1155-1164.
- Guillén, J.E., Jiménez, S., Martínez, J., Triviño, A., Múgica, Y., Argilés, J. & Bueno, M. 2010. Expansion of the invasive algae *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman & Boudouresque, 2003 on the region of Valencia seabed. *Thalassas*, 25 (3) Special issue: 135-14.

- Guillén, J. E., Jiménez, S., Triviño, A., Soler, G., Martínez, J., & Gras, D. 2016. Assessment of the effects of *Percnon gibbesi* in taxocenosis decapod crustaceans in the Iberian southeast (Alicante, Spain). SIEBM Oporto.
- Harmelin-Vivien, M.L., J.G. Harmelin, C. Chauvet, C. Duval, R. Galzin, P. Lejeune, G. Barnabe, F. Blanc, R. Chevalier, J. Duclerc & G. Lasserre. 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: methodes et problemes. *Terre Vie*, 40: 467-539.
- Jenner, P y C. Smith. 1992. Europe. In The tourism industry and the environment. London: The economist Intelligence Unit (Special Report 2453).
- Kalogirou, S., 2013. Ecological characteristics of the invasive pufferfish *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) in the eastern Mediterranean Sea—a case study from Rhodes. *Mediterranean Marine Science*: 251-260.
- Katsanevakis, S. 2007. Growth and mortality rates of the fan mussel *Pinna nobilis* in Lake Vouliagmeni (Korinthiakos Gulf, Greece): a generalized additive modelling approach. *Marine Biology*, 152(6), 1319-1331.
- Katsanevakis, S., & Thessalou-Legaki, M. 2009. Spatial distribution, abundance and habitat use of the protected fan mussel *Pinna nobilis* in Souda Bay, Crete. *Aquatic Biology*, 8(1), 45-54.
- Katsanevakis, S., Poursanidis, D., Yokes, M.B., Mačić, V., Beqiraj, S., Kashta, L., Sghaier, Y.R., Zakhama-Sraieb, R., Benamer, I., Bitar, G., Bouzaza, Z., Magni, P., Bianchi, C.N., Tsiakkuros, L., & Zenetos, A. 2011. Twelve years after the first report of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Mediterranean: current distribution and invasion rates. *Journal of Biological Research-Thessaloniki* 16: 224 – 236.
- Marco-Mendez, et al. 2023. Evaluating the extent and impact of the extreme Storm Gloria on 1 Posidonia oceanica seagrass Meadows. Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB,CSIC)
- Mateo-Ramírez, A., Iñiguez, C., Fernández-Salas, L.M., Sánchez-Leal, R.F., Farias, C., Bellanco, M.J., Gil, J. & Rueda, J.L. 2023. Healthy thalli of the invasive seaweed *Rugulopteryx okamurae* (Phaeophyceae) being massively dragged into deep-sea bottoms by the Mediterranean Outflow Water. *Phycologia*, Vol. 62, NO. 2, 99–108 <https://doi.org/10.1080/00318884.2023.2177057>
- Morales, J.A., Borrego, J., Gracia, F.J. & Peralta, G. 2009. 1140 Llanuras mareales. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, 68 pp.
- Müller, C. 2001. Erstnachweis der Flachkrabbe *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) für die Balearischen Inseln. *Senckenbergiana Maritima* 31: 83-89.
- Nebot-Colomer E, Vázquez-Luis M, García-March JR, Deudero, S (2016) Population structure and growth of the threatened pen shell, *Pinna rudis* (Linnaeus, 1758) in a Western Mediterranean marine protected area. *Med Mar Sci* 17(3):785–793
- O'Donoghue, C.H. & White, M. 1940. A collection of marine molluscs, mainly opisthobranchs, from Palestine. *Proceedings of the Malacological Society of London* 24 (3): 92 – 96.
- Oliver, J.A. & Terrasa, J. 2004. Primera cita de *Bursatella leachi* (de Blainville, 1817) (Mollusca, Opisthobranchia) a Mallorca. *Bolletí de la Societat d'Historia Natural de Balears* 47: 37 – 42.

- Paige, J.A. 1988. Biology, Metamorphosis and Postlarval Development of *Bursatella leachi* plei Rang (*Gastropoda: Opisthobranchia*). *Bull. Mar. Sci.* 42 (1): 65-75.
- Panayotidis, P. & Zuljevic, A. 2001. Sexual reproduction of the invasive green alga *Caulerpa racemosa* var. *occidentalis* in the Mediterranean Sea. *Oceanol. Acta* 24: 199-203.
- Patzner, R. 1998. The invasion of *Lophocladia* (*Rhodomelaceae, Lophotaliae*) at the northern coast of Ibiza (Western Mediterranean Sea). *Bol. Soc. Hist. Nat. Balears* 41: 75-80.
- Piazzì, L. & Cinelli, F. 1999. Développement et dynamique saisonnière d'un peuplement méditerranéen de l'algue tropicale *Caulerpa racemosa* (Forsskål). *J. Agardh. Cryptog.-Algol.* 20: 295-300.
- Piazzì, L. & Cinelli, F. 2001. Distribution and dominance of two introduced turf-forming macroalgae on the coast of Tuscany, Italy, Northwestern Mediterranean Sea in relation to different habitats and sedimentation. *Bot. Mar.* 44: 509-520.
- Pons, C. 2007. Estudio del estado de conservación de la fanerógama marina *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson en Menorca. Trabajo de fin de Máster. Univ. de Cádiz. 82 pp.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramos, M. A. 1998. Implementing the Habitats Directive for Mollusca in Spain. *Journal of Conchology*, (2), 125-132.
- Recomendaciones para obras marítimas ROM1.0-09. Ministerio de Fomento. Puertos del Estado 2009
- Relini, M., G. Torchia & G. Relini. 1994. Seasonal variation of fish assemblages in the Loano artificial reef (Ligurian sea Northwestern Mediterranean). *Bulletin of Marine Science*, 55: 401-417.
- Relini, M., Orsi, L., Puccio, V. & Azzurro, E. 2000. The exotic crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (*Decapoda, Grapsidae*) in the Central Mediterranean. *Sci. Mar.*, 64(3): 337-340.
- Reyes, J., M. Sansón & J. Afonso-Carrillo. 1995. Leaf Phenology, Growth and Production of the Seagrass *Cymodocea nodosa* at El Médano (South of Tenerife, Canary Islands). *Bot. Marina* 38 (6): 457-465.
- Richardson, C. A., Kennedy, H., Duarte, C. M., Kennedy, D. P., & Proud, S. V. 1999. Age and growth of the fan mussel *Pinna nobilis* from south-east Spanish Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Marine Biology*, 133(2), 205-212.
- Riquelme, F., Bald, J., Galparsoro, I., Liria, P., Menchaca, I. & Rodríguez, J.G. 2013. Análisis de la idoneidad del hábitat del erizo de mar (*Paracentrotus lividus*) en el litoral del País Vasco. *Revista de Investigación Marina*, 20(9): 149 -163.
- Rismondo A, Curiel D, Marzocchi M, Scattolin M, 1997. Seasonal pattern of *Cymodocea nodosa* biomass and production in the lagoon of Venice. *Aq. Bot.* 58, 55-64.
- Romero, J., Martínez-Crego, B., Alcoverro, T. and Pérez, M. (2007). A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD). *Marine Pollution Bulletin*, 55: 196-204. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.02.008
- Rossi MCS & Nogueira JMM (2004) O gênero *Brachiomma* Kölliker, 1858 na zona entremarés de costões rochosos do Estado de São Paulo. XXV Congresso Brasileiro de Zoologia.

- Ruitton, S.; Blanfuné, A.; Boudouresque, C.-F.; Guillemain, D.; Michotey, V.; Roblet, S.; Thibault, D.; Thibaut, T.; Verlaque, M. Rapid Spread of the Invasive Brown Alga *Rugulopteryx okamurae* in a National Park in Provence (France, Mediterranean Sea). *Water* 2021, 13, 2306. <https://doi.org/10.3390/w13162306>
- Sala, E., Garrabou, J. & Zabala, M. 1996. Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology* 126: 451– 459.
- Sale, P.F. & B.J. Sharp. 1983. Correction for bias in visual transect censuses of coral reef fishes. *Coral Reefs*, 2: 37-42.
- Sale, P.F. & W.A. Douglas (1981). Precision and accuracy of visual census technique for fish assemblages on coral patch reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 6: 333-339.
- Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9(7), 671–675. doi:10.1038/nmeth.2089
- Sempere-Valverde, J., Ostal' e, E., Maestre, M., Gonz' alez, R., Bazairi, H., Espinosa, F., 2021. Impacts of the non-indigenous seaweed *Rugulopteryx okamurae* on a Mediterranean coralligenous community (Strait of Gibraltar): the role of long-term monitoring. *Ecol. Indic.* 121, 107135 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107135>.
- Smith, M. L. 1988. Effects of observer swimming speed on sample counts of temperate rocky reef fish assemblages. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 43(3), 223-231.
- Smith, M.M. & Heemstra, P.C. 1986. *Tetraodontidae*. In: M.M. Smith and P.C. Heemstra (eds), *Smiths' sea fishes*, pp. 894-903. Springer-Verlag, Berlin.
- Streftaris, N. & Zenetos, A. 2006. Alien Marine Species in the Mediterranean - the 100 'Worst Invasives' and their Impact. *Mediterranean Marine Science* Volume 7/1, 87-118.
- Sugni, M., Mozzi, D., Barbaglio, A., Bonasoro, F. & Candia Carnevali, M.D. 2007. Endocrine disrupting compounds and echinoderms: New ecotoxicological sentinels for the marine ecosystem. *Ecotoxicology*, 16: 95 – 108.
- Sureda, A., Box, A., Deudero, S. & Pons, A. 2008. Protective response of *Caulerpa taxifolia* under intense herbivore pressure. In: CIESM (ed) *Rapp. Comm. Int. Mer Médit*, Istanbul, p. 608.
- Sureda, A., Box, A., Ensanat, M., Alou, E., Tauler, P., Deudero, S. & Pons, A. 2006. Enzymatic antioxidant response of a labrid fish (*Coris julis*) liver to environmental caulerpyne. *Comp. Biochem Phys. C* 144: 191-196.
- Terradas-Fernández, M., Pena-Martín, C., Valverde-Urrea, M., Gran, A., Blanco-Murillo, F., Leyva, L., Abellán-Gallardo, E., Beresaluze, E., Izquierdo, A., del Pilar-Ruso, Y., Aguilar, J. & Fernández-Torquemada, Y. 2023. An outbreak of the invasive macroalgae *Rugulopteryx okamurae* in Alicante Bay and its colonization on dead *Posidonia oceanica* matte. *Aquatic Botany*, Vol. 189: 103706. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2023.103706>.
- Thessalou-Legaki, M., Zenetos, A., Kambouroglou, V., Corsini-Foka, M., Kouraklis, P., Dounas, C. & Nicolaidou, A. 2006. The establishment of the invasive crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (*Crustacea: Decapoda: Grapsidae*) in Greek waters. *Aquatic Invasions*. 2006 Vol. 1 (3): 133-136.
- Tuya, F., Martín, A y Luque, A. 2002. Impact of a marina construction on a seagrass bed at Lanzarote (Canary Islands). *Journal of Coastal Conservation*, 8: 157-162.

- Tuya, F., Cisneros-Aguirre, J., Ortega-Borges, L. & Haroun, R. J., 2007. Bathymetric segregation of sea urchins on reefs of the Canary Archipelago: Role of flow-induced forces. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 73: 481-488.
- Underwood, A. J. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, 504 pp.
- Underwood, A.J. 1981. Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 19: 513-605.
- Valentine JF, Heck KLJ, Busby J, Webb D (1997) Experimental evidence that herbivory increases shoot density and productivity in a subtropical turtlegrass (*Thalassia testudinum*) meadow. *Oecologia* 112:193-200
- Vázquez-Luis, M., Álvarez, E., Barrajon, A., García-March, J.R., Grau, A., Hendriks, I.E., Jiménez, S., Kersting, D.K., Moreno, D., Pérez, M., Ruiz, J., Sánchez, J., Villalba, A., Deudero, S., (2017). S.O.S. *Pinna nobilis*: a mass mortality event in western Mediterranean Sea. *Front. Mar. Sci.* 4, 220.
- Vega Suárez, W. & V. Romero Kutzner, 2011. Patrón de distribución espacial de *Paracentrotus lividus*. *Anales Universitarios de Etología*, 5:21-30 21
- Verlaque M. 1989. Contribution a la flore des algues de Méditerranée: Espèces rare ou nouvelles pour les côtes Françaises. *Bot Mar.* 32:101-113.
- Verlaque, M. 1994. Inventaire des plantes introduites en Méditerranée: origines et repercussions sur l'environnement et les activités humaines. *Oceanol. Acta* 17: 1-23.
- Verlaque, M., Durand, C., Huisman, JM., Boudouresque, CF. & Le Parco, Y. 2003. On the identity and origin of the Mediterranean invasive *Caulerpa racemosa* (*Caulerpa*, *Chlorophyta*). *European Journal of Phycology*, 38(4): 225-339.
- Vicente, N. 1990. Estudio ecológico y protección del molusco lamelibranquio *Pinna nobilis* L. 1758 en la costa mediterránea. *Iberus*, 9(1-2), 269-279.
- Wangesteen, O. 2013. *Biology and phylogeography of the black sea urchin *Arbacia lixula* (Echinoidea: Arbacioida)*. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona. España.
- Wehe, T. & Fiege, D. 2002. Annotated checklist of the polychaete species of the seas surrounding the Arabian Peninsula: Red Sea, Gulf of Aden, Arabian Sea, Gulf of Oman, Arabian Gulf. *Fauna of Arabia* 19: 7-238.
- Weitzmann, B., García, M., López, V. & Gaia, N. 2010. *Bursatella leachi*, una nova espècie marina introduïda al Delta de l'Ebre, *Soldó*, 17.
- Williams, H., 2002. Sea Urchin Fisheries of the World: A Review of Their Status, Management Strategies and Biological of the Principal Species. Department of Primary Industries, *Water and Environment*. Tasmania: 29 pp.